



Miljøgiftene i Mjøsa – historikk, kunnskap og tiltaksplan

Rapport R2-2019



Utført på oppdrag for Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver.
Juni 2019



Tittel	Miljøgiftene i Mjøsa-historikk, kunnskap og tiltaksplan
Forfatter	Fjeld, Eirik
Serie	Fjeld og Vann Rapport
Nr.	R2-2019
Antall sider	51
Dato	Juni 2019
ISBN	978-82-691555-0-2
Utgiver	Fjeld og Vann AS
Format	PDF
Oppdragsgiver	Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver
Kort sammendrag	Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver har gitt Fjeld og vann AS i oppdrag å utarbeide en kunnskapsoppsummering og status for miljøgifter i Mjøsa. Oppsummeringen skal gi grunnlag for gjennomføring av tiltak lokalt. En litteraturgjennomgang over de ulike hovedgruppene av miljøskadelige forbindelser viser at det fortsatt er de gamle klassiske miljøgiftene kvikksølv og PCB som finnes i så store konsentrasjoner i miljøet at de overskrider vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier) og gir grunnlag for kostholdsråd knyttet til storørret og annen fiskepisende rovfisk. De kommunale avløpsrenseanleggene er trolig den viktigste tilførselsvei for nye miljøgifter og legemiddelrester. De primære kildene her er befolkningens forbruk av slike stoffer og og utslipp til avløpsnett. Det er knyttet stor usikkerhet til miljøeffektene av nye miljøgifter, legemiddelrester og mikroplast. Særlig er kunnskapen om mulige blandingseffekter begrenset. Rapporten anbefaler en vurdering av fire ulike tiltak: (i) Forbrukeraksjon for å minimere befolkningens utslipp av miljøskadelige stoffer til det kommunale avløpsnett eller direkte til Mjøsa. (ii) Miljøvennlige offentlige anskaffelser hos kommuner og fylker. (iii) Bygging av ekstra rensetrinn på de kommunale avløpsrenseanleggene. Dette vil være det mest effektive virkemiddelet for å hindre tilførsler en rekke miljøgifter og legemiddelrester. (iv) Gjøre en risiko og sårbarhetsanalyse med fokus på tilførsler av miljøskadelige stoffer for å kunne identifisere og forebygge uønskede hendelser og styrke samordningen av arbeidet med beredskap og krisehåndtering.
Nøkkelord	Mjøsa; miljøgifter; ferskvann; tiltak; vannforskriften
Forsidefoto	Bilde fra Mjøsa. Eirik Fjeld

Innhold

Sammendrag	4
Innledning	5
Vannforvaltning i Norge	6
Kort om forurensinger og miljøgifter	8
Kvikksølv	9
Polyklorerte bifenyler – PCB	12
Dioksiner og dioksinliknende PCB	14
Bromerte flammehemmere – PBDE	16
Andre bromerte flammehemmere – HBCDD	19
p,p-diklordiphenyl triklormetan – DDT	21
Klorerte parafiner	23
Perfluorerte alkylerte substanser – PFAS	25
Siloksaner	27
Bisfenoler	29
Ftalater, DEHP	31
Legemiddelrester	32
Mikroplast	33
Blandingseffekter av miljøgifter	35
Dagens miljøutfordringer og kunnskapsgrunnlaget	36
Tiltak mot miljøgifter - ny Mjøsaksjon	38
Avløpsrenseanleggene - ny renseteknologi	39
Forbrukeraksjoner	42
Miljøvennlige offentlige anskaffelser	45
Risiko og sårbarhetsanalyse	46
Konklusjoner – anbefalinger	47
Referanser	48

Sammendrag

Denne rapporten gir en oppsummering av kunnskap og status for de viktigste gruppene av miljøskadelige stoffer som har vært kartlagt i Mjøsa. Oppsummeringen skal gi grunnlag for gjennomføring av lokale tiltak. En litteraturgjennomgang over de ulike hovedgruppene av miljøskadelige forbindelser viser at det fortsatt er de gamle klassiske miljøgiftene kvikksølv og PCB som finnes i så store konsentrasjoner i miljøet at de overskrider vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier).

Kvikksølv i storørret, og også annen fiskepisende rovfisk som gjedde, stor abbor og stor lake, overskrider Mattilsynets grense for omsetning til konsum på 0,5 mg kvikksølv/kg.

De kommunale avløpsrensaneanleggene er trolig den viktigste kilden til nye miljøgifter og legemiddelrester. Primærkildene her er befolkningens forbruk av slike stoffer og og utslipp til avløpsnett.

Det er knyttet stor usikkerhet til miljøeffektene av utslippene av nye miljøgifter, legemiddelrester og mikroplast. Særlig er kunnskapen om mulige blandingseffekter, såkalte cocktaileffekter, begrenset.

Vi anbefaler at fire følgende tiltak bør vurderes:

- Forbrukeraksjon for å minimere befolkningens utslipp av miljøskadelige stoffer til det kommunale avløpsnett eller direkte til Mjøsa. Leverandørkjedene bør involveres og fremme miljøvennlige produkter og tjenester.
- Miljøvennlige offentlige anskaffelser hos kommuner og fylkeskommunen. Tildelingskriteriet som vektlegger miljø med minimum 30 % bør benyttes der det er relevant.
- Bygging av ekstra rensetrinn på de kommunale avløpsrensaneanleggene vil være det mest effektive virkemiddelet for å hindre at en rekke miljøgifter og legemiddelrester blir sluppet ut i Mjøsa.
- Gjøre en risiko og sårbarhetsanalyse med fokus på tilførsler av miljøskadelige stoffer til Mjøsa. Dette vil kunne bidra til å identifisere og forebygge uønskede hendelser og styrke samordningen av det regionale arbeidet med beredskap og krisehåndtering.

Innledning

Bakgrunn

Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver har gitt Fjeld og vann AS i oppdrag å utarbeide en oppsummering av kunnskap og status for miljøgifter i Mjøsa. Oppsummeringen skal gi grunnlag for gjennomføring av lokale tiltak. Bakgrunnen for oppdraget går fram av Vassdragsforbundets nyhetssak på deres hjemmeside, hvor det skrives følgende:

– Med bakgrunn i «Ny Mjøsaksjon» initiert av Gjøvik kommune, arrangerte Oppland fylkeskommune 12.03.2018 møte om miljøgiftene i Mjøsa. Her var det enighet om å koordinere det videre arbeid gjennom Vassdragsforbundet for Mjøsa/ vannområde Mjøsa.

Saken ble fulgt opp i Vassdragsforbundets årsmøte 22. mars 2018, der man vedtok enstemmig at årsmøtet gir daglig leder i oppdrag å gjennomføre arbeidet med en kunnskapsoppsummering og en enkel tiltaksutredning, som beskrevet i innstillingen.

Foranledningen for initiativet var et ønske fra Gjøvik kommune om å starte en ny Mjøsaksjon for å sikre en god økologisk status i Mjøsa og tilstøtende vassdrag. Målet var å heve vannkvaliteten i Mjøsa for å sikre ren fisk, rent vann og levende natur. Det ble arrangert en oppstartskonferanse på Mjøsas Ark på Kapp den 10. november 2016.

Tilstedeværende ordførere og fylkesordførere underskrev da en deklarasjon hvor de «forpliktet til å arbeide med informasjonsformidling til allmenheten om status, tilstand og nye trusler for det biologiske mangfoldet og vannkvaliteten, samt at de som sluttet seg til skal være pådrivere for mindre miljøgifter i Mjøsa».

Mjøsa hadde da siden begynnelsen av 2000-tallet vært i fokus på grunn av utslipp av nye miljøgifter. Først var det tilførsler av bromerte flammehemmere fra én enkelt bedrift som førte til svært høye konsentrasjoner av bromerte flammehemmere i fisk i Mjøsa. Etter at utslippet ble oppdaget og stanset, gikk innholdet av stoffene merkbart tilbake i løpet av et ti-år. Deretter ble det i 2010 oppdaget at en type siloksaner, som blant annet benyttes som tilsetningsstoffer i kosmetikk og personlige pleieprodukter, ble oppkonsentrert i fisk og næringskjeder i Mjøsa. Dette var en type forbindelser som man da ikke trodde hadde slike negative egenskaper. Utslippene kom trolig fra befolkningen generelt, og ble tilført Mjøsa via de kommunale rensesanleggene.

Disse funnene skapte naturligvis bekymring hos folk som bor i Mjøsregionen, og som sikkert hadde i minne den store Mjøsaksjonen som gikk på 1970 og -80 tallet. Da var det de ukontrollerte utslippene av næringssalter som forårsaket giftig algevekst som truet både drikkevannet og allmenhetens bruk av Mjøsa.

– Mjøsa er et fantastisk felleseie av stor betydning for mange. Det foreligger ingen akutt miljøkrise i dag, men målet er å være «føre-var» og kartlegge dagens potensielle trusler, deriblant de «nye miljøgiftene». Ønsket er å utarbeide en felles plan for Mjøs kommunene, ikke for avansert og omfattende, men konkret og handlingsrettet. Den må være kommuniserbar innad i det politiske miljø og utad mot befolkningen.

Bjørn Iddeberg, ordfører i Gjøvik. Møtet «Mjøsa og miljøgiftene» Lillehammer 12.03.18

Oppdragets innhold og avgrensinger

Vassdragsforbundet ønsker at det skal utarbeides en kunnskapsoppsummering og status for miljøgiftene i Mjøsa. Oppsummeringen skal gi grunnlag for gjennomføring av tiltak lokalt. Kunnskapsoppsummeringen skal være kortfattet og greit forståelig, med begrenset detaljering og ha dette innholdet:

- Status for miljøgiftene i Mjøsa
- Kjente og «nye» stoffer/problemstoffer, hva vet vi, utvikling over tid, hva mangler vi kunnskap om, hva er akseptable verdier
- Kilder til miljøgiftene i Mjøsa
- Mulige tiltak for å begrense tilførselen av miljøgifter, herunder kostnader og forventet effekt

I litteraturgjennomgangen har vi vært nødt til å begrense utvalget av miljøskadelige forbindelser. Det er mange ulike stoffer og stoffgrupper som har vært undersøkt i løpet av de to siste ti-årene, men for mange av stoffene har det kun vært mer enkle og orienterende studier som det har vært vanskelig å trekke ut noen generelle konklusjoner fra. Vi har derfor lagt vekt på de forbindelsene og stoffgruppene som har vært mest fokus på og som vi har pålitelige data for.

Vannforvaltning i Norge

Vi gir her en kort oppsummering av hvorledes den miljørettede vannforvaltningen i Norge er organisert og fungerer, slik at den alminnelige interesserte leser har bakgrunnskunnskap for å forstå hvilke rammer den er underlagt og hvilke virkemidler miljøforvaltningen har til rådighet.

Sektorer og ansvar

Offentlig miljøforvaltning er dels sektorovergripende og opererer på ulike forvaltningsnivåer – alt fra departementer med sine direktorater og underliggende etater, til fylkesmenn og fylkeskommuner, og ned til lokalt kommunalt nivå. Slik må det kanskje nødvendigvis være når miljø- og samfunnsutfordringer, store som små, skal løses gjennom en avveining av ulike interesser og politiske mål?

Mens miljøansvaret for de ulike sektorene ligger i de respektive departementene, skal Klima- og miljødepartementet ha et overordnet ansvar for helheten i miljøpolitikken. Dette utfordres imidlertid av dagens fordeling av mål, ansvar og virkemidler mellom departementer og ulike forvaltningsnivå.

Denne fragmenterte og hierarkiske oppbygningen av offentlig miljøforvaltning gjør det derfor vanskelig å orientere seg i de enkelte etatenes ansvarsområder og styringsnivå, og kan være til hinder for en mer helhetlig økosystembasert miljøforvaltning.

Offentlige forvaltningsorganer

Klima- og miljødepartementet (KLD) ivaretar helheten i regjeringens klima- og miljøpolitikk. KLD er gitt hovedansvaret for gjennomføringen av EUs vanddirektiv i Norge.

Miljødirektoratet ble opprettet i 2013 gjennom en sammenslåing av Direktoratet for naturforvaltning og Klima- og forurensningsdirektoratet. Det er underlagt Klima- og miljødepartementet. Dets sentrale oppgaver og ansvar ligger i arbeidet med å forvalte norsk natur og hindre forurensning. I Trondheim ligger avdelingene med hovedansvar for naturforvaltning. I Oslo er avdelingene med hovedansvar for klima og forurensning.

Statens naturoppsyn (SNO) er en del av Miljødirektoratet med medarbeidere ved mer enn 60 lokalkontor, og er miljøforvaltningens operative feltorgan. Det fører tilsyn med naturtilstanden og med at bestemmelsene i miljølovgivningen blir overholdt.

Fylkesmennene er Kongens og regjeringens representant i sine fylker, og med sine miljøvernavdelinger er de statens tilsynsmyndighet, forvalter og veileder innen miljø. De skal bidra til at regjeringens miljø- og arealpolitikk blir gjennomført på regionalt og lokalt nivå. De skal jobbe for en bærekraftig utvikling, hindre alvorlig forurensning og bidra til en god arealforvaltning. De skal også være en pådriver for å ivareta naturmangfoldet og sikre vern av de viktigste truede artene og naturtypene. Fylkesmennene skal overvåke kommunenes virksomhet og er klageinstans for mange typer kommunale vedtak.

Fylkeskommunen er regional planmyndighet og skal veilede og bistå kommunene i deres planleggingsoppgaver. En regional plan er et felles strategisk verktøy med føringer for hele fylket, eller regionen. Den regionale planen beskriver hvordan stat, fylke og kommune skal samarbeide og prioritere regionalt. Fylkeskommunen har en sentral rolle som planmyndighet knyttet til vannforvaltningsplanene. Det er fylkestingene som skal vedta nye planer og følge opp vedtatte planer innenfor eget ansvarsområde.

Vannforskriften gjennomfører EUs vanddirektiv i norsk rett, og den deler Norge inn i elleve vannregioner, i tillegg til fem internasjonale vannregioner delt med Sverige og Finland. I hver vannregion er en fylkeskommune utpekt som vannregionmyndighet med de oppgaver som følger av vannforskriften. Vannregionmyndighetene i hver vannregion leder et utvalg der alle relevante myndigheter deltar, inkludert kommuner, fylkeskommuner og statlige myndigheters regionkontor. I hver enkelt vannregion skal det utarbeides en sektorovergripende regional vannforvaltningsplan med tiltaksprogram.

Kommunene spiller en nøkkelrolle for at de nasjonale miljømålene skal nås. De har myndighet på flere områder som påvirker vannmiljøet og vannkvaliteten, herunder avløp, landbruk, vannforsyning, miljø, forurensning og arealplanlegging. Kommunen er en del av samarbeidet om regional plan for vannforekomstene. Kommunen har ansvar for en rekke oppgaver knyttet til forurensningsloven, og skal derfor verne om og redusere belastninger på miljøet.

Vannforskriften¹

Dette er kanskje det viktigste verktøyet i den miljørettede vannforvaltningen. Hovedformålet med forskriften er å sikre at vannmiljøet blir beskyttet og brukt på en bærekraftig måte. Det setter miljømål for alt vann, både i elver, innsjøer, kystvann og grunnvann. For å sikre god miljøtilstand, skal det gjøres tiltak for å forebygge, forbedre eller gjenopprette tilstanden der det er nødvendig.

Bakgrunn

Vannforskriften gjennomfører EUs vanddirektiv i norsk rett. Et viktig formål med vannforskriften er å sikre en mer helhetlig og økosystembasert vannforvaltning ved utarbeiding av helhetlige, sektorovergripende, regionale vannforvaltningsplaner og tiltaksprogrammer i henhold til vanddirektivet.

Miljømål

Vannforskriften legger opp til at det settes miljømål for vannforekomster. Miljømålene skal nås i løpet av 6 år, altså før utgangen av 2021. Det generelle målet er at alle vannforekomster minst skal opprettholde eller oppnå «god tilstand» bestemt etter nærmere angitte kriterier. Dette gjelder både økologisk og kjemisk tilstand.

For enkelte «sterkt modifiserte vannforekomster» kan ikke det generelle målet om god tilstand oppnås uten at det går betydelig ut over samfunnsnyttene ved inngrepet. Dette kan for eksempel dreie seg om enkelte av vassdragene som er utbygd for vannkraftformål. I slike tilfeller settes målet «godt

¹ Teksten her baserer seg mye på beskrivelsen gitt på www.vannportalen.no.

potensial» som betyr at miljømålet er tilpasset inngrepets samfunnsnyttige formål.

Dersom arbeidet skulle vise at det vil være umulig eller uforholdsmessig kostnadskrevende å nå målet om god tilstand eller godt potensial, gir forskriften anledning til å utsette måloppnåelsen i 6 eller 12 år, altså fra 2021 til 2027 eller 2033. Unntaksvis kan det fastsettes mindre strenge miljømål.

Organisering av arbeidet

Vannforskriften deler landet i vannregioner med én fylkeskommune som vannregionmyndighet i hver vannregion. Avgrensningen av vannregionene er basert på naturfaglige kriterier og følger vannskillene, slik at de tar utgangspunkt i hele nedbørfelt med tilhørende kystzone. I tillegg er det lagt vekt på administrative hensyn, herunder hensynet til en effektiv bruk av kompetanse i alle berørte myndigheter.

Vannregionmyndigheten skal koordinere prosessen med å gjennomføre planarbeidet i tråd med vannforskriften. Dette skal skje i nært samarbeid med et vannregionutvalg bestående av berørte myndigheter på regionalt og lokalt nivå. I tilknytning til vannregionutvalget skal det opprettes en referansegruppe der rettighetshavere og private og allmenne brukerinteresser oppfordres til å delta.

Utarbeiding og gjennomføring av planer

For å oppfylle miljømålene skal det i hver vannregion utarbeides en sektorovergripende forvaltningsplan med et tilhørende tiltaksprogram. Som grunnlag for arbeidet med forvaltningsplan og tiltaksprogram stiller vannforskriften krav om at tilstanden i vannforekomstene skal kartlegges, overvåkes og vurderes.

Sektormyndigheter, fylkeskommuner og kommuner har innenfor sine ansvarsområder ansvar for å utrede forslag til typer tiltak, samt utrede premissene for fastsettelse av miljømål. Den myndighet som har ansvar for å treffe vedtak om tiltak blir således også en sentral premissleverandør ved utarbeidelse av planer og programmer etter forskriften.

Status og fremdrift

Første ordinære planfase for hele landet startet i 2010, og resulterte i heldekkende forvaltningsplaner fra fjell til fjord som ble vedtatt av fylkestingene i 2015, og godkjent av Klima- og miljødepartementet i juni 2016. Gjennomføring er fra 2016 til 2021, med krav om at alle tiltak skal være igangsatt innen utgangen av 2018 og miljømålene skal være nådd innen utgangen av 2021.

Forvaltningsplanene og tiltaksprogrammene skal oppdateres hvert 6. år, altså i 2021, 2027, 2033, osv. Vanndirektivet skal vurderes og eventuelt revideres i 2019.

Forurensningsloven

Denne [loven](#) har til formål å verne det ytre miljø mot forurensning og å redusere eksisterende forurensning, å redusere mengden av avfall og å fremme en bedre behandling av avfall. Loven skal sikre en forsvarlig miljøkvalitet, slik at forurensninger og avfall ikke fører til helseskade, går ut over trivselen eller skader naturens evne til produksjon og selvfornyelse.

Loven setter et generelt forbud mot forurensende utslipp, men åpner samtidig for at virksomheter kan søke miljømyndighetene om utslippstillatelse. Når myndighetene gir

slike tillatelser er det vanlig at de blir gitt på visse vilkår. Store deler av transportsektoren er unntatt fra lovens bestemmelser.

Loven har to viktige forskrifter: [forurensningsforskriften](#) som angir grenseverdier for hva som er tillatt og forbudt, samt [avfallsforskriften](#) som regulerer behandlingen av avfall.

Prioriterte miljøgifter

Kjemikalier som regnes for å utgjøre en alvorlig trussel mot helse og miljø, settes på den norske prioritetslisten. Stoffene blir dermed omfattet av et nasjonalt mål om at bruk og utslipp av kjemikaliene skal kontinuerlig reduseres, med intensjon om å stanse utslippene innen 2020.

Prioritetslisten ble første gang presentert i 1997. Siden da er utslippene av flere av miljøgiftene på listen blitt betydelig redusert på grunn av streng regulering av produkter, tiltak for opprydding av forurensning og krav til industriutslipp og avfallshåndtering.

For en del av miljøgiftene finnes det fortsatt bruksområder, utslippskilder og tilførsel til norsk miljø. En stor del av de nyere stoffene på prioritetslisten finnes først og fremst i importerte produkter, og vi trenger mer kunnskap om bruk og utslipp av stoffene fra disse. Noen av de prioriterte miljøgiftene transporteres også til Norge gjennom hav og luftstrømmer.

Derfor er internasjonalt arbeid noe av det aller viktigste vi gjør for å nå det nasjonale målet. Norske miljømyndigheter samarbeider aktivt både i EU og i arbeidet med regionale og globale konvensjoner for strengere reguleringer av stadig flere stoffer.

Kandidatlista i REACH

Stoffer med svært uønskede egenskaper, såkalte SVHC-stoffer (Substances of Very High Concern), føres opp på kandidatlista under [REACH](#) (EUs kjemikaliedirektiv). Lista oppdateres to ganger i året. Når et stoff er ført opp på kandidatlista har virksomhetene informasjonsplikt til kunder, forbrukere og myndighetene. Stoffene er kandidater for videre regulering, og arbeidet med å erstatte stoffene med mindre skadelige stoffer bør startes når de har kommet på lista.

Kort om forurensinger og miljøgifter

Vi gir her en kort introduksjon til de ulike hovedgruppene miljøskadelige forbindelser som vi i de påfølgende kapitlene redegjør for forekomsten av i Mjøsa.

Miljøgifter

– Alle miljøgifter er forurensinger, men ikke alle forurensinger er miljøgifter.

Ved siden av fysiske inngrep er forurensinger trolig den viktigste trusselen for naturmangfoldet og økosystemene knyttet til våre vann og vassdrag.

Forurensinger er imidlertid et vidt definert begrep, og i forurensningslovens § 6 innbefatter det både tilførsler av stoffer og kjemikalier, støy og rystelser, lys og temperatur «som er eller kan være til skade eller ulempe for miljøet». I det følgende vil vi ta for oss de ulike hovedtypene med miljøskadelige stoffer som vi behandler i denne rapporten.

Miljøgifter defineres som «stoffer som selv i små konsentrasjoner kan gi skadeeffekter på naturmiljøet ved at de er giftige og kan oppkonsentreres til skadelige konsentrasjoner i næringskjeden og/eller har særlig lav nedbrytbarhet».

Kriteriene for miljøgifter oppsummeres ofte med bokstavene «PBT», der hver står for en spesiell egenskap:

- Persistent – motstandsdyktig mot nedbrytning
- Bioakkumulerende – hopper seg opp i levende skapninger
- Toksisk – giftig for mennesker, dyr og andre organismer

Stoffer som er svært lite nedbrytbare og svært lett hopper seg opp i levende organismer, regnes som miljøgifter – selv om ut fra dagen kunnskap ikke har kjente giftvirkninger. Slike stoffer omtaler som vP (very Persistent) og vB (very Bioaccumulative).

Mange forbindelser som kan være både forurensende og giftige, regnes derimot ikke som miljøgifter fordi de ikke bioakkumulerer.

Det europeiske kjemikaliedirektivet REACH og kjemikaliebyrået ECHA har særlig fokus på PBT/vPvB-stoffer. Norge er gjennom EØS-avtalen forpliktet til å gjennomføre EUs regelverk for kjemikalier, men vi har også særnorske bestemmelser på kjemikalieområdet.

Kjemikalier som regnes for å utgjøre en alvorlig trussel mot helse og miljø settes på den norske prioritetslisten. Stoffene blir dermed omfattet av et nasjonalt mål om at bruk og utslipp av kjemikalier skal kontinuerlig reduseres, med intensjon om å stanse utslippene innen 2020.

Det skilles ofte mellom organiske og uorganiske miljøgifter. Organiske miljøgifter er bygget opp av et skjelett av

karbonatomer, ofte med ringstrukturer eller såkalte aromatiske forbindelser. Til denne grunnstrukturen er det ofte knyttet andre grunnstoffer, gjerne halogener som klor, brom eller fluor. Til denne gruppen finner vi flere av de klassiske miljøgiftene som klorerte hydrokarboner som DDT og dioksiner, bromerte flammehemmere og per- og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS) som PFOS og PFOA. Mange av disse forbindelsene er regulert gjennom det internasjonale avtaleverket Stokholmkonvensjonen, som har til formål å begrense bruk og spredning av slike persistente organiske miljøgifter (POP-er, Persistent Organic Pollutants).

Til de uorganiske miljøgiftene finner vi tungmetaller og sporelementer som kvikksølv, bly, kadmium og kobber. Av disse er det kvikksølv som viser det største potensialet for oppkonsentrering i næringskjedene. I Norge er kvikksølv generelt er det absolutt viktigste tungmetallet med hensyn til forurensinger i ferskvannsmiljø.

Legemiddelrester og hormoner

Legemidler, inkludert antibiotika og hormoner, inngår i en gruppe stoffer som kalles mikroforurensninger når de havner i miljøet. Disse finnes i avløpsvann fra alle kommunale renseanlegg.

Ved normal bruk vil legemidlene eller nedbrytningsproduktene av disse skilles ut med urin og avføring. Legemidler som kastes i toalettet eller vasken vil også havne i avløpsvannet og tilføres renseanleggene. Kastes de med søppelet kan de lekke ut med sigevannet fra avfallsdeponier.

Noen av virkestoffene kan brytes ned under de tradisjonelle renseprosessene i renseanleggene, men en stor andel av dem brytes ikke ned og slippes ut i resipienten med avløpsvannet eller spres i miljøet med slammet fra renseanlegget.

Selv om miljørisikoen av slike kontinuerlige utslipp fra renseanlegg ikke fullt kjent, er det fra forskermiljø enighet om at dette kan ha uheldige miljøkonsekvenser for følsomme akvatiske økosystemer.

Mikroplast

Mikroplast er en generell betegnelse på plastpartikler og fibre med en største lengde på 5 mm. Mikroplast kan dannes under slitasje eller nedbryting av større plastfragmenter eller gjenstander, eventuelt produseres som små partikler som tilsettes ulike produkter.

De største kildene til mikroplast i norsk miljø er i hovedsak slitasje på bildekk, lekkasje av gummigranulater fra kunstgressbaner, maling, industriell produksjon og håndtering av primær plast, vasking av syntetiske tekstiler og avfall.

Det europeiske kjemikaliebyrået ECHA leder den tekniske og administrative gjennomføringen av EU-forskriften kalt registrering, vurdering, godkjenning og restriksjon av kjemikalier (REACH). ECHA hjelper bedrifter med å overholde lovgivningen, fremmer sikker bruk av kjemikalier og gir informasjon om kjemikalier og deres miljømessige egenskaper.



Kvikksølv

Sedimenter og fisk

På slutten av 1960-tallet ble det kjent at bruken av kvikksølv-preparater som soppdrepende middel i treforedlings-industrien førte til miljøskadelige utslipp til vann og forhøyede konsentrasjoner i fisk. Fra Mjøsa var det da kjent at Mesna Kartongfabrikk ved Lillehammer benyttet kvikksølv i produksjonen. Noen stikkprøver av Mjøsfisk, tatt i 1967-1968, viste urovekkende nivåer, og en systematisk undersøkelse ble igangsatt året etter (Underdal 1970).

Da ble et større antall fisk av ulike arter analysert for kvikksølv. Tildels vært høye nivåer ble funnet i abbor, gjedde og lake, opp til 4,18 mg/kg. Nivåene var høyest nord i Mjøsa: i Lillehammerområdet og i Ringsakerfjorden. Storørret manglet i prøvematerialet, men vi kan forvente at denne også hadde høye konsentrasjoner.

Kvikksølvutslippene fra Mesna Kartongfabrikk hadde vært massive. Trolig slapp bedriften ut 2,5 tonn kvikksølv fram til et forbud ble innført i 1969 (Sandlund et al. 1981). En kartlegging av Mjøsas sedimenter i 1984 viste at de største kvikksølv-konsentrasjonene ble funnet utenfor Lillehammer, Gjøvik, Brumunddal og Hamar (Rognerud 1985). Undersøkelsen viste at 1,8 tonn med kvikksølvforurensninger lå lagret i Mjøsas sedimenter.

Neste store systematiske fiskeundersøkelse ble gjort i tidsrommet 1979-1980 (Sandlund et al. 1981). Det kunne her bare påvises mindre eller ingen reduksjoner i konsentrasjonene til abbor, gjedde og lake sammenliknet med 1969-undersøkelsen.

En ny fiskeundersøkelse ble gjennomført i 1982-1984, og det ble tatt prøver av Mjøsørret, lake og krøkle (Eriksen 1991). Konsentrasjonene hadde da avtatt betydelig siden 1979-1980, med nivåer på omlag en tredjedel til halvparten av disse.

Et mer regelmessig overvåkningsprogram for kvikksølv ble etablert mot slutten av 1990-tallet, med hovedfokus på de pelagiske artene ørret, krøkle og lågåsild. Resultatene fra disse finnes summert i rapportene av Fjeld et al. (1999, 2010, 2013 og 2017), samt Jartun et al. (2018).

I Figur 1 har vi vist den historiske utviklingen av midlere kvikksølvnivå i disse tre artene, samt sammenhengen mellom fiskestørrelse og kvikksølvkonsentrasjoner. Dette siste er et viktig forhold da konsentrasjonene øker med fiskens lengde og alder. I figuren ser vi at de midlere nivåene i liten grad har endret seg siden 1998. Videre ser vi at konsentrasjonene generelt er størst i ørret, lavere i krøkle og lavest i lågåsild. Dette er en effekt av at kvikksølv oppkonsentreres for hvert trinn i næringskjeden (biomagnifiserer) slik at topp-predatoren ørret får de høyeste konsentrasjonene.

Norge og EU har en omsetningsgrense på 0,5 mg kvikksølv per kg (mg Hg/kg våtvekt) for de fleste arter fisk (EU 2008, Mattilsynet 2015). For visse arter, som gjedde, er grensa satt høyere til 1 mg Hg/kg. Fisk med konsentrasjoner høyere enn grenseverdien er ikke lov å omsette for konsum. Basert på materialet fra 2010-2017 ser vi at for ørret overskrides denne grensen i gjennomsnitt når fisken blir omlag 56,5 cm lang (ca. 2 kg). For lågåsild, som tradisjonelt har vært benyttet til matfisk i Mjøsområdet, finner vi ingen individer med konsentrasjoner over 0,5 mg/kg. Alle prøvene av lågåsild har lave

Faktaboks – kvikksølv

Kvikksølv (Hg) i fisk finnes i all hovedsak som forbindelsen metylkvikksølv. Metylkvikksølv er en svært farlig nervegift, og særlig synes utviklingen av sentralnervesystemet til fostre å være følsomme for eksponering – med effekter på kognitiv og psykomotorisk utvikling i senere barneår (JECFA 2006).

