

VF-rapport nr. 9-2024

# Effektar av klimaendringar på miljøgifter i vassmiljøet

---

Torunn Hønsi og Marta K. Jansen

VF-rapport	9-2024
Utgitt av Adresse	Vestlandsforskning Postboks 163, 6851 Sogndal
Prosjekttittel	Vannforvalter i et endret klima (VANNKLIMRISK)
Oppdragsgivar	Vestland Fylkeskommune
På framsida	Skjermdumpbilde av det nedlagte kommunale deponiet Kvernhusaugen på Kaupanger, Sogndal kommune frå verktøyet for ROS analyse utvikla i VANNKLIMRISK. Bildet viser korleis deponiet vil påverkast av overvatn ved kraftige nedbørsperiodar (blå dreneringslinjer), slik at miljøgifter kan vaskast ut av deponiet.
Foto	Torunn Hønsi
ISBN	978-82-428-0476-1

Creative Commons Namngiving 4.0 Internasjonal lisens  
Vestlandsforskning 2021: CC BY-NC 4.0

[www.vestforsk.no](http://www.vestforsk.no)

# Innhald

Forord .....	4
Samandrag .....	5
English Summary .....	6
<b>1 Introduksjon .....</b>	<b>8</b>
<b>2 Metode.....</b>	<b>9</b>
2.1 Litteraturstudie.....	9
2.2 Dokumentanalyse .....	10
<b>3 Forventa klimaendringar i Norge .....</b>	<b>11</b>
3.1 Auka temperatur .....	11
3.2 Havnivåstiging og stormflo .....	12
3.3 Auka nedbør og styrtnedbør .....	12
3.4 Forsuring av havet .....	12
<b>4 Kva er miljøgifter og kva skadelege effektar har dei?.....</b>	<b>13</b>
4.1 Generelt om miljøgifter .....	13
4.2 Persistente organiske miljøgifter (POPs) .....	17
4.3 PAH – polyaromatiske hydrokarbon.....	18
4.4 Tungmetall .....	19
4.5 PFAS/PFOS .....	20
4.6 Ftalat .....	20
4.7 Bromerte flammehemmarar .....	21
4.8 Bisfenol .....	22
4.9 Mikroplast/nanoplast .....	22
<b>5 Kvar finn vi miljøgifter i kommunane? .....</b>	<b>24</b>
<b>6 Kva effektar har klimaendringar på miljøgifter? .....</b>	<b>26</b>
6.1 Både direkte og indirekte effektar .....	26
6.2 Auka mobilisering av miljøgifter.....	27
6.3 Auka sprenging av langtransporterte miljøgifter .....	31
6.4 Auka utslepp av miljøgifter .....	33
6.5 Auka opptak av miljøgifter i biota .....	35
6.6 Endra toksisitet av miljøgifter.....	36
6.7 Meir produksjon av giftige toksin.....	37
6.8 Auka nedbryting og avgifting av miljøgifter .....	38
<b>7 Konklusjon.....</b>	<b>40</b>
Referansar.....	42

# Forord

Rapporten gir ein kunnskapsstatus av norsk og internasjonal forskingslitteratur og norske forvaltingsdokument/nettstader om korleis klimaendringar kan påverke miljøgifter i vassmiljøet. Klimaendringar kan påverke miljøgifter gjennom auka utslepp og utvasking frå ureina grunn og ureinande aktivitet på land, endre opptaket av miljøgifter i organismar og endre toksiske verknader og avgiftingsmekanismar i levande organismar i vassmiljøet.

Kunnskapsoppsummeringa er gjort som ein del av prosjektet VANNKLIMRISK, finansiert av Regionalt Forskningsfond Vestland, med Vestland fylkeskommune som prosjekteigar.

Denne rapporten, den digitale rettleiaren *Vannforvaltar i eit endra klima* (Hønsi et al., 2024), ROS-verktøya våre (Rød et al., 2023) og VF-rapport nr. 1/24 (Hønsi, 2024) vil til saman utgjere eit breiare og betre kunnskapsgrunnlag om miljøgifter og klimaendringar si påverknad på kjemisk tilstand i vassmiljøet.

Sogndal, 12/31/24

Torunn Hønsi

Seniorforskar og prosjektleiar VANNKLIMRISK

# Samandrag

Vitskapleg litteratur som er gjennomgått i prosjektet VANNKLIMRISK viser at klimaendringar som global oppvarming med endra årstemperatur og kraftigare nedbør og oftare styrtnebbørepisodar gir både *direkte* og *indirekte* effektar på miljøgifter lagra i jorda på ureina lokalitetar og i vassmiljøet. Dei *direkte* effektane av klimaendringar er at auka nedbør og styrtnebbørepisodar fører til utvasking og forflytting av ureining og miljøgifter frå deponi og ureina grunn og fører til større avrenning frå landbruket og ureina by- og industriområde. Havnivåstigning vil påverke bølgebryting og stormflonivået ved kysten og føre til at saltvatn trengjer lenger inn i kystsona og kan gje auka erosjon og utgraving av ureine massar. Saltvatnet kan då løyse opp og ta med seg miljøgifter frå land til sjø når det trekk seg tilbake. Auka overflatetemperatur bidreg til issmelting, hyppigare tørke og skogbrannar som gjev auka utslepp av miljøgifter. Særleg bekymring knytes til flyktige miljøgifter, som Hg og POPs, som vert transportert langt av garde frå utsleppspunkta til høgtliggande og kalde områder på jordkloden (*grashoppeeffekten*).

*Indirekte* effektar av klimaendringar er at auka årstemperatur og meir nedbør også påverkar naturskadehendingsar som skred og flaum, som kan auke forflytting av miljøgifter frå ureina grunn på land til bekkar, elvar, vatn og fjord/hav. Klimaendringar påverkar også giftalgeoppblomstring i sjø, som vil auke nivået av algetoksin i sjølevande organismar. Ei gradvis forsuring av havet er også ein effekt av globale klimagassutslepp som er skadeleg for levande organismar i seg sjølv, men vil også påverke opptaket av og giftigheita av miljøgifter og mikroplast i sjølevande organismar.

Både direkte og indirekte effektar av klimaendringar vil bidra til å auke tilførsel av og konsentrasjon av miljøgifter i vassmiljø og kor tilgjengeleg dei skadelege stoffa er for opptak i organismar. Men, klimaendringar vil også påverke kor raskt stoffa skiljast ut eller vert avgifta i organismar sidan metabolismen i mange vasslevande organismar aukar med aukande temperatur i sjøen.

## English Summary

In the VANNKLIMRISK project, we have conducted a literature review to explore the research question: *How can climate change and extreme weather events affect polluted sites and the transportation of pollutants from land to water bodies, and influence on the availability and toxicity of the compounds on aquatic organisms?*

In the scientific literature we find affirmation that climate changes, i.e. global warming with changing annual temperatures and heavier rainfall and more frequent torrential rainfall episodes, have both *direct* and *indirect* effects on pollutants present in polluted sites and in the aquatic environment. The direct effects of climate change are that increased rainfall and torrential rainfall episodes lead to the leaching and movement of pollutants and environmental toxins from landfills and polluted land and lead to greater runoff from agriculture and polluted urban and industrial areas. The sea level rise will have effect on the breaking of waves on shore and the level of storm surges will cause salt water to penetrate further into the coastal zone and may cause increased erosion and excavation of impure masses. The saltwater flux can then dissolve and move environmental toxicants from land to sea when it recedes. Increased surface temperature and global warming can also contribute to more frequent glacier and permafrost melting, droughts and forest fires that spread pollutants and increase the spread of long-transported volatile pollutants such as Hg and POPs to high-lying and colder areas of the globe, through a process called the grasshopper effect.

Indirect effects of climate change, such as increased annual temperatures and more precipitation will also affect the frequency of natural disaster episodes such as landslides and floods, which again will increase the movement of environmental pollutants from contaminated land to streams, rivers, lakes and fjords/oceans. Climate change also affects toxic algal blooms in the sea, which increases the level of algal toxins that marine organisms are exposed to. A gradual acidification of the ocean is also an effect of excessive global greenhouse gas emissions, which is damaging for living organisms, and in turn affect the uptake and toxicity of environmental pollutants and microplastics in marine organisms.

Both direct and indirect effects of climate change will contribute to increasing the level and concentration of environmental pollutants in the aquatic environment and how available harmful substances are for uptake in organisms. However, increased temperatures will also influence how quickly they are excreted or detoxified in organisms since the metabolism in many aquatic organisms increases with increasing sea temperatures.

# 1 Introduksjon

Klimaendringar, naturkatastrofar og ekstremnedbørepisodar kan føre til enorme fysiske skader på det bygde miljøet som kan medføre ein direkte trussel for miljø, dyr og menneske. Men, klimaendringar og naturskadehendingar vil også auke spreining av reine og ureina jordmassar i flaum og skred, gje meir erosjon og større utvasking av partiklar, ureining og kjemiske stoff som ligg lagra i jorda. Slik vil endringar i klimaet vårt også føre til meir ureining og spreining av miljøgifter og farlege stoff til vassmiljøet. Eit økosystem påverka av både klimaendringar og ureining er meir sårbart og effektane av klimaendringar kan verte verre (IPCC 2023).