Metylkvikksølv binder seg kjemisk til svovelholdige proteiner i organismene, og forstyrrer omsetningen av viktige selenholdige enzymer.

I ferskvann og sedimenter, særlig under oksygenfattige forhold, dannes metylkvikksølv av bakterier som metylerer uorganisk kvikksølv. En metylgruppe (CH_3) bindes da kjemisk til et kvikksølvion (Hg_2^+) og danner (mono)metylkvikksølv, CH_3Hg^+ .

Metylkvikksølv oppkonsentreres i næringskjeder (biomagnifiseres), da inntraksratene gjennom føden til organismene er større enn utskillelsesratene.

I Norge er det et generelt forbud mot kvikksølv i produkter, og det er strenge krav til utslipp og rensetiltak for å redusere utslipp fra industrien. Norge ratifiserte i 2017 Minamata-konvensjonen (UNEP 2013), som er en internasjonal avtale som regulerer bruk og utslipp av kvikksølv.

Kildene til kvikksølvforurensninger i ferskvann i Norden domineres i dag av langtransporterte atmosfæriske avsetninger. Tidligere var lokale kilder viktige, særlig fra treforedlingsindustri og klor-alkali industri, og kunne føre til høye konsentrasjoner i fisk.

Kvikksølv står på myndighetenes prioritetsliste for miljøgifter. Norge og EU har en grense på 0,5 mg Hg/kg for omsetning av de fleste arter fisk til konsum. Vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) for kvikksølv er 0,02 mg Hg/kg for organismer og 70 ng/L for vann. For sedimenter i ferskvann finnes ingen EQS-verdi.



Mesna Kartongfabrikk ved Lillehammer slapp trolig ut 2,5 tonn kvikksølv til Mjøsa fram til forbudet i 1969. Bildet er tatt i 1965. Foto: digitalmuseum.no. CC by-NC

konsentrasjoner, og middel for 2010–2017 er 0,12 mg Hg/kg.

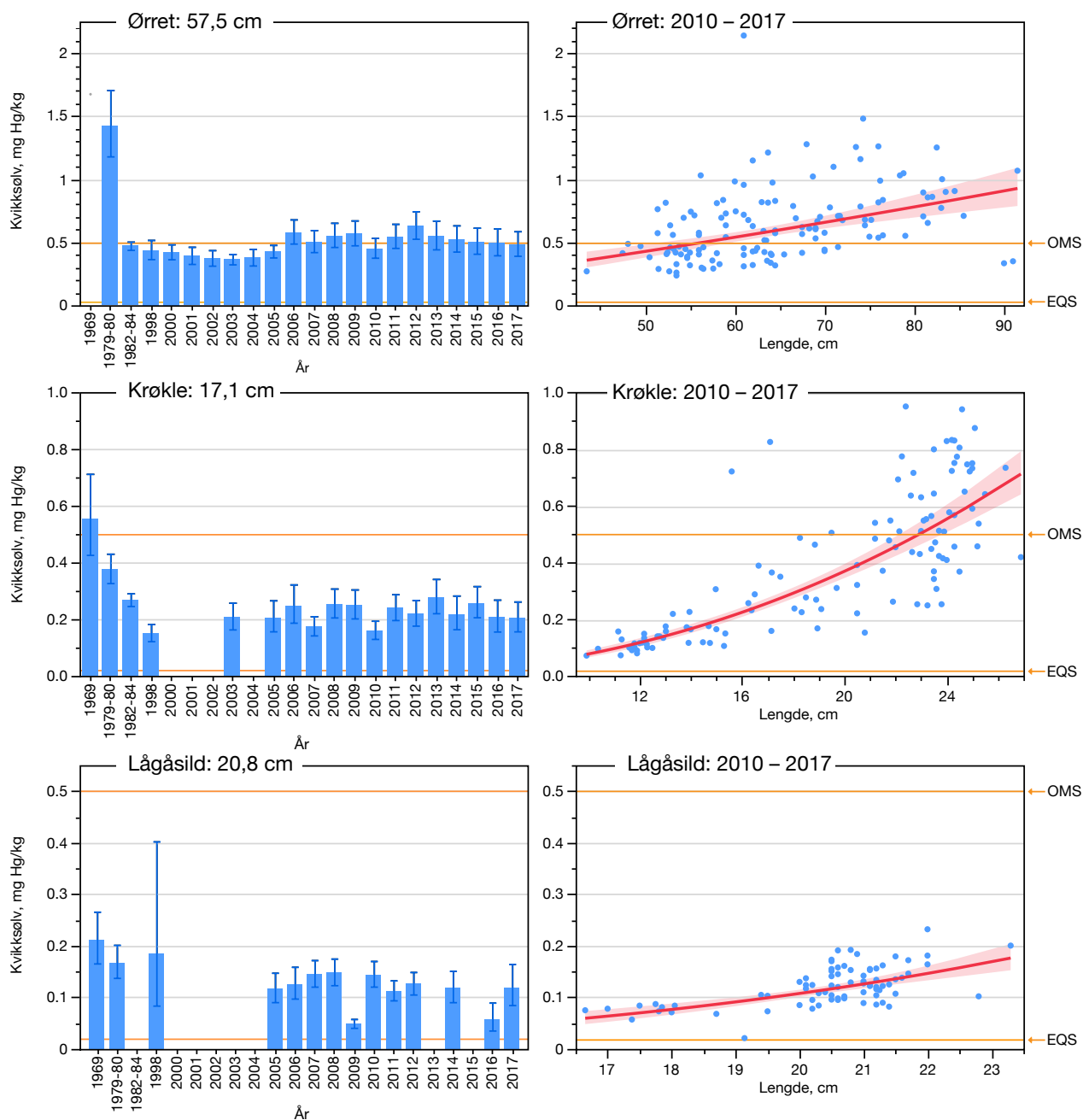
En undersøkelse i 2016 viste at konsentrasjonene i lake (0,3–0,9 mg/kg) var sammenliknbare med de man finner i storørret i Mjøsa (Garmo et al. 2017). Også for abbor og gjedde har man tidligere påvist forhøyede nivåer av kvikksølv (0,5 og 0,6 mg/kg, Fjeld et al. 1999), og vi har ingen grunn til å tro at denne situasjonen har endret seg vesentlig fram til nå.

Vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS, environmental quality standard) for kvikksølv i organismer er 0,02 mg Hg/kg. Verdier over dette fører til at lokaliteten ikke kan oppnå karakteristikken «god kjemisk tilstand». Dette er imidlertid en svært lav verdi, og man kan stille spørsmålet om ikke de

naturlige nivåene i mange akvatiske økosystemer kan overskride denne grensen? Grensen har blitt satt ut fra et laveste «ingen observerte effekter nivå», basert på risikovurderinger av konsentrasjoner i føden til dyr, hvorefter man har anvendt en sikkerhetsfaktor på 10 for å fange opp usikkerhet for de mest følsomme arter og livsstadier (EU 2005).

Kvikksølv i vann

Det har vært mindre fokus på overvåkning av kvikksølv i Mjøsas vannmasser. I 2006 ble det tatt seks prøver som alle viste lave nivåer, med en middelkonsentrasjon på 0,5 ng/l (Fjeld et al. 2007). Vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) er satt betydelig høyere enn dette, med en



Figur 1. Kvikksølvkonsentrasjonene i Mjøsfisk har for de fleste undersøkte artene sunket markert siden 1960- og 1970-tallet, og har vært stabile det siste 10-året. Figurene til venstre viser midlere konsentrasjon (m. 95 % konfidensintervall) de ulike årene beregnet for en gitt fiskelengde (utvalgets geometriske gjennomsnitt: ørret-57,5 cm, 2,65 kg; krøkle-17,1 cm, 27,5 g; lågåssild-20,8 cm, 73 g). Figurene til høyre viser at konsentrasjonene øker med fiskens lengde (fisk fra 2010–2017, regresjonskurver med 95% konfidensintervall). Omsetningsgrensen (OMS: 0,5 mg/kg) og miljøkvalitetsstandarden (EQS: 0,02 mg/kg) er vist med oransje linjer.

konsentrasjon av totalt kvikksølv på 70 ng/l. Dette er en svært høy verdi sammenliknet med de vanlig forekommende nivåer i upåvirkede sjøer (0,1 -5 ng/L, Watras 2009).

Årsaken til at EQS-verdien er satt så høyt, er at den er basert på giftigheten til uorganisk kvikksølv. Nå er det metylkvikksølv som i all hovedsak skaper problemene med kvikksølv-forurensinger i akvatiske økosystemer. Denne grenseverdien er derfor særs lite egnet til å bedømme miljøtilstanden i våre vannforekomster etter. Nivåer opp mot denne grensen ville være katastrofalt for miljøet i Mjøsa og andre store norske innsjøer.

Kilder til kvikksølv

Kildene til kvikksølvforurensninger i ferskvannsfisk i Norge og Norden domineres i dag av langtransporterte atmosfæriske avsetninger (Berg et al. 2006. Munthe et al. 2007). Tidligere kunne lokale kilder også være viktige, særlig fra treforedlings-industri, klor-alkali industri og kvikksølvbeising av såkorn.

De aktive kildene fra treforedlingsindustrien rundt Mjøsa ble stanset på slutten av 1960-tallet. De mest forurensede bunnområdene er nå for en stor del tildekket av nyere og mindre forurensede sedimenter. Utvekslingen av kvikksølv fra sedimenter og til de overliggende vannmassene er derfor vesentlig redusert.

Om vi i dag har et netto bidrag av kvikksølv fra sedimentene og til det akvatiske økosystemet er imidlertid uvisst. I en undersøkelse i 2005 (Fjeld et al. 2006) ble det funnet et område ved Vingrom med betydelig forhøyet konsentrasjon i overflatesedimentet (1,27 µg Hg/kg) sammenliknet med de øvrige 20 prøvetaksstedene (0,28 ± 0,13 mg Hg/kg). Dette kan tyde på at avsetningene av kvikksølv fra 1960-tallet fortsatt kunne være i kontakt med de frie vannmassene og det økologiske næringsnett – hele 45 år etter at de store utslippene ble stanset.

Innsjøsedimenter kan inndeles i tre soner med ulike sedimentasjonsregimer: erosjon-, transport- og akkumulasjon-soner (Håkanson og Jansson 1983). Transportsonene er områder hvor sedimentene periodevis kan opphvirvles av strømmer. Under de rette vind- og strømningsforholdene kan det settes opp kraftige undervannsstrømmer i Mjøsa, og vi kan derfor ikke utelukke at området ved Vingrom er en slik transportsone – og at det fortsatt stedvis kan finnes slike «lommer» med forhøyede kvikksølvnivåer i overflate-sedimentene.

De atmosfæriske tilførselene av kvikksølv til Mjøsa, avsatt på innsjøoverflaten, er beregnet til å være i området 1-3 kg/år. Dette er et netto bidrag, basert på målt total deposisjon og beregnet avgassing (Schlabach et al. 2009).

Mjøsa tilføres også noe kvikksølv fra befolkningen og ulike virksomheter gjennom de kommunale avløpsrenseanleggene. Basert på renseanleggenes egenrapportering var midlere årlig utslipp fra anleggene ved Lillehammer, Gjøvik (Rambekk) og Hamar (HIAS) omlag 0,2 kg kvikksølv for 2013-2017. (www.norskeutslipp.no). Dette er en betydelig nedgang sammenliknet med et mer detaljert forurensningsregnskap for de fem største renseanleggene omkring Mjøsa, gjort i 2005-2007 (Fjeld et al. 2007, Fjeld og Enge 2009). Da var de samlede årlige utslippene på omlag 1,9 kg kvikksølv.

Tilførselene fra tilløpselvene ble ikke målt under undersøkelsen til Fjeld et al. (2007), men ble gitt et grovt estimat. Antar vi at konsentrasjonen i den viktigste av disse elvene, Lågen, var av samme størrelse som midlere konsentrasjon i Mjøsas vannmasser (0,5 ng/l) var dens årlige bidrag var omlag 2 kg.

Da bruken av kvikksølv i Norge nå er så strengt regulert er det få muligheter for lokale tiltak som kan begrense tilførselene til Mjøsa. Det årlige bidraget fra renseanleggene i dag (0,2 kg) er da også relativt beskjedne sammenliknet med beregningene av atmosfæriske avsetninger (1-3 kg) og tilførsler fra Lågen (2 kg).

Konklusjoner – Kvikksølv

Fiskespisende fisk som storørret, lake, abbor og gjedde har kvikksølvnivåer som overskrider omsetningsgrensen på 0,5 mg/kg.

Alle undersøkte arter fisk overskrider vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) på 0,02 mg/kg.

De lokale tilførselene gjennom avløpsrenseanleggene er av mindre betydning sammenliknet med tilrenning fra elver og atmosfæriske avsetninger.

Polyklorete bifenyler – PCB

PCB i fisk

PCB har en lang forurensningshistorie i Mjøsa. De første analysene av PCB i Mjøsas vannmiljø ble gjort på en serie prøver av lever fra lågåsild, fanget i 1974–1979 (Brevik 1981). Disse prøvene viste med all tydelighet at Mjøsa hadde blitt forurenset av PCB.

Undersøkelsen ble gjentatt i 1991, og nivåene i lågåsild syntes ikke å ha endret seg vesentlig siden 1970-tallet (Brevik et al. 1997). Det ble i denne undersøkelsen også inkludert prøver av lakelever. Disse viste nivåer som var 10–30 ganger høyere enn nivåer fra uforurensede elver og var sammenliknbare med nivåer påvist i Bottenviken (Østersjøen). Det ble her brukt både den eldre analysemetoden, som ga et mål på total mengde PCB, og en nyere og mer nøyaktig metode som kunne identifisere forekomsten av syv vanlige enkelt-forbindelser av PCB. Summen av disse (Σ PCB7) brukes ofte ved sammenlikning av nivåer over tid eller i ulike prøver eller undersøkelser.

Fra slutten av 1990-tallet ble PCB inkludert i overvåkningsprogrammene for miljøgifter i Mjøsa, men da med fokus på de pelagiske artene ørret, lågåsild og krøkle. Vi har derfor muligheten til å lage tidsserier over utviklingen i nivåene av PCB i disse artene (Figur 2).

Vi har årlige analyser av PCB i ørret fra Mjøsa for perioden 2005–2016. Midlere konsentrasjoner av Σ PCB7 varierte usystematisk i området 11–35 $\mu\text{g/kg}$ (våttvekt). Videre har vi tre prøver fra perioden 1998–2003 hvor midlere nivåer var i området 13–75 $\mu\text{g/kg}$. For to av årene var prøvene basert på til dels svært store individer (middelvekt: 6,6 og 10,3 kg) sammenliknet med de øvrige årene (middel: 3,1 kg), og disse prøvene hadde avvikende høye konsentrasjoner. Resultatene tyder på at nivåene i fisk har sunket siden 1998, men vi kan ikke spore noen signifikant trend etter 2003.

For lågåsild har vi noe av det samme variasjonsmønsteret i PCB som for ørret, med et tydelig forhøyet i nivå i 1998 (46 $\mu\text{g/kg}$) sammenliknet med 2003–2016 (3–13 $\mu\text{g/kg}$). For krøkle har vi data fra perioden 2005–2016, og middel-verdiene var i området 3–11 $\mu\text{g/kg}$. Hverken for lågåsild eller krøkle kan vi påvise noen signifikant trend i nivåene etter år 2003.

Vannforskriftens miljølkalitetsstandard (EQS-verdi) for Σ PCB7 er 0,6 $\mu\text{g/kg}$ for biota, og ut fra det ovenstående er det klart at denne overskrides i flere arter fisk.

PCB i sedimenter

På 1990-tallet ble det kjent at et område i Åkersvika og Esperen nær Hamar var forurenset av PCB-holdige hydrauliske oljer og elektriske transformatoroljer fra et av NSBs verksteder (Kjellberg og Løvik 2000). Utslippene skjedde i perioden 1960–1980, og har trolig vært en viktig PCB-kilde til Mjøsa.

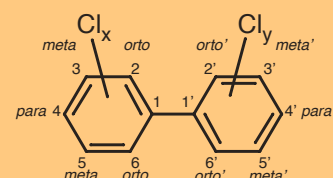
Sedimentene var svært forurenset, med konsentrasjoner av Σ PCB7 opp til 44 ng/g tørrstoff (TS). Dette er av de høyeste nivåene funnet i norske innsjøer. En opprensning ble gjort i 2001, med mudring, fjerning og tildekning av forurenset sediment og jord (Kjellberg 2003).

Undersøkelser i 2005–2007 viste nivåer av Σ PCB7 i området 0,12–33,1 ng/g TS i overflatesedimentene ved 36 ulike

Faktaboks – PCB

Polyklorete bifenyler (PCB) er bygget opp av en bifenyylgruppe (to sammenkoblede benzenringer) med en ulik grad av klorering. Teoretisk finnes det 209 ulike PCB-forbindelser eller ulike kongenerer, og flertallet av disse er vist å være tilstede i de kommersielle PCB-blandingene. Ofte oppgis summen av syv vanlige forbindelser, kalt «Seven Dutch» eller Σ PCB7.

PCB-er er kjemisk sett meget stabile; de brenner ikke, har isoelektriske egenskaper og har derfor vært mye brukt som isolatorolie i kondensatorer og transformatorer. De har ellers hatt en vid



Generell struktur av PCB

anvendelse, blant annet i hydrauliske systemer, kjølevæsker, visse malingstyper, i trykksverte, fugemasser, som tilsetningsmiddel i betong og murpuss og som mykgjørere i plast.

I Norge ble ny bruk av PCB forbudt i 1980, og all bruk ble utfaset i 1994. Stoffet er blitt spredt i lokalmiljøet ved spill av PCB-holdige oljer, ved utstyrshavari, kassering av utstyr, fra bygningsavfall og utlekking fra avfalls-deponier. Globalt transporteres det over landegrensene med vind og havstrømmer.

PCB-er er fettløselige og meget stabile overfor biologisk nedbrytning. De konsentreres i organismenes fettvev og biomagnifiseres i næringskjedene (oppkonsentreres via føden til organismer). Det er særlig i toppen av de akvatiske næringskjedene man finner de høye nivåene.

PCB er akutt giftig for mange akvatiske organismer, men har lav akutt giftighet for pattedyr. De kan imidlertid ha kroniske giftvirkninger selv i lave konsentrasjoner. Noen typer PCB likner på dioksiner og er de klart giftigste. PCB med nedbrytnings-produkter kan skade organismenes reproduksjons-system, immunforsvar, hormonsystemer og arvestoff. Læringsevnen kan øg svekkes. Hos mennesker er fostre og spedbarn mest følsomme.

Internasjonalt er ny bruk og produksjon av PCB er forbudt gjennom Stockholmskonvensjonen. PCB er på myndighetenes prioritetsliste for miljøgifter. I vann-forskriften er miljølkalitetsstandardene (EQS-verdier) for Σ PCB7 satt til 2,4 pg/l for vann, 4,1 ng/g tørrstoff for sediment og 0,6 ng/g for biota.

prøvestasjoner (Fjeld et al. 2006, Fjeld 2007). Det ble funnet forhøyede nivåer i bynære områder, noe som tydet på lokale tilførsler. Analyser av daterte sedimentsjikt viste en klar reduksjon i nivåene i mer nylig avsatte sedimenter, og at det må ha vært en viktig kilde ved Brumunddal på slutten av 1970-tallet. Prøver tatt i 2010 utenfor Strandsaga ved Brumunddal påviste da også forhøyede nivåer her (1,8–26,1 ng/g TS, Løvik og Rustadbakken 2011).

Vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) for ΣPCB7 er 4,1 ng/g TS for sedimenter, og som vist synes denne å kunne overskrides utenfor byer og tettsteder rundt Mjøsa.

PCB i vann

Det er gjort få undersøkelser av PCB-konsentrasjonene i prøver fra Mjøsas vannmasser. Dette beror dels på at nivåene av slike organiske mikroforurensninger er svært lave i naturlig overflatevann, og det derfor er analytiske utfordringer og noe usikkerhet knyttet til slike målinger.

NILU analyserte vannprøver fra Skreia, tatt i høsten 2004, og rapporterte om konsentrasjoner av ΣPCB7 i området 2–9 pg/l (fire prøver, Breivik et al. 2005). Dette er lave nivåer, også sammenliknet med nivåer i europeiske, alpine sjøer uten lokale kilder (Ramón et al. 2005, Nellier et al. 2015). Til sammenlikning ble det i 2006 beregnet at middel-konsentrasjonene i de tre største tilløpselvene, Lågen, Hunselva og Svartelva, var i området 30–90 pg/l, lavest for Lågen og høyest for Hunselva (fire prøver fra hver elv gjennom året, Fjeld et al. 2007). Målt som total sum PCB var midlere nivåer i innløpselvene 70–190 ng/l. Dette er omlag samme nivåer som i Lake Superior (117 ± 18 pg/l) som den minst forurensede av «De store sjøene» i nord-Amerika (prøver fra 2011 og 2012, Venier et al. 2014).

Ved begge disse prøvetakingene i Mjøsa (2004 og 2006) ble det benyttet sammenliknbart prøvetakingsutstyr; høyvolums vannprøvetakere hvor omlag 200 l vann filtreres for å fange opp både partikkelbundne og løste organiske miljøgifter. Det er derfor påfallende at de skulle gi så vidt forskjellige resultater. Årsaken til dette er uvisst, men vi er tilbøyelige til å mistenke nivåene av klororganiske forbindelser i 2004-prøvene å være underestimert.

Vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS) for ΣPCB7 i vann er 2,4 pg/l, og vi kan ikke utelukke at konsentrasjonene i Mjøsa overskrider denne grensen.

Kilder til PCB

Mjøsa har mottatt PCB-forurensninger fra både lokale kilder og gjennom langtransporterte atmosfæriske avsetninger.

Et tilførselsbudsjett for de tre største tilløpselvene og fem renseanlegg, gjort i 2005–2007, konkluderte med at elvenes bidrag av ΣPCB7 var ca. 270 g/år, mens renseanleggenes var ca. 90 g/år (Fjeld et al. 2007, Fjeld og Enge 2008). Lågen var her viktigste kilde med omlag 240 g/år.

De atmosfæriske tilførslene av ΣPCB7 til Mjøsa, avsatt på innsjøoverflaten, er beregnet til å være ca. 120 g/år i 2007 (Schlabach et al. 2009). Dette er et netto bidrag, basert på målt total deposisjon og beregnet avgassing.

Basert på disse anslagene utgjør tilførslene fra elvene omlag 56 % av tilførslene, mens netto atmosfæriske avsetninger og tilførsler fra renseanleggene utgjør henholdsvis 25 % og 19 %.

Dersom vi antar at tilførslene av biotilgjengelig PCB til Mjøsas økosystem står i et proporsjonalt forhold til nivåene i pelagisk fisk, så synes ikke tilførslene av å ha endret seg vesentlig siden midten av 2000-tallet (Figur 2).

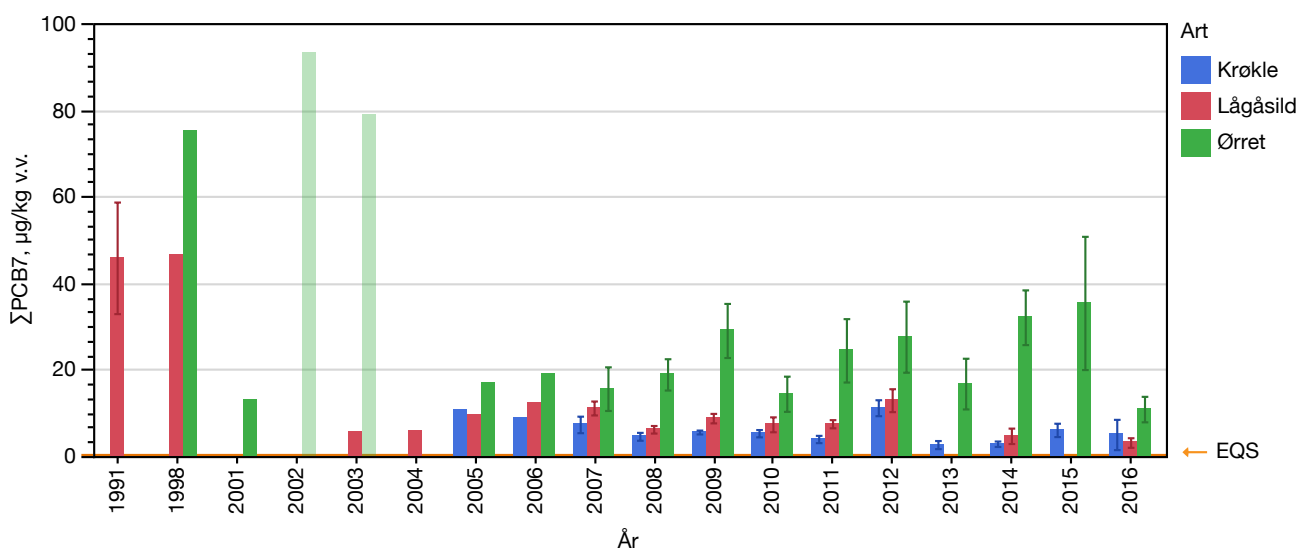
Konklusjoner – PCB

Pelagisk fisk som storørret, krøkle og lågåsild har konsentrasjoner som overskrider vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) for ΣPCB7 på 0,6 $\mu\text{g/kg}$.

Sedimenter og muligens også vann overskrider vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) på henholdsvis 4,1 ng/g TS og 2,4 pg/l.

De lokale tilførslene gjennom avløpsrenseanlegg er av mindre betydning sammenliknet med tilrenning fra elver og atmosfæriske avsetninger.

Det kan ikke vises noen systematisk avtagende trend i nivåene av PCB i pelagisk fisk som ørret, lågåsild og krøkle siden 2003.



Figur 2. Konsentrasjonene av PCB i pelagiske arter fisk har vært forholdsvis stabilt siden midten av 2000-tallet. For lågåsild kan vi vise til en markant nedgang siden 1990-tallet. Søylen viser midlere konsentrasjon ($\pm$ 95 % konfidensintervall) av syv vanlige PCB-forbindelser (ΣPCB7). Prøvene av ørret fra 2002 og 2003 med (lyse grønne søyler) er fra svært store individer (snittvekt på 6 og 11 kg) sammenliknet med de øvrige (3,1 kg), og konsentrasjonene i disse er lite representative for de som vanligvis fanges i Mjøsa.

Dioksiner og dioksinliknende PCB

Dioksiner og dl-PCB i fisk

Det finnes forholdsvis få undersøkelser av forekomsten av dioksiner og dioksinliknende PCB (dl-PCB) i norsk ferskvannsfisk. Dette skyldes nok i første rekke at problemet har vært største i marin fisk fra forurensede fjorder og at ferskvannsfisk konsumeres i vesentlig mindre grad enn marin fisk – samt at dette er forholdsvis kostbare analyser. Forekomsten av dioksiner og dioksinliknende PCB oppgis gjerne som sum toksiske ekvivalenter (se faktaboks).

De første analysene av dioksiner og dl-PCB fra Mjøsa ble gjort på to prøver av lever fra lake, fanget i Furnesfjorden i 1995 og ved Lillehammer i 1999 (Fjeld et al. 2001). Lake er en torskefisk som har en stor og fettrik lever, og er derfor velegnet til overvåkning av fettløselige organisk miljøgifter. Nivåene var svært høye: Prøven fra Furnesfjorden hadde en konsentrasjon av sum toksiske ekvivalenter (Σ TE) på 445 pg TE/g v.v. (våttvekt), mens prøven fra Lillehammer hadde en konsentrasjon på 147 pg TE/g v.v. Dette fikk Statens næringsmiddeltilsyn til å advare mot inntak av lever av lake fra Mjøsa.

I en oppfølgende undersøkelse ble det målt dioksiner og dl-PCB i prøver av filet fra ørret og lågåsild, fanget i 2001–2003 (Fjeld et al. 2004). Her varierte Σ TE i ørretprøvene fra 1,3 pg/g v.v for liten fisk (middelvekt: 0,3 kg) og til 7-8 pg/g v.v for stor (6,6 kg–10,5 kg). Disse størrelsene overskred EUs grenseverdier for fisk og produkter av fisk, satt til 4 pg TE/g v.v. Disse nivåene ble bekreftet i en uavhengig undersøkelse fra Mattilsynet i 2004, hvor Σ TE i fem prøver av ørret, med vekt på mellom 2-6 kg varierte mellom 2,6 og 5,7 pg TE/g v.v. (VKM 2005).

I overvåkingsprogrammene for perioden 2008–2012 ble dioksiner og dl-PCB analysert i ørret, lågåsild og krøkle (Fjeld et al. 2013). De høyeste nivåene ble funnet i ørret, med midlere verdi for hele perioden på 2,4 pg TE/g v.v. Det var dl-PCB som ga det vesentlig største bidraget til Σ TE (80–90 %), og «dioksin-problematikken» i Mjøsa er derfor i første rekke et forhold skapt av PCB-tilførselene. Ingen nedadgående trend i konsentrasjon Σ TE kunne spores for noen av fiskeartene.

Det ble i 2006 gjort justeringer i WHO's beregningene av giftigheten til dioksiner og dl-PCB (Van den Berg 2006). For Mjøsa synes ikke dette å ha hatt vesentlig betydning for Σ TE, så beregningene gjort før og etter 2006 er sammenliknbare (Fjeld et al. 2012). Vi kan derfor konkludere med at det ikke har skjedd noen vesentlige endringer i nivåene av Σ TE fra dioksiner og dl-PCB i ørret fra Mjøsa siden begynnelsen av 2000-tallet og fram til 2012. Etter dette har vi ingen analyser av dioksiner i fisk. For PCB vet vi imidlertid at det ikke har vært noen systematiske endringer i nivåene i fisk siden midten av 2000-tallet.