Lovlege og ulovlege utslepp av miljøgifter til vassførekomstar er regulert av ureiningslova (LOV 1981) og tilhøyrande forskrifter. Konsentrasjon av helse og miljøfarlege stoff (prioriterte stoff) i vassmiljø eller *kjemisk tilstand* er i Norge regulert av vassforskrifta (FOR 2006), og vert bestemt på bakgrunn av overvakeringsresultat og kjemiske målingar av vatn, sediment eller biota. Det er i dag konsentrasjon av 45 ulike stoff og stoffgrupper i forhold til grenseverdier eller miljøkvalitetsstandardar (EQS) i sediment og biota, som ligg til grunn for klassifisering av kjemisk tilstand til «god» eller «dårleg» (Miljødirektoratet, 2016 og Direktoratgruppen vanndirektivet, 2018).

I følgje Vann-nett har 90,8% av alle vassførekomstar i Noreg, udefinert kjemisk tilstand (Vann-Nett u.å. a). Vassforvaltninga i Norge treng difor betre kunnskapsgrunnlag for å vurdere kjemisk tilstand i vatnet vårt, og kva faktorar som påverkar utslepp av prioriterte stoff til vassførekomstar. I ei tid der klimaet er under endring, er det også viktig å kjenne til korleis klimaendringar kan påverke giftigheita og spreininga av dei miljøgiftene som ligg lagra i naturen frå nylege eller eldre menneskelege aktivitetar, både i jord, sediment og i levande organismar (biota). Denne rapporten gjev ein kunnskapsstatus om effektar av klimaendringar på utslepp og giftverknad av miljøgifter i publisert vitskapleg forskning og norske forvaltingsdokument/forvaltingsnettstader, med særleg relevans for vassforvaltninga i Norge.



## 2 Metode

### 2.1 Litteraturstudie

Kunnskapsoppsummering er gjort på basis av ei litteraturanalyse, der vi har søkt etter relevant forskingslitteratur i Science Direct (SCOPUS) og Google Scholar. Vi leita igjennom vitskapelege publiserte peer review artiklar og internasjonale og norske fagartiklar, for å få oversikt over kva forskinga til no har fått fram av kunnskap om toksiske effektar av klimaendringar på vassmiljø.

Temaet kryssar fleire tradisjonelle fagdisiplinar, slik at varierende begrepsbruk i litteraturen har gitt utfordringar når det kom til å vurdere relevans i store mengder artikkeltreff på våre søkestrenger. Vi har i staden for å gjere ei *systematisk litteraturstudie* heller vald å bruke ein deduktiv tilnærming, der utvalet av litteratur er leite fram til og vald for å belyse problemstillinga vår best mogleg; *korleis kan klimaendringar og ekstremvêrhendingar påverke/forflytte ureining frå land til vatn/sjø og påverke kor tilgjengelege og giftige miljøgiftene er for vasslevande organismar?* Studien omfattar difor ikkje kvantitative samanliknbare storleikar, eller om det totale omfang av litteratur eller vitskapelege artiklar som har studert ei hending eller ein påverknad, men me har brukt vårt faglege og forvaltingsmessige skjønn for å leite fram til og skilje ut litteratur som belyser tematikken vår, og som gir eit utfyllande og viktig kunnskapsbidrag på området. Vi har ikkje vurdert den vitskapelege kvaliteten på studia vi viser til, men alle faglege artiklar vi viser til er publisert i peer reviewed tidsskrift. Sidan all kunnskapsutvikling startar ein stad, har vi teke med både eldre og nyare forskning i rapporten, både fordi det er breidda i kunnskapen vi er ute etter i denne rapporten. Vi viser difor til policydokument, forskning eller peer review artiklar som er publisert før 2015, for å få ein så komplett og relevant kunnskapsoppsummering som mogleg for vassforvaltninga i Norge. Men, i studiet har vi hatt eit ekstra fokus på å finne fram til nyare forskingslitteratur publisert dei siste 9 åra (2015 – 2024).

Den deduktive metoden vi har brukt for å leite fram til litteratur og kunnskapskjelder, kallast ofte «snøballmetoden». Denne er sett på som ein nyttig metode i kvalitativ forskning, der ei mindre samling av informasjon og eller informantar leier ein fram til å finne fleire relevante kjelder (Wohlin 2014). I dette tilfelle har me nytta kjelder og referanselister i nye og leiande

artiklar på området til å finne fram til andre eldre dokument som er relevante og går i djupna på det temaet vil ville dekke med litteraturgjennomgangen. Denne rapporten er difor å sjå på som eit augeblikksbilete om kva som er publisert av kunnskap på effektar av klimaendringar på spreining og endra toksisitet av miljøgifter pr. 10.10.2024. Og vi understrekar at i slik kvalitativ og deduktiv litteraturgjennomgang, kan det sjølvsagt vere litteratur og kunnskap om temaet, vi ikkje har klart å fange opp gjennom våre søk. Vi vil difor oppdatere rapporten når vi vert kjende med nye studiar på området.

Vi baserte vårt litteraturstudie på søk i databasane: Google Scholar, Science Direct og PubMed. Emneorda som vart nytta i søkestrengen var: Steg 1: "Toxic effect" AND "climate change", Steg 2: ("Toxic effect" AND "Climate change") AND ("polluted site" OR "contaminated ground"), Steg 3: (Alle emneorda over) + AND "water quality".

Vi søkte også fritt etter kombinasjon av steg 1 + enkelte miljøgift emneord som: «mercury», «POP», «heavy metals», «microplastics». Vi gjorde også enkeltsøk i databasane der trinn 1 vart kombinert med emneord som: «wildfire», «ocean acidification», «heavy rainfall», «landslides», «erosion».

## 2.2 Dokumentanalyse

I tillegg har vi gjort søk i relevante forvaltingsdokument innan vassforvaltning, ureining og klimatilpassing, og funne fram til teoretisk og anvendt kunnskap om effektar av klimaendringar på utslepp, spreining og giftigheit av prioriterte stoff/miljøgifter i policydokument og fagrapportar brukt i og relevant for klimatilpassingsarbeidet eller i vass- eller miljøforvaltninga i Norge. Det er gjort generelle internettsøk, søk i forvaltningsnettstader og databasar (td. Miljødirektoratet, Stortinget, Regjeringa, NSD, NVE, Vann-nett, Vann-miljø, Fylkeskommunar). Vi har også her nytta «snøballmetoden» (Wohlin 2014), for å finne fram til stadig nye dokument med informasjon om problemstillinga vår.

Vi har også bygd på den policydokumentanalysen vi gjennomførte i forprosjektet Toksklim (Kvamsås et al., 2017), der det vart gjort ei analyse av kunnskapsstatus i forvaltningsdokument fram til 2017. Vi har her difor konsentrert oss om dokument, rettleiarar, fagrapportar utgitt frå 2017 og fram til i dag. Rapporten gjev likevel ei syntese av kunnskap frå policydokument både før og etter 2017, slik at rapporten tek utdrag av kunnskapsstatus frå policy- og forvaltningsdokument vi har funne fram til pr. 10.10.24.

## 3 Forventa klimaendringar i Norge

Vi gir her eit kort kunnskapsutdrag om dei viktigaste klimaendringane som vil påverke Norge i tida fram mot 2100 og korleis dei vil påverke ureina grunn og auke utslepp av miljøgifter til vassmiljø. For ei djupare forståing og djupdykk i kunnskapsstatus om klimaendringar, oppmodar vi om å lese Klima2100 rapporten (Hanssen-Bauer et al., 2015), NOU 2010:10, Meld. St. 33 (2012-2013), Meld. St. 26 (2022-2023), samt kunnskapsoppsummeringar om konsekvensar av klimaendringar i Aaheim et al. (2010) og Aall et al. (2018). Kunnskapsgrunnlaget er under revidering, så vi anbefaler å hente meir utfyllande og fortløpande oppdatert klimakunnskap frå Klimaservicesenteret, særleg dei fylkesvise klimaprofilane og på Miljødirektoratet sine sider om klimatilpassing. Kunnskapsgrunnlaget om havnivå er alt oppdatert, og vi viser derfor til dette i avsnittet 3.2.

### 3.1 Auka temperatur

Vi forventar å få ei auke i årstemperatur på ca. 4,5 grader Celsius i Norge fram til år 2100, med ein geografisk variasjon mellom 3,3 og 6,4 grader (Hanssen-Bauer et al., 2015).

#### 3.1.1. Fleire tørkeperiodar

Auka lufttemperatur kan gje oftare periodar med hydrologisk tørke, der det er underskot på markvatn, låg grunnvasstand og lange periodar med låg vassføring i elvar (Hanssen-Bauer et al., 2015). Den oppdaterte kunnskapsrapporten Klima 2100 (ibid.), trekk fram at særleg auka fordamping kan gje auka tørkeperiodar om sommaren, sjølv i område som får auka nedbør andre tider på året.

#### 3.1.2. Hyppigare skogbrann

Det har blitt fleire skogbrannar og utvida skogbrannsesong fleire stader på kloden som følgje av klimaendringar, og utslepp av CO<sub>2</sub> frå slike brannar utgjer opp mot 1/3 av utsleppet frå økosystemet samla sett (IPCC 2023). IPCC reknar med at frekvensen vil auke med rundt 30 % i år 2100 (ibid). Også i Norge har førekomstar av skogbrannar auka dei siste åra. Global

oppvarming og fleire tørkeperiodar, vil føre til hyppigare skogbrannar (Hanssen-Bauer et al., 2015), som igjen vil kunne føre til utslepp av klimagassar, sot og miljøgifter til miljøet.

## 3.2 Havnivåstiging og stormflo

Havnivået i Norge vil variere veldig ut i frå geografi, på grund av landheving. Vestkysten i Sør-Norge og nokre stadar i Nord-Norge er mest utsett. Gjennomsnittleg auke vil vere på 13-46 cm ved århundreskiftet, avhengig av utsleppscenarior på verdsbasis. Dette vil igjen verke inn på ekstreme høgder av havnivå som opptre i samband med stormflohendingar (Simpson et al., 2024). I Bergen er t.d. havnivåstiginga estimert å vere inntil 81 cm i 2100 om dagens klimapolitikk ligg til grunn (klimascenarior RCP 3-7.0) noko som kan føre til vasstand på 218 cm ved ein 200 års stormflo (COWI 2024).

## 3.3 Auka nedbør og styrtnedbør

Årsnedbøren i Norge vil ved utsleppscenarioriet RCP 8,5 auke gjennomsnittleg 18 % med ein variasjon mellom 7 og 23 % alt etter geografisk lokalitet (Hanssen-Bauer et al., 2015). Styrtnedbørepisodar vil bli både kraftigare og vil kome oftare, og vil medføre at overflatevatnet vil ta nye stader og at regnflaumar vil auke i sidebekkar, elvar og vassdrag (ibid.). Auka nedbør vil såleis gje meir overvatn og overvassflaum (Miljødirektoratet 2024a).

### 3.3.1 Meir flaum og ras

Skredfaren i Norge er jo knytt til arrondering, høgdeforskjell og terrengforhold, men auka nedbør og særleg styrtnedbør vil auke førekomsten av skred, særleg jordskred, flaumskred og sørpeskred og steinsprang (Hanssen-Bauer et al., 2015). Vi ser også at kvikkleireskred oftare kan utløyasast av erosjon etter oftare og større flaumar i framtida (ibid.).

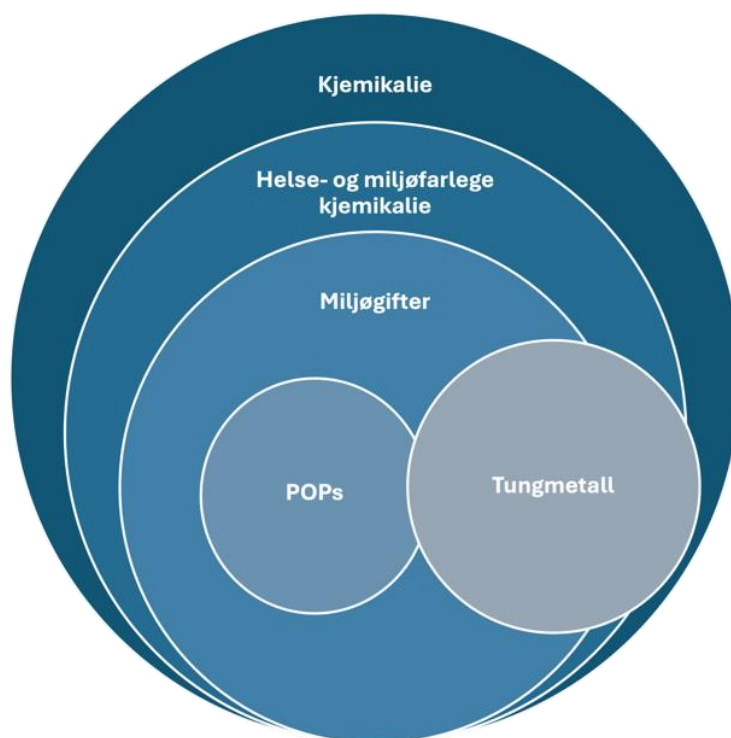
## 3.4 Forsuring av havet

Klimaendringane gir meir CO<sub>2</sub> i atmosfæra, som vil påverke pH buffringa i havet og føre til havforsuring. Klima2100 (Hanssen-Bauer et al., 2015) skriv at havet har blitt surare etter den industrielle revolusjon og fram til i dag, med ein reduksjon i pH frå 8,2 til 8.1 basert på forskning gjort av Caldeira (2003) og Orr et al. (2005).

## 4 Kva er miljøgifter og kva skadelege effektar har dei?

### 4.1 Generelt om miljøgifter

Miljøgifter (Figur 1) er kjemiske stoff som er lite nedbrytbare, hopar seg opp i levande organismar (bioakkumulerar, biomagnifiserast) og har alvorlege langtidsverknader for helse og/eller er svært giftige i miljøet (Miljøstatus 2023a). Den norske prioritetslista (Miljødirektoratet u.å.) inneheld miljøgifter og andre stoff som er ein alvorleg trussel mot helse og miljø. Målet er å stoppe bruken og utsleppa av dei, samt hindre spreiding frå eksisterande kjelder. I vassforvaltinga kallast miljøgifter for *prioriterte stoff*, og grenseverdier for miljøgifter i vassfase, sediment og organismar er gitt i vassforskrifta sitt vedlegg VIII<sup>1</sup>.



Figur 1: Viser at miljøgifter er ein del av alle kjemikalier og helse- og miljøfarlege stoff

(Modifisert frå Bedin, 2019)

<sup>1</sup> [https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL\\_16](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL_16)

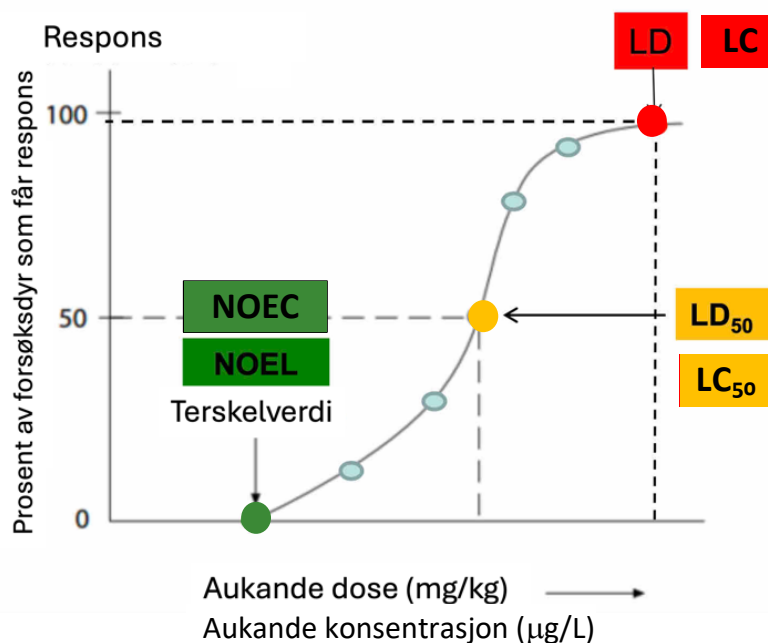
Miljøgifter vert kalla PBT-stoff i EU sitt kjemikalielovverk REACH, fordi dei er lite nedbrytbare (Persistente), kan hope seg opp i levande organismar (Bioakkumulerende) og giftige (Toksiske), eller vPvB-stoff fordi dei kan vere veldig lite nedbrytbare (vP) og veldig bioakkumulerande (vB) (Echa 2023).

#### 4.1.1 Dose/respons effektar av miljøgifter

For å forstå kvifor miljøgifter er farlege for dyr og menneske, må vi kjenne til dose/respons samanhengen for helse- og miljøskadelege stoff. Omgrepet *dose* i toksikologien betyr den mengda/konsentrasjonen av eit stoff som ein organisme er eksponert for og kan ta opp gjennom huda, innanding eller gjennom mat/drikke. Eksponeringa kan vere akutt med ein eller få dosar, eller kronisk, som er fleire dosar over lang tid. Vi seier at miljøgifter er *akutt giftige* når dei alvorlege skadeeffektane oppstår inntil 24 timar etter eksponering og at miljøgifter er *kronisk giftige* når dei gjev alvorlege langtidsverknadar som kreft, skadar på reproduksjonsevna eller arvestoffet. Alle kjemikaliar skal klassifiserast og merkast med kva fysiske farar og helse- og miljøskadar dei kan gje, i samsvar med CLP forordninga (Miljødirektoratet 2022a).