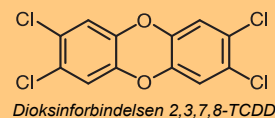
Nivåene av Σ TE målt i fisk i 2008–2012 (Figur 3) overskred ikke den nåværende miljøkvalitetsstandarden i vannforskriften (6,5 pg TE/g v.v.) og EUs gjeldende omsetningsgrense på 4 pg TE/g våttvekt. I følge ESFA's nylig revidert sitt råd om dioksiner er grensen for et vedvarende ukentlig tolererbart inntak (TWI) er redusert fra 14 til 2 pg TE /g v.v. per kg kroppsvekt. Ut fra dette kan en person på 70 kg ukentlig innta inntil 140 pg TE. Dette tilsvarer dosen fra knappe 60 g Mjøsørret per uke. Den akseptable mengden som inntas gjennom konsum av Mjøsørret kan ikke sees på isolert, da andre fødevarer også bidrar til inntaket av dioksiner.

Faktaboks – Dioksiner

Dioksiner er en betegnelse på gruppene polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD) og polyklorerte dibenzofuraner (PCDF). De utgjør to familier av nesten plane trisykliske aromatiske forbindelser med liknende kjemiske egenskaper. I sine grunnkjelett har de to benzenringer med ulik grad av klorering. Det finnes i alt 75 forskjellige PCDD-er og 135 forskjellige PCDF-er. De har aldri vært kommersielt framstilt, men dannes i spormengder under forbrenningsprosesser hvor klor er tilstede eller de opptrer som uønskede biprodukter i kjemiske prosesser eller produkter.

Gruppen av de mest giftige dioksiner er svært stabile i miljøet, de akkumulerer i organismers fettvev og biomagnifiseres i næringskjedene. Deres akutte giftighet varierer mellom ulike organismer; fra ekstremt stor hos noen pattedyr (eks. marsvin) til liten akutt giftighet for andre arter-som hos mennesker. I økotoxikologisk sammenheng er det effektene av langvarig lav-dose eksponering som er aktuelle. Dioksiner gir opphav til et karakteristisk sykdomsmønster. De påvirker skjoldbruskkjertelen og immunsystemet, de fører til hudskader, utviklingsforstyrrelser hos fostre, er involvert i utviklingen av kreft og forstyrrer omsetningen av vitamin A og leverfunksjonen. Eksponering ovenfor dioksiner synes også å være assosiert med redusert sæd kvalitet hos mennesker.

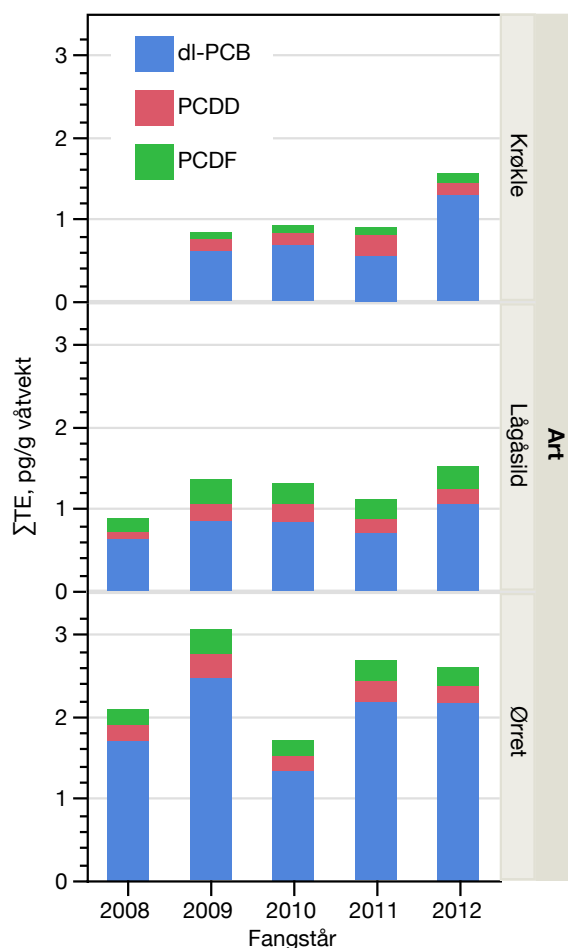
I organismene binder dioksiner seg til et protein som kalles *Ah-reseptoren*, noe som bl.a. påvirker produksjonen av enzymet



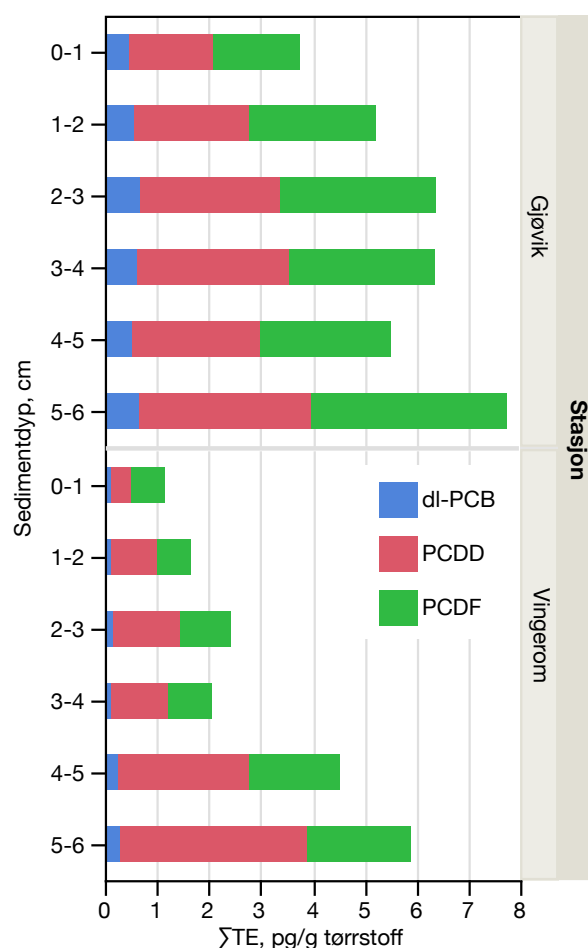
P450 1A1. Dette tilhører en familie av enzymer som er involvert i omdannelsen av en rekke toksiske og organisme-fremmede stoffer. En gruppe PCB-er har samme toksiske egenskaper som dioksiner og kalles dioksinliknende PCB (dl-PCB). For å få et felles mål på giftigheten til dioksiner og dl-PCB brukes enheten toksisk ekvivalensfaktor (TEF). De ulike forbindelsenes giftighet måles i forhold til den mest giftige forbindelsen (2,3,7,8-TCDD), som har fått en TEF-verdi på 1. Konsentrasjonene av dioksiner og dl-PCB i en prøve eller en dose kan uttrykkes som summen av alle toksiske ekvivalenter (Σ TE).

I følge den internasjonale avtalen om organiske miljøgifter, Stockholmkonvensjonen, skal medlems-landene minimere sine utslipp av dioksiner. Dioksiner er på myndighetenes prioritetsliste for miljøgifter. I vannforskriften er miljøkvalitetsstandarden (EQS-verdi) for sum av dioksiner og dl-PCB satt til 6,5 pg TE/g for biota. EU har i dag en omsetningsgrense for dioksiner og dl-PCB i fisk på 4 pg TE/g. Det er ikke satt noen EQS-verdi for ferskvannsediment, men for marine sedimenter er den 0,86 pgTE/g tørrstoff.

EUs organ for mattrygghet, EFSA, har nylig revidert sine råd om dioksiner, og har satt ned grensen for vedvarende ukentlig tolererbart inntak (TWI) fra 14 til 2 pg TE per kg kroppsvekt i uken.



Figur 3. Midlere konsentrasjoner av toksiske ekvivalenter (ΣTE) for klorerte dioksiner og dibenzofuraner (PCDD og PCDF) og dioksinliknende PCB (dl-PCB) i fisk fra Mjøsa, fanget i perioden 2008-2012. ΣTE er beregnet etter Van den Berg et al. 2006.



Figur 4. Konsentrasjoner av toksiske ekvivalenter (ΣTE) for klorerte dioksiner og dibenzofuraner (PCDD og PCDF) og dioksinliknende PCB (dl-PCB) i to sedimentkjerner tatt i 2006. Øverste sedimentsjikt representerer siste 3-5 års sedimentering.

Dioksiner og dl-PCB i sedimenter

I en sedimentundersøkelse ble to sedimentkjerner hentet utenfor Vingrom og Gjovik i 2006, og de seks øverste 1-cm tykke sedimentsjiktene ble analysert for dioksiner og dl-PCB (Fjeld et al. 2006).

Nivåene i begge kjernene avtok oppover mot det nylig avsatte overflatesjiktet, men reduksjonen var mest markert for kjernen fra Vingrom (Figur 4). De ekte dioksinene (PCDD) og dibenzofuranene (PCDF) ga det største bidraget til ΣTE , mens dl-PCBs bidrag var av underordnet betydning. I overflatesjiktene (0-1 cm) var nivåene av 1,2 pg TE/g v.v. ved Vingrom og 3,2 pg TE/g v.v. ved Gjovik (Figur 4).

Kilder til dioksiner

De største nasjonale utslippene av dioksiner kommer i dag fra diffuse kilder, som fyring i boliger og fra skips- og båttrafikk (Miljødirektoratet 2017). Disse antas å være omlag like store som tilførselene gjennom langtransporterte atmosfæriske forurensninger. Slike atmosfæriske avsetninger vil, slik som for PCB, tilføres Mjøsa gjennom elvene og gjennom direkte atmosfæriske avsetninger på innsjøen.

Generelt tilføres mindre mengder dioksiner kommunale rensesanlegg og holdes dels tilbake i det produserte slammet

(Mohn 1999, Aquateam 2002). Da dioksiner er svært lite vannløselige og binder seg til organiske partikler, så kan det forventes at en stor andel fjernes gjennom slammet.

For Mjøsa har vi imidlertid ingen beregninger av mengden dioksiner tilført fra elver, luft eller avløpsrenseanlegg.

Konklusjoner – Dioksiner og dl-PCB

Konsentrasjonene i pelagisk fisk som storørret, krøkle og lågsild, innsamlet i 2008-2012, var lavere enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) for sum av toksiske ekvivalenter (ΣTE) på 6,5 pg TE/g våtvekt.

Dioksinliknende PCB (dl-PCB) ga det absolutt største bidraget til sum av toksiske ekvivalenter i fisk. Et vedvarende ukentlig konsum på mer enn 60 g av Mjøsørret vil overskride ESFAs reviderte grenseverdi for inntak av toksiske ekvivalenter for en person på 70 kg.

Tilførselene av dioksiner fra elver, luft eller gjennom avløpsrenseanlegg er ikke kjent.

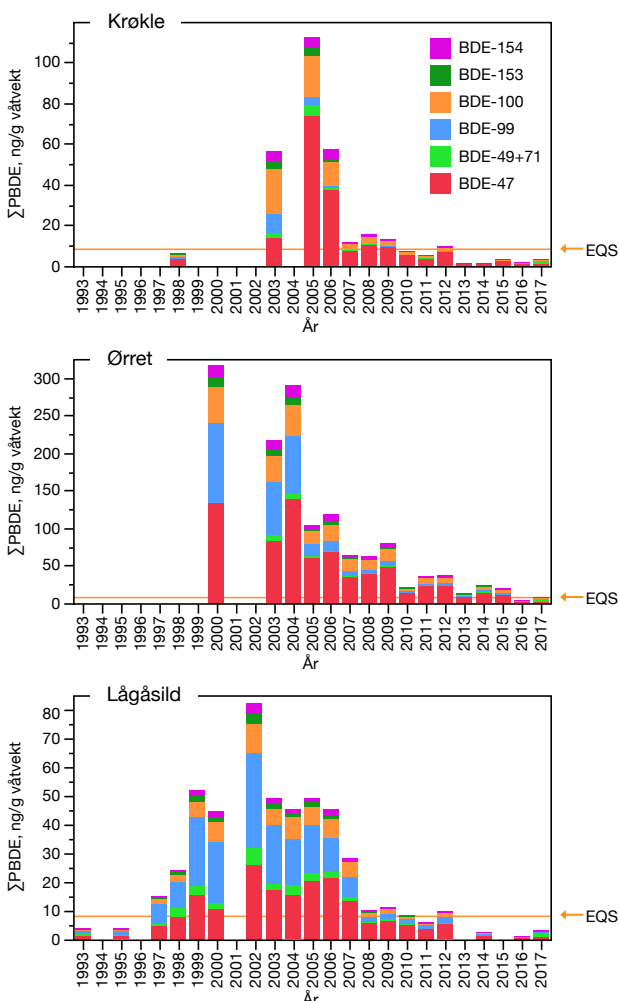
Bromerte flammehemmere – PBDE

PBDE i fisk

Oppsiktsvekkende høye konsentrasjoner av flammehemmeren PBDE ble funnet i lever av lake fra Mjøsa, innsamlet på slutten av 1990-tallet. Nivåene var blant de høyeste påvist i fisk internasjonalt og tydet på betydelige lokale tilførsler. Dette var kanskje det viktigste resultatet i en nasjonal miljøgiftundersøkelse som ble gjort for Statens forurensingstilsyn (Fjeld et al. 2001).

I et oppfølgende forskningsprosjekt kunne NILU og NIVA bekrefte at fisken i Mjøsa hadde rekordhøye nivåer av PBDE (Mariussen et al. 2003). Etter at disse resultatene ble allment kjent gjennom en pressemelding (NIVA/NILU 2003), igangsatte miljømyndighetene et undersøkelsesprogram for å finne kilden til utslippene og kartlegge mer nøye forurensingssituasjonen i Mjøsa.

Hovedkilden ble raskt lokalisert til Lillehammer (Fjeld et al. 2004,) og miljømyndighetene fant ut at en lokal tekstil-fabrikk her benytte seg av bromerte flammehemmere i sin produksjon. Analyser av arkiverte prøver av lågåsild viste at de store

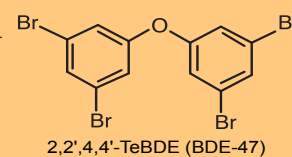


Figur 5. Midlere konsentrasjoner av PBDE-forbindelser i muskelprøver av fisk fra Mjøsa, fanget i perioden 1993–2012. Disse forbindelsene inngår i den tekniske blandingen «penta-BDE», men deres grad av bromering (antall bromatomer knyttet til forbindelsen) varierer mellom fire og seks.

Faktaboks – PBDE

Polybromerte difenyletere eller PBDE er en gruppe forbindelser som har vært benyttet som flammehemmere i en rekke ulike produkter som tekstiler, møbler, bygningsmaterialer og elektronikk. I oppbygning likner de noe på PCB, da deres grunnskjellet består av to benzenringer med ulik grad av bromering, koblet sammen via en etergruppe (oksygenbru). Teoretisk finnes det 209 ulike PBDE-forbindelser. De er svært stabile i miljøet, akkumuleres i organismers fettvev og biomagnifiseres i næringskjedene (oppkonsentreres via føden).

De tekniske blandingene av PBDE klassifiseres etter deres grad av bromering: penta-BDE domineres av forbindelser med fem bromatomer, okta-BDE domineres av forbindelser med åtte bromatomer, mens den full-bromerte deca-BDE har ti bromatomer. penta-BDE er gruppen som i største grad biomagnifiseres. deca-BDE biomagnifiserer i langt mindre grad, men kan omdannes til mer lavbromerte forbindelser med en høyere biotilgjengelighet.



PBDE har hormonforstyrrende egenskaper; de kan ha østrogenliknende effekter og påvirke omsetningen av skjoldbruskkjertelhormonet tyroksin. De mistenkes og for å kunne være nevrotoksiske.

Ny bruk og produksjon av PBDE forbudt eller strengt regulert gjennom gjennom den internasjonale avtalen om miljøgifter, Stockholmskonvensjonen. PBDE er på myndighetenes prioritetsliste for miljøgifter. I vannforskriften er miljøkvalitetsstandardene (EQS-verdier) for PBDE (sum av seks forbindelser) satt til satt til 140 ng/l for vann, 310 ng/g TS for sediment og 8,6 ng/g for biota.

utslippene av PBDE må ha begynt på på siste halvdel av 1990-tallet.

Fra og med 2003 har det har det vært gjennomført årlige overvåkningsprogrammer for ulike organiske miljøgifter i Mjøsa, hvor blant annet nivåene av PBDE i fisk har blitt kartlagt (Figur 5). Resultatene fra disse finnes summert årlige rapporter (for en oversikt, se Fjeld et al. 2013 og 2017 og Jartun et al. (2018).

For lågåsild, som er den arten vi har den lengste tidsserien for, ser vi at nivåene av PBDE steg markant i løpet av siste halvdel av 1990-tallet og nådde sitt høyeste nivå i 2002. Etter at den lokale bruken og utslippene av PBDE ved Lillehammer ble stanset i 2003 sank nivåene i fisk raskt. Nivåene er nå lavere enn de vi påviste i prøver fra begynnelsen på 1990-tallet, og for både ørret, lågåsild og krøkle ligger de under vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) på 8,6 ng/g for biota.

PBDE i sedimenter

Under kartleggingen av PBDE-forurensingene i Mjøsa ble det gjort omfattende undersøkelser av sedimenter. Disse viste tydelig at viktigste forurensingskilde lå ved Lillehammer (Fjeld et al. 2004a og b, Fjeld et al. 2006).

Miljømyndighetene identifiserte en tekstilbedrift på Lillehammer som hovedkilden. Sedimentene utenfor Lillehammer hadde betydelig forhøyede nivåer av forbindelsene som tilhører den tekniske blandingen «penta-BDE», som er den samme gruppen som tekstilbedriften hadde benyttet.

I de første prøvene, tatt i 2003, var konsentrasjonene av «penta-BDE» i overflatesedimentene (0-1 cm) nord i Mjøsa 16 ng/g tørrstoff (TS), ved Gjøvik og Hamar omlag 2-2,5 ng/g TS, mens den nær utløpet ved Minnesund var 0,1 mg/g TS (Figur 6).

I lys av disse konsentrasjonene er det påfallende at vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) for ferskvannssedimenter er på 310 ng/g TS. Dette er jo er langt høyere en de maksimale konsentrasjonene som var i Mjøsas sedimenter og som førte til kraftige overskridelser av EQS-verdien i fisk. Årsaken til dette tilsynelatende misforholdet er at EQS for sedimenter er beregnet ut fra toksikologiske vurderinger gjort for en sedimentlevende fåbørstemark (*Lumbriculus variegatus*; se: Arp et al. 2014), og derfor ikke beskytter mot effekten av biomagnifisering i næringskjedene.

I 2017 ble det tatt tre nye sedimentprøver fra Mjøsa, som alle viste svært lave nivåer av penta-BDE (Jartun et al. 2018). For de seks forbindelsene som inngår i beregningen av vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS), var nær samtlige analyser under metodens kvantifikasjonsgrenser (LOQ). Dersom observasjonene med verdier under LOQ settes til disse grensene, så var total konsentrasjon i området 0,7-0,8 ng/g tørrstoff, dvs. langt under EQS-verdien (310 ng/g TS) for sedimenter.

PBDE i vann

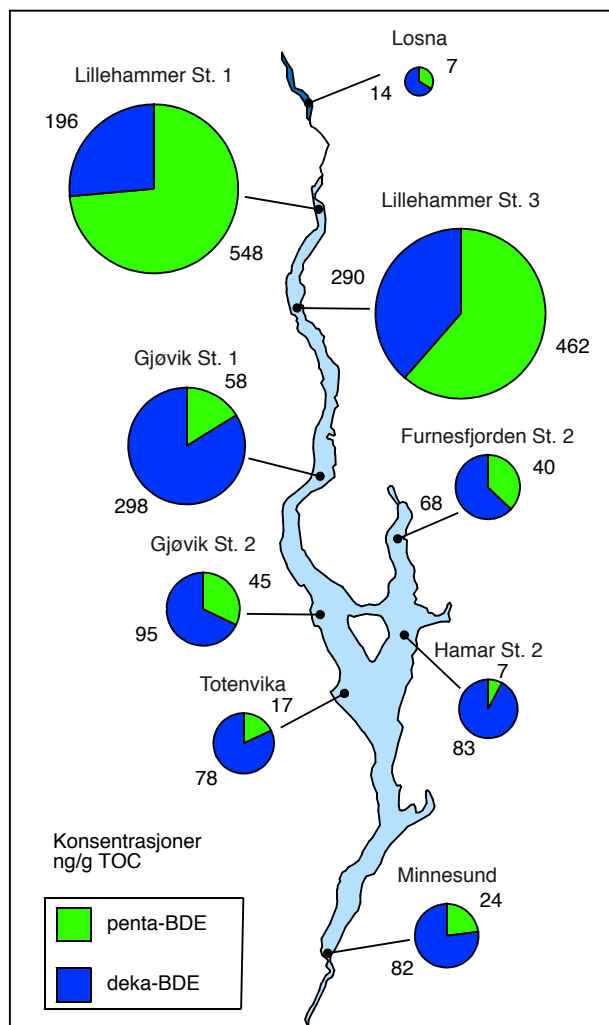
Som for PCB er det gjort få analyser av PBDE vannprøver prøver fra Mjøsa. Ved fire anledninger i 2006 ble det tatt vannprøver i tilløpselvene Lågen, Hunnselva, og Svartelva (Fjeld et al. 2007). Prøvetakingen skjedde under forhold som skulle være representative for henholdsvis vårflo, sommer, høstflo og vinter. For summen av forbindelser som inngår i den tekniske blandingen «penta-BDE» var midlere nivåer for de enkelte elvene i området 6-35 pg/l, lavest for Lågen og høyest for Svartelva.

I 2017 ble det analysert for PBDE i fem vannprøver tatt spredt i Mjøsa. For forbindelsene som inngår i vannforskriftens EQS-verdi hadde samtlige konsentrasjoner under metodens kvantifikasjonsgrenser (LOQ). Dersom observasjonene med verdier under LOQ settes til disse grensene, så summerte konsentrasjonene til 13 pg/l, dvs. langt under EQS-verdien på 140 pg/l.

Kilder til PBDE

Mjøsa har i perioden 1995-2003 blitt tilført betydelig mengder PBDE fra tekstilbedriften på Lillehammer. Et pålitelig forurensningsregnskap finnes imidlertid ikke, da vi savner analyser av PBDE i prosessvannet tilført avløpsnett for utslippene ble stanset i 2003.

Et tilførselsbudsjett for de tre største tilløpselvene og fem renseanlegg, gjort i 2005-2007, konkluderte med at elvenes bidrag av forbindelsene som inngår i den tekniske blandingen «penta-BDE» var ca. 60 g/år, mens renseanleggenes var ca. 40 g/år (Fjeld et al. 2007, Fjeld og Enge 2008). Lågen var her viktigste kilde med omlag 50 g/år. Bidraget fra rense-



Figur 6. PBDE i overflatesedimenter (0-1 cm) innsamlet i 2003. penta -BDE refererer til forbindelsene som inngår i den tekniske blandingen med samme navn. PBDE binder seg i hovedsak til partikulært organisk materiale i vannmassene og i sedimentene, så nivåene justert for mengden totalt organisk karbon (TOC) i sedimentene. Det fjerner effekten av fortynnete mineralsk materiale som sand, silt og leire.

Konklusjoner – PBDE

Konsentrasjonene av PBDE i fisk har sunket betydelig siden de rekordhøye nivåene registrert på begynnelsen av 2000-tallet.

I de pelagiske bestandene av storørret, krøkle og lågåsild er konsentrasjonene lavere enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) på 8,6 ng/g for biota.

For lågåsild, hvor vi har prøver tilbake fra 1993, er dagens konsentrasjoner de laveste som er registrert.

Konsentrasjonene i sedimenter og trolig også vann er lavere enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdi) på henholdsvis 310 ng/g TS og 2,4 pg/l.

De lokale tilførselene gjennom avløpsrenseanlegg er av mindre betydning sammenliknet med tilrenning fra elver og atmosfæriske avsetninger.

anleggene viste imidlertid en nedadgående trend under denne periode, så tilførslene fra disse er mest sannsynlig vesentlig lavere i dag.

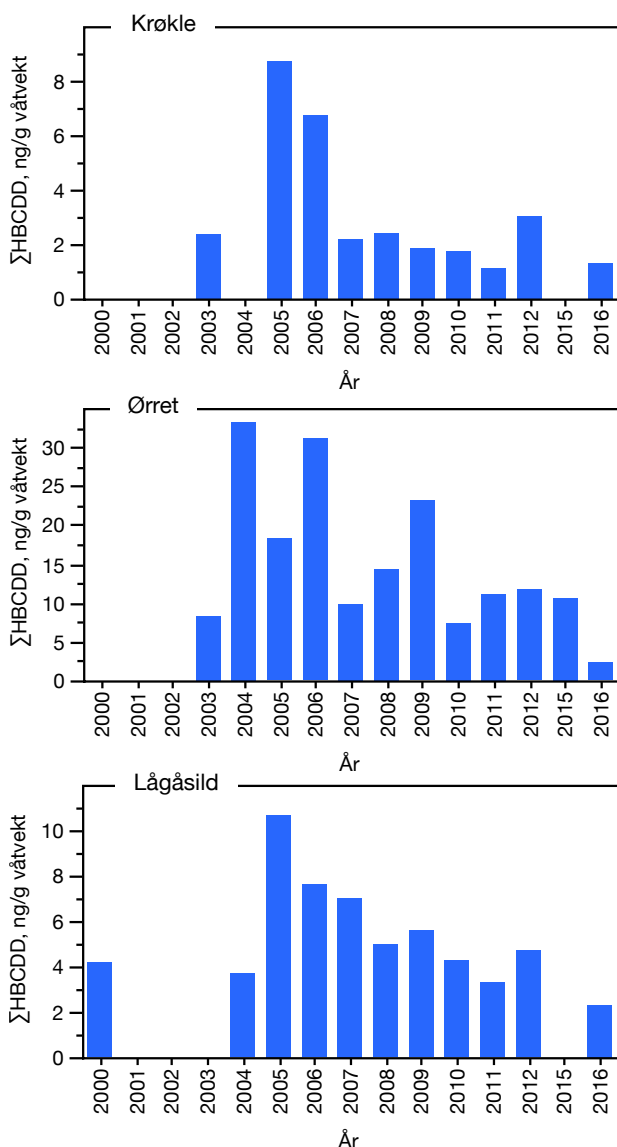
De atmosfæriske tilførslene av «penta-BDE» Mjøsa, avsatt på innsjøoverflaten, ble forsøkt kvantifisert i 2007, men intet pålitelig estimat kunne beregnes på grunn av metodiske problemer (Schlabach et al. 2009). Under antagelse at tilførslene av biotilgjengelig PBDE til Mjøsas økosystem står i et proporsjonalt forhold til nivåene i pelagisk fisk, så må dagens tilførsler av forbindelsene som tilhører den tekniske blandingen «penta-BDE» ha blitt nær eliminert sammenliknet med situasjonen på begynnelsen av 2000-tallet.

Andre bromerte flammehemmere – HBCDD

HBCDD i fisk

Under kartleggingen av bromerte flammehemmere i Mjøsa ble det også påvist høye konsentrasjoner av flammehemmeren HBCDD i fisk. Denne forbindelsen ble benyttet av tekstilbedriften på Lillehammer som erstatning for PBDE, men bruken ble stanset da forbindelsene ble funnet under miljøovervåkingen av Mjøsa.

Konsentrasjonene i muskelprøver av fisk ble analysert i perioden 2000–2016, og de viste en betydelig nedgang i løpet av denne perioden (Figur 7) (Fjeld et al. 2013, 2016 og 2017). Nivåene i prøver fra ørret viste at nivåene sank fra 33 ng/g våtvekt i 2004 og til 2 ng/g våtvekt i 2016 – langt under vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) på 167 ng/g våtvekt.



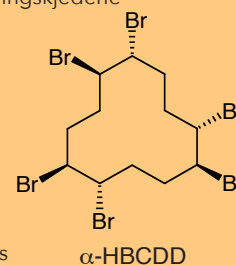
Figur 7. Konsentrasjonen av HBCDD i muskelprøver fra fisk fanget i Mjøsa. Søylene viser midlere konsentrasjoner av summen av isomerene (variantene) α -, β - og γ -HBCDD. Varianten α -HBCDD dominerer i prøvene. Nivåer under kvantifikasjonsgrensen (LOQ) er erstattet med halve grensen.

Faktaboks – HBCDD

Heksabromcyklododekan eller HBCDD er en gruppe forbindelser som har vært benyttet som flammehemmere i ekspanderte/ekstrudert polystyren (EPS/XPS) brukt som isolasjonsplater for bygg og som, i ulik plast, i elektronikk og i møbeltekstiler.

HBCDD er svært stabil i miljøet, akkumuleres i organismers fettvev og biomagnifiseres i næringskjedene (oppkonsentreres via føden).

De tekniske formuleringene av HBCDD er en blanding av tre varianter med ulik romlig konfigurasjon (isomerer): α -, β - og γ -HBCDD. De kommersielle produktene synes å inneholde mest γ -HBCDD. Trolig omdannes



denne i miljøet og i organismene til α -HBCDD – som ofte dominerer i biota og som finnes i økende andel oppover i næringskjedene.

HBCDD kan å være akutt giftig for visse akvatiske organismer. De har også kroniske giftvirkninger selv i lave konsentrasjoner. Reprodiktive, utviklingsmessige og nevrotoksiske effekter er påvist hos pattedyr og fugler.

Ny bruk og produksjon av HBCDD forbudt eller strengt regulert gjennom gjennom den internasjonale avtalen om miljøgifter, Stockholmskonvensjonen. HBCDD er på myndighetenes prioritetsliste for miljøgifter.

I vannforskriften er miljøkvalitetsstandardene (EQS-verdier) for Σ HBCDD (sum av alle isomerer) satt til 1,6 ng/l for vann (årsmiddel), 170 ng/g TS for sediment og 167 ng/g for biota.

HBCDD i sedimenter

Under kartleggingen av PBDE-forurensingene i Mjøsa ble det gjort omfattende undersøkelser av sedimenter. Disse viste tydelig at det lå en viktig forurensingskilde for HBCDD ved Lillehammer (Fjeld et al. 2006).

Konsentrasjonene av Σ HBCDD i Mjøsas overflatesedimenter varierte mellom 0,09–21,3 ng/g tørrstoff (TS). De laveste nivåene fantes ved Minnesund, og de høyeste nivåene ved stasjonene omkring Lillehammer og nord i Mjøsa (Vingrom). Det var også tendenser til forhøyede nivåer på de bynære stasjonene nær Gjovik og Hamar.

Konsentrasjonen i fem daterte sedimentkjerner viste en svært forskjellig utvikling over tid. Ved Vingrom skjedde det en kraftig økning oppover i kjernen. I de nederste sedimentsjiktene her (4–6 cm dyp, datert til 1981–1989) var det ingen påviselige mengder HBCDD. Overflatesjiktet, datert til 2003, hadde derimot en konsentrasjon på 8,7 ng/g TS. Dette er imidlertid betydelig lavere enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) på 172 ng/g TS – som er satt ut fra toksikologiske vurderinger for sedimentlevende organismer. Ved de andre stasjonene var det bare mindre

konsentrasjons-økninger oppover i kjernene, og nivåene nådde aldri over 0,6 ng/g.

Sedimentundersøkelsen viste at de betydeligste utslippene av HBCDD har vært begrenset til Lillehammerområdet, og at forurensningen begynte i løpet av siste halvdel av 1990-tallet.

HBCDD i vann

Ved fire anledninger i 2006 ble det tatt vannprøver i tilløpselvene Lågen, Hunnselva, og Svartelva (Fjeld et al. 2007). Prøvetakingen skjedde under forhold som skulle være representative for henholdsvis vårflom, sommer, høstflom og vinter.

Midlere konsentrasjoner av Σ HBCDD i Svartelva og Lågen var omkring 3 pg/l, mens Hunnselva hadde noe høyere nivåer med et gjennomsnitt på omlag 10 pg/l. Dette er betydelig lavere enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi, årsmiddel) på 1,6 ng/l.

Utover disse analysene er vi ikke kjent med nyere målinger av HBCDD i vannprøver fra Mjøsa.

Kilder til HBCDD

Historisk har trolig tekstilbedriften på Lillehammer vært viktigste kilde til HBCDD-forurensningene i Mjøsa. Disse utslippene ble imidlertid stanset på midten av 2000-tallet. Viktigste kilder i dag er derfor trolig tilførsler fra elver, fra nærmiljøet via avløpsrenseanleggene og atmosfæriske avsetninger på innsjøoverflaten.

Et tilførselsbudsjett for de tre største tilløpselvene og fem renseanlegg, gjort i 2005-2007, konkluderte med deres samlede bidrag var ca. 55 g/år (Fjeld et al. 2007, Fjeld og Enge 2008).

Den viktigste kilden var Lågen med et årlig bidrag på omlag 26 g. Dette utgjør 48 % av samlet tilførsel. Renseanleggenes bidrag var omlag 25 g/år eller 45 %.

Bidraget fra renseanleggene, og da spesielt Lillehammer RA, viste imidlertid en nedadgående trend under denne periode, så tilførslene fra disse er mest sannsynlig vesentlig lavere i dag.

Konklusjoner – HBCDD

Konsentrasjonene av HBCDD i fisk har blitt betydelig redusert fra de ble oppdaget i fisk på begynnelsen av 2000-tallet.

I de pelagiske bestandene av storørret, krøkle og lågåsild er konsentrasjonene vesentlig lavere enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) på 167 ng/g våtvekt.

Konsentrasjonene i sedimenter – og trolig også vann – er lavere enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdi) på henholdsvis 170 ng/g TS og 1,6 ng/l.

De lokale tilførslene gjennom avløpsrenseanleggene er av mindre betydning sammenliknet med tilrenning fra elver.

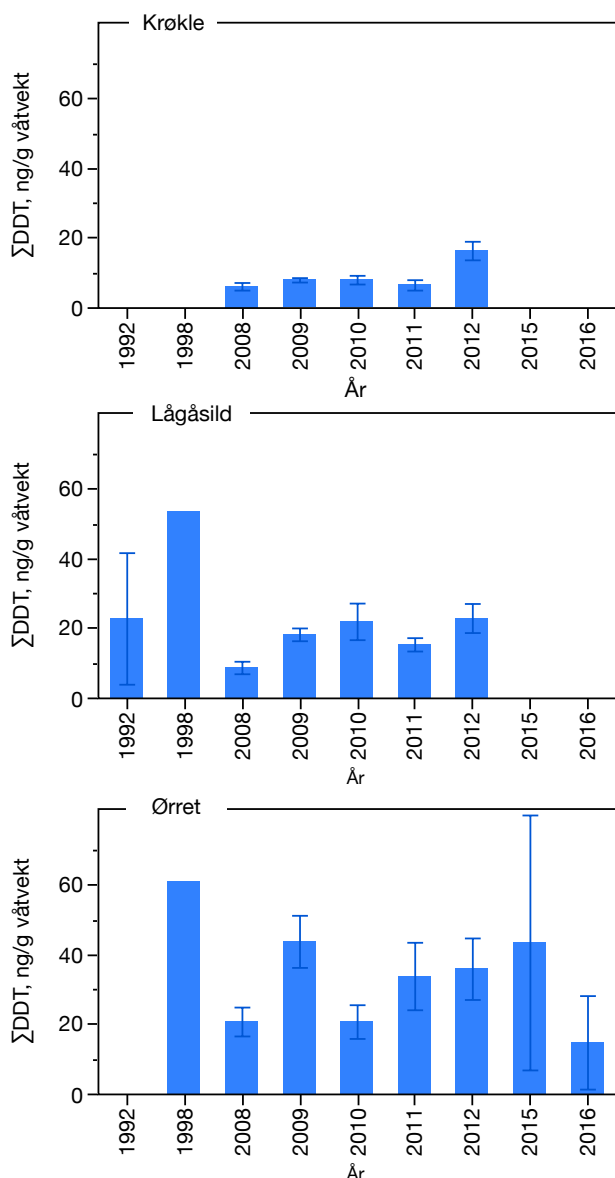
p,p-diklordiphenyl triklormetan – DDT

DDT i fisk

I likhet med PCB har DDT en lang forurensningshistorie i Mjøsa. De første analysene av DDT i Mjøsas vannmiljø ble gjort på en serie prøver av lever fra lågåsild, fanget i 1974-1979 (Brevik 1981). Resultatene viste at Mjøsa var påvirket av lokale tilførsler av DDT.

Undersøkelsen ble gjentatt i 1991, og nivåene i lågåsild syntes ikke å ha endret seg vesentlig siden 1970-tallet (Brevik et al. 1997). Det ble i denne undersøkelsen også inkludert prøver av lakelever. Lake har en stor og fettrik lever, og er derfor en velegnet overvåkningsart for fettløselige organiske miljøgifter. Leverprøvene viste nivåer som var 10-30 ganger høyere enn nivåer fra uforurensede elver og var sammenliknbare med nivåer påvist i Bottenviken (Østersjøen).

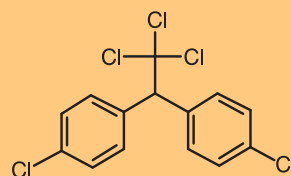
De høye nivåene av DDT i lakelever ble bekreftet i prøver fra 1998 (Fjeld et al. 2001). Da ble det også analysert DDT i



Figur 8. Midlere konsentrasjonen av sum DDT med nedbrytningsprodukter (DDT, DDE og DDD) i muskelprøver fra fisk fanget i Mjøsa. 95 % konfidensintervaller er inntegnet.

Faktaboks – DDT

DDT, eller p,p-diklordiphenyl triklormetan, er et insekt-drepende middelet som ble tatt i bruk like før 2. verdenskrig. Det var i utstrakt anvendelse fram til 1970-tallet. Fortsatt brukes det i flere tropiske land for bekjemping av malaria innomhus. Det er tungt nedbrytbart, svært fettløselig og oppkonsentreres (biomagnifiseres) i næringskjedene.



I naturen brytes DDT ned til en lang rekke produkter, hvorav DDD og DDE er de viktigste. Summen av DDT og nedbrytningsproduktene DDD og DDE kalles i denne rapporten for ΣDDT.

DDT og nedbrytningsproduktene kan ha kroniske, subletale effekter selv i lave doser. De toksiske effektene omfatter blant annet forstyrrelser i reguleringen av kjønns hormoner og reproduktive forstyrrelser. Fortynning av eggeskall og redusert hekkesuksess hos rovfugl er en kjent miljøeffekt av DDT-forurensning.

I Norge ble det lagt sterke begrensninger på bruken av DDT fra 1969 av, og stoffet ble i en mindre grad benyttet i planteskoler fram til 1988, da all lovlig anvendelse opphørte.

Bruk av DDT er forbudt eller strengt regulert gjennom gjennom den internasjonale avtalen om miljøgifter, Stockholmkonvensjonen.

Avrenning fra gamle avfallsdeponier, forurensset grunn og lufttransport er i dag viktigste tilførselskilder.

I vannforskriften er miljøkvalitetsstandardene (EQS-verdier) for ΣDDT satt til 25 ng/l for vann (årsmiddel), 15 ng/g TS for sediment og 609 ng/g for biota.

muskelprøver av ørret og lågåsild (Figur 8). Nivåene i disse var vesentlig lavere enn i lake, mye på grunn av at disse prøvene hadde et mindre fettinnhold. Etter 1998 har DDT i pelagisk fisk (lågåsild, krøkle og ørret) blitt analysert i med ujevne mellomrom i perioden 2008-2016. Nivåene har avtatt siden 1998, men varierer usystematisk det siste ti-året.

Nivåene i ørret fra 2016 med en gjennomsnittsverdi av ΣDDT på 15 ng/g våtvekt ligger vesentlig lavere enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS) for organismer på 609 ng/g våtvekt.

DDT i sedimenter

Undersøkelser av sedimenter i 2005-2007 viste nivåer av ΣDDT i området 1-38 ng/g TS i overflate-sedimentene ved 19 ulike prøvestasjoner (Fjeld et al. 2006, Fjeld 2007). Det ble funnet forhøyede nivåer med en relativt høy andel av ikke-nedbrutt DDT i Furnesfjorden og ved Gjøvik, noe som tydet på

relativt ferske tilførsler. Det ble foretatt en sanering av en forurenset gårdsfylling på Neslandet etter dette.

Nyere undersøkelser av DDT i sedimenter fra Mjøsa har vi ikke, så vi kan ikke utelukke at de mer forurensede områdene i Furnesfjorden fortsatt overskrider vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) for Σ DDT på 15 ng/g TS for sedimenter.

Kilder til DDT

Vi har ingen tilførselsbudsjetter for DDT til Mjøsa, men viktigste kilder i dag er trolig fra forurenset grunn omkring Mjøsa og elvene.

Ut fra undersøkelser av andre større innsjøer med liten eller ingen landbruksaktivitet og fruktdyrking i nedbørfeltene, slik som Femunden, kan vi slutte at langtransporterte atmosfæriske avsetninger er av mindre betydning (Fjeld et al. 2016).

Konklusjoner – DDT

Konsentrasjonene av Σ DDT i fisk har avtatt fra de ble oppdaget i fisk på 1970-tallet.

I bestandene av pelagisk fisk som storørret, krøkle og lågåsild er dagens konsentrasjonene vesentlig lavere enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) på 609 ng/g våtvekt.

Konsentrasjonene i sedimenter i de mer forurensede områdene i Furnesfjorden kan ikke utelukkes å overskride vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdi) på 15 ng/g tørrstoff.

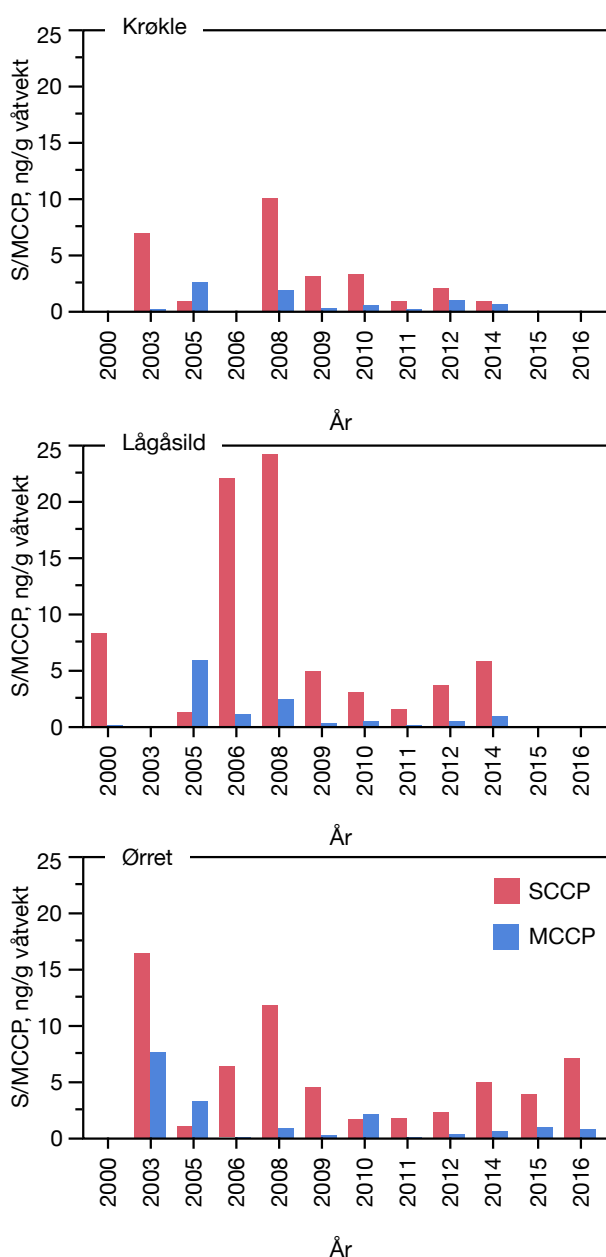
Viktigste kilder i dag er trolig fra forurenset grunn omkring Mjøsa og elvene.

Klorerte parafiner

Klorerte parafiner i fisk

De første analysene av av klorerte parafiner i fisk fra Mjøsa er gjort på lågåsild fanget i år 2000 (Fjeld et al. 2004). Deretter har klorerte parafiner blitt analysert i pelagiske arter fisk med ujevne mellomrom fram til år 2016 (Fjeld et al. 2013, 2015, 2016 og 2017).

Kortkjedede klorerte parafiner (SCCP) fantes i høyere konsentrasjoner enn de mellomkjedede (MCCP). Nivåene av SCCP syntes å ha vært sunket siden midten av 2000-tallet og fram mot 2016, fra omlag 15–20 ng/g våtvekt og til 1–7 ng/g våtvekt (Figur 9). Sammenliknet med vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) for biota på 6000 ng/g er disse nivåene lave. Høyeste konsentrasjon av MCCP på 8 ng/g ble funnet i ørret i 2003, men var ellers i all hovedsak under 1 ng/g-betydelig lavere enn EQS-verdien på 170 ng/g.



Figur 9. Midlere konsentrasjonen av kort- og mellomkjedede klorparafiner (SCCP og MCCP) i muskelprøver fra fisk fanget i Mjøsa.

Faktaboks – Klorerte parafiner

Klorerte parafiner er en stor stoffgruppe som framstilles ved å kjemisk binde klor til parafiner eller alkaner (kjedede hydrokarboner). De brukes som myknere og brannhemmende midler i plast, maling, gummimasse, fugeskum og som høytrykksadditiver i kjøle- og smøremidler i metallbearbeidende industri.

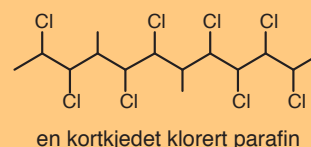
Klorerte parafiner deles inn etter kjedens lengde og klorinnhold (40–70 % av molekylvekten). Det er de såkalte kortkjedede (Short Chained Chlorinated Paraffins, SCCP) og mellomkjedede (Medium Chained Paraffins, MCCP) som miljømessig har mest uheldige egenskaper. Kommersielle blandinger av

kortkjedede klorparafiner består av C10–C13

kjeder, mens

mellomkjedede

klorparafiner består av C14–C17 kjeder.



Klorerte parafiner er kjemisk relativt stabile og brytes langsomt ned i naturen. Kortkjedede klorerte parafiner har omlag samme molekylvekt og fysiske egenskaper (fettløselighet, vannløselighet, damptrykk) som flere andre persistente klororganiske miljøgifter. De har derfor et potensiale for atmosfærisk langtransport og å kunne bioakkumulere.

Klorerte parafiner antas å ha kreftframkallende og andre toksiske egenskaper. Kortkjedede klorparafiner er forbudt å benytte i Norge og både kort- og mellomkjedede klorparafiner står oppført på myndighetenes prioritetsliste.

Avrenning fra gamle avfallsdeponier, forurensset grunn, avløpsrensaneanlegg og lufttransport er i dag viktigste tilførselskilder.

Det er satt miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier) for kortkjedede klorparafiner i vannforskriften: 400 ng/l for vann (årsmiddel) og 6000 ng/g våtvekt for biota. For mellomkjedede klorparafiner er EQS-verdiene: 50 ng/L for vann, 170 ng/g våtvekt for biota og 4600 ng/g TS for sediment.

Klorerte parafiner i sedimenter

Undersøkelser av overflatesedimenter i 2005–2007 (Fjeld et al. 2006) viste at enkelte områder utenfor byene områder hadde markert forhøyede verdier, noe som indikerer lokale tilførsler fra forurensset overflatevann. Ved Lillehammer var konsentrasjonene av SCCP og MCCP henholdsvis 730 og 880 ng/g tørrstoff (TS). Tilsvarende tall for Hamar var 650 og 470 ng/g TS, og for Gjøvik 370 og 200 ng/g TS.

Konsentrasjonen utenom de bynære områdene var vesentlig lavere, vanlig forekommende nivåer for sum S/MCCP lå i området 10–20 ng/g TS. Dette viser at utslippene i de bynære områdene i første rekke har gitt lokale effekter og ikke ført til betydelige forurensninger av sedimentene i Mjøsas dypområder.

For SSCP har vi ingen miljøkvalitetsstandard (EQS) for sedimenter, men for MCCP overskred ingen av sedimentprøvene EQS-verdien på 4600 ng/g TS.

Daterte sedimentkjerner viste at det ved Brumunddal på slutten av 1990-tallet må ha vært en lokalt viktig kilde for klorerte parafiner, men at tilførslene deretter må ha blitt betydelig redusert.

Kilder til klorerte parafiner

Lokale tilførsler av klorparafiner gjennom de kommunale renseanleggene antas å være en viktig kilde for Mjøsa, og tilførselsbudsjetter for 2006-2007 viser at årlige tilførsler av SCCP og MCCP var henholdsvis 1,2 kg og 0,7 kg. Anslaget for MCCP er imidlertid noe usikkert da mange av analyse-resultatene var under metodens deteksjonsgrense.

Vi har dessverre ingen oversikt over tilførselen av klorerte parafiner med vannet fra innløpselvene, og for atmosfæriske tilførsler mangler vi også kunnskap. Betydningen disse to eksterne kildene har i forhold til renseanleggenes kan derfor ikke vurderes.

Konklusjoner – Klorerte parafiner

Konsentrasjonene av klorerte parafiner i fisk har avtatt fra de ble først målt på begynnelsen av 2000-tallet.

I bestandene av pelagisk fisk som storørret, krøkle og lågåsild er dagens konsentrasjonene vesentlig lavere enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi), som for kortkjedede klorparafiner (SCCP) er på 6000 ng/g våtvekt og langkjedede er på 170 ng/g våtvekt.

Samtlige sedimentprøver var undervannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) for MCCP på 4600 ng/g tørrstoff.

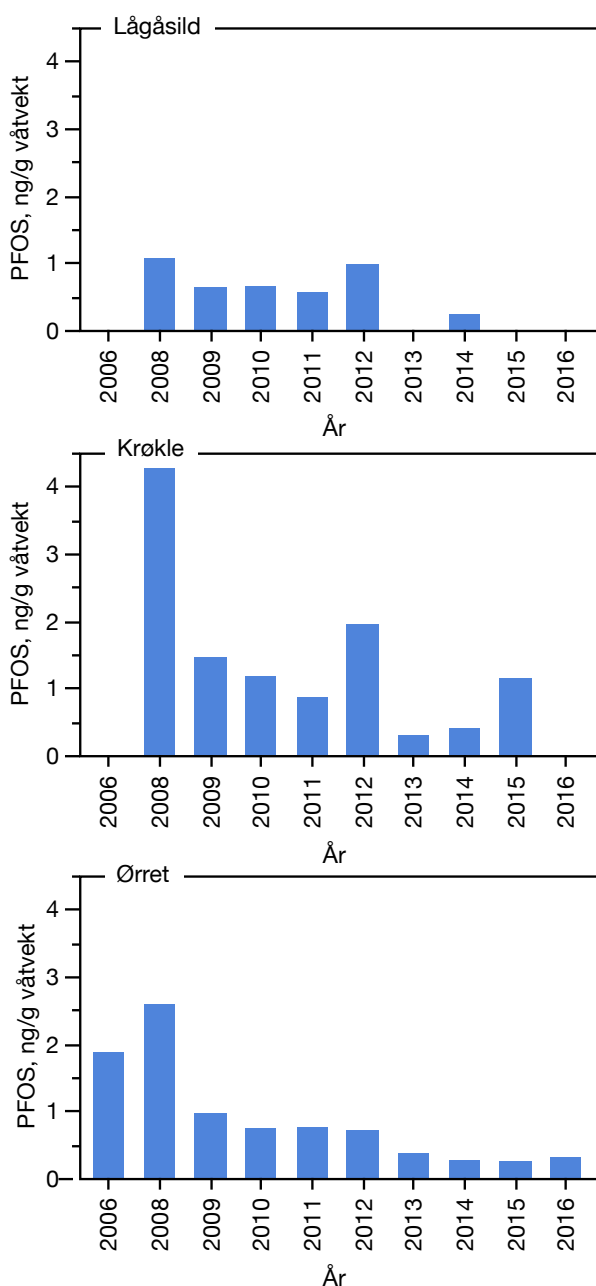
Viktigste kilder i dag er trolig lokale og tilføres gjennom kommunale renseanlegg og fra overflatevann fra byområder.

Perfluorerte alkylerte substanser – PFAS

PFAS i fisk

Forbindelsen PFOS er den enkeltforbindelsen av PFAS som oftest finnes i høyest konsentrasjon i fisk. I Mjøsa ble PFAS for første gang analysert i fisk i 2006, og PFOS ble da påvist i en muskelprøve av ørret med en konsentrasjon på 1,9 ng/g våtvekt (Bakke et al. 2007).

Deretter har PFAS i muskelprøver av pelagisk fisk vært målt i perioden 2008–2016 (Figur 10 (Fjeld et al. 2017)). For ørret, hvor vi har den mest komplette tidsserien, har nivåene av PFOS tydelig avtatt siden 2008 og til 2016, fra 2,6 til 0,3 ng/g våtvekt. Det vil si at dagens nivå er betydelig lavere enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandard på 9,1 ng/g våtvekt.



Figur 10. Midlere konsentrasjonen av PFOS i muskelprøver fra fisk fanget i Mjøsa.

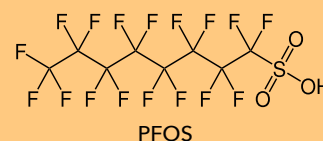
Nivåene av andre PFAS-forbindelser i muskelprøver av ørret fra 2016 var også lavt, de fleste under metodens kvantifiseringsgrense. Kun for de langkjedede perfluorerte karboksylsyrene PFTdA og PFUdA ble det påvist kvantifiserbare konsentrasjoner over grensen med nivåer på 0,3–0,4 ng/g våtvekt.

Faktaboks – PFAS

PFAS (per- og polyfluorerte alkylsubstanser) er en stor gruppe syntetiske stoffer bestående av en fluoreret karbonkjede (alkylgruppe) som avsluttes med en såkalt funksjonell endegruppe.

Den fluorente alkylkjeden er vannskyende (hydrofob), mens den funksjonelle endegruppen som regel er ladet eller ionisk og er vannelskende (hydrofil). PFAS-forbindelsene er derfor overflateaktive stoffer, hvor den hydrofile gruppen orienterer seg mot vannfasen, mens den fluorente, hydrofobe kjeden peker ut fra vannfasen. Dette gjør at de kan danne en vann- og fettavstøtende overflate når de brukes til å behandle eller tilsettes ulike produkter.

PFAS har eller har hatt en vid anvendelse i en rekke produkter, så som brannskum, smuss- og vannavstøtende



impregneringsmidler, engangsemballasje for matvarer, ski-glider, kosmetikk, skumdempende middel i galvaniseringsindustri og i produksjonen av halvledere.

Den fluorente kjeden i PFAS er ekstremt lite nedbrytbar i naturen. Flere av forbindelsene, særlig de med alkylkjede på seks karbonatomer eller flere, kan biomagnifisere eller oppkonsentreres i organismene gjennom føden. I organismene finnes de særlig anriket i blod og blodrikt vev som lever og nyrer, samt i galle.

Flere av PFAS-forbindelsene har helse- og miljøskadelige egenskaper, de kan virke hormonforstyrrende, kreftfremkallende og påvirke immunsystemet.

Bruken av de mest skadelige enkeltforbindelsene som PFOS og PFOA, og forbindelser som kan brytes ned til disse, er strengt regulert i EU og gjennom den internasjonale miljøavtalen Stockholmkonvensjonen. Flere andre langkjedede forbindelser står også på norske miljømyndigheters prioritetsliste.

PFAS kan spres globalt med vann- og luftstrømmer, mens lokale kilder kan være avrenning fra brannøvningsfelt med forurenset grunn, industriutslipp, kommunale renseanlegg, avfallsdeponier og befolkningens generelle bruk.

Miljøkvalitetsstandardene (EQS-verdier) i vannforskriften er for PFOS satt til 0,65 ng/l for vann (årsmiddel), 9,1 ng/g våtvekt for organismer og 2,3 ng/g TS for ferskvannssediment. Tilsvarende for PFOA er 9100 ng/l for vann (årsmiddel), 91 ng/g våtvekt for biota og 713 ng/g TS for ferskvannssediment.

PFAS i sedimenter

I 2017 ble det analysert fem prøver av overflatesedimenter fra Mjøsa. Av de 38 analyserte enkeltforbindelsene ble de kun for PFOS påvist kvantifiserbare konsentrasjoner med nivåer i området <0,1–0,25 ng/g tørrstoff (TS) (Jartun et al. 2018). Dette er betydelig lavere enn miljøkvalitetsstandarden på 2,3 ng/g TS.

PFAS i vann

I 2017 ble fem vannprøver fra Mjøsa analysert for PFAS, og ingen prøver hadde konsentrasjoner over kvantifikasjons-grensene for noen av de 38 analyserte enkeltforbindelsene (<0,3–5 ng/l) (Jartun et al. 2018). For PFOS var kvantifikasjons-grensen på 0,1 ng/l, som er vesentlig lavere enn miljøkvalitetsstandarden på 0,65 ng/l.

Kilder til PFAS

Vi har ingen tilførselsbudsjetter for PFAS til Mjøsa, men nivåene og sammensetningen av PFAS er ikke spesielt forskjellig enn de vi finner i fisk fra Femunden - en sjø som har få med lokale kilder for PFAS. Viktigste kilder i dag er trolig langtransporterte atmosfæriske avsetninger, og fra befolkningen gjennom kommunale renseanlegg og fra overflatevann fra byområder.

Konklusjoner – PFAS

Konsentrasjonene av forbindelsen PFOS i muskelprøver av ørret har avtatt fra 2008 og til 2016, fra 2,6 til 0,3 ng/g våtvekt.

I bestandene av pelagisk fisk som storørret, krøkle og lågåsild er dagens konsentrasjonene vesentlig lavere enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi), som for PFOS er på 9,1 ng/g våtvekt. For PFOA har det ikke blitt påvist kvantifiserbare konsentrasjoner.

Samtlige sedimentprøver og vannprøver tatt i 2017 var under vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) for PFOS på 4600 ng/g tørrstoff.

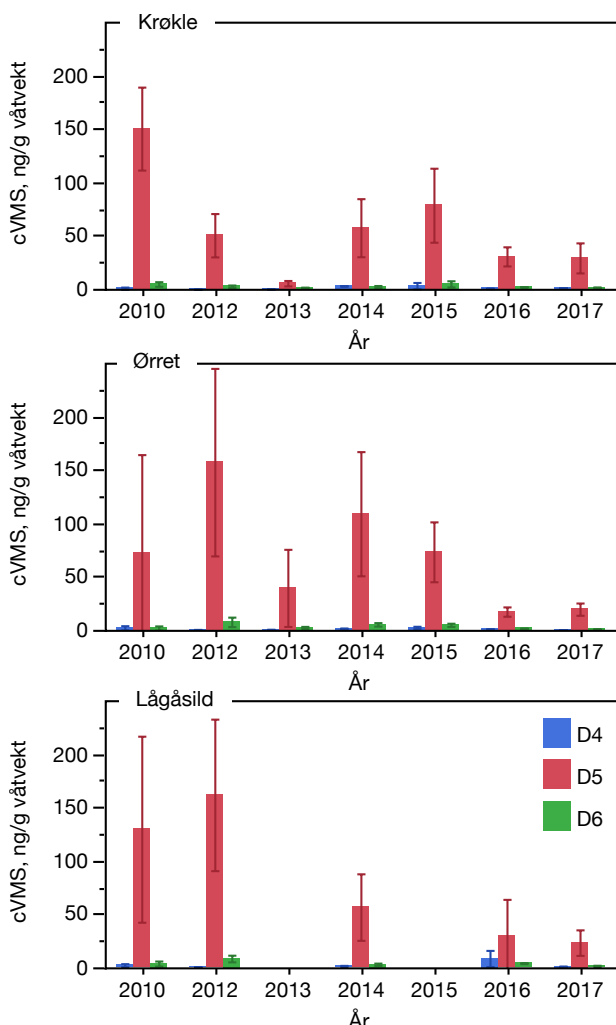
Viktigste kilder i dag er trolig langtransporterte atmosfæriske avsetninger, og fra befolkningen gjennom kommunale renseanlegg og fra overflatevann fra byområder.

Siloksaner

cVMS i fisk

De første detaljerte undersøkelsene over forekomsten av siloksaner i norske innsjøer, gjort i 2010 og 2012, konkluderte med at forbindelsene D5 og D6 biomagnifiserte eller ble oppkonsentrert i Mjøsas pelagiske næringsnett (Borgå et al. 2012 og 2013a). Disse såkalte sykliske, volatile metylsiloksanene (cVMS) hadde da av industrien vært holdt som miljømessig uproblematisk forbindelse. Resultatene vekket oppsikt, både nasjonalt og internasjonalt, og norske miljømyndigheter inkluderte disse forbindelsene i sitt overvåkningsprogram for Mjøsa og andre store innsjøer (Fjeld et al. 2017, Jartun et al. 2018).

I miljøet dominerer D5 i forekomsten av cVMS-forbindelsene. I Mjøsa synes nivået av D5 å ha sunket siden 2012 (Figur 11). For ørret, som har de høyeste konsentrasjonene blant pelagisk fisk, sank nivået fra omlag 160 til 20 ng/g våtvekt i denne perioden. Her må vi imidlertid ta et visst forbehold da analysene i 2010 og 2012 er gjort på et annet laboratorium (Stockholm Universitet) enn de øvrige (NILU). Da dette ikke er uproblematisk kjemiske analyser – og som fortsatt er under utvikling – så kan resultatene avvike noe mellom laboratorier og over tid. Nivåene i fisk er vesentlig lavere enn vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) på 15,2 µg/g våtvekt.