Alle miljøgifter er giftige, eller gir ein skadeleg *respons* i organismar. Responsar er effektane eller skadane giftstoffa gir ein organisme ved ein gitt dose. Miljøgifter verkar ikkje giftig på same måte eller gir ikkje like store skadeeffektar på levande organismar. Den mest alvorlege konsekvensen er at organismar dør av ei eksponering, andre alvorlege konsekvensar er at stoffa kan påverke arvestoffet, gje kreftutvikling, forstyrre hormonbalanse, påverke nervesystemet, organ, celler eller enzym i kroppen. Miljøgifter har ofte ein terskelverdi, eller dosar som er «trygge» fordi ein ikkje ser nokon negative effektar. Denne terskelverdien vert kalla «no observed effect level» eller NOEL verdi. I vassmiljø er det mest naturleg å snakke om konsentrasjonar av ei miljøgift, og dette nivået kallast for NOEC (no observed effect concentration). Den dosen der halvparten av alle testorganismar dør kallar vi for LD50, der LD står for lethal dose, i vassmiljø kallast denne verdien for LC (lethal concentration). Den dosen/konsentrasjonen der alle testorganismar dør kallast for LD eller LC (sjå Figur 2).

Desse toksikologiske grunnverdiane er utgangspunktet for utrekning og fastsetting av trygge grenseverdier for miljøgifter i vassmiljø, kalla for EQS verdier (environmental quality standard) i vassforskrifta<sup>1</sup>. Årleg gjennomsnittleg konsentrasjon som beskyttar mot effektar ved kronisk eksponering kallast for AA-EQS (annual average). Grenseverdien MAC-EQS (maximun allowable concentration), beskyttar mot skader frå akutte kortidseksponeringar<sup>1</sup>.

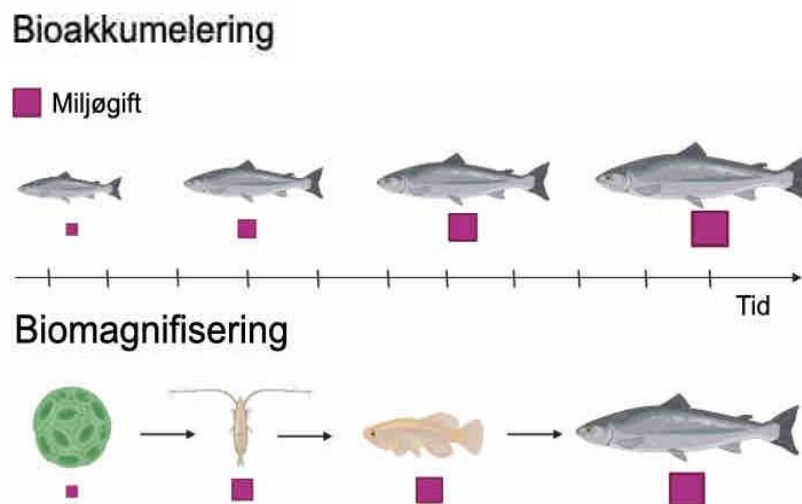


Figur 2: Dose/respons samanheng for giftige stoff

Organismar er dessverre ikkje eksponert for berre ei og ei miljøgift i sitt leveområde og er påverka av andre fysiologiske faktorar som klimaendringar vil endre. Miljøgifter kan ha ein additiv effekt på kvarandre samanlikna med responsen frå kvart enkelt stoff i ein gitt dose åleine ( $1+1=2$ ), dei kan forsterke kvarandre/ synergisk effekt ( $1+1=4$ ), eller dei kan motverke kvarandre/antagonistisk effekt ( $1+1=0$ ). På same måte kan klimaendringar gje fysiologisk endring og stressreaksjonar i organismane som saman med miljøgifteksponering kan ha ein additiv, synergisk eller antagonistisk effekt (Cabral et al., 2019).

#### 4.1.2 Biomagnifisering og bioakkumulasjon

Den dosen av miljøgifter som organismar tek opp har ulik skjebne i kroppane. Mange vassløselege miljøgifter og dei stoffa organismar klarar å omdanna gjennom metabolske prosessar kalla biotransformasjon, vert raskt skilt ut att gjennom pust, urin eller avføring. Dei feittløselege miljøgiftene må først bli omdanna til vassløselege stoff før dei kan skiljast ut. Sidan mange miljøgifter er feittløselege, vanskeleg å bryte ned eller avgifte for organismar vert dei i liten grad skilt ut og vert i staden lagra i feittvev, lever og muskelvev. Ei slik opphoping av miljøgifter i ein organisme over tid/levetid kallar vi for biomagnifisering. Når små dyr vert etne av større dyr, slik at konsentrasjonen av miljøgifter vert høgare dess lenger opp i næringskjeda/næringsnettet vi kjem, kallar vi dette for bioakkumulering (Figur 3).



Figur 3: Viser korleis miljøgifter hopar seg opp i næringskjeder (Kjelde: Erstad og Bøhle, 2023)

### 4.1.3. Ulike typar miljøgifter

Miljøgifter har blitt forbode og regulert opp gjennom tidene, etterkvart som skadeverknader, særskilt langtidsskadeverknader, har blitt oppdaga. Vi snakkar ofte om historiske miljøgifter, som er miljøgifter produsert frå 1. verdskrigen og fram til omlag 1980, der enten bruk og utslepp er sterkt regulert eller at stoffa er forbode å ha i bruk eller ta i bruk i nye produkt i dag (t.d. PCB, DDT, Hg, oktanylfenol). Nye miljøgifter er stoff som vi har brukt i stor skala i ulike produkt, der vi i seinare tid har fått erfaring og kunnskap om alvorlege skadeverknader av, som t.d. PFOS/PFOA, bisfenol A, ftalater og bromerte og fosfororganiske flammehemmarar. Kappløpet mellom regulering og kjemisk industri er likevel slik at det i dag vert produsert og tatt i bruk nye kjemiske stoff som vi enda ikkje kjenner alle langtidseffektane til for miljø og helsa til menneske. Det tek også tid frå eit stoff får mistanke om å gje uheldige langtidseffektar, til det vert forbode eller strengt regulert. Vi har også lite kunnskap om korleis ein cocktail eller miks av miljøgifter saman vil påverke miljøet eller helsa vår, samt korleis andre stressfaktorar vi er eksponert for i miljøet (liten tilgang på mat, tap av leveområde, klimaendringar mm.) kan påverke kor giftige miljøgiftene er for levande organismar (AMAP 2018, AMAP 2016).

Miljøgifter deles inn i ulike stoffgrupper etter kva for kjemiske og fysiske eigenskapar dei har. Eksemplar på slike stoffgrupper er: perfluoreerte oktanylsulfatar (PFOS, PFOA, PFAS), polykloreerte bifenyli (PCB), polyaromatiske hydrokarbon (PAH), tungmetall (Hg, Pb, Ar, Ni), ftalatar (DEHP), bromerte flammehemmarar eller polybromerte difenyletere (PBDE), klorparafiner etc. Her vil vi omtale nokre av desse stoffgruppene, som er særskilt relevante for

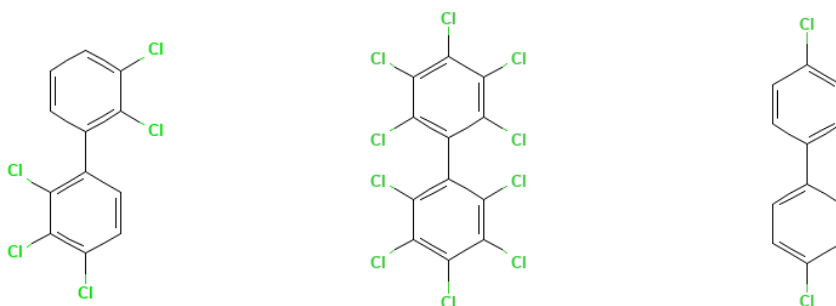


å påverkast av klimaendringar og/eller har særleg relevans for vassforvaltinga. Vi viser også til *Vannforvalting i et endra klima* på nett<sup>2</sup> som omtalar og har kjeldehenvisning til mange andre stoffgrupper og kva ureinande aktivitet dei er knytt til rundt i kommunane.

## 4.2 Persistente organiske miljøgifter (POPs)

Persistente organiske miljøgifter (POPs) er ei samlegruppe av ei lang rekke flyktige miljøgifter (Stockholm Convention u.å). Desse stabile stoffa kan gå frå væskeform til gassar ved normale temperatur- og trykknivå, som gjer at dei kan transporterast over sær store avstandar med hav- og luftstraumar. PCB (polyklorerte bifenyler), dioksin (polyklorerte dibenzodioksiner) og furaner (polyklorerte dibenzofuraner) er typiske eksempel på slike stoff som er regulerte gjennom den internasjonale Stockholmkonvensjonen (ibid.).