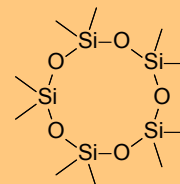
Figur 11. Midlere konsentrasjoner ($\pm$ 95 % konfidensintervall) av ulike siloksaner (cVMS: D4, D5 og D6) i muskelpåver fra Mjøsa fanget i perioden 2010-2017.

Faktaboks – Siloksaner, cVMS

Siloksaner er kjemiske forbindelser bygget opp som en kjede med silisium- og oksygenatomer (-Si-O-Si-), og hvor silisiumatomet i tillegg har bundet til seg to grupper av hydrokarboner (alkaner) eller hydrogen. Navnet er en forkortelse for byggesteinene silikon, oksygen og alkan.

Siloksaner kan være enkle rettlinjede molekyler, forgreinede eller ringformede (sykliske). De har en vid anvendelse som både råmateriale for forskjellige silikonforbindelser og ellers i en rekke produkter.

En gruppe siloksaner kalles sykliske, volatile metylsiloksaner (cVMS). De tre vanligste betegnes D4, D5 og D6. Disse er mye brukt i bl.a. i



D5 – dekametylcyclopentasiloksan

kosmetikk og personlige pleieprodukter, rengjøringsmidler, bilpleiemidler og andre forbrukerprodukter. I kosmetikk og personlige pleieprodukter bidrar de til å spre de påførte ingrediensene og gjøre produktet glatt og mykt.

cVMS-forbindelsene er flyktige og spres med både vann og luft. De er persistente i miljøet (brytes sakte ned) og kan ha miljøskadelige egenskaper. Det er særlig deres mulige langtidseffekter som er av bekymring. D4 er klassifisert som reproduksjonsskadelig, da det mistenkes for å kunne skade forplantningsevnen. De er svært fettløselige og akkumuleres særlig i organismenes fettvev. Det er vist at både D5 og D6 kan oppkonsentreres i akvatiske næringskjeder (biomagnifisere).

D4, D5 og D6 står på norske miljømyndigheters prioritetsliste, og det er et nasjonalt mål å stanse utslippene innen 2020. EU har vedtatt å forby D4 og D5 i personlige pleieprodukter som vaskes av ved vanlig bruk, som for eksempel sjampo, balsam og såpe fra 2020.

I vannforskriften er miljøkvalitetsstandardene (EQS-verdier) for D5 satt til 1,7 µg/l for vann (årsmiddel), 44 µg/g TS for sediment og 15,2 µg/g våtvekt for biota.



Stor ørret i Mjøsa har hatt forholdsvis høye nivåer av siloksanene D5 og D6. Forbindelsene oppkonsentreres gjennom føden i næringskjeden.

cVMS i sedimenter

I 2012 ble det analysert for cVMS i fem sedimentprøver (stabile overflatesedimenter, 0-1 cm sjikt) fra ulike deler av Mjøsa. D5 dominerte i prøvene og konsentrasjonene varierte mellom 6-335 ng/g tørrstoff (TS), høyest i de dypere områdene (120 m) utenfor Gjøvik og lavest ved Ottestad nær HIAS (Borgå et al. 2013b). Til sammenlikning er det rapportert om konsentrasjoner i området 30-900 ng/g TS ved fem prøvestasjoner i indre Oslofjord, tatt i 2011- 2014, hvor de høyeste konsentrasjonene ble funnet nær utløpet av renseanlegget til VEAS (Schøyen et al. 2016).

I 2015 ble det tatt fem sedimentprøver langs et transekt fra utslippet til HIAS 'renseanlegg ved Ottestad og sørover mot Gilhusstranda, på relativt grunt vann (25-35 m). Konsentrasjonene av D5 varierte mellom 3-10 ng/g TS, høyest nærmest HIAS og avtagende videre sørover (van Bavel et al. 2016).

I 2017 ble det igjen tatt sedimentprøver fra ulike deler av Mjøsa, og de ble analysert for cVMS (Jartun et al. 2018). Nivåene påvist da var tildels betydelig lavere enn i 2012, men prøvestasjonene var ikke de samme. Konsentrasjonene av D5 var da fra under metodens deteksjonsgrense (< 0,1 ng/g TS) og opp til 1,8 ng/g TS. En slik vesentlig reduksjon over 5 år synes påfallende, og slike funn bør helst verifiseres med nye undersøkelser.

Ingen av sedimentprøvene hadde konsentrasjoner som oversteg vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) på 44 µg/g TS.

cVMS i vann

I likhet med en rekke andre organiske miljøgifter er konsentrasjonene av cVMS i naturlig ferskvann såvidt lave at det er metodiske problemer med å fastslå nivåene.

I undersøkelsen fra 2017 ble det tatt fem vannprøver fra Mjøsas overflatevann, men ingen av prøvene hadde konsentrasjoner over metodens deteksjonsgrenser (Jartun 2018). For D5 var denne grensen på 0,9 ng/l.

Kilder til cVMS

Undersøkelser av store innsjøer i sørøst-Norge indikerer sterkt at lokale tilførsler fra avløpsrenseanleggene er en viktig forurensningskilde for cVMS til Mjøsa (Borgå et al. 2013a og b, van Bavel et al. 2016, Fjeld et al. 2017).

Vi har ingen tilførselsbudsjetter for cVMS til Mjøsa, men prøver av avløpsvann fra renseanleggene HIAS og Rambekk tatt i 2015 viser konsentrasjoner av D5 i området 24-147 ng/l. Konsentrasjonene av D5 i produsert slam var høye, i området 5800-8100 ng/g TS, hvilket innebærer at renseanleggene tilføres betydelige mengder D5 som i stor grad fjernes gjennom renseprosessene. Et grovt anslag for et samlet utslipp av D5 til Mjøsa for disse to anleggene, basert på median konsentrasjon i utløpsvannet og årlig vanntilførsel, er ca. 730 g/år².

Andre siloksaner

I undersøkelsen til van Bavel et al. (2016) ble det også analysert for andre typer siloksaner.

Tris(trimetylsiloksy)fenylsilan (M3T) ble funnet i flere av sedimentprøvene fra Mjøsa og i fisk hvor de biomagnifiserte. Nivåene var imidlertid lave.

De fluorente siloksanene 2,4,6-trimetyl-2,4,6-tris (3,3,3-trifluorpropyl) -syklotrisiloksan (D4F) og 2,4,6,8-tetrametyl 2,4,6,8 N'-tetrakis (3,3,3-trifluorpropyl)-syklotetrasiloksan (D3F) ble funnet i lave konsentrasjoner i avløpsvann (D3F) og av sigevannprøver fra deponer.

Konklusjoner – Siloksaner

Siloksanene D5 og D6 er vist å biomagnifisere i Mjøsas pelagiske næringsnett, og D5 finnes med de høyeste nivåene.

Konsentrasjonene av D5 syns å ha minsket siden 2012 til 2017, fra omlag 160 til 20 ng/g våtvekt.

Hverken fisk eller sedimenter overskrider vannforskriftens EQS-verdier for D5 på henholdsvis 15,2 µg/g våtvekt og 44 µg/g TS.

Nivåene av lineære siloksaner i Mjøsas miljø synes å være lav.

Hovedkildene til siloksaner antas å være lokale og de tilføres Mjøsa gjennom avløpsrenseanleggene.

² Feil tilførselsberegninger er gitt i van Bavel et. al. (2016), her er utslippene trolig overestimert med en faktor på 1 000.

Bisfenoler

Bisfenol A i fisk

Bisfenol A har med ulike mellomrom blitt analysert i prøver av fisk fra Mjøsa (Figur 12). Første undersøkelse var i 2003, og nivåene i muskelprøver av lågåsild, krøkle, gjedde og ørret var lave og lå i området 2–6 ng/g våtvekt (Fjeld et al. 2004a).

I 2013 ble det igjen analysert i ørret, og nivåene var da vesentlig høyere med en midlere konsentrasjon på 50 ng/g våtvekt (Thomas et al. 2014).

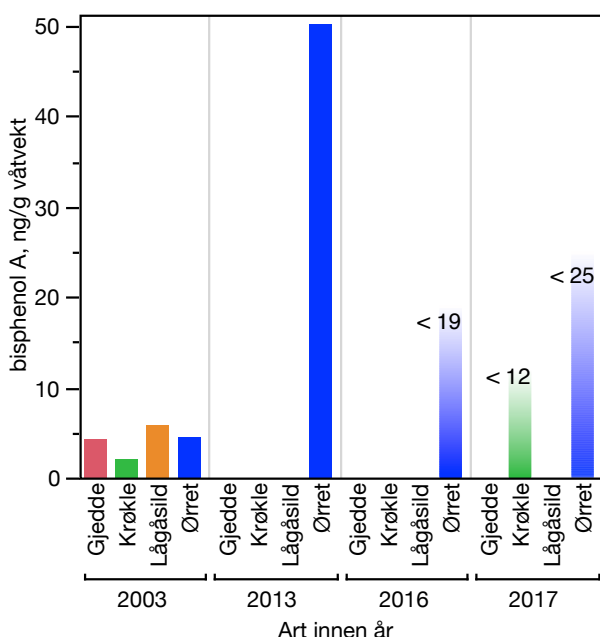
I 2016 ble det igjen analysert i ørret, men metoden benyttet da hadde en så høy kvantifikasjonsgrense, 19 ng/g våtvekt, at nivåene ikke kunne bestemmes nærmere (Fjeld et al. 2017).

I 2017 ble det analysert i ørret, krøkle og lågåsild, men igjen var kvantifikasjonsgrensene så høye at nivåene ikke kunne bestemmes nærmere (Jartun et al. 2018). Kun for én av 15 ørretprøver kunne nivået bestemmes (41 ng/g våtvekt), mens det kun for to av 10 krøkleprøver ble funnet nivåer over grensen (14 og 16 ng/g våtvekt). Ingen lågåsild hadde nivåer over kvantifikasjonsgrensen (60 ng/g våtvekt).

Basert på disse sporadiske analysene er det vanskelig å si noe sikkert om utviklingen av bisfenol A i fisk fra Mjøsa, men såfremt analyseresultatene for 2013 for ørret er korrekte og prøvene ikke har blitt kontaminert, så har nivåene i denne arten avtatt siden da.

Bisfenol A i sedimenter

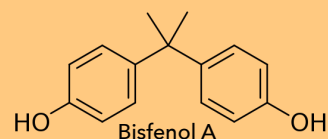
I en omfattende sedimentundersøkelse i 2005–2006 (Fjeld et al. 2006) ble det analysert for bisfenol A i overflatesedimenter fra 26 ulike prøvestasjoner i Mjøsa. Midlere konsentrasjon var 18 ng/g tørrstoff, men spredningen i nivåene var svært stor, fra 1 til 106 ng/g tørrstoff. De høyeste nivåene ble funnet utenfor de bynære områdene, særlig ved Lillehammer og utenfor Hunnselva ved Gjøvik.



Figur 12. Midlere konsentrasjoner av bisfenol A i muskelprøver av fisk fra Mjøsa. For 2016 og 2017 var konsentrasjonene i all hovedsak under de angitte kvantifiseringsgrensene.

Faktaboks – bisfenoler

Bisfenoler er en gruppe kjemiske forbindelser som bygget opp av to hydroksyfenylgrupper eller «fenoler». Det finnes mange forskjellige bisfenoler på markedet, og av disse er bisfenol A (BPA) er det mest kjente. Stoffene brukes hovedsakelig for framstilling av plasttyper som polycarbonat og epoxy. BPA-basert plast er gjennomsiktig og bestandig, og blir brukt i mange vanlige forbruksvarer som drikkeflasker, sportsutstyr, belegg i hermetikkbokser, leker, CD-er og DVD-er. Bisfenol A brukes også i kosmetikk og visse papirtyper for termiske printere («kassalapper»).



Bisfenol A kan påvirke omsetningen av hormonene østrogen og tyroksin. Det antas å ha miljø- og helseskadelige effekter ved blant annet å forstyrre reproduksjon og påvirke nervesystemet, samt promotere bryst- og testikkelkreft. Det mistenkes også å ha effekter på overvekt og regulering av blodsukkeret.

Kilder til bisfenoler i naturen er utslipp fra industri, befolkningen gjennom kommunale renseanlegg, avfallsdeponier, forbrenning av husholdningsavfall og nedbrytning av plast i miljøet.

Bisfenol A står på norske miljømyndigheters prioritetsliste og er også under regulering i EU. Andre typer bisfenoler, som industrien bruker som erstatningsstoffer, mistenkes også å være miljøskadelige og er under vurdering.

I vannforskriften har det blitt satt miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier) for bisfenol A for ferskvann og ferskvannsedimenter med henholdsvis 1500 ng/l og 11 ng/g tørrstoff.

I fem daterte sedimentkjerner fra samme undersøkelse var det ingen entydige trender i konsentrasjonen av bisfenol A oppover i kjernene, unntatt for en stasjon utenfor Brumunddal. Her var det en kraftig avtagende tendens, fra en maksimal konsentrasjon på 56 ng/g i sjiktet 5–6 cm (datert til 1978) og til omlag 4–5 ng/g i de to øvre 1 cm sjiktene (datert til 1999 og 2003). Dette viser at de lokale tilførselene av bisfenol A til Furnesfjorden hadde avtatt i løpet av de siste 25 år.

To prøver tatt i 2013 utenfor avløpsrenseanlegget til HIAS ved Ottestad og lengre sør ved Gillundstranda, viste lave nivåer av bisfenol A med henholdsvis 2 og 3 ng/g tørrstoff (Thomas et al. 2014). I 2017 viste fem prøver tatt spredt i Mjøsa ingen nivåer over metodens kvantifikasjonsgrense på 15 ng/g tørrstoff (Jartun et al. 2018).

Vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS) for bisfenol A er 11 ng/g tørrstoff. Dette er under kvantifikasjonsgrensen for undersøkelsen i 2017, og tatt i betraktning den store variasjonen som ble påvist i undersøkelsen fra 2006–2007 ser vi ikke bort fra at vi kan finne nivåer høyere enn EQS-verdien i de mer belastede områdene i Mjøsa.

Bisfenol A i vann

Fem vannprøver fra ulike deler av Mjøsa, tatt i 2017, ble analysert for bisfenol A (Jartun et al. 2015). Prøvenes innhold varierte kraftig, fra <15 ng/l til 2230 ng/l. Årsaken til denne store variasjonsbredden er uvisst, men såfremt noen av prøvene inneholdt plastpartikler kan det forklare fenomenet. Alternativt kan prøvene ha blitt kontaminert forut for analysene. Slike sprikende resultater bør derfor helst bekreftes med nye studier før man trekker generelle konklusjoner fra dem.

Resultatene fra denne undersøkelsen står i skarp kontrast til undersøkelsen til Fjeld et al. (2006) hvor midlere konsentrasjoner i de tre hovedinnløpselvene Lågen, Svartelva og Hunnselva var. 2,4-4,7 ng/l. Disse er basert på fire prøvetakinger fra hver elv gjennom året. Det ble her benyttet en høyvolums vannprøvetaker som samlet opp partikulær og oppløst fase av organiske miljøgifter fra omlag 200 l vann. Til sammenlikning er miljøkvalitetsstandarden (EQS-verdien) for bisfenol A i ferskvann satt til 1500 ng/l.

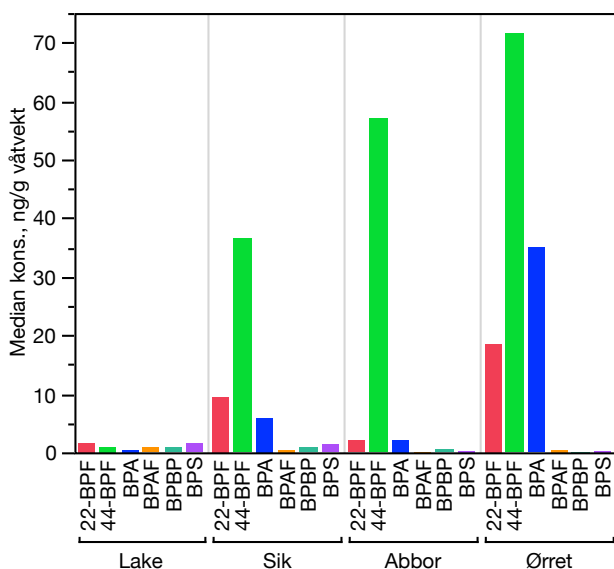
Tilførsler av bisfenol A

Mjøsa har mottatt bisfenol A fra både lokale kilder og gjennom langtransporterte atmosfæriske avsetninger.

Et tilførselsbudsjett for bisfenol A for de tre største tilløpselvene og fem renseanlegg ble beregnet i 2005-2007 (Fjeld et al. 2007, Fjeld og Enge 2008). Samlet årlig tilførsel av bisfenol A til Mjøsa fra disse kildene ble anslått til 22,5 kg. Elvene syntes å være den dominerende tilførselskilden med et samlet bidrag på 19,7 kg. Lågen var den viktigste enkeltkilde med et årlig bidrag på 18,5 kg eller ca. 82 % av samlet tilførsel.

Renseanleggenes samlede bidrag på 2,8 kg utgjorde 12 % av tilførselene, hvorav HIAS RA var viktigste kilde med 1,35 kg. Atmosfæriske avsetninger av bisfenol A ble ikke beregnet i denne studien.

I 2013 ble det analysert for bisfenol A i fire stikkprøver av utløpsvannet fra renseanlegget til HIAS (Thomas et al. 2014). Nivåene varierte kraftig, fra <1,3 ng/l til 4600 ng/l. En



Figur 13. Median konsentrasjon av ulike bisfenoler i prøver av fisk fra Mjøsa, fanget i 2013. For ørret er det målt i muskelpreøver (filet), for de øvrige artene er det målt i bløtvev (muskel og innvoller).

undersøkelse fra 2017 viste en konsentrasjon på 1800 ng/l (Konieczny et al. 2017). Dette var prøver som hver var oppsamlet gjennom et døgn. Til sammenlikningen var middelkonsentrasjonen i avrenningen fra HIAS i 2006-2007 på 147 ng/l, med en spredning på 94-670 ng/l. Dette var imidlertid basert på volumveide ukeblandprøver, og ikke døgnprøver som i de seinere undersøkelsene.

Undersøkelsene fra renseanleggene viser at nivåene av bisfenol A kan variere betydelig gjennom tid, så noen få stikkprøver basert på døgnmålinger er ikke tilstrekkelig til å konkludere med at tilførselene fra renseanleggene har endret seg vesentlig siden undersøkelsen i 2006-2007.

Andre bisfenoler

Andre bisfenoler har blitt tatt i bruk som erstatningsstoffer for bisfenol A. I undersøkelsen fra 2013 ble det også analysert på bisfenolene F, BP og S (BFF, BPBP og BPS) (Thomas et al. 2014). I fisk ble gjort funn av alle bisfenolene, og særlig var nivåene av bisfenol F høye og overgikk nivåene av bisfenol A. Det var særlig isomeren 44-BPF som ble funnet i høye nivåer i sik, abbor og ørret. Lake hadde lave nivåer av alle bisfenolene. Nivåene kunne variere mye mellom individene innen hver art, så i Figur 13 har vi vist medianverdiene (konsentrasjonen som deler et sortert datasett i to like store deler). For sik, abbor og ørret var mediankonsentrasjonene av 44-BPF henholdsvis 37, 57 og 72 ng/g våtvekt. For ørret ble det analysert i prøver av filet, mens for de andre artene ble det brukt bløtvev, dvs. fileten og indre organer hvor mage og tarm var tømt for innhold.

Disse resultatene står i kontrast til undersøkelser i 2016 (Fjeld et al. 2017 og 2017 (Jartun et al. 2018) hvor bisfenol A og andre «nye bisfenoler» knapt ble påvist i kvantifiserbare mengder. Vannprøver fra denne undersøkelsen i 2017 viste også lave konsentrasjoner av bisfenoler.

Analysen av to sedimentprøver tatt utenfor avløpsrenseanlegget til HIAS ved Ottestad og sør for dette viste at nivåene av de to isomere av bisfenol F hver var i området 15-47 ng/g tørrstoff, dvs. betydelig høyere enn bisfenol A (2-3 ng/g tørrstoff) (Thomas et al. 2014). I avløpsvann fra HIAS var nivåene av bisfenol A og F omlag like store, men varierte mye fra prøve til prøve.

Konklusjoner – Bisfenoler

Konsentrasjonene av bisfenoler i fisk varierer mye mellom de forskjellige undersøkelsene, og det er derfor knyttet stor usikkerhet til nivåene. De siste undersøkelsene fra 2016 og 2017 viste svært lave nivåer av både bisfenol A og andre nye bisfenoler.

Tilførselsbudsjetter for renseanleggene og tilførselselvene i 2006-2007 viser at Lågen var viktigste kilde for bisfenol A til Mjøsa. Avløpsrenseanleggene er også en viktig sekundær kilde til både bisfenol A og andre «nye» bisfenoler som brukes som erstatningsstoffer.

Undersøkelser av sedimenter viser stor lokal variasjon av bisfenol A, og det er ikke usannsynlig at de mer belastede områdene overskrider vannforskriftens miljøkvalitetsstandard på 11 ng/g tørrstoff.

Ftalater, DEHP

DEHP i fisk

Det har blitt analysert for DEHP i fisk fra Mjøsa ved to anledninger. Første gang i 2006, og det ble da i en blandprøve av ørretfilet påvist en konsentrasjon nær 250 ng/g våtvekt (Bakke et al. 2007). I 2016 ble DEHP igjen inkludert i Mjøsovervåkingen, og konsentrasjonene i tre blandprøver av ørretfilet var i området 18 -90 ng/g våtvekt (Fjeld et al. 2017). I vannforskriften finnes det imidlertid ingen miljøkvalitetsstandard å sammenlikne disse nivåene med.

DEHP i sedimenter

I undersøkelsen fra 2006 ble det analysert en DEHP ni en sedimentprøve fra Mjøsa, tatt utenfor Vingrom (Bakke et al. 2007). Det ble da rapportert om en konsentrasjon på 280 ng/g tørrstoff, vel under miljøkvalitetsstandarden på 2900 ng/g tørrstoff. Andre undersøkelser av DEHP i sedimenter fra Mjøsa kjenner vi ikke til.

DEHP i vann fra Mjøsa og renseanlegg

Vi kjenner ikke til analyser av ftalater i vann fra selve Mjøsa.

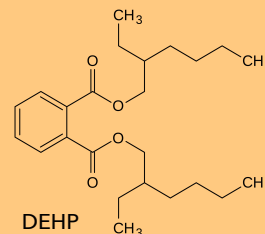
Ved større renseanleggene (> 50 000 personekvivalenter i henhold til [forurensingsforskriften](#)) skal det imidlertid måles DEHP i avløpsvannet, og for Lillehammer RA har det vært rapportert om et gjennomsnittlig nivå i utløpsvannet på omlag 90 ng/l for 2013 (DIO 2014). Dette er betydelig lavere enn miljøkvalitetsstandarden for ferskvann på 1300 ng/l.

Tilførsler av DEHP

Vi har ingen tilførselsbudsjetter for DEHP til Mjøsa, men renseanleggene kan påregnes å være viktigste lokale kilde.

Faktaboks – Ftalater

Ftalater er en gruppe kjemikalier som er bygget opp med estere av ftalatsyre som grunnkjellet. De brukes i stor grad som mykgjørere i polymerer som plast og syntetisk gummi, og da særlig PVC. De finnes i en rekke forbrukerprodukter som leker, maling, hefte- og smøremidler, emballasje og byggematerialer, personlige pleieprodukter, elektronikk og medisinsk utstyr. Derved har de blitt en uunngåelig del av vårt moderne samfunn. Den mest benyttede ftalaten har vært DEHP eller di-2-ethylhexylftalate.



Ftalatene kan lekke ut av produktene de er tilsatt, og dette regnes som viktigste forurensingskilde for slike forbindelser. Tildels høye nivåer av ftalater kan finnes i avløpsvann fra renseanlegg, i avrenning fra tette flater i urbane områder og fra veier. Ftalater brytes forholdsvis lett ned i vann, men saktere i sedimenter og jord. Ftalater kan opptas gjennom føden til organismer, men da de også er utsatt for nedbrytning (metabolisering) oppkonsentreres de i mindre grad enn andre klassiske organiske miljøgifter.

Ftalater har blitt rapportert å ha flere helse- og miljøskadelige effekter. Flere regnes som reproduksjonsskadelige og mistenkes også å kunne påvirke nevrouvikling og forårsake allergier. Flere ftalater står på norske miljømyndigheters prioritetsliste og er også under regulering i EU.

I vannforskriften har det blitt satt miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier) for DEHP for ferskvann og ferskvanns-sedimenter med henholdsvis 1300 ng/l og 2900 ng/g tørrstoff.

Konklusjoner – DEHP

Vi har få målinger av DEHP i Mjøsa, men analyser viser relativt lave nivåer i fisk med 18-90 ng/g våtvekt. En sedimentprøve hadde en konsentrasjon på 280 ng/g tørrstoff, dvs vesentlig lavere enn miljøkvalitetsstandarden

For innsjøvann har vi ikke funnet målinger, men analyser av avløpsvann ut fra et renseanlegget viser et gjennomsnittsnivå på omlag 90 ng/l, dvs. vesentlig lavere enn miljøkvalitetsstandarden.

Viktigste lokale kilde til DEHP til Mjøsa antas å være avløpsrenseanleggene.

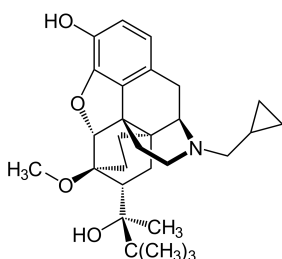
Legemiddelrester

Screeningprogrammet 2014

I screeningsprogrammet for 2014 ble det gjort ulike hypotesefrie miljøscreeninger av prøver fra de akvatiske næringskjedene i Oslofjorden og Mjøsa (Thomas et al. 2014). Dette er teknikker som kan benyttes til å identifisere kjemiske substanser uten at man på forhånd velger hvilke stoffer man vil se på. Man prøver først å registrere alle stoffer i en prøve, for deretter å identifisere relevante, registrerte stoffer ved avanserte databehandlingsmetoder.

For Mjøsa kunne det å påvises og identifiseres ni forskjellige stoffer i den pelagiske næringskjeden, hvorav ett var legemiddelet buprenorfin. Dette er et preparat med morfinliknende virkning som brukes i behandling av smerter og som alternativ til metadon i behandlingen av rusavhengighet (Subutex). Analysemetoden benyttet kan imidlertid ikke bestemme konsentrasjonen nærmere, kun påvise om de er tilstede i prøvene eller ikke.

Buprenorfin ble påvist i Mjøsas pelagiske næringskjeder.



Screeningprogrammet 2015

Screeningsprogrammet for 2015 fokuserte på forekomsten av utvalgte legemidler og hormoner i avløpsvann fra sykehus, vann og slam fra avløpsrenseanlegg, i overflatevann, sediment og biota i Oslofjorden og Mjøsa (Thomas et al. 2016). For Mjøsa ble det analysert prøver fra avløpsvannet fra Hamar sykehus, Rambekk renseanlegg (Gjøvik) og HIAS renseanlegg (Hamar). Videre ble det analysert vannprøver og sedimenter fra selve Mjøsa, samt prøver av pelagisk fisk.

Avløpsvannet fra sykehusene inneholdt høye konsentrasjoner av en rekke legemidler som amilorid, amitriptylin, amlodipin, atorvastatin, azitromycin, ciprofloxacin, klaritromycin, diklofenak, fexofenadin, hydroklortiazid, lidokain og simvastatin. For Hamar sykehus utgjorde mengdene mindre enn 10 % av de totale tilførsene til HIAS renseanlegg.

Renset avløpsvann fra renseanleggene ved Mjøsa inneholdt også høye mengder av visse legemidler, særlig antibiotikumet ciprofloksacin, allergimiddelet feksofenadin, kolesterol-senkende atorvastatin og blodtrykksenkende amiloride. For noen legemidler var konsentrasjonene i utløpet mindre enn i innløpet, mens for andre var det ingen endringer eller høyere nivåer.

I vann og sedimenter fra Mjøsa kunne det ikke noen påvises detekterbare konsentrasjoner av de utvalgte legemidlene.

Vevsundersøkelser av gonader til ørret og analyser av vitellogenin (forløper for et eggeplommeprotein) i plasma viste ingen effekter som kunne tilskrives utslipp av steroid-hormoner (kjønnsormoner) fra renseanleggene. Her var det imidlertid hovedsakelig hunnfisk som ble undersøkt, så eventuell feminisering av hannfisk kan undersøkelsen ikke si noe om.

Faktaboks – Legemiddelrester

Det finnes nær 1 600 forskjellige ulike virkestoffer i legemidler med markedsføringstillatelse i Norge (LMI 2018). Noen av disse har blitt funnet i vann og det vekker bekymring om den mulige risikoen dette kan ha for både mennesker og miljø. Disse legemiddelrestene blir tilført miljøet først og fremst gjennom urin og avføring fra brukerne og påfølgende ufullstendig rensing i avløpsrenseanleggene. Utslipp fra sykehus og farmasøytisk industri kan ytterligere bidra til økte nivåer i avløpsvann.

Ikke bare de opprinnelige virkestoffene, men også metabolittene kan ha skadelige effekter på akvatiske organismer. I avløpssystemet kan noen metabolitter tilbakedannes til det opprinnelige legemiddelet. Dette gjør det vanskelig å forutsi og forstå virkningene på organismer som lever i vann. Det er en utfordring å måle konsentrasjonen av alle de ulike legemidlene med sine respektive metabolitter i avløpsvann (Grung et al. 2012)

I renseanleggene vil de fettløselige legemiddelrestene binde seg til organiske partikler, mens de vannløselige i stor grad forblir i vannfasen. De tradisjonelle renseprosessene i renseanleggene, som i første rekke er utviklet for å fjerne organiske partikler og næringssalter, er derfor ofte mindre effektive til å fjerne vannløselige legemiddelrester fra avløpsvannet.

Antibiotikarester i avløpsvannet kan bidra til å utvikle resistens hos bakterier og mikroorganismer i avløpssystemet, og disse kan spres videre til det akvatiske miljøet (Karkmann et al. 2019). Antimikrobiell resistens ansees som en stor fremvoksende trussel mot vannkvalitet og menneskers helse globalt (WHO 2014).