PCB er ikkje eit stoff men er samlenemninga på 209 ulike molekylvariantar. Felles for desse syntetisk framstilte stoffa er at alle er samansett av to benzenringar (bifenyl) som har ulik tal og plassering av kloratom bunde til ringstrukturane (sjå Figur 4).

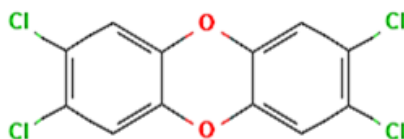


Figur 4: Molekylstruktur til tre PCB variantar, Aroclor 1254 til venstre og dekalorobifenyl i midten og 4,4-diklorobifenyl til høgre (Kim et al., 2023).

Dioksin og furaner er heller ikkje berre eit stoff, men ei gruppe med over 200 ulike klorhaldige stoffvariantar, som dannast i industrielle prosessar eller ved forbrenning når klor og karbon er tilstades (Uggerud et al., 2021). Eit døme er det svært giftige stoffet TCDD, eller 2,3,7,8-tetraklordibenzo-p-dioksin (Figur 5). Betre reinseanlegg i prosessindustrien har redusert utsleppa av dioksin frå norske kjelder (Miljøstatus 2022a), men sidan dei er så tungt nedbrytbare i naturen, finn vi høge dioksin-nivåa i Norge knytt til dei store industristadene, som t.d. Grenlandsfjorden, Sørfjorden, Årdalsfjorden og Høyangsfjorden. Det er særskilt høge verdiar av

<sup>2</sup> Vannforvalting i et endra klima på nett, <https://storymaps.arcgis.com/stories/96aa3d12bba44a66a704dc87ce1948cd>

dioksin og dioksinliknande PCB i måseegg, torskelever, krabbe og skaldyr og kveite over 100 kg (Folkehelseinstituttet 2018a, Mattilsynet 2023).



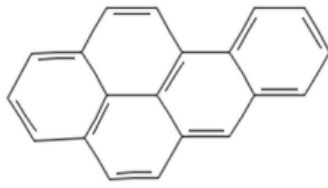
Figur 5: Molekylstrukturen til dioksinet TCDD (Kim et al., 2023)

**Giftverknad på livet i vatn:** PCB er svært giftig med langtidsverknader på livet i vatn og påverkar vekst og reproduksjon til fisk og sjøpattedyr (Johnson et al., 2013, Miljøstatus 2022a). Dioksin er akutt giftig for pattedyr og fuglar og gir kroniske effektar på fisk (påverkar reproduksjonen) (Miljøstatus 2022a).

**Giftverknad på menneske:** PCB gjev svekka immunforsvar, skadar på nervesystemet, framkallar kreft (leverkreft), påverkar forplanting og er fosterskadeleg (Miljøstatus 2022a). Dioksin gjev effektar på hud (klorakne), leverskader, immunsystemet, forplantingsevne, foster, hormonsystem og nervesystem og kan vere kreftframkallande (Miljøstatus 2022a, Uggerud et al., 2021).

### 4.3 PAH – polyaromatiske hydrokarbon

Tjærestoff eller polyaromatiske hydrokarbon (PAH) finns naturleg i råolje, kol og tjære/kreosot (bitumen). Men, dei ringforma stoffa vert også danna under ufullstendig forbrenning av alt organisk materiale, t.d. i bilmotorar, vedbrenning, bålrensing, forbrenningsomnar og i smelteverksindustrien (Miljøstatus 2022b). Det er funne høge verdiar av PAH i Indre Oslofjord, Sjørfjorden og Årdalsfjorden (ibid.), sjølv om trenden er at nivået i fjordane er lågare i dag enn på nittitalet. PAH med høg molekylvekt (mange hydrokarbonringar) er tungtløseleg i vatn og vil binde seg til partiklar og sediment. PAH med to eller tre ringar kan løyse seg i vatn og takast opp i organismar (UiO 2023). PAH stoff har ulik grad av giftigheit, der eit av dei giftigaste er benzo(a)pyrene (sjå Figur 6).



Figur 6: PAH molekylet benzo(a)pyrene er bygd opp av 5 hydrokarbonringar (Kim et al., 2023)

**Giftverknad på livet i vatn:** PAH stoffa er giftige til sært giftige for miljøet og gjev langtidsverknader, som å påverke forplantingsevna til fisk (Miljøstatus 2022b).

**Giftverknad på menneske:** PAH kan påverke immunsystemet, hormonsystemet, reproduksjon og utvikling av nervesystemet i foster. Fleire PAH er kreftframkallande og gjev skadar på arvestoffet (gentoksiske) (Folkehelseinstituttet 2019a, Miljøstatus 2022b).

## 4.4 Tungmetall

Nokon tungmetall, som m.a. bly (Pb), kadmium (Cd), nikkel (Ni) og kvikksølv (Hg) vert òg rekna som miljøgifter. Nokon av tungmetalla fungerer som mikronæringsstoff (t.d. Ni), men desse kan òg bli giftige i høge konsentrasjonar. Forureininga kjem både frå naturlege kjelder og menneskeskapte utslepp. Nyare reguleringar har ført til betre kontroll over utslepp av tungmetall, men det er fortsatt område og kjelder som er inneheld helsefarlege nivå og som stadig lekk ut vidare til miljøet (Miljøstatus 2022c). Tungmetallet kvikksølv finns også i ei organisk form, som metylkvikksølv. Dette stoffet er svært stabilt og flyktig og kan gå over i gassform og kan transporterast over store avstandar, t.d. frå gruvedrift eller kolkraftverk i Kina til den nordlege halvkule. Sjølv om utsleppet av kvikksølv har gått ned i Norge, er det grunn til bekymring rundt langtransportert kvikksølv (ibid.).

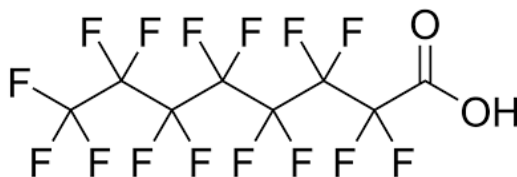
**Giftig for livet i vatn:** kvikksølv, bly og kadmium er akutt giftig for vasslevande organismar og kan gje både akutte og/eller langtidsverknader i sjøpattedyr (Miljøstatus 2022c). Kadmium vert i liten grad teken opp i fisk, men kan akkumulereast i skaldyr, og hovudkjelde til kvikksølv i kosthaldet vårt er i dag frå fisk og annan sjømat (HI 2019).

**Giftig for menneske:** kvikksølv kan gje fosterskade og skader på nervesystem, immunsystemet og gje skader på nyre, lunge, hud og auge (Miljøstatus 2022c, Folkehelseinstituttet 2019a). Bly kan gje skader på nervesystem, gje hjarte/karsjukdomar og nyreskader, skade forplantingsevna

og gje fosterskader (Folkehelseinstituttet 2019a). Kadmium er kreftframkallande og gjev skader på forplantingsevna, nyrer, lever, lunger og kan gi fosterskader (Miljøstatus 2023b).

## 4.5 PFAS/PFOS

Perfluorerte stoff er svært stabile, vert nesten ikkje brote ned i naturen og vil hope seg opp i miljø, organismar og menneske (Figur 7). Stoffa har m.a. blitt brukt i slippbelegg i steikepanner, i skismørjing, papiremballasje, i brannskum og brannhemmande tekstilar. Sjølv om mange av desse stoffa er strengt regulert i dag, blir stoffa likevel spreidd til store delar i verda med luft, nedbør og havstraumar, og vert påvist i prøvar av luft, vatn, jord og dyr over heile kloden (Miljøstatus 2023c).



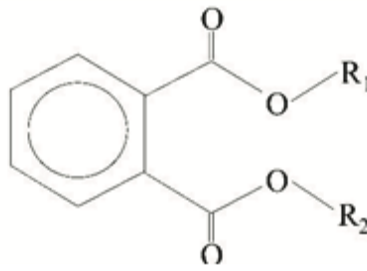
Figur 7: Viser kjemisk struktur på PFAS (Kim et al., 2023)

**Giftig for livet i vatn:** perfluorerte stoff har akutte og langtidsverknader for livet i vatn, stoffa kan forstyrre reproduksjonen og hormonsystemet til fisk (Miljøstatus 2023c).

**Giftig for menneske:** PFOS og PFOA kan påverke immunforsvaret, hemme fosterutvikling og kan forårsake kreft, andre perfluorerte stoff kan vere hormonforstyrrende, vere giftig for lever og nervesystem og vere kreftframkallande (Haug et al., 2020, Miljøstatus 2023c).

## 4.6 Ftalat

Ftalat er ei gruppe kjemiske stoff som vert tilsett plast og plastprodukt for å gjere platen mjukare og fleksibel (Figur 8). Ftalat vert brukt i leiker av plast, plastemballasje, bygnings- og konstruksjonsmateriale (golvbelegg, vinyltapet, kablar, leidningar, takmateriale og forseglingsmateriale) i medisinsk utstyr og i tetningsmidlar, lim, maling og lakk (Miljødirektoratet 2023).



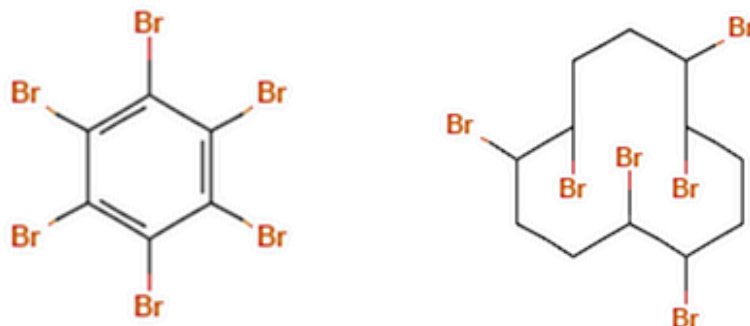
Figur 8: Generell formel for ftalat ( $R$ =karbonkjede i ulik lengde) (Kim et al., 2023)

**Giftig for livet i vatn:** ftalat finns i både ferskvatn, sjøvatn og i sediment og i slam frå avløpsreinseanlegg og enkelte ftalat er vist å hope seg opp i skjel, fisk, sjøpattedyr og sjøfugl og gjev effektar på hormonsystem (Miljødirektoratet 2023).

**Giftig for menneske:** Ftalat kan gje reproduksjonsskade, gjennom å skade formeringsevne og fosterutvikling (ibid.).

## 4.7 Bromerte flammehemmarar

Bromerte flammehemmarar (Figur 9) vert tilsett ulike produkt for at dei skal bli mindre brannfarlege, slik som EE-produkt, biomateriale, byggemateriale, tekstilar og arbeidsklede (Miljøstatus 2024a). Mange av desse stoffa er tungt nedbrytbare i miljøet og vil bioakkumulere i næringskjeder. Fleire er forbode eller strengt regulerte i både Norge og EU, slik som heksabromobenzen (HBB) og 1,2,5,6,9,10-heksabromosyklododekan (HBCDD) (ibid.), men vil sleppe ut i miljøet frå t.d. avfallsdeponi, søppelfyllingar og ureina grunn lokalitetar. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har målt nivå av PBDE (polybromerte difenyleter) høgt over vassforskrifta sine grenseverdier i Indre Oslofjord (Schøyen et al., 2024).



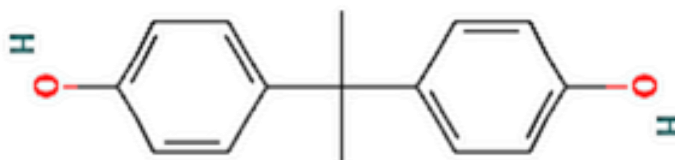
Figur 9: Kjemisk struktur til HBCDD til venstre og HBB til høgre (Kim et al., 2023)

**Giftig for livet i vatn:** enkelte bromerte flammehemmarar er svært giftige for vasslevande organismar og kan hope seg opp i næringskjeder i vatn (Miljøstatus 2024a).

**Giftig for menneske:** Ulike bromerte flammehemmarar kan gje t.d. skadar på lever, forstyrre hormonsystemet, gje redusert fruktbarheit, fosterskader og kreft (Miljøstatus 2024a, Knutsen et al., 2022).

## 4.8 Bisfenol

Bisfenol A (BPA) og andre bisfenolar stammar frå polykarbonatplast i byggenæringa, EE-utstyr og plastprodukt og hermetikkemballasje til mat og drikke (Miljøstatus 2024b og Husøy 2023). Bisfenolar (Figur 10) er funne i avløpsvatn og slam, sigevatn frå avfallsdeponi, sediment og i blåskjel og torskelever nær utsleppskjelder, men kan også transporterast over lange avstandar (ibid.).



Figur 10: Kjemisk struktur for Bisfenol (Kim et al., 2023)

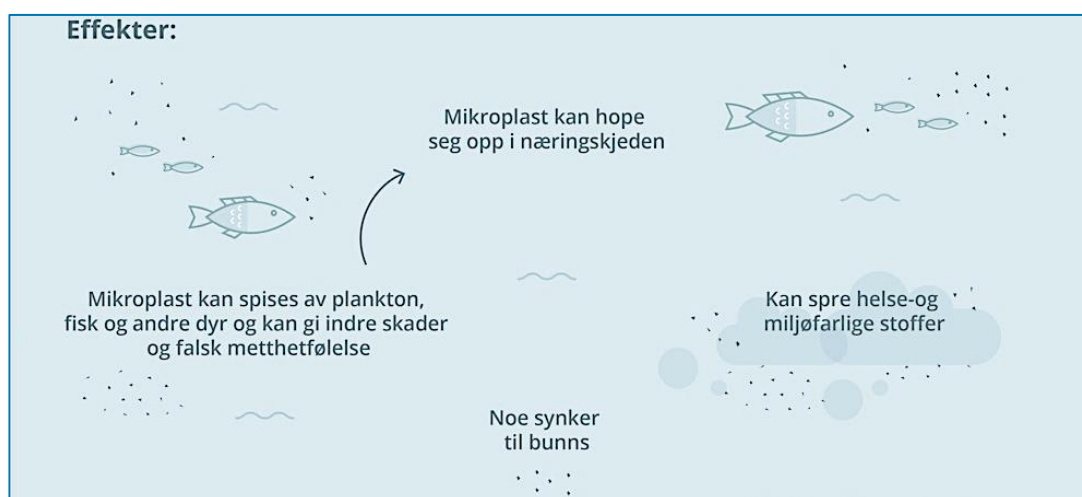
**Giftig for livet i vatn:** bisfenol A, B, F, AF og S har alle hormonforstyrrende effektar på sniglar og fisk (Miljøstatus 2024b), men ser ikkje ut til å vere særleg bioakkumulerande i næringskjeder i vatn.

**Giftig for menneske:** BPA vil verke hormonforstyrrende, gje skadar på nervesystem, immunsystemet, reproduksjon, fosterutvikling og åtferd (Husøy 2023, Miljøstatus 2024b).

## 4.9 Mikroplast/nanoplast

Mikroplast er plastpartiklar/plastfragment som er mindre enn 5 mm i diameter, medan nanoplast er under 0,001 mm eller 1 µm i diameter. Desse ørsmå plastbitane kan vere tilsett kosmetikk, hygieneprodukt/vaskemiddel og spreiaast med avløpsvatn, dei kan stamme frå dekslitasje eller kunstgrasbaner, eller dei kan oppstå ved nedbryting og forvitring av større plastbitar i vassførekomstar (Miljødirektoratet 2024b). Mikroplast/nanoplast kan vere skadeleg i seg sjølv fordi dei kan forvekslast med mat av vasslevande organismar (Figur 11), og fordi platen har giftige tilsetningsstoff eller fordi dei små plastfragmenta verkar som ein «magnet»

for andre miljøgifter som festar seg lett til overflata på dei ørsmå plastbitane (Wang et al., 2021, Crawford et al., 2017a). Mikroplast og nanoplast kan skade indre organ eller trigge immunresponsar, sidan plastpartiklane blir tekne opp av celler gjennom fagocytose og hopar seg opp i organ og vev (Revel et al., 2018). Den vanlegaste toksiske effekten av mikro- og nanoplast på vasslevande organismar er redusert vekst, redusert overleving, fysiologisk stress/hormonubalanse og celledød (Kögel et al., 2020). Den største kjelda til mikroplast i vassmiljø, er dekkslitasje og vegstøv, som står for nesten halvparten av dei totale utsleppa av mikroplast. Utsleppet er antatt å ha ein storleik på ca. 5000 tonn mikroplast kvart år (Crawford et al., 2017b). Den største kjelda til mikroplast er dekkslitasje og vegstøv, som står for nesten halvparten av dei totale utsleppa av mikroplast. Utsleppet er antatt å ha ein storleik på ca. 5000 tonn mikroplast kvart år (Crawford et al., 2017b).



Figur 11: Mikroplast kan påverke vasslevande organismar og hope seg opp i næringskjeder (Kjelde: Miljødirektoratet, 2024b).

**Giftig for livet i vatn:** Det er framleis liten kunnskap om korleis mikroplast påverkar vasslevande organismar, men det er vist at mikroplast kan gje endringar i vekst og reproduksjon i dyr og gje indre skadar og falsk mettheitskjensle (Wang et al., 2021 Crawford et al., 2017a, Kögel et al., 2020, Miljødirektoratet 2024b).