I EU har vedtatt å utvikle en strategisk tilnærming til legemidler i miljøet. I april 2019 ble det identifisert seks handlingsområder som omhandler alle stadier av legemidlers livssyklus hvor forbedringer kan gjøres (EU 2019). Forbedring av avløpsvannbehandling er et av områdene som det fokuseres på. Flere europeiske land, som Sverige, Tyskland og Sveits, arbeider nå med å innføre ny teknologi i avløpsrenseanlegg for rensing av miljøskadelige stoffer fra farmasøytiske og personlige pleieprodukter.

Konklusjoner – Legemiddelrester

Mjøsa tilføres legemiddelrester gjennom avløpsrenseanleggene. Sykehusene tilfører renseanleggene en del legemiddelrester, men hovedmengden stammer fra befolkningens bruk forøvrig.

Nivåene i renset avløpsvann kan være høye for visse legemidler, men fortynning og nedbryting gjør at de med dagens analysemetoder i hovedsak ikke kan påvises i miljøet etter at de er sluppet ut i vannmassene.

Det mangler effektbaserte studier av eventuelle effekter av legemidler på organismer, med unntak av en begrenset undersøkelse på ørret hvor det ikke kunne påvises noen effekter av utslipp fra kjønnsormoner på hunnfisk.

Mikroplast

Mikroplast i sedimenter

I 2018 ble det for første gang undersøkt analysert for forurensinger av mikroplast i Mjøsa (Lusher et al. 2019).

Sedimentprøver fra 20 stasjoner i Mjøsa ble analysert for innholdet av mikroplastpartikler ($>36 \mu\text{m}$). Stasjonene var valgt ut fra mulige kilder til plast og mikroplast, slik som utløp fra kommunale renseanlegg, vegavrenning, urbane områder, elvetilførsler og avrenning fra landbruk. Det ble også inkludert stasjoner fra dypområdene, hvor det akkumuleres stabile sedimenter, slik at områder med antatt mindre tilførsler av mikroplast ble representert. Resultatene ble sammenliknet med prøver fra Femunden, en innsjø som i miljøovervåkingen brukes som en stor referanse uten vesentlige lokale forurensningskilder.

Mikroplast ble påvist i sedimenter fra alle stasjoner i Mjøsa. Antall partikler varierte både mellom ulike stasjoner og i dypet. Det høyeste antall partikler (MP) i overflatesedimentene (sjiktet 0-1 cm) var i området 1-2 MP/g tørrvekt, og ble funnet utenfor Hamar, ved Mjøsbrua og Moelv³. Det minst påvirkede området var dypbassenget utenfor Skreia hvor antallet partikler var 0,04 MP/g tørrvekt. Dette er sammenliknbart med nivået i referansesjøen Femunden.

Den historiske utviklingen i forekomsten av mikroplast ble undersøkt ved å analysere dypere sedimentsjikt for plast. Det øverste sedimentlaget, 0-1 cm, inneholdt vanligvis et høyere antall mikroplastpartikler per gram sediment enn de sjiktene fra 7-8 cm i sedimentkjernen. Alderen på de dypeste sjiktene vil variere med sedimentasjonsratene på de ulike stasjonene, men grovt sett kan disse sjiktene forventes å være dannet tidlig på 1980-tallet. Dette kan tyde på at tilførselen har økt gjennom de siste 10-årene.

Stasjoner i nærheten av elver, urbane områder (også vegger) og renseanlegg hadde høyere antall mikroplastpartikler enn alle lokalitetene i Femunden og dypområdene i Mjøsa. Dette illustrerer at kildene for mikroplasten er lokale og landbaserte.



Plastfragmenter som brytes ned til mikroplast i en elv.
Foto: Eirik Fjeld

Faktaboks – Mikroplast

Mikroplast er små plastpartikler, ofte definert som partikler med største lengde fra 5 mm og ned til 1 mikrometer (μm , en tusendedels mm) (ECHA 2019). Mer detaljerte inndelinger har vært foreslått, hvor partikler, fra 1 μm , eventuelt 0,1 μm , og ned til 1 nanometer (nm, en milliontedels mm), defineres som nanoplast. Partiklene mellom disse størrelsesgruppene har vært foreslått å kalles sub-mikroplast (Gigault et al. 2018). Skillet mellom mikroplast og nanoplast er ikke uviktig, da størrelsen på partiklene påvirker deres fysiske-kjemiske egenskaper, deres skjebne i miljøet og opptak i organismer.

De mulige skadevirkningene av mikroplast er ennå lite kjent, men foruten at partiklene kan ha fysiske eller biologiske effekter på organismene som spiser dem gjennom føden, fryktes det at miljøgifter som enten finnes i eller på overflaten til partiklene kan overføres til organismene. Mindre partikler, særlig i nanostørrelse, kan i visse tilfeller opptas av organismene, krysse biologiske barrierer mellom ulike organer eller vevstyper og ha negative biologiske effekter.

En rådgivende forskergruppe oppnevnt av EU-kommisjonen har nylig utgitt en rapport som belyser de miljø- og samfunnsmessige konsekvensene av mikroplast-forurensinger (SAEPA 2019). I følge rapporten tyder tilgjengelig kunnskap på at mikro- og nanoplast ikke utgjør noen utbredt fare for mennesker eller miljø, unntatt i noen mindre områder. Men kunnskapen er begrenset, og om utslippene fortsetter som i dag kan den økologiske risikoen være betydelig. Deres hovedkonklusjoner er:

- Mikroplast finnes overalt i luft, jord og sediment, ferskvann, hav, planter og dyr, og i mange næringsemner for mennesker.
- Kildene til mikroplast er mange og omfatter plastprodukter, tekstiler, fiskeri, landbruk, industri og avfall.
- I kontrollerte eksperimenter har høye konsentrasjoner av mikroplast vist seg å forårsake fysisk skade på miljø og levende organismer, blant annet ved å fremme betennelse og stressreaksjoner.
- Konsentrasjonsnivåene målt mange steder i naturlig miljø ligger imidlertid godt under skadelige terskelverdier - men her er det også begrensninger i dagens målemetoder.
- Imidlertid er det i andre deler av miljøet ingen pålitelige informasjon om nivåene eller effektene av disse partiklene. Dette gjelder spesielt for nanoplast, som er svært vanskelig å måle og vurdere virkningene av.

Slitasje av bildekk er den største kilden til mikroplast i Norge og danner ca. 5000 tonn mikroplast per år. Den nest største kilden er gummigranulat fra kunstgressbaner. Maling, tekstiler og kosmetikk er òg betydelige kilder til spredning av mikroplast i miljøet (miljostatus.no).

Mikroplast i kosmetikk, maling mm. vil bli forbudt i EU fra 2020 og bruken av flere typer engangsprodukter av plast som bestikk, Q-tips og matbeholdere vil bli strengt regulert fra 2021 av. Norge må forholde seg til disse reglene, og det er varslet at forbudet av engangsproduktene vil tre i kraft i 2020.

³ I undersøkelsen til Lusher et al. (2019) er middelkonsentrasjonene av partikler per gram sediment i sjiktet ned til 7 cm beregnet feil og overestimert. Det er i rapporten benyttet antallet partikler per 5 gram sediment, ikke per ett gram som det skrives.

Mikroplast i muslinger og zooplankton

Ti individer av andemuslinger (*Anodonta anatina*), hentet fra en stasjon nær Brumunddal marina på 6-8 meters dyp, ble undersøkt for mikroplast (Lusher et al. 2019). I kun ett individ ble det påvist mikroplast, og da kun én enkelt partikkel. Sammenliknet med en undersøkelse av blåskjell langs norskekysten (Lusher et al. 2017) er dette en lav forekomst. I blåskjellene ble det i gjennomsnitt funnet omlag 1,8 partikler per individ og et maksimum på 18 partikler per individ.

I historiske, arkiverte prøver av plankton ble det også påvist mikroplast. Disse prøvene var imidlertid ikke innsamlet etter prosedyrene for mikroplast, så de kan ha blitt forurenset under prøvetakingen. I alt ble 12 prøver, fra 1973 og til 2017, analysert. Fibre ble påvist i alle prøver, men de ble ikke inkludert i analysen på grunn av muligheten for forurensing av prøvene. Ni av prøvene inneholdt imidlertid annen type mikroplast, og antallet partikler varierte fra 0 og til 0,06 per liter vann prøvetatt. Ingen trend kan spores i dette materialet, og både gamle såvel som nyere prøver inneholdt mikroplast.

Undersøkelsen til Lusher et al. (2019) er imidlertid en begrenset kartlegging av mikroplastproblematikken i Mjøsa. Forfatterne anbefaler derfor at overvåkingen av mikroplast innføres i de allerede etablerte overvåkingsprogrammene.

Konklusjoner – Mikroplast

De første undersøkelsen av mikroplast fra Mjøsa viser at sedimentene i områdene nær elver, byer/tettsteder, veier og renseanlegg har høyere forekomst av mikroplast enn de store dypområdene. I dypområdene er forekomsten lav og sammenliknbar med innsjøer uten store lokale påvirkninger.

I andemuslinger var forekomsten av mikroplast lav, også sammenliknet med forekomsten i blåskjell langs norskekysten. Arkiverte planktonprøver viste forekomst av mikroplast i vannmassene i prøver tilbake til begynnelsen av 1970-tallet.

Undersøkelsene av mikroplast i Mjøsa er nylig igangsatt. Det er derfor nå vanskelig å gi noen mer konkrete vurderinger av hvilken betydning mikroplast har for Mjøsas miljø.

Blandingseffekter av miljøgifter

Blandingseffekter for fisk

For Mjøsa har det blitt gjort et forsøk på en vurdering av mulige blandingseffekter miljøgifter kan ha på ørret (Backhaus et al. 2015).

Det ble her benyttet overvåkningsdata fra i alt 31 prøver fra forskjellige individer. Hver av disse hadde blitt analysert for mellom 15 og 43 forskjellige organiske miljøgifter, hvorav mellom 4 og 23 stoffer ble påvist med konsentrasjoner høyere enn deteksjonsgrensen.

Det ble i denne studien antatt at de ulike miljøgiftene hadde en additiv effekt («concentration addition»), men samlet risiko for disse kjemiske blandingene var imidlertid vanskelig å vurdere da det mangler eksperimentelle toksisitetsdata på fisk for mange av komponentene i blandingen. For nær halvparten av miljøgiftene manglet det kunnskap om sannsynlige effektnivåer. Teoretiske modellberegninger måtte derfor benyttes for å beregne giftigheten til de det manglet eksperimentelle data for. Selv om slike beregningsmodeller i hovedsak kan gi pålitelige anslag, så kan de i visse tilfeller introdusere betydelige feilkilder. Forfatterne vurderer dette til å være en kritisk «flaskehals» i den endelige økotoksikologiske vurderingen av blandingene.

Et annet problem med datamaterialet var at utvalget av miljøgifter analysert varierte mye mellom prøvene. Det gjorde det vanskelig å komme opp med noen entydige konklusjoner om hvilke grupper av miljøgifter som bidro mest til giftigheten. DDT-forbindelsen p,p'-DDE og fenol-forbindelsen 4-iso-nonylphenol hadde de høyeste individuelle toksiske bidragene. Dessverre var disse var aldri analysert i samme prøve, noe som illustrerer at ingen av prøvene faktisk reflekterer den samlede belastningen av miljøgifter hos ørretbestanden.

Et av de viktigste resultatene fra studien, slik vi oppfatter det, er at metodisk synes en toksikologisk vurdering av «cocktail-effekten» basert på additiv virkning å være en lovende metode – såfremt datamaterialet er homogent og gode toksikologiske data eksisterer for samtlige forbindelser. Mangler disse forutsetningene vil det svekken den forvaltningsmessige relevansen og praktiske anvendbarheten av metoden.

Faktaboks – Blandingseffekter

Når giftigheten til en enkelt miljøgift skal bestemmes vurderes tilgjengelige giftighetsdata, gjerne basert på eksperimentelle laboratorieforsøk, for å angi et sikkert nivå for ulike organismer. For deretter å gjøre en risikovurdering for den aktuelle miljøgiften, så sammenliknes dette nivået med nivåene organismene eksponeres for eller finnes i naturen.

Ute i miljøet blir organismene imidlertid eksponert for en rekke miljøgifter samtidig. Kunnskapen om effekten av slike komplekse blanding, ofte kalt cocktail-effekten, er svært begrenset.

Det kan være vanskelig å forutsi biologiske effekter av kjemiske blanding. Generelt kan kjemikaliene (1) virke uavhengig av hverandre og ha en såkalt additiv effekt; (2) virke i kombinasjon og bli giftigere enn hva summen av de enkelte kjemikalier skulle indikere og ha en såkalt synergistisk effekt; eller (3) bli mindre giftige, da kjemikaliene svekker hverandres toksisitetsmekanismer og har en antagonistisk effekt.

Innenfor EUs miljøforvaltning (EEA) og EUs mattrygghetsorgan (EFSA) er det en økt oppmerksomhet omkring blandingseffekter av kjemikalier. I den nylig publiserte rapporten «Chemicals in European Waters» etterlyser EEA (2019) tiltak for å takle faren som skyldes «cocktail-effekten» av lave kjemikaliekonsentrasjoner i europeiske ferskvannsførekoster. EFSA (2019) har også nylig utgitt et rådgivende dokument for vurderinger av kjemikaliers blandingseffekter på menneske- og dyrehelse, samt økologiske risikovurderinger.

Konklusjoner – Blandingseffekter

Kunnskapsgrunnlaget om blandingseffekter av miljøgifter i Mjøsas økosystem er begrenset. Den første innledende undersøkelsen viser at svakhetene i metoden og vurderingene ligger i begrensinger på kunnskap om giftigheten til de foreliggende miljøgiftene og datamaterialet forøvrig.

Dagens miljøutfordringer og kunnskapsgrunnlaget

Dagens utfordringer

I gjennomgangen over forekomsten av miljøgifter i Mjøsa har vi vist at det fortsatt er de gamle klassiske miljøgiftene kvikksølv og PCB som finnes i så store konsentrasjoner i miljøet at de overskrider vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier).

Kvikksølv i storørret fra Mjøsa, og også annen fiskespisende rovfisk som gjedde, stor abbor og stor lake, overskrider Mattilsynets grense for omsetning til konsum på 0,5 mg kvikksølv/kg. Alle undersøkte arter fisk overskrider også vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) på 0,02 mg/kg.

For PCB vet vi at pelagisk fisk som storørret, krøkle og lågåsild har konsentrasjoner som overskrider vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) for Σ PCB7 på 0,6 µg/kg. Innsjøsedimentene utenfor bynære områder synes også å kunne overskride EQS-verdien på 4,1 ng/g.

Noen av PCB-forbindelsene har dioksinliknende egenskaper, og gir det viktigste bidraget til en høy sum av dioksiner og dioksinliknende PCB i ørret fra Mjøsa. Et vedvarende ukjentlig konsum på mer enn 60 g av Mjøsørret vil overskride den nylig reviderte grenseverdien for inntak av dioksiner og dioksinliknende PCB for en person på 70 kg.

For de øvrige miljøgiftene undersøkt, så er nivåene i Mjøsa under vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder for de stoffene der slike grenseverdier finnes. Dette betyr nødvendigvis ikke at det kun er kvikksølv og PCB som representerer dagens miljøutfordringer med tanke på miljøgifter og fremmede substanser som mikroplast.

Kartleggingen av forekomst og mengde mikroplast som tilføres Mjøsa er helt startfasen, og informasjonen tilgjengelig er utilstrekkelig til å kunne gi noen vurderinger omkring

effekter av dette. For mange av stoffene som havner i Mjøsa er mulige toksiske eller negative effekter på miljøet ikke tilstrekkelig kjent, og kunnskapen om eventuelle blandings-effekter er dårlig. Tilførslene av miljøfremmede stoffer gjennom avløpsrenseanleggene er ufullstendig kartlagt, og nye stoffer med tildels lite kjente biologiske effekter vil bli tatt i bruk av befolkningen og samfunnet forøvrig. Slike ukjente eller dårlig studerte forhold har potensiale til å skape nye miljøutfordringer. I slike situasjoner er det viktig å være bevisst på at fravær av bevis ikke må forveksles med bevis på fravær.

Kjennskap til kunnskap

Unknown unknowns

– Reports that say that something hasn't happened are always interesting to me, because as we know, there are known knowns; there are things we know we know. We also know there are known unknowns; that is to say we know there are some things we do not know. But there are also unknown unknowns – the ones we don't know we don't know.

Donald Rumsfeld, United States Secretary of Defense, 2002

Overstående sitat fra Donald Rumsfeld har sin bakgrunn i erkjennelsesteori hvor det problematiseres over kunnskapen om gitte fenomener og vår grad av bevissthet eller kjennskap til kunnskapen. Samme logikk kan benyttes for å klassifisere våre miljøutfordringer: eksisterer det kunnskap om dem og er vi bevisst vår innsikt eller mangel på innsikt om kunnskapen?

Kvikksølv og PCB representerer en type miljøutfordringer hvor det generelle, eksisterende kunnskapsgrunnlaget i dag er godt og som vår miljøforvaltningen har god kjennskap til og høy bevissthet om. Dette er en type kunnskap eller fenomener som vi vet at vi vet om, og på et meta-nivå omtales de gjerne som «kjente kjente» eller «known knowns». Om vi ennå ikke har kontroll på problemene, så er vi bevisst dem og har kunnskap om de farene de utgjør.

En slik vurdering av kunnskapsgrunnlaget til miljøutfordringene vi står ovenfor og den overordnede bevisstheten om disse kan framstilles som en matrise med fire kvadranter (Figur 14). Hver kvadrant i kunnskapsmatrisen representerer ulike kombinasjoner av kjent eller fraværende kunnskap og hvorvidt vi er bevisst vår innsikt om denne eller ikke.

Andre typer miljøutfordringer er slike som vi erkjenner at vi har et dårlig eller svært ufullstendig kunnskapsgrunnlag om. Dette er fenomener som i kunnskapsmatrisen kan beskrives som «kjente ukjente». Forholdet med siloksaner i Mjøsa var et eksempel på en slik miljøutfordring. Her var det diskusjoner om hvorvidt stoffene oppførte seg som andre biomagnifiserbare miljøgifter og en erkjennelse om at kunnskapsgrunnlaget var for dårlig – inntil studiene fra Mjøsa kunne bidra til å oppklare dette (Borgå et al. 2012 og 2013). Utslippene av nye miljøgifter som vi fortsatt har dårlig kunnskap om effektene av, slik som «cocktail»-effektene av farmasøytiske produkter eller



Figur 14. Miljøutfordringene kan klassifiseres ut fra deres kunnskapsgrunnlag og vår bevissthet eller kjennskap til dette. Omarbeidet etter Science for Environment Policy, 2016.

biologisk aktive stoffer i ulike forbrukerprodukter, representerer også slike miljøutfordringer.

En mer triviell problemstilling kan være situasjonen hvor vi har «ukjente kjente», det vil si at vi ikke er bevisst over eksistensen av kunnskap. For miljøforvaltningen kan en slik situasjon imidlertid ha uheldige konsekvenser. Et eksempel er tilfellet med bruken av bromerte flammehemmere ved tekstilfabrikken på Lillehammer. Her hadde Statens forurensningstilsyn ført opp de bromerte flammehemmerene PBDE på en liste av kjemikalier som skulle reguleres strengt, men det samme tilsynet fanget ikke opp bruken av PBDE når de ga utslippstillatelser til bedriften. Kunnskapsgrunnlaget var tilstede, men bevisstheten om stoffene og anvendelsen av dem manglet i deler av organisasjonen.

Den siste kvadranten i matrisen over miljøutfordringer, «ukjente ukjente», representerer miljøutfordringer vi ikke er bevisst at vi mangler kunnskap om. Dette er risikoer vi ennå ikke engang vet at eksisterer. Det er særlig i dette domenet risiko for store, overraskende miljøproblemer ligger. Den kraftige økningen i bruken og utslippene av perfluorerte alkylerte substanser, PFAS, i etterkrigstiden og fram til 2000-tallet kan sies å ha vært et slikt miljøproblem. Nivåene vi i dag finner i Tyrifjorden, Norges femte største innsjø, (Fjeld 2019, NGI 2019) er et eksempel på dette. Først på 1990-tallet ble det tilgjengelig følsomme nok analytiske metoder som kunne påvise de lave konsentrasjonene i naturlig miljø, så forekomsten var ukjent. Videre var det ukjent at små spormengder av disse inerte, ikke-reaktive stoffene kunne ha toksikologiske effekter. Kunnskapsgrunnlaget manglet, og erkjennelsen av dette eksisterte heller ikke.

Sorte svaner og risiko

Risiko kan oppstå fra helt ukjente farer, noe som ikke kan forutsettes fordi det ikke har vært noen tidligere erfaring eller teoretisk grunnlag for å forvente fenomenene. Innenfor risikovurderinger har slike overraskende hendelser med betydelige innvirkninger – og som i etterpåklokskapens lys kan rasjonaliseres og forklares – blitt kalt «sorte svaner» (Taleb 2009).

Metaforen har sin bakgrunn i at sorte svaner ble brukt som symbol på en umulighet inntil arten ble oppdaget da europeerne ankom Australia på 1600-tallet. Store og overraskende miljøkatastrofer som ulykken etter tsunamien ved Fukushima kjernekraftverk og utblåsningen ved oljeriggen Deep Water Horizon har vært benyttet som eksempler på «sorte svaner» (Aven 2015a).

I lys av teorien om «sorte svaner» hendelser har det innenfor fagfeltet risikovurderinger nå blitt poengtert at usikkerhetsaspektet og kunnskapsgrunnlaget omkring konsekvens og sannsynlighet må vektlegges sterkere (Veland og Aven 2015, Norsk olje og gass 2017).

Videre er det ofte slik at det er kombinasjoner av en rekke tilstander og hendelser som sammen gir katastrofen. Vi identifiserer normalt ikke slike kombinasjoner i risikoanalysen – hvis vi gjorde det ville de ofte bli sett bort fra på grunn av neglisjerbar sannsynlighet (Aven 2015b). Disse aspektene – usikkerhet og kunnskapsgrunnlaget om konsekvens og sannsynlighet for utslipp av nye miljøgifter, og samvirkningen av en rekke tilstander og hendelser – må vurderes når en tiltaksplan for å begrense tilførselen av miljøgifter til Mjøsa skal utarbeides og dens enkelte aksjonspunkter skal prioriteres.

Konklusjoner – Miljøutfordringer og kunnskapsgrunnlag

Det er fortsatt de gamle klassiske miljøgiftene kvikksølv og PCB som er påvist i så store konsentrasjoner i Mjøsas miljø at de overskrider vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier) og påvirker spiseligheten til fisk.

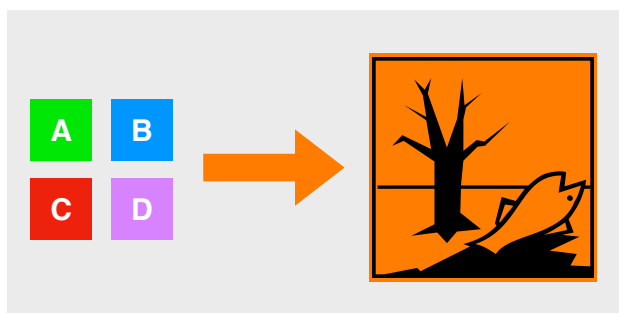
For de øvrige miljøgiftene undersøkt, så er nivåene i Mjøsa under vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder for de stoffene der slike grenseverdier finnes.

Tilførselene av miljøfremmede stoffer gjennom avløpsrenseanleggene er ufullstendig kartlagt – og nye stoffer med tildels lite kjente biologiske effekter vil bli tatt i bruk av befolkningen og samfunnet forøvrig. Slike ukjente eller dårlig studerte forhold har potensiale til å skape nye miljøutfordringer.

Det er åpenbare mangler og mye usikkerhet i kunnskapsgrunnlaget omkring kombinasjonseffekter av miljøgifter og legemiddelrester.

Kartleggingen av forekomst og mengde mikroplast som tilføres Mjøsa er helt startfasen, og informasjonen tilgjengelig er utilstrekkelig til å kunne gi noen vurderinger omkring effekter av dette.

Usikkerhet og kunnskapsgrunnlaget om konsekvens og sannsynlighet for utslipp av nye miljøgifter, og samvirkningen av en rekke tilstander og hendelser, er viktige aspekter som må vurderes når en tiltaksplan for å begrense tilførselen av miljøgifter til Mjøsa skal utarbeides.



Ofte er det kombinasjoner av en rekke tilstander og hendelser som sammen forårsaker katastrofen. (Aven 2015b)

Tiltak mot miljøgifter – ny Mjøsaksjon

Virkemidler

Dagens situasjon er som tidligere nevnt at det er de gamle klassiske miljøgiftene kvikksølv og PCB som finnes i så store konsentrasjoner i miljøet at de overskrider vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder og påvirker spiseligheten til fisk. Stoffene er forbudt brukt i Norge i dag, og nye tilførsler til Mjøsa skyldes trolig i hovedsak langtransporterte atmosfæriske avsetninger i nedbørfeltet.

For flere andre klassiske miljøgifter, som visse bromerte flammehemmere, visse perfluorerte forbindelser og klorparafiner, gir slike langtransporterte tilførsler også et viktig bidrag. Dette er derfor en type miljøproblemer hvor lokale tiltak ikke er tilstrekkelige, men primært har sin løsning i internasjonale avtaler og forpliktende reguleringer.

Lokale tilførsler av miljøgifter og legemiddelrester slippes ut i Mjøsa i første rekke gjennom renseanleggene. Vi vil derfor fokusere på konkrete og handlingsrettede tiltak som kan gjøres innenfor Mjøsas nedbørfelt.

Virkemidlene som kan benyttes i en ny Mjøsaksjon kan grovt sett deles inn i tre kategorier:

- i) Tiltak oppstrøms renseanleggene: Minimere bruk av produkter med miljøgifter og endre forbruksmønstre.
- ii) Tiltak i eller nedstrøms renseanleggene: Hindre tilførsler av nye miljøgifter og legemiddelrester gjennom avløpsrenseanlegg.
- iii) Bygge opp en robusthet mot uforutsette hendelser som kan føre til ukontrollerbare og skadelige utslipp

I det følgende gis det kort presentasjon av ulike typer potensielle tiltak før vi diskuterer dem nærmere i egne kapitler.

Forbrukeraksjoner

Mye av tilførsler av nye miljøgiftene skyldes i dag anvendelsen av en rekke forbrukerprodukter i

privathusholdninger, næringslivet og annen virksomhet. Her kan forbrukeraksjoner og endrede bruksmønstre være et viktig bidrag til å minimere tilførsler av miljøgifter til Mjøsa.

For legemiddelrester gjelder det å sikre sikre en forsvarlig håndtering og retur av legemidler til apotekene for derved hindre at de havner i avløpet.

Tiltakene bør ikke begrenses til å endre atferden og valgene til den enkelte forbruker, men leverandørkjedene bør også ansvarliggjøres og fremme miljøvennlige produkter og tjenester.

Miljøvennlige offentlige anskaffelser

Initiativet til en ny Mjøsaksjon mot miljøgifter er politisk initiert fra kommunene og har tilslutning fra fylkeskommunene. Det er således naturlig at kommuner og fylker i sin anskaffelser av produkter og tjenester også tar miljøhensyn og bidrar aktivt til å hindre utslipp av miljøgifter til Mjøsa.

Ny renseteknolog

Avløpsrenseanleggene mottar miljøgifter og legemiddelrester fra befolkningen og ulike virksomheter. Anleggene er ikke konstruert for å holde igjen eller bryte ned slike stoffer, og vannløselige forbindelser vil i stor grad passere gjennom anleggene og ut til Mjøsa. Bygging av ekstra rensetrinn på anleggene vil kunne være en effektiv måte å hindre en rekke miljøfarlige stoffer å nå resipienten.

Risiko og sårbarhetsanalyse

En regional risiko og sårbarhetsanalyse (ROS-analyse) med fokus på Mjøsa og miljøgifter bør utarbeides, for derved å kunne identifisere mulige trusler og sikre vannmiljøet mot både akutt og mer langsiktig forurensing.

Avløpsrenseanleggene - ny renseteknologi

Behov for ny renseteknologi

Avløpsrenseanlegg er ikke bygget for å håndtere biologisk tungt nedbrytbare kjemiske stoffer. I tradisjonelle renseanlegg vil en andel av de partikkelbundne og minst vannløselige stoffene kunne skilles ut med slammet, mens de mer vannløselige forbindelsene følger avløpsvannet videre inn i renseanlegget. Biologisk lett nedbrytbare forbindelser vil kunne brytes ned i de videre renseprosessene, mens en rekke forbindelser, som forskjellige miljøgifter og legemidler følger avløpsvannet ut i resipienten.

Et annet aspekt er at avløpsrenseanlegg ikke bare bidrar med spredningen av antibiotikarester, men også av antibiotika-resistente bakterier og gener i miljøet. Her er private husholdninger såvel som sykehus kilder til spredning av slike bakterier og gener til det akvatisk miljøet (Rizzo et al. 2013). Tiltak mot spredning av antibiotikaresistens har høy prioritet i både nasjonalt (jfr. Nasjonal strategi mot antibiotikaresistens 2015–2020; Departementene 2015) såvel som internasjonalt (WHO 2014).

EU-kommisjonen har nylig utgitt et «policy»-dokument om farmasøytiske produkter i miljøet (EU 2019) basert på en rapport om strategier for en miljømessig forsvarlig håndtering av slike produkter (Deloitte 2018). Blant seks utpekte innsatsområder hvor kommisjonen mener det er behov for forbedringer nevnes arbeidet med å «reducere avfallet og forbedre behandlingen av avløpsvann».

Vurderinger og tiltak internasjonalt

Konvensjonelle renseanlegg har tre rensetrinn, men ved å implementere et fjerde trinn med nyere renseteknologi kan en rekke legemiddelrester og organiske miljøgifter (organiske mikroforurensninger) brytes ned eller holdes tilbake.

Flere land begynner å ta disse teknologiene i bruk der hvor renseanleggene slipper ut avløpsvannet til mer følsomme resipienter.

I regi av Svensk Vatten Utveckling er det laget en kunnskaps-sammenstilling om prosessløsninger og erfaringer fra ulike fullskala-anlegg for avansert rensing av legemiddelrester og andre organiske mikroforurensninger (Cimbritz et al. 2016). Sveits, Tyskland og Sverige er blant de europeiske landene som nå tar i bruk slik teknologi.

Sveits

Sveits er nasjonen som er i ferd med å implementere den mest ambisiøse planen for utbygging av ekstra rensetrinn i renseanlegg for å fjerne legemiddelrester og en rekke andre mikroforurensninger fra avløpsvann.