**Giftig for menneske:** Vi veit framleis lite om korleis mikroplast påverkar helsa vår. Men, mikroplast er blitt påvist i menneskeblod og er mistenkt å gje ulike betennelsesreaksjonar i kroppen (Revel et al., 2018, Miljødirektoratet 2024b) og kan vere årsak til hjarteinfarkt og hjerneslag grunna plakkddanning med mikroplast (Marfella et al., 2024).

## 5 Kvar finn vi miljøgifter i kommunane?

Miljøgifter finn vi knytt til lager for farlege kjemikaliar og farleg avfall hjå næringsliv og industri, i ureina grunn, ureina sediment og i vatn rundt om i alle kommunar. Men, miljøgifter kan også komme ut i miljøet vårt frå avløp, vedfyring, bålrensing, skogbrann eller brannar i hus og næringsbygg eller med nedbør og luftstraumar som langtransportert ureining.

Alle kjende førekomstar av ureina grunn i Norge er samla i det nasjonale registeret, «Grunnforurensning»<sup>3</sup> (Miljødirektoratet 2020). Kommunar, Statsforvaltar, Miljødirektoratet er ureiningsmyndigheit for ulike ureinande aktivitetar og bransjar, og har ansvar for å halde fagsystemet oppdatert og godkjenne nye ureina lokalitetar som vert meldt inn av ulike aktørar. Og Vann-Nett<sup>4</sup> (u.å. b) har oversikt og faktaark over kvar det er målt miljøgifter i vassførekomstar til bruk i vassforvaltinga.

Vi har i prosjektet Vannklimrisk utvikla ein digital Miljøgiftkartleggar<sup>5</sup> (Hønsi et al., 2024) for å auke kunnskap om og auke registreringa av ureina grunn rundt om i kommunane. Å få meir kunnskap om kor det ligg lagra miljøgifter på land som drenerer til ulike vassførekomstar, vil ha stor nytte for å kunne seie noko om kjelder og forstå kvar miljøgiftene i vassførekomstar stammar frå. For meir inngåande informasjon om ulike typar miljøgiftkjelder og ureinande aktivitet i kommunane tilrår vi å bruke rettleiaren vår: «*Vannforvaltning i et endret klima*»<sup>5</sup> (ibid.).

I denne rapporten har vi laga ei oversikt i

**Tabell 1** nedanfor, over vanlege aktivitetar i dei fleste kommunar som kan gje utslepp av miljøgifter til grunn eller vatn.

---

<sup>3</sup> <https://grunnforurensning.miljodirektoratet.no>

<sup>4</sup> <https://vann-nett.no/waterbodies/map>

<sup>5</sup> <https://storymaps.arcgis.com/stories/96aa3d12bba44a66a704dc87ce1948cd>



Type ureinande aktivitet	Miljøgifter frå aktiviteten
Avfallsdeponi med løyve	Tungmetall, bromerte flammehemmarar, PCB, PAH, PFOS/PFAS, bisfenol og fosfororganiske flammehemmarar
Biloppsamlarar og oppstillingsplassar for kasserte køyretøy	Tungmetall, bromerte flammehemmarar, PFOS/PFAS og bisfenol, PAH
Bilverkstadar, billakking, bilpleie, bensinstasjonar og vaskehaller	Tungmetall, PAH, klorerte løysemiddel, oljestoff
Elektrometallurgisk industri, elektrolytisk overflatebehandling	Tungmetall, dioksin, fluorid og PAH
Type ureinande aktivitet	Miljøgifter frå aktiviteten
Flyplassar, småflyplassar, helikopterbasar, brannøvingsfelt og branntomter	PAH, dioksin, glykol, tungmetall, PFAS/PFOS
Gartneri, planteskular og tidlegare bruk av plantevernmidlar i landbruket	Plantevernmidlar, glyfosat, kvikksølv, DDT
Gruver, oppreiing, metallholdig og ikkje-metallholdig mineralutvinning	Tungmetall, cyanid, fenolar og organiske løysemiddel
Plast- og glasfiberproduksjon	Ftalat, bromerte og fosfororganiske flammehemmarar, PFOA, tungmetall, bisfenol, mikroplast
Skipsverft, båtbyggjeri, båtslippar og småbåthamner	TBT, tungmetall, PCB, biocid
Skytebaner	Bly, antimon, PAH
Sjøpelfyllingar, avfallsplassar og villfyllingar	Tungmetall, PCB, PFAS/PFOS, PAH, klorerte løysemiddel, dioksin
Tanklagring av farlege kjemikalie eller avfall	PAH, BTEX, oljestoff
Treforedling og papirindustri	Dioksin, PAH, tungmetall, klorerte bleikjemiddel, PFAS
Avløp	Siloksan, tungmetall, PFAS/PFOS, mikroplast, bisfenol
Overvann	PCB, tungmetall, mikroplast
Vegar og bildekkslitasje	Mikroplast, PAH, dioksin
Tunellvaskevatt	Tungmetall, PAH, dioksin, mikroplast
Kunstgrasbaner	Mikroplast, tungmetall
Snødeponi	PAH, dioksin, mikroplast og tungmetall
Jordbruk	Plantevernmidlar
Notvaskeri og fiskeoppdrett	Kopar og andre tungmetall, dioksin, mikroplast

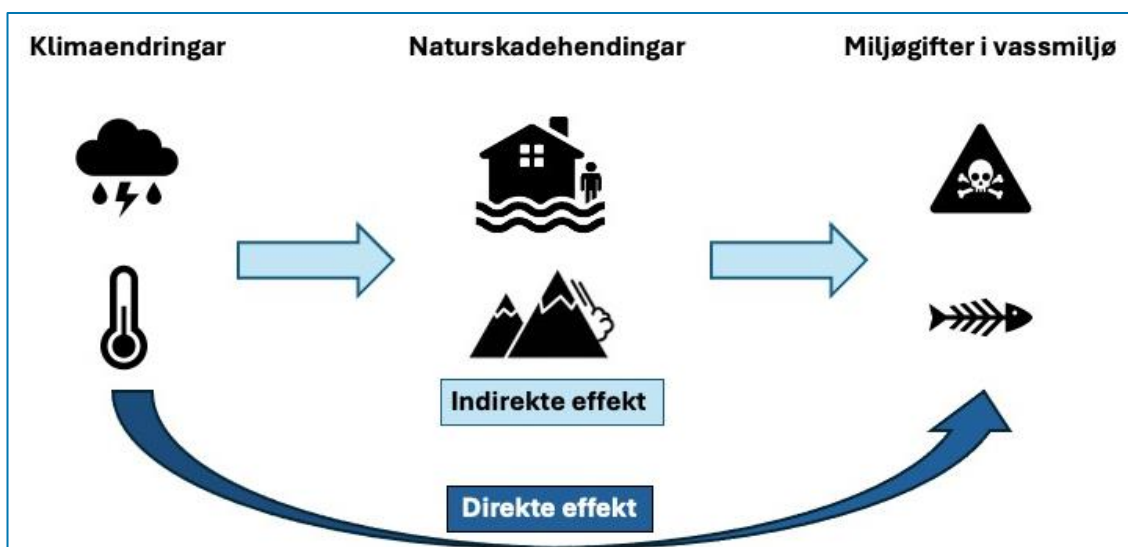
**Tabell 1:** Vanleg ureinande aktivitet og miljøgifter som bli slept ut i grunn, luft og vatn frå slik aktivitet (Kjelde: Hønsi et al., 2024).

## 6 Kva effektar har klimaendringar på miljøgifter?

### 6.1 Både direkte og indirekte effektar

Vitskapleg litteratur gjennomgått i dette prosjektet viser at klimaendringar gir både *direkte* og *indirekte* effektar på miljøgifter i vassmiljøet, sjå Figur 12. Med klimaendringar meinast her global oppvarming med endra årstemperatur og kraftigare nedbør med oftare styrtnedbørsepisodar. Med *direkte* effektar meiner vi at klimaendringar i seg sjølv t.d. auka nedbør, kan gje utvasking og forflytting av ureining og miljøgifter frå t.d. deponi og ureina grunn og gje større avrenning frå landbruket og ureina by- og industriområde.

Med *Indirekte* effektar meiner vi av klimaendringar vil gje meir, større og hyppigare naturskadehendingar som flaum, skred, overvatn, stormflo som igjen kan spreie miljøgifter frå land til vassførekomstar. Klimaendringar kan også auke behovet for å bruke giftige plantevernmidlar til nedkjemping av skadedyr i landbruket, som også vil gje meir helse- og miljøfarlege stoff og miljøgifter ut i vassdraga.



Figur 12: Indirekte og direkte effektar av klimaendringar på miljøgifter i vassmiljø.