I 2014 lovfestet sveitsiske myndigheter at det skal iverksettes tekniske tiltak i kommunale renseanlegg for å redusere utslippet av mikroforurensninger og toksiske substanser med avløpsvann (se: [Federal Act on the Protection of Waters](#)).

Tiltakene vil bli gjennomført hovedsakelig i tettbefolkede regioner hvor tilførselene har en viktig innvirkning på vannkvaliteten. Bakgrunnen og strategien for tiltaket diskuteres av Eggen et al. (2014). De beskriver programmet som følger: det har en velfundert vitenskapelig teknisk bakgrunn, har bred samfunnmessig og politisk aksept, er teknisk gjennomførbart, effektene kan verifiseres, det er pragmatisk, tilpasningsdyktig og finansielt gjennomførbart.

Den mest aktuelle renseteknologien i dag innebærer at avløpsvannet som nå slippes til resipientene går gjennom et nytt rensetrinn hvor det behandles med ozon. Dette bryter ned en rekke mikroforurensninger og legemiddelrester. Deretter filtreres avløpsvannet gjennom et sandfilter for å fange opp



Nykvarnsverket avløpsrenseanlegg i Linköping ble i 2017 bygd ut med et ekstra rensetrinn for å bryte ned legemiddelrester og organiske miljøgifter. Foto: Tekniska Verken

nedbrytningsproduktene. Teknologien er vist å redusere belastningen av en rekke mikroforurensninger med over 80 % og reduserer også toksisiteten til avløpsvannet. Som en ekstra fordel blir utslippet av patogene mikroorganismer også betydelig redusert.

Basert på et sett utvalgskriteriene vil omlag 100 av Sveits' 700 renseanlegg bli utbygd med et ekstra rensetrinn. Dette resulterer i at rundt 50 % av Sveits' kommunale avløpsvann blir behandlet for å fjerne mikroforurensninger og legemiddelrester. Oppgraderingen av renseanleggene vil skje over en periode på 20 år. Disse tiltakene skal komplementeres ved at mindre ikke-oppgraderte anlegg stenges og avløpsvannet overføres til større anlegg.

Kostnaden for innføring av ny renseteknologi avhenger av tilstanden og teknologien til anleggene som skal oppgraderes. I Sveits er gjennomsnittlig kostnad for rensing av avløpsvann, inkludert fjerning av næringsstoffer, ca. 0,7 CHF per m³ (ca. 6 kr per m³) avløpsvann.

Med den planlagte oppgraderingen forventes kostnadene å øke med 10–20 % for anlegg med kapasitet større enn 80 000 personequivallenter (pe) og 20–50 % for anlegg med kapasitet mellom 8 000 og 80 000 pe, avhengig av de spesifikke forholdene og den valgte teknologien. Anlegg under 8000 pe, vil kun bli oppgradert i svært spesifikke tilfeller.

Tyskland

I Tyskland er det bygget flere fullskala-anlegg for reduksjon av mikroforurensninger i avløpsvann, særlig i delstatene Nordrhein-Westfalen og Baden-Württemberg. Flere av anleggene er oppført som forskningsanlegg og innenfor rammen av ulike forskningsprogram. I motsetning til Sveits finnes det intet lovverk som regulerer utbygningen av avansert rensing.

I følge Cimbritz et al. (2016) var det i 2016 omlag 20 ferdige anlegg og like mange under planlegging. Renseteknologien som benyttes varierer, men er i hovedsak basert på ozonbehandling eller anvendelse av partikulært aktivt karbon (PAK). Hensikten med rensingen er å beskytte drikkevanns-forekomster eller følsomme resipienter med lav grad av fortykning.

I en nylig utredning fra det tyske miljødirektoratet gis det anbefalinger for å redusere forekomsten av mikroforurensninger i vann (UBA 2018a). Det konkluderes med at innsatsen må fokusere på behandling av avløpsvann, og at nye rensetrinn på de kommunale renseanleggene effektivt kan redusere utslippene til vannforekomstene. Oksidasjon med ozon og adsorpsjon på aktivert karbon (PAK), eller en kombinasjon av de to metodene, pekes på som aktuelle metoder.

Ved å oppgradere de 230 av de største avløpsanleggene kan 50 % av den totale mengden av avløpsvann i Tyskland behandles, og den totale mengden av miljøforurensende stoffer som tilføres overflatevann og hav reduseres betydelig. Et nytt rensetrinn vil kunne redusere belastningen av mange mikroforurensninger

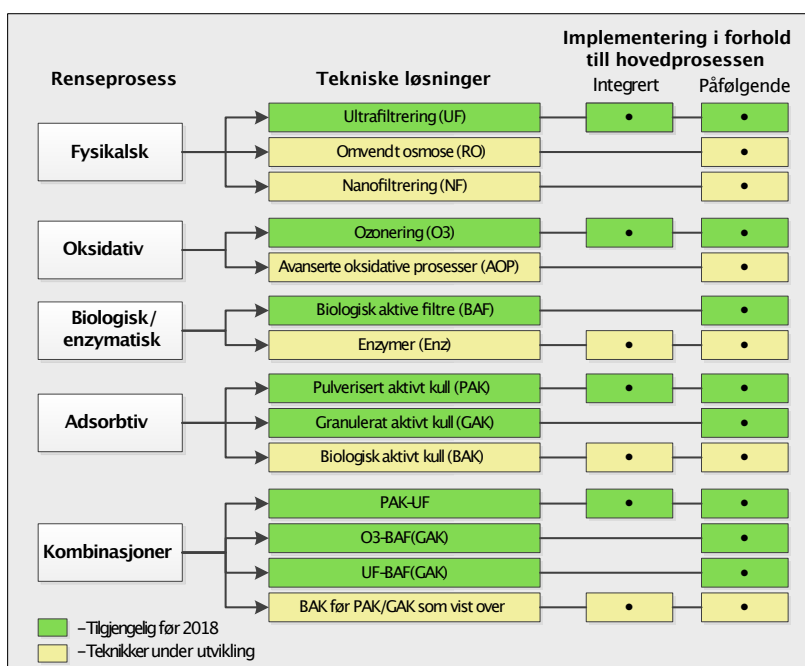
med ca. 80 %, avhengig av typen forbindelser og teknologien som anvendes. Kostnadene forbundet med innføring av nytt rensetrinn på de store renseanleggene anslås å utgjøre omlag 16 euro per person og år (UBA 2018b).

Sverige

Svenske myndigheter har i de senere år hatt fokus på problematikken omkring legemiddelrester og andre mikroforurensninger i avløpsvann. I regjeringsproposisjonen 2013/14:39, «På väg mot en giftfri vardag - plattform för kemikaliepolitiken», heter det at «Senast 2018 bör avancerad teknik i full skala för rening av läkemedelsrester och andra svårbehandlade ämnen vara testad och utvärderad».

Med bakgrunn i dette fikk Naturvårdsverket i 2015 i oppdrag å utrede behovet og tilgjengelige tekniske løsninger for avansert rensing i avløpsrenseanlegg. I utredningene konstateres det at det finnes et behov for avansert rensing, motivert framfor alt ut fra forsiktighetsprinsipper med hensyn på ukjente langtidseffekter (Sweco 2016, Naturvårdsverket 2017). Vurdering av tilgjengelige løsninger ble gjort av IVL (2017) som konkluderte med at det finnes utprøvde teknikker som fungerer både i liten og stor skala, og som kan tilpasses i forhold til lokale forutsetninger og behov.

Videre ble det igangsatt flere forskningsprosjekter i 2014–2017 som vurderte og utviklet renseteknikker for å minske utslipp av legemiddelrester og andre tungt nedbrytbare forurensninger fra kommunale avløpsrenseanlegg (Havs- og vattenmyndigheten 2018). Resultatene viser at det finnes tilgjengelige teknologier som nå kan brukes for å fjerne ulike typer mikroforurensninger, inkludert legemiddelrester. De tekniske løsningene som er vurdert, er hovedsakelig basert på ozonering eller filtrering gjennom aktivert karbon og ulike kombinasjonsløsninger. Løsningene er i de fleste tilfeller blitt testet og vurdert i nært samarbeid med personell ved avløpsrenseanlegg, som er en forutsetning for å kunne evaluere teknikkene på en troverdig måte.



Figur 15. Skjematisert karakterisering av ulike komplementerende renseteknikker. Omarbeidet etter IVL (2017).

Basert på et pilotprosjekt for rensing ved oksidering med ozon (IVL 2015), ble Sveriges første storskala renseanlegg for legemiddelrester og organiske miljøgifter ved Linköping åpnet i 2017 (Sveriges Radio 2017, Tekniska verken 2018). Da ble det tatt i bruk et nytt rensetrinn for å fjerne legemiddelrester ved hjelp av en ozon-reaktor og biologisk etterbehandling. Renseanlegget har en kapasitet på 140 000 person-ekvivalenter og har elven Stångån som resipient. Prisen på anlegget var 25 mill. SEK. Anlegget skal kunne ta bort 90 % av de aktuelle legemiddelrestene og organiske mikroforurensningene i avløpet. Videre reduseres mengden bakterier og mikroorganismer betydelig.

I mai 2019 ble et nytt fullskala renseanlegg for legemiddelrester og organiske miljøgifter åpnet ved Stengårdens avløpsrenseanlegg i Simrishamn. Renseanlegget har en kapasitet på nær 90 000 pe og har en pris på 20 mill. SEK. Det rensede vannet skal etter planen kunne tilbakeføres til kretsløpet via infiltrasjon til grunnvann. Derved vil tiltaket ikke bare hindre utslipp av miljøskadelige forbindelser til et allerede hardt belastet kystmiljø, men også bedre vannforsyningen i et område med risiko for vannmangel.

For perioden 2018–2020 har Naturvårdsverket blitt tilført 90 mill. SEK øremerket som støtte til prosjekter for legemiddelrensning på svenske avløpsrenseanlegg. For vurderingen av prosjektene skal det legges vekt på potensialet for å minske utslipp av legemidler og andre farlige stoffer, samt resipientenes følsomhet (Naturvårdsverket 2019, Lüdtke 2019). I alt er det nå seks investeringsprosjekter i fullskala som skal stå klare innen 2020 (Lüdtke 2019).

Renseteknikker

I rapporten til det svenske miljøinstituttet IVL (2017) gjøres det en gjennomgang av dagens tilgjengelige renseteknikker, teknikker som er under utvikling, deres renseeffektivitet ovenfor ulike substanser, økonomi og miljøaspekter.

I rapporten fokuseres det ikke bare på legemidler og organiske miljøgifter, men også tungmetaller og mikroplast.

Av de grunnleggende renseprosessene som er tilgjengelige i dag nevnes:

- Fysiske: Ultrafiltrering (UF)
- Oksidative: Ozonering (O₃)
- Biologiske: Biologisk aktive filtre (BAF)
- Adsorptive: Pulverisert eller granulert aktivt kull (PAK/GAK)
- Kombinasjoner: PAK-UF, O₃-BAF/GAK, UF-BAF/GA

Disse, sammen med teknikker under utvikling (jfr. IVL 2017) er vist i Figur 15.

I følge forfatterene vil kostnadene varierer avhengig av teknikkene som implementeres og størrelsen på renseanleggene. En effektiv rensing for anlegg som er større enn 100 000 personekvivalenter (pe) kan oppnås for mindre enn 1 SEK per m³ under de gjeldende forutsetningene. For mindre anlegg (2000 - 20 000 pe) kan kostnadene for visse renseteknikker utgjøre opp til 4 SEK per m³, men usikkerheten her er større. Det antas at årlig vanntilførsel per person utgjør omlag 150 m³.

Ozonering antas å være den billigste komplementære renseteknikken på grunn av de noe lavere driftskostnadene sammenlignet med granulert aktivert karbon (GAK), pulverisert aktivert karbon (PAK) og biologisk aktivt filter (BAF). Renseeffektiviteten er noe bedre for de sistnevnte teknikkene. Videre må det også vurderes forhold som drift, muligheter for integrering med eksisterende anlegg, miljøpåvirkning, arbeidsmiljø, utviklingspotensiale og risiko for dannelse av nedbrytningsprodukter. For fullstendig fjerning av mikroplast må teknikker med ultrafiltrering (UF) tas i bruk.

Den mest anvendelige og effektive renseteknikken for legemiddelrester og de andre studerte forurensninger synes å være en kombinasjon av (i) ozonering med en påfølgende filtrering med BAF med GAK for å håndtere nedbrytningsproduktene, (ii) PAK med UF eller (iii) UF med BAF (GAK). Av disse teknikkene anbefales ozonering med en påfølgende filtrering med BAF (GAK). Denne kombinasjonen gir en effektiv rensing og er den mest kostnadseffektive kombinasjonen av teknologier. UF med BAF (GAK) anbefales dersom det i tillegg skal oppnås en fullstendig reduksjon av mikroplast.

Konklusjoner - Ny renseteknologi

Tradisjonelle renseanlegg er ikke bygget for å holde igjen legemiddelrester og visse organiske mikroforurensninger. Partikkelbundne stoffer holdes for en stor del igjen med slammet som produseres, mens de mer vannløselige og mindre nedbrytbare forbindelsene slippes ut med avløpsvannet til resipientene. Med avløpsvannet vil også antibiotikaresistente bakterier og gener slippes ut til miljøet.

Internasjonalt er det betydelig fokus på utslippet av legemiddelrester og organiske mikroforurensninger til det akvatiske miljøet. EU anbefaler å øke innsatsen for å redusere utslippene og forbedre rensingen av avløpsvann. I Europa er særlig Sveits, Tyskland og Sverige foregangsland når det gjelder å implementere nye rensetrinn på avløpsanleggene for å begrense utslippene av slike stoffer.

Av tilgjengelig renseteknologi synes implementering av et nytt rensetrinn med ozon-behandling og påfølgende biologisk rensing å være den mest aktuelle. Skal utslipp av mikroplast helt elimineres må ultrafiltrering tas i bruk

Forbrukeraksjoner

Husmoraksjonen 1972

Et de viktigste virkemidlene vi har for å kutte tilførselen av miljøskadelige stoffer til Mjøsa er å begrense forbrukernes bruk og utslipp av slike til avløpsrensaneanleggene. Disse tiltakene «oppstrøms» rensaneanleggene er kanskje blant de mest kostnadseffektive tiltakene vi har, såfremt de gjennomføres på en konsekvent og effektiv måte.

Et godt eksempel på en slik lokal forbrukeraksjon er «Vaskemiddelaksjonen» eller «Husmoraksjonen» rundt Mjøsa i 1972 –1973. Denne aksjonen er godt dokumentert i en forskningsrapport av Throne-Holst (1999) og av Fylkesnes (2015). Aksjonen kan brukes som et viktig referansepunkt når det gjelder forbrukermakt i Norge (Miljøverndepartementet 2012).

Mjøsa var på begynnelsen av 1970-tallet i en akselererende utvikling med nærinnsaltbelastning og uønsket algevekst (eutrofiering). Utslipp av fosfat var hovedårsaken til dette. Her var kildene både landbruk, industri og husholdninger. Et viktig bidrag fra husholdningene skyltes fosfatholdige vaskemidler. En idé om en samlet aksjon ble lansert av Hamar Arbeiderblad i november 1972. Husmødrene skulle hjelpe til med å redde Mjøsa ved å unngå å bruke fosfatholdige vaskemidler.

Aksjonen grep om seg og ble omtalt fra Stortingets talerstol allerede innen en måned var gått. Og innen ett år var gått, hadde vaskemiddelbransjen og myndighetene inngått en frivillig avtale som reduserte fosfatinnholdet i de mest populære tøyvaskemidlene med omkring 20 prosent (Throne-Holst 1999).

Husmoraksjonen hadde viktige ringvirkninger selv om de direkte effektene av den, målt ved markedsandelen av fosfatfrie vaskemidler, avtok mot slutten av 1970-tallet. Husmødrene ble viktige symboler for hva forbrukerne ønsker og makter i kampen for et bedre miljø. Det var vekket et folkelig engasjement for å redde Mjøsa som politikere ikke kunne ignorere, og aksjonen bidro til å forsere myndighetenes innsats mot eutrofieringen.

En kritikk mot vaskemiddelaksjonen kom fra deler av forvaltningen, forskermiljøet og Forbrukerrådet. Her ble det hevdet at aksjonen fjernet fokus fra den mer permanente løsningen på problemet – som var en «end of pipe» løsning med byggingen av avløpsrensaneanlegg. Vaskemiddelaksjonen kunne således bli et påskudd for politikere for å utsette den kostbare utbyggingen av rensaneanlegg. Utbyggingen skjedde imidlertid, om enn trinnvis, så bekymringen om at aksjonen skulle føre til en vesentlig avsporing av rensetiltak synes grunnløs.

Husmoraksjonen ga imidlertid den enkelte forbruker et medansvar for forringelsen av miljøet, og bidro til å bevisstgjøre forbrukerne om konsekvensene av sine valg. Som Throne-Holst (1999) skriver:

– Det ga en «folkeliggjøring» av miljøvernet og kan ha vært en avgjørende årsak til miljøorganisasjonenes senere oppsving. På den annen side er det viktig å være klar over at forbrukeren ikke kan bære ansvaret for miljøproblemene alene. De bare kan løses i et forpliktende samspill mellom forbrukere, organisasjoner, næringsliv og myndigheter.

Målsetning

Målet med en ny forbrukeraksjon må være å minimere forbrukernes utslipp av slike stoffer til det kommunale avløpsnett eller direkte til Mjøsa. En forbrukeraksjon bør imidlertid ikke begrenses til å kun ansvarliggjøre forbrukerne, men leverandørkjedene må også involveres og påvirkes til aktivt å promotere miljøvennlige produkter og tjenester.

Effekten av forbrukeraksjoner må imidlertid ikke overvurderes. Tidligere var tanken at forbrukere måtte læres opp til riktige holdninger, som så ville utløse miljøriktige handlinger. Den rådende oppfatningen i dag er imidlertid at holdningenes betydning for handlinger var betydelig overdrevet, og det er en tilsvarende økt oppmerksomhet omkring de strukturelle og praktiske sidene ved bruksendringer (Kleppe et al. 2018).

Sammenliknet med Husmoraksjonen vil en forbrukeraksjon mot miljøskadelige stoffer stå ovenfor en vel så vanskelig oppgave: Her er det ikke bare én produkttype, fosfatholdige vaskemidler, som må finne en mer miljøvennlig erstatning. Vi har en hel rekke av forbrukerprodukter som må erstattes med mer miljøvennlige alternativer, og vi har forbruksmønstre hos befolkningen som må endres.

Grovt sett har vi tre hovedgrupper av miljøskadelige forbindelsene som forbrukerne tilfører Mjøsa gjennom det kommunale avløpssystemet:

- Ulike miljøgifter i forbrukerprodukter
- Legemiddelrester
- Mikroplast

For den første gruppen, miljøgifter, innebærer dette først og fremst at mer miljøvennlige erstatningsprodukter må brukes.

For legemidler er det vanskeligere for den enkelte forbruker å finne mer miljøvennlige alternativer. Utskillelsen av legemiddelrester med urin og avføring til avløpsnett har



Vaskemidlene kunne opp til slutten av 1970-tallet inneholde betydelige mengder fosfat.

Kilde: digitalmuseum.no. (CC BY 4.0)

heller ingen enkel løsning. Trolig er de mest realistiske målene å redusere unødig bruk av legemidler, samt sikre en forsvarlig håndtering og retur av legemidler til apotekene for derved hindre at de havner i avløpet.

For mikroplast er de viktigste kildene fra husholdningene bruk og vask av tekstiler og klær laget av syntetiske materialer som fleece, akryl og polyester.

Videre inneholder en rekke kosmetiske produkter og andre personlige pleieprodukter mikroplast. Det kan være såper, skrubbekremer, shampoo, tannpasta, barberskum og deodoranter. Disse kan tilføres avløpsnettets med dusj- og vaskevannet. Mikroplast i kosmetikk vil imidlertid bli forbudt i EU og Norge fra 2020 av.

Maling er også en type forbrukerprodukter som kan inneholde mikroplast. Det samme gjelder bunnstoff for båter, og dette vil jo direkte tilføres Mjøsa. God håndtering av malingsrester og unngå bruk av slikt bunnstoff bør også være målsetninger i en forbrukeraksjon. Det samme gjelder bruken av unødige engangsprodukter av plast som også kan havne i Mjøsa.

Virkemidler

For å nå disse målene må et sett av virkemidler tas i bruk, hvert tilpasset de ulike produktkategoriene eller forbruksmønstrene som man ønsker endret.

I dag er det vanlig å dele arbeidet med forbruk mot et grønt skifte i tre hovedstrategier (Vittersø et al. 2016): Substitusjon, hvor man erstatter mindre miljøvennlige produkter med mer miljøvennlige. Omorganisering, hvor man endrer forbruksmønstre. Reduksjon, hvor man arbeider for et lavere forbruk.

Forbrukerprodukter og tjenester

For miljøskadelige stoffer som finnes i ulike forbrukerprodukter må både forbrukerne og leverandørkjedene gjøres oppmerksomme på de potensielle skadevirkningene av produktene. Videre må mer miljøvennlige alternativer identifiseres. Både forbrukerne og leverandørkjedene må her ansvarliggjøres og dyttes i riktig retning både med tanke på substitusjon og reduksjon.

Her finnes det allerede to offisielle systemer for miljømerking i Norge som kan være til hjelp: Svanemerket og Blomsten. Svanemerket er det offisielle, nordiske miljømerket, etablert av Nordisk ministerråd. Blomsten (EU-Ecolabel) er det offisielle europeiske miljømerket.

Disse systemene for miljømerking fungerer mye på samme måte. Produsentene må dokumentere at produktene tilfredsstiller en rekke strenge helse- og miljøkrav. Hensikten er å vise hvilke produkter som helhetlig sett er de beste miljøvalgene. Begge miljømerkene forvaltes av stiftelsen Miljømerking i Norge. Svanemerket finner man på mer enn 5 000 produkter og tjenester i Norge, og over 8 000 på det nordiske markedet. Svanen har også utviklet krav til blant annet rengjøringstjenester, vaskerier, renserier og restauranter.

Også dagligvarebutikker og hoteller kan få Svanemerket. Hovedkravene er da at de må ha et bredt utvalg av miljømerkede og økologiske produkter, at de bruker lite energi, og at driften deres belaster miljøet i minst mulig grad.

Medisinrester

I følge Helsenorge (2017) kaster nordmenn 600 tonn medisiner hvert år. Kun halvparten leveres inn til apotekenes

returordning, og medisiner som havner i søppelet, toaletter eller vasken kan føre til uønskede utslipp i naturen. Som det skrives på deres nettsider:

– Bruken av medisiner er økende, og noen hundre legemidler er allerede påvist i lave konsentrasjoner i innsjøer og hav. Dette er en advarsel om at vår bruk av medisiner kan føre til miljøproblemer i fremtiden.

Mange medisiner påvirkes ikke av avløpsrensing, og går direkte ut i hav og innsjøer hvor de kan påvirke organismer i vannet. De medisinene som det er knyttet størst bekymring til er hormonpreparater, antibiotika, smertestillende midler og medisiner mot angst.

Den største kilden til utslipp av medisiner i miljøet er fra medisiner mennesker har brukt, som har passert igjennom kroppen, og er skilt ut gjennom avføring og urin. Det er lite den enkelte kan gjøre med dette, og en skal for eksempel ikke stoppe å ta nødvendige medisiner. Men du og jeg kan minske miljørisikoen ved å håndtere ubrukte medisiner på en trygg og forsvarlig måte.»

Apotekene har plikt til å ta imot medisiner fra privatkunder, eller som det står i apotekloven: Apotek plikter i forbrukerkjøp å ta i retur legemidler for kassasjon uten kostnad for kunden.

Med tanke på den store andelen ubrukte legemidler som ikke returneres til apotekene, bør forbrukeraksjonen stimulere til økt retur av slike til apotekene.

Mikroplast

For å minske utslippet av mikroplast fra husholdningene til avløpsrenseanleggene kan vi som forbrukere gjøre aktive valg ved nye innkjøp eller bruk av tekstiler og ulike forbrukerprodukter. Ved kjøp av klær og tekstiler kan vi velge bort syntetiske materialer som fleece, akryl og polyester som er laget av plast. Det samme gjelder leverandørkjeden som bør promotere omsetningen av miljøvennlige alternativer.

Ved vask av tekstiler som inneholder plast vil plastpartikler eller fibre følge med vaskevannet ut i avløpet. Ved å minske antall vasker kan utslippet av mikroplast minskes. Egne filtre som fjerner mikroplast fra vaskevannet er også utviklet. Ved bruk av tørketrommel må loet som samles opp ikke kastes i klosettet, men kastes sammen med annet husholdningsavfall.

Forbrukerprodukter som inneholder mikroplast eller kan brytes ned til slikt bør også unngås, og miljømerkede alternativer bør benyttes. Videre bør malingsrester samles opp og føres til godkjente mottak. Vaskevann fra malingspensler og malingsbeholdere må heller ikke tilføres avløpet.

Organisering

En forbrukeraksjon med mål å minske tilførselene av miljøgifter til Mjøsa må ha en formålstjenlig organisering og ledelse. Det bør være et flerpartsamarbeid, med involvering fra representanter fra forbrukersiden og miljøorganisasjoner, leverandørkjedene og politisk ledelse i kommuner og fylke.

En vellykket aksjon må nødvendigvis være langsiktig, ha et klart definert overordnet samfunns mål og etterprøvbare effekt- og resultatmål. Målene må formuleres på en måte som gjør dem forståelige og målbare. Som en huskeregel bør målene være SMART:

- Spesifisert – veldefinerte, entydige og ikke til å misforstå

- Målbare – kvantitativt dersom mulig, eventuelt etterprøvbare på andre måter
- Akseptert – av alle berørte parter i prosjektet, hos prosjekteier og hos brukere
- Realistiske – stor sannsynlighet for at de kan realiseres
- Tidssatte – det skal angis når effektene eller resultatene skal være oppnådd
- Enkle – målene må formuleres enkeltvis og ikke i sammensatte, uklare uttrykk.

Aksjonen kan organiseres som et prosjekt med en definert oppdragsgiver eller prosjekteier. Det bør etableres et prosjektstyre som godkjenner planer og er ansvarlig for at prosjektet gjennomføres i tråd med prosjekteiers behov og at prosjektleder har kontroll over fremdriften. Det må ha en prosjektleder som er prosjektets daglige leder. Prosjektleder har ansvaret for å planlegge og gjennomføre prosjektet i henhold til prosjekteierens mandat og delegerer arbeidsoppgaver til sine prosjektmedarbeidere.

DIF definerer fem faser i et prosjekt, og disse kan benyttes på mindre såvel som større prosjekter: Konseptfasen hvor idé, behov og mål defineres. Planleggingsfasen som sikrer at

oppdragsgiver og interessentene har en forståelse for arbeidet som kreves for å gjennomføre prosjektet. Gjennomføringsfasen som leverer de avtalte produkter og aktiviteter i henhold til prosjektets definerte planer og mål. Avslutningsfasen som sikrer strukturert og formell avslutning av prosjektet, en god overlevering til interessentene og læring til framtidige aktiviteter. Realiseringsfasen som innledes ved at prosjektet har blitt formelt avsluttet og alle avtalte produkter er levert. I denne fasen bør det arbeides praktisk med å hente ut de mer langsiktige gevinstene fra prosjektet.

Til hjelp med organiseringen av prosjektet og hvorledes målene skal oppnås kan prosjekteier engasjere profesjonell ekspertise på forbruksforskning. Et eksempel på et slikt fagmiljø er forbruksforskningsinstituttet SIFO ved Oslo Met som har bærekraftig forbruk som et av sine fire kjerneområder.

De økonomiske og personellmessige ressursene som en forbrukeraksjon krever er det vanskelig å ha noen klar formening om. At aksjonen krever en finansiering og allokering av arbeidsinnsats er opplagt, men omfanget av dette er avhengig av hvilke ambisjoner og politisk vilje til å oppnå de bestemte målene.

Konklusjoner – Forbrukeraksjoner

Målet med en ny forbrukeraksjon må være å minimere forbrukernes utslipp av slike stoffer til det kommunale avløpsnett eller direkte til Mjøsa.

Aksjonen kan organiseres som et tidsbegrenset prosjekt, med involvering fra representanter fra forbrukersiden og miljøorganisasjoner, leverandørkjedene og politisk ledelse i kommuner og fylke.

Aksjonen må ha som overordnet målsetning å redusere tilførselen av følgende miljøskadelige substanser til Mjøsa:

- Ulike miljøgifter i forbrukerprodukter
- Legemiddelrester
- Mikroplast

Miljøvennlige alternativer av forbrukerprodukter må identifiseres, og miljømerkene Svanemerket og Blomsten vil her være til stor hjelp. Både forbrukerne og leverandørkjedene må ansvarliggjøres og dyttes i riktig retning både med tanke på substitusjon, endrede forbruksmønstre og reduksjon.

Effekten av en forbrukeraksjon bør imidlertid ikke overvurderes, da det er mange strukturelle og praktiske utfordringer knyttet til forbruksendringer.



Hamar kommunes informasjonsskiltet om vaskemidler.
CC BY-NC-SA

Miljøvennlige offentlige anskaffelser

Miljøpolitikk og regelverk

- Offentlige anskaffelser er et viktig virkemiddel for å få ned klimagassutslipp og oppnå andre miljømål. Derfor legger vi nå fram en stortingsmelding for å forsterke arbeidet med klima- og miljøvennlige anskaffelser.

Klima- og miljøminister Ola Elvestuen, 10.04.2019

I april i år ble stortingsmelding 22 «Smartere innkjøp – effektive og profesjonelle offentlige anskaffelser» lagt fram. Meldingen inneholder en rekke tiltak som skal bidra til at det offentlige bruker fellesskapets midler best mulig. Den varsler ikke endringer i regelverket, men har som mål å legge til rette for bedre ressursbruk gjennom en mer helhetlig og effektiv anskaffelsespolitikk.

Kapittel 9 i meldingen omhandler hvordan det kan gjøres mer klima- og miljøvennlige anskaffelser. Om miljøgifter heter det at offentlige institusjoner, slik som barnehager, helseinstitusjoner og offentlige kontorer, kan bidra til å nå regjeringens mål om «giftfri hverdag» gjennom sine anskaffelser. Det påpekes også at plastforsøpling er et stort miljøproblem som regjeringen prioriterer høyt å redusere.

I meldingen vises det til at bruk av miljømerker kan forenkle en anskaffelsesprosess for oppdragsgiverne i å velge klima- og miljøvennlige løsninger og produkter.



Miljømerker som Svanemerket kan forenkle anskaffelsesprosessen oppdragsgiverne har når det gjelder å velge klima- og miljøvennlige løsninger og produkter.

Både anskaffelsesloven (§5) og anskaffelsesforskriften (§7-2) gir offentlige myndigheter muligheter og plikt til å innrette sin anskaffelsespraksis slik at den bidrar til å redusere skadelig miljøpåvirkning, og stille miljøkrav og kriterier i alle trinn av anskaffelsesprosessen der det er relevant. I forskriften heter det at der miljø brukes som tildelingskriterium, bør det som hovedregel vektes minimum 30 prosent.

Anskaffelser i kommuner og fylker

Initiativet til en ny Mjøsaksjon mot miljøgifter er politisk initiert fra kommunene, og også fylkeskommunene har gitt sin tilslutning til aksjonen. Det er således naturlig at både kommunene og fylkene i sine innkjøp av varer og tjenester også tar miljøhensyn og bidrar aktivt til å hindre utslipp av miljøgifter til Mjøsa.

Anskaffelsesloven og dens forskrift gir både Mjøs kommunene og fylkeskommunene et lov hjemlet verktøy til å vektlegge sterkt de miljømessige sidene under sine anskaffelser.

Dette kan presiseres i kommunedelplanene for klima og miljø, slik at det er klart for alle etater hvorledes kommunenes miljøpolitikk skal utformes.

Konklusjoner - Miljøvennlige offentlige anskaffelser

Initiativet til en ny Mjøsaksjon mot miljøgifter er politisk initiert fra kommunene, og også fylkeskommunene har gitt sin tilslutning til aksjonen. Det er derfor naturlig at disse benytter mulighetene lovverket for offentlige anskaffelser gir for å minimere utslippene av miljøskadelige stoffer til Mjøsa.

Tildelingskriteriet som vektlegger miljø med minimum 30 % bør benyttes der det er relevant.

Krav til miljømerking av produkter og tjenester vil kunne forenkle anskaffelsesprosessene og sikre bruk av miljøvennlige varer og tjenester.

I kommunedelplanene for klima og miljø kan det legges inn bindende føringer om at miljøaspektet skal vektlegges vesentlig ved anskaffelser for å unngå utslipp av miljøskadelige stoffer til Mjøsa.

Risiko og sårbarhetsanalyse

Risikovurdering for Mjøsa?

Gjennom flere års arbeide med kartleggingen av ulike miljøgifter i Mjøsa og andre store innsjøer er en av forfatterens erfaringer at trusselbildet kan synes noe uoversiktlig. Effektene av mer langvarige og kanskje historiske utslipp av klassiske miljøgifter er vi godt kjent med. På den andre siden kan nye miljøgifter og mer akutte og uventede forurensingsepisoder gjøre dette bildet atskillig mer komplekst.

Nye kjemikalier introduseres stadig på markedet og spres etter hvert i miljøet. Mange av disse forbindelsene har ukjente egenskaper, og det er for lite kunnskap om effekten på mennesker og miljø. Volumene som skal tilføres miljøet trenger heller ikke være store før akseptable grenseverdier overskrides. Som et eksempel på dette kan vi ta den perfluorerte forbindelsen PFOS, hvor kun 36 kg er mengden som skal løses i Mjøsas 56 km³ med vann for at vannforskriftens miljøkvalitetsstandard (EQS-verdi) skal overskrides.

Både fylker og kommuner er pålagt gjennom lovverket å gjøre en risiko- og sårbarhetsanalyse (ROS-analyse) for sine områder. Gjennom å utarbeide en helhetlig risiko- og sårbarhetsanalyse skal både fylkene og kommunene få en bedre oversikt over og økt bevissthet om risiko og sårbarhet.

I ROS-analysene for Hedmark (FMH 2018) og Oppland (FMO 2018a og b) behandles akutt forurensning og storulykker som mulige scenarier. Her legges det i hovedsak vekt på transportuhell av farlig gods på vei eller jernbane og utlekking fra stasjonær tank eventuelt etter brann eller ulykke.

Hvorvidt dette er en dekkende analyse kan diskuteres. Driftstans ved kommunale renseanlegg, brudd på avløpsnett, påslipp av miljøskadelige stoffer på avløpsnett og ny bruk av miljøskadelige produkter hos befolkningen er eksempler på andre trusselbilder som en ROS-analyse for Mjøsa vil kunne identifisere.

Det bør derfor vurderes om det skal gjøres en egen ROS-analyse for Mjøsa med fokus på tilførsler av miljøskadelige stoffer. Dette vil kunne bidra til å identifisere og forebygge uønskede hendelser og styrke samordningen av det regionale arbeidet med beredskap og krisehåndtering.

Videre bør en slik ROS-analyse gå inn på hvilke barrierer som bør bygges opp for å redusere (i) sannsynligheten for den utløsende årsaken og (ii) konsekvensene av hendelsen. En kritisk gjennomgang av de reelle kapasitetene til å håndtere uønskede hendelser bør inkluderes. Arbeidet bør involvere sentrale aktører som offentlig forvaltning, industri og næringsliv, renseanlegg, transportsektoren, landbruk og miljøforskning.

Konklusjoner – Risiko og sårbarhetsanalyse

Det bør derfor vurderes om det skal gjøres en egen ROS-analyse for Mjøsa med fokus på tilførsler av miljøskadelige stoffer. Dette vil kunne bidra til å identifisere og forebygge uønskede hendelser, og styrke samordningen av det regionale arbeidet med beredskap og krisehåndtering.

ROS-analysen bør identifisere barrierer for redusere sannsynlighet og konsekvenser av uønskede hendelser, samt gjøre en kritisk vurdering av de reelle kapasitetene for å håndtere uønskede hendelser.



Lillestrømulykken, en nesten katastrofal storulykke. To godstog kollidererte og to vogner med propangass tok fyr. Hadde de eksplodert kunne Lillestrøm sentrum blitt totalskadet.

Konklusjoner – anbefalinger

Utfordringer

- Gjennomgangen over forekomsten av miljøgifter i Mjøsa viser at det fortsatt er de gamle klassiske miljøgiftene kvikksølv og PCB som finnes i så store konsentrasjoner i miljøet at de overskrider vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier).
- Kvikksølv i storørret, og også annen fiskespisende rovfisk som stor abbor og stor lake, overskrider Mattilsynets grense for omsetning til konsum på 0,5 mg kvikksølv/kg.
- De kommunale avløpsrensaneanleggene er trolig den viktigste tilførselsveien for nye miljøgifter og legemiddelrester. Primærkildene her er befolkningens forbruk av slike stoffer og utslipp til avløpsnett.
- Det er knyttet stor usikkerhet til miljøeffektene av utslippene av nye miljøgifter, legemiddelrester og mikroplast. Særlig er kunnskapen om mulige blandingseffekter, såkalte cocktaileffekter, begrenset.

Tiltak – Ny Mjøsaksjon

- Igangsettelse av en forbrukeraksjon for å minimere utslipp av nye miljøgifter, legemiddelrester og mikroplast til det kommunale avløpsnett eller direkte til Mjøsa. Tiltakene bør ikke begrenses til kun å endre atferden og valgene til den enkelte forbruker, men leverandørkjedene bør også ansvarliggjøres og fremme miljøvennlige produkter og tjenester. Effekten av en forbrukeraksjon bør ikke overvurderes, da det er mange strukturelle og praktiske utfordringer knyttet til forbruksendringer.
- Kommuner og fylker bør benytte seg av mulighetene miljøvennlige offentlige anskaffelser gir for å minske utslippene av miljøskadelige stoffer til Mjøsa. Tildelingskriteriet som vektlegger miljø med minimum 30 % bør benyttes der det er relevant.
- Bygging av ekstra rensetrinn på de kommunale avløpsrensaneanleggene vil være det mest effektive virkemiddelet for å hindre at en rekke miljøgifter og legemiddelrester blir sluppet ut i Mjøsa.
- Det bør vurderes å gjøre en risiko- og sårbarhetsanalyse med fokus på tilførsler av miljøskadelige stoffer til Mjøsa. Dette vil kunne bidra til å identifisere og forebygge uønskede hendelser, og styrke samordningen av det regionale arbeidet med beredskap og krisehåndtering.

Referanser

Aquateam. 2002. Organiske miljøgifter i avløpsslam. Resultater fra en ny undersøkelse 2001-02. Aquateam Report 02-018. 36 pp.
Arp, P.A., Ruus, A., Macken, A., and Lillicrap, A. 2014. Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. Miljødirektoratet Report M241. 170 pp. + appendix
Aven, T. 2015a. Implications of black swans to the foundations and practice of risk assessment and management. Reliability Engineering and System Safety 134(C): 83-91. Elsevier. doi:10.1016/j.res.2014.10.004.
Aven, T. 2015b. Sorte svaner. Brann og eksplosjonssikring i petroleumsindustrien 2014, Haugesund 6-7 Mai, Tekna. Foredrag. Hentet fra https://www.uis.no/getfile.php/13150415/SEROS/Bilder/sortesvaner-aven-tekna2%20%281%29.pdf
Backhaus, T., Gustavsson, M., Yngsell, D. 2015. Mixture toxicity contribution of emerging and legacy contaminants in environmental monitoring data from Norway. Miljødirektoratet Report M-464. 74 pp.
Bakke, T.; Fjeld, E.; Skaare, B.; Berge, J.; Green, N.; Ruus, A.; Schlabach, Martin 2007. Kartlegging av metaller og utvalgte nye organiske miljøgifter 2006. Krom, arsen, perfluoralkylstoffer, dikloretan, klorbenzener, pentaklorfenol, HCBd og DEHP. Statens forurensingstilsyn (SFT) Report TA-2284. 105 pp.
Berg, T., Fjeld, E., and Steinnes, E. 2006. Atmospheric mercury in Norway: contributions from different sources. Science of the Total Environment: 368: 3-9. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.09.059.
Borgå, K., Fjeld, E., Kierkegaard, A., and McLachlan, M.S. 2012. Food web accumulation of cyclic siloxanes in Lake Mjøsa, Norway. Environ. Sci. Technol. 46(11): 6347-6354. doi:10.1021/es300875d.
Borgå, K., Fjeld, E., Kierkegaard, A., and McLachlan, M.S. 2013. Consistency in trophic magnification factors of cyclic methyl siloxanes in pelagic freshwater food webs leading to brown trout. Environ. Sci. Technol. 47(24): 14394-14402. doi:10.1021/es404374j.
Breivik, K, Schlabach, M. and Berg, T. 2005. Tilførsler av miljøgifter til Mjøsa. Tiltaksorientert forundersøkelse. Statens forurensingstilsyn (SFT) Report TA-2105. 57 pp.
Brevik, E.M. 1981. Organochlorine Residues in Fish from Lake Mjøsa in Norway. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 26: 679-680.
Brevik, E.M, Knutzen, J., Oehme, Schlabach, M., Utne Skaare, J., Polder, A., and Taugbøl, T. 1997. Organochlorine and mercury levels in burbot (<i>Lota lota</i>) and vendace (<i>Coregonus albula</i>) from Lake Mjøsa in Norway. Unpublished manuscript.
Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., Åstrand, N., la Cour Jansen, J. 2016. Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar – en kunskapssammanställning. Svensk Vatten Utveckling Rapport 2016-4. 66 pp. Hentet fra http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2016-04.pdf
Deloitte. 2018. Options for a strategic approach to pharmaceuticals in the environment. Deloitte Sustainability, Report July 2018. 289 pp. Downloaded from https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/5371e7bd-25db-11e9-8d04-01aa75ed71a1/language-en
DIO (Driftsassistenten for vann og avløp i Oppland). 2014. Årsrapport for Lillehammer renseanlegg i Lillehammer kommune 2013. Rapport H01/14. 27 pp.
ECHA (European Chemical Agency). 2019. Annex XV Restriction Report – Microplastic. 2019. Version 1.1. 20. Mars 2019. 145 pp. https://echa.europa.eu/documents/10162/0724031f-e356-ed1d-2c7c-346ab7adb59b
EEA (European Environmental Agency). 2019. Chemicals in European waters. Knowledge developments. EEA Report No. 18/2018. 77 pp. doi: 10.2800/265080
EFSA (European Food Safety Authority). 2019. Guidance on harmonised methodologies for human health, animal health and ecological risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. EFSA Journal 17(3). 77 pp. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5634
Eggen, R.I.L., Hollender, J., Joss, A., Schärer, M., and Stamm, C. 2014. Reducing the discharge of micropollutants in the aquatic environment: the benefits of upgrading wastewater treatment plants. Environ. Sci. Technol. 48(14): 7683-7689. doi:10.1021/es500907n.
Eriksen, H., Qvenild, T., Skurdal, J. and Fjeld, E. 1991. Kvikksølv i aure, lake og krøkle fra Mjøsa 1982 - 84. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernnavdelingen Report 16/91. 25 pp. + appendix
EU. 2005. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet. Priority Substance No. 21. Mercury and its Compounds CAS-No. 7439-97-6.
EU. 2008. Europaråd-parlamentets og rådets direktiv 2008/105/EF. Den Europæiske Unions Tidende, L 384/84.
EU. 2019. COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL AND THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE. European Union Strategic Approach to Pharmaceuticals in the Environment. Brussels, 11.3.2019 COM(2019) 128 final. 12 pp.
Fjeld, E. 2007. DDT og PCB i sedimenter fra Furnesfjorden, Mjøsa, 2007. NIVA-notat til SFT, datert 4. okt. 2007. 5 s.

Fjeld, E. 2019. PFAS in fish and zoobenthos from River Randselva and Lake Tyrifjorden. Fjeld og Vann AS Report R1-2019. 36 pp.

Fjeld, E., Ørnevad, S. Følsvik, N. and Brevik, E.M. 1999. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1999. Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. NIVA Report 4072-99.

Fjeld, E., Knutzen, J., Brevik, E., Schlabach, M., Skotvold, T., Borgen, A., and Wiborg, M.L. 2001. Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk 1995-1999. Statens forurensningstilsyn (SFT) Report TA-1813. 48 pp. + appendix

Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Kjellberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A., and Gundersen, H. 2004. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. Statens forurensningstilsyn (SFT) Report TA-2006. 117 pp.

Fjeld, E.; Schlabach, M.; Rognerud, S.; Kjellberg, G. 2004. Miljøgifter i sedimenter og fisk i Mjøsa, Drammensvassdraget og Drammensfjorden, oppfølgende undersøkelser i 2004. Statens forurensningstilsyn (SFT) Report TA-205. 27 pp.

Fjeld, E., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A.R. and Dye, C. 2006. Miljøgifter i sedimenter fra Mjøsa, 2005-2006. NIVA Report 5313. 53 pp.

Fjeld, E., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A.R. and Dye, C. 2007. Tilførsler av miljøgifter til Mjøsa via kommunale renseanlegg og elver, 2006. NIVA Report 5444. 93 pp.

Fjeld, E., Enge, E.K., Rognerud, S., Rustadbakken, A. and Løvik, J.E. 2010. Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2009. Klima og forurensningsdirektoratet (Klif) Report TA- 2620. 58 pp. + appendix.

Fjeld, E., Enge, E.K., Rognerud, S. and Løvik, J.E. 2013. Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2012. Klif Report TA-3028. 68 pp.

Fjeld, E., Bæk, K., Rundberget, J.T., Schlabach, M. and Warner, N.A., 2017. Miljøgifter i store norske innsjøer, 2016. Miljødirektoratet Report M-807. 88 pp.

Fjeld, E. and Enge, E. K. 2008. Miljøgifter i renseanlegg i Mjøsregionen, 2005-2007. Oppfølgende undersøkelser i utløpsvann og slam. Statens forurensningstilsyn (SFT) Report TA-2406.

FMH (Fylkesmannen i Hedmark). 2018. FylkesROS for Hedmark 2018-2021. Fylkesmannen i Hedmark Rapport. 145 s. Hentet fra <https://www.fylkesmannen.no/globalassets/fm-innlandet/10-samfunnssikkerhet-og-beredskap/forebyggende-samfunnssikkerhet/fylkesros/fylkesros-2018---2021.pdf>

FMO (Fylkesmannen i Oppland). 2018a. REGIONAL PLAN FOR SAMFUNNSSIKKERHET OG BEREDSKAP 2018-2021, OG RISIKO- OG SÅRBARHETSANALYSE FOR OPPLAND FYLKE. Fylkesmannen i Oppland Rapport. 46 s. Hentet fra <https://www.oppland.no/Handlers/fh.ashx?MId1=2662&Filld=6579>

FMO (Fylkesmannen i Oppland). 2018a. VEDLEGG 1-3 REGIONAL PLAN FOR SAMFUNNSSIKKERHET OG BEREDSKAP 2018-2021, OG RISIKO- OG SÅRBARHETSANALYSE FOR OPPLAND FYLKE . Fylkesmannen i Oppland Rapport. 252 s. Hentet fra <https://www.oppland.no/Handlers/fh.ashx?MId1=2662&Filld=6979>

Garmo, Ø.A., Fjeld, E., and Grung, M. 2017. Overvåking av utvalgte miljøgifter i Mjøsa 2016. NIVA Report 7141. 28 pp.

Gigault, J., Halle, A.T., Baudrimont, M., Pascal, P.-Y., Gauffre, F., Phi, T.-L., Hadri, El, H., Grassl, B., and Reynaud, S. 2018. Current opinion: What is a nanoplastic? Environ Pollut 235: 1030-1034. doi:10.1016/j.envpol.2018.01.024.

Havs- och vattenmyndigheten. 2018. Reningstekniker för läkemedel och mikrofororening i avloppsvatten. Havs- och vattenmyndigheten Rapport 2018:7. 60 pp. Hentet fra <https://www.havochvatten.se/download/18.4c271c50163bf560e38ecf2d/1528952839153/rapport-reningstekniker-for-lakemedel-och-mikrofororening-i-avloppsvatten.pdf>

Håkanson, L. and Jansson, M. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer Verlag, Berlin. 316 pp.

Helse og omsorgsdepartementet. 2015. Nasjonal strategi mot Antibiotikaresistens 2015-2020. Departementenes sikkerhets og serviceorganisasjon 06/2015. 30 pp. Hentet fra https://www.regjeringen.no/contentassets/5eaf66ac392143b3b2054aed90b85210/strategi_antibiotikaresistens_230615.pdf

Helsenorge. 2017. Returner gammel medisin til apoteket . Hentet fra <https://helsenorge.no/legemidler/oppbevaring-holdbarhet-retur/levere-gamle-medisiner>

IVL. 2015. Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten. IVL Svenska Miljöinstitutet Rapport B 2218. 58 pp. Hentet fra <http://sjostad.ivl.se/download/18.41ba7c1514a956c967d1d6b/1426152462591/B2218.pdf>

IVL 2017. Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten. IVL Svenska Miljöinstitutet Rapport C 235. 117 pp. Hentet fra <https://www.ivl.se/download/18.3016a17415acdd0b1f49cc/1493365924862/C235.pdf>

Jartun, M. Fjeld, Bek, K., E. Løken, K.E. Rundberget, T. Grung, M., Schlabach, M., Warner, N.A., Johansen, I., Lyche, J.L., Berg, V. and Nøstbakken, O.J. 2017. Monitoring of environmental contaminants in freshwater ecosystems. Occurrence and biomagnification. Miljødirektoratet Report M-1106. 136 pp.

JECFA. 2006. Methylmercury. Summary and conclusions of the 67th Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety. WHO Technical Report Series 940. Downloaded from https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/43592/WHO_TRS_940_eng.pdf;jsessionid=463E4AD43868935FEDFE51E8C06DFB?sequence=1

Karkman, A., Pärnänen, K., and Larsson, D.G.J. 2019. Fecal pollution can explain antibiotic resistance gene abundances in anthropogenically impacted environments. *Nat Commun* 10(1): 80. Nature Publishing Group. doi:10.1038/s41467-018-07992-3.

Kjellberg, G. og Løvik, J.L. 2000. PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra NSBs båthavn i Åkersvika og fra Mjøsa utenfor Espern. Rapport fra undersøkelsen i 1999. NIVA Report 4167-2000. 38 pp.

Kjellberg, G. 2003. PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra NSBs båthavn i Åkersvika og i nærliggende område i Åkersvika Naturreservat etter at de mest PCB-belastede sedimenter er fjernet. NIVA Report 4529. 30 pp.

Konieczny, R.M, Henninge, L.B., Dalen, H., Grabic, R., Ferenčik, M., Bergqvist, P.-A., Lyngstad, E., Berger, J., Haukelidsæter, S., and Randall, S. 2017. Screening programme 2017: Suspected PBT compounds. Miljødirektoratet Report M-1063. 117 pp.

Lusher, A, Bråte, Nerland, I.L., Hurley, R., Iversen, K., and Olsen, M. 2017. Testing of methodology for measuring microplastics in blue mussels (*Mytilus* spp) and sediments, and recommendations for future monitoring of microplastics (R & D-project). NIVA Report 7209. 87 pp.

Løvik, J.E. og Rustadbakken, A. 2011. Strandsaga i Brumunddal. Vurdering av miljøtilstand i Mjøsa i forbindelse med planer om endret bruk av området. NIVA Report 6092. 43 pp.

Lüdtke, M. 2019. Läkemiddelsrening och statlig stöd. Nationella konferensen Avlopp & Miljö 2019 (#NAM19), Sundsvall 06.02.2019. Hentet fra <https://docplayer.se/124969205-Lakemedelsrening-och-statligt-stod.html>

Lusher, A.L., Buenaventura, N.T., Eidsvoll, D.P., Thrane, J.-E., Økelsrud, A., and Jartun, M. 2019. Freshwater microplastics in Norway: A first look at sediment, biota and historical plankton samples from Lake Mjøsa and Lake Femunden. Miljødirektoratet Report M-1212. 46 pp.

Mariussen, E., Fjeld, E., Strand-Andersen, M., Hjerpset, M. and Schlabach, M. 2003. Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers in trout from Norwegian lakes. Extended abstract. Dioxin 2003, 23rd International Symposium on Halogenated Organic and Persistent Pollutants. Boston 24-29 august, 2003.

Mattilsynet. 2015. Ferskvannsfisk og kvikksølvforurensing. Hentet fra http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/ferskvannsfisk_og_kvikksolvforurensing

Miljødirektoratet. 2017.06.06. Dioksiner og furaner. Hentet fra: <https://www.miljostatus.no/dioksiner>

Miljøverndepartementet. 2012. Balansen. Annonsebilag utgitt i anledning Miljøverndepartementets 40-årsjubileum. 35 s. Hentet fra <http://gullbllyanten.no/media/uploads/2196/8439-b4bc9-archive.pdf>

Mohn, H. 1999. Organiske miljøgifter i avløpsvann og slam – en introduksjon. Vann 4: 715– 722.

Munthe, J., Wängberg, I., Rognerud, S., Fjeld, E., Verta, M., Porvari, P., and Meili, M. 2007. Mercury in Nordic ecosystems. Norden Report. IVL Report B1761. 43 pp.

Naturvårdsverket. 2017. Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen – Behov, teknik och konsekvenser. Naturvårdsverket Rapport 6766 · april 2017. 87 pp. Downloaded from <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6766-3.pdf?pid=20525>

Naturvårdsverket. 2019. Utlysning av investeringsbidrag till läkemedelsrening vid avloppsreningsverk 2019. Hentet fra <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Bidrag/Lakemedelsrening-2019/>

Nellier, Y.-M., Perga, M.-E., Cottin, N., Fanget, P., and Naffrechoux, E. 2015. Particle-Dissolved Phase Partition of Polychlorinated Biphenyls in High Altitude Alpine Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 49(16): 9620–9628. doi:10.1021/acs.est.5b01274.

NGI 2019. PFAS Tyrifjorden 2018 – Environmental monitoring of PFAS in biotic and abiotic media. NGI Report 20180256–01–R. 121 pp. + appendix

NILU/NIVA. 2003. Høye forekomster av nye miljøgifter i fisk fra Mjøsa. Pressemelding, 30. mars 2003.

Norsk olje og gass. 2017. Sorte svaner - Et utvidet perspektiv på risiko. Norsk olje og gass, Report April 2017. 54 pp. Hentet fra <https://www.norskoljeoggass.no/drift/storulykkerisiko/sorte-svaner-et-utvidet-perspektiv-pa-risiko/>

Ramón, M.F., Carrera, G., and Grimalt, J.O. 2005. Persistent organic pollutants in remote freshwater ecosystems. *Aquatic Sciences* 67: 263–273. doi: 10.1007/s00027-005-0747-8.

Rizzo L., Manaia C., Merlin C., Schwartz T., Dagot C., Ploy M. C., Michael I., and Fatta-Kassinos D. 2013. Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: A review. *Science of the Total Environment* 447, 345–360.

Rognerud, S. 1985. Kvikksølv i Mjøsas sedimenter. Arealfordeling og vertikalprofiler av antropogent kvikksølv. NIVA Report 1710. 47 pp.

Sandlund, O.T., Nashoug, O., Norheim, G., Høie, R. and Kjellberg, G. 1981. Kvikksølv i fisk og evertebrater i Mjøsa og noen sjøer i Mjøsområdet, 1979 - 80, DVF - Mjøsuundersøkelsen Report 4. 54 pp. + appendix.

SAPEA. 2019. A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society. Science Advice for Policy by European Academies. Evidence Review Report No. 4. 173 pp. Downloaded from <https://www.sapea.info/wp-content/uploads/report.pdf>

Schlabach, M., Breivik, K., Fjeld, E., Hirdmann, D., Aspö, P., Pfaffhuber, K., and Stohl, A. 2009. Atmospheric transport of environmental pollutants to Lake Mjøsa. Statens forurensningstilsyn (SFT) Report TA-2563. 87 pp.

Schøyen, M., Øxnevad, S., Hjermann, D., Mund, C., Böhmer, T., Beckmann, K., and Powell, D.E. 2016. Levels of Siloxanes (D4, D5, D6) in Biota and Sediments From the Inner Oslofjord, Norway, 2011-2014. Conference Poster. SETAC Europe 26th Annual Meeting, 22-26 May 2016, Nantes, France

Science for Environment Policy. 2016. Identifying emerging risks for environmental policies. Future Brief 13. Produced for the European Commission DG Environment by the Science Communication Unit, UWE, Bristol. Available at: http://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/emerging_environmental_risks_early_warnings_FB12_en.pdf

Sveriges radio. 2017. Först ut i landet med ozonreningsverk. Sveriges Radio P4 Östergötland. Hentet fra <https://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=160&artikel=6769400>

Sweco. 2016. Behovet av avancerad rening vid avloppsreningsverk – Finns det recipienter som är känsligare än andra? Sweco Environment AB Rapport 2016-12-16. 96 pp. Hentet fra <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2017/ru-rapport-behov-av-avancerad-rening-sweco.pdf>

Taleb, N.N. 2007. The Black Swan: The Impact of the Highly Improbable, Random House, ISBN 978-1400063512

Tekniska verken. 2018. Rening av läkemedelsrester. Hentet fra https://www.tekniskaverken.se/om-oss/innovation/innovativa-projekt/rening-av-lakemedelsrester/?t_id=1B2M2Y8AsgTpgAmY7PhCf%3d%3d&t_q=lakemedel&t_tags=language%3asv%2csiteid%3ae83006f8-3def-4b3c-bff7-ef5e7c2751e9&t_ip=92.220.17.45&t_hit.id=TekniskaVerken_Web_Components_Pages_ArticlePage_Models_ArticlePage/_cdb55bf5-6f12-4282-9265-aa566e842284_sv&t_hit.pos=5

Throne-Holst, H. 1999. Forbrukernes roller i miljøpolitiske suksesser – Fosfatforbudet i tøyvaskemidler. SIFO (Statens institutt for forbruksforskning) Arbeidsrapport nr. 1 - 1999. 116 pp. Hentet fra http://www.hioa.no/extension/hioa/design/hioa/images/sifo/files/file48385_arbeidsrapport_1-1999.pdf

Thomas, T., Schlabach, M., Langford, K., Fjeld, E., Øxnevad, S., Rundberget, T., Bæk, K., Rostkowski P., and Harju, M. 2014. Screening programme 2013: New bisphenols, organic peroxides, fluorinated siloxanes, organic UV filters and selected PBT substances. Miljødirektoratet Report M-176. 101 pp.

Underdal, B. 1970. Undersøkelse av kvikksølvinnholdet i fisk fra Mjøsområdet. Norges Veterinærhøgskole, Institutt for næringsmiddelhygiene Report NVH. 15 pp.

UBA (Umwelt Bundesamt). 2018a. Recommendations for reducing micropollutants in waters. German Environment Agency (Umwelt Bundesamt) Background Paper. 60 pp. Downloaded from https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/180709_uba_pos_mikroverunreinigung_en_bf.pdf

UBA (Umwelt Bundesamt). 2018b. UBA issues recommendations to fight micropollutants in water bodies. Press release 12.04.2018. No.10/2018. Downloaded from <https://www.umweltbundesamt.de/en/press/pressinformation/uba-issues-recommendations-to-fight-micropollutants>

van Bavel, B., Kevin, T., Langford, K., Reid, M., Vogelsang, C., Øxnevad, S., Bæk, K., Fjeld, E., Brooks, S., Rostkowski, M.S.P., Warner, N., Borgen, A., Halse, A.K., Davanger, K., and Gundersen, H. 2016. Screening Programme 2015: Benzothiazoles, siloxanes, pigments & PBT compounds. Miljødirektoratet Report M-596. 49 pp.

Van den Berg, M., Birnbaum, L.S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Tohyama, C., Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Walker, N., and Peterson, R.E. 2006. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. Toxicol Sci 93(2): 223-241. doi:10.1093/toxsci/kfl055.

Veland, H., and Aven, T. 2015. Improving the risk assessments of critical operations to better reflect uncertainties and the unforeseen. Safety Science 79(C): 206-212. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.ssci.2015.06.012.

Venier, M., Dove, A., Romanak, K., Backus, S., and Hites, R. 2014. Flame retardants and legacy chemicals in Great Lakes' water. Environ. Sci. Technol. 48(16): 9563-9572. doi:10.1021/

Vittersø, G., Borch, A., Laitala, K., og Strandbakken, P. (Red.). 2016. Forbruk og det grønne skiftet. Novus forlag, Oslo. 214 pp.

Vitenskapskomiteén for mattrygghet (VKM). 2005. Vurdering av kvikksølv, dioksiner og dioksinliknende PCB i fisk fra Mjøsa. VKM Report 2005: 48. 14 pp.

Watrás, C.J. 2009. Mercury Pollution in Remote Fresh Waters. s. 648 – 658. In: Likens, G.E. (Ed.) Biogeochemistry of Inland Waters. Elsevier, Amsterdam. 728 pp.

WHO. 2014. Antimicrobial Resistance – Global Report on Surveillance. World Health Organization, Geneva. 232 pp.