Både direkte og indirekte effektar av klimaendringar kan påverke konsentrasjonen av miljøgifter i vassfase og i sedimenta, og vil igjen påverke kor tilgjengeleg dei skadelege stoffa er for opptak i organismar, eller kor biotilgjengelege stoffa er (Carere et al., 2011, Hatje et al., 2022). I vår gjennomgang av internasjonal forskingslitteratur og ulike styringsdokument i Norge innan klimatilpassing, ureining og vassforvaltning nedanfor, har vi gruppert direkte og indirekte effektar av klimaendringar på miljøgifter i vassmiljø vidare inn i sju ulike kategoriar (Tabell 2). Vi vil i dei påfølgande kapitla gje eit samandrag av kunnskapsstatus for kvar av dei seks klimaeffektane vi har systematisert dette inn i.

	EFFEKT	KLIMAENDRINGAR
1	Auka mobilisering av miljøgifter	Auka nedbør, styrtnedbør, variasjon i grunnvasstand, flaum, overvatn, skred og erosjon
2	Auka spreining av langtransporterte miljøgifter	Global oppvarming, snø- og issmelting i arktiske strok
3	Auka utslepp av miljøgifter	Auka temperatur, skogbrann og skadedyrbekjemping
4	Auke opptak av miljøgifter i biota	Tørke, havforsuring, endra salinitet
5	Endra toksisitet av miljøgifter	Auka temperatur, endra salinitet, havforsuring
6	Meir produksjon av toksin i miljøet	Auka temperatur, auka nedbør
7	Auka nedbryting og avgifting av miljøgifter	Auka temperatur, auka UV-B stråling

Tabell 2: Oversikt av effektar ulike klimarisiko har på miljøgifter

## 6.2 Auka mobilisering av miljøgifter

### 6.2.1. Meir utvasking av miljøgifter frå ureina grunn

**Auka nedbør og hyppigare styrtnedbørepisodar** og *flaum* vil føre til auka vassmetning i jorda og flaumvatn og overvatn finn/renn nye vegar i terrenget enn det gjer i dag. Dersom dette vatnet fell ned på, renn over, igjennom eller overfløymer ureina grunn, så vil det få innverknad på kor mykje og kor raskt miljøgifter vaskast ut frå dei ureina lokalitetane. Ureina grunn er definert som jord som har konsentrasjonar av ureining og miljøgifter over normverdiar gitt i ureiningsforskrifta kap. 2 (FOR 2004). Kor mykje og kor lett ei slik utvasking av miljøgifter skjer,

vil t.d. vere avhengig av kor vassløyslege stoffa er, kor godt dei er bunde til partiklar og kor grunt, djupt ureininga ligg i jordmassane.

I forskingslitteraturen har det lenge vore hevda at naturskadehendingar og klimaendringar fører til meir utvasking og spreieing av miljøgifter frå ureina grunn ut i elv, sjø og hav og at flaum kan gje utslepp av kjemisk ureining til drikkevatt og vassdrag (Young et al., 2003, Few et al., 2004, Göransson et al., 2012, Spencer et al., 2014, AMAP 2016, IPCC 2019, Brand et al., 2020).

I eit nyare modellstudie gjennomført av Wijngaard et al. (2017) stipulerer dei at belastninga for tungmetalla Cd og Zn i overflatevatt og sigevatt i Nederland vil auke mot århundreskiftet på grunn av auka nedbørbelastning. Jarsjö et al. (2020) har i eit anna hydrogeologisk – geokjemisk modellstudie kome fram til at tungmetall som arsen og bly vil transporterast frå toppjord til grunnvatt ved auka nedbør og auka grunnvassstilstand. Resultata deira viste at ein relativt liten auke (0,2 m) i gjennomsnittleg grunnvassnivå, kan auke massestraumen av tungmetall gjennom grunnvatnet med ein faktor på 2–10, og at det vil vere ein risiko for auka metallmobilisering i område utsett for auka grunnvassnivåsvingingar (ibid.).

Avfallsdeponi er ei vanleg kjelde til utslepp av miljøgifter som tungmetall, PAH, ftalat, bisfenol og oljestoff til vassførekomst gjennom sigevatt (NIBIO, NIVA, NGI 2023). Her vil graden av miljøgifter i sigevattnet avhenge av om deponiet er avslutta, opent eller kor mykje vatt som renn inn i dei ureina massane og kor godt reinsa sigevattnet vert før det sleppes ut i resipient (ibid.).

I Vannklirisk er det utarbeidd ROS verktøy for å identifisere kor ureina grunn kan verte utsett for påverknad av klimaendringar. Dersom det skal gjerast ei risikovurdering av spreieinga av ureining frå ureina grunn, må det nyttast spreieingsverktøy utarbeidd av NGI på vegne av Miljødirektoratet<sup>6</sup>. I den nyaste versjonen er det innført ein utsjekk og vurdering rundt episodiske hendingar og endringar i klima i skjemaet for skrivebordsundersøkinga før ein miljøteknisk grunnundersøking vert gjennomført (NGI 2021).

### 6.2.2. Meir avrenning frå ureine overflater

Overvatt eller avrenning frå urbane tette overflater som **næringsområde, by- og tettstadsområde og vegar** kan vere ei betydeleg ureiningskjelde for vassførekomst i nærleiken

---

<sup>6</sup> <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/foreurensning/foreurenset-grunn/for-naringsliv/foreurenset-grunn-veileder/risikovurdering-av-foreurenset-grunn/>

(NOU 2015:16). Overvatn frå vegar inneheld meir miljøgifter enn overvatn frå tettstader, men vil avhenge av storleiken og trafikkbelastninga på vegen (Cowi 2012). I rapportar frå Vegvesenet blir det opplyst at vegstøv frå asfaltslitasje, partiklar frå vegmarkering og dekkslitasje vert vaska ut frå tunellar og vegar (Saunes et al., 2017). Det er hovudsakleg vegsalt (NaCl), men òg mikroplast, tungmetall (nikkel, bly, kopar, antimon, molybden og sink) og organiske miljøgifter som til dømes PAH og ftalat og nonylfenoletoksilater som vert frigjort i vegtrafikken som sleppes ut i miljøet frå tunnelvatn og vegavrenning (NOU 2015:16, Saunes et al., 2017). Tungmetall og PAH er ofte bunden til partiklar og vil for det meste legge seg på botnen i sedimenta til tjern og innsjøar. Det er usikkert kor løyseleg desse stoffa er i ferskvatn, men studiar har vist at stoffa er tilgjengelege for opptak i næringskjeder (Meland 2010). I tillegg vil høgt saltinnhald i vaskevatnet, overvatnet påverke kor løyselege t.d. tungmetall er i vatn, sidan dei får ei anna kjemisk form. Meir tungmetall løyst i vassfasen, eller i ei kjemisk form som lettare vert teken opp, vil auke eksponeringa av desse stoffa for vasslevande organismar (ibid.). I ein nyleg rapport frå NMBU har dei målt prioriterte stoff (miljøgifter) etter vassforskrifta i fiskemuskel frå ulike ferskvatn i Norge (Lyche et al., 2024). Dei finn at nivået av POPs, som PCB7 og PBDE er generelt lågare i ferskvatn langt frå menneskeleg påverknad. Likevel, er nivået av desse miljøgiftene i fiskemuskel over grenseverdiane (EQS) for PCB7 i 6 av 12 og PBDE i 11 av dei 12 ferskvatna som vart analysert (ibid.).

Det er funne samanhengar mellom auka miljøgifttransport i urbane elvar i Sverige og auka regnskyll på kort tid, samt høgt grunnvassnivå (Frogner-Kockum et al., 2016). Samtidig viser modelleringsforsøk at farten på vatnet og innhald av suspendert stoff (SS) kan spele ei rolle for fordelinga av Kobber (Cu) i vassfase og sediment og at ein får ein flush-effekt der tungmetallet vaskast vekk frå elvesedimenta og ut i innsjø eller sjøresipient (Chueh et al., 2021).

Auka transport av **mikroplast ut i vassførekomstar** har blitt eit aukande problem i nyare tid, og klimaendringar og auka nedbør og avrenning frå ureine flater er ein sentral drivar her (Zhang et al., (2020). Granulat av bildekkgummi inneheld mange forskjellige organiske kjemikaliar og tungmetall som kan vere skadelege for miljøet. Gummipartiklar og mikroplast frå bildekk og gummigranulat frå kunstgrasbaner kan hamne i vassdrag og i kystnære marine miljø ved bildekkslitasje på vegar og lagring av forureina snø frå kunstgrasbaner og veg (Mepex 2021, Meld. St. 26 (2022-2023)). Studiar viser at organiske kjemikaliar som PAH, ftalat, benzotiazolar, bisfenol og tungmetall lekk ut til sjøvatn og kan føre til sigevatn med høge konsentrasjonar benzotiazolar og sink, samt påviselege nivå av PAH-er og fenolforbindingar (Halsband et al.,

2020). For vassdrag med ferskvatn er det påvist lågare avrenning av skadelege stoff og liten toksisk effekt av mikroplast på ferskvatn økosystem (Cheng et al., 2014 og Redondo-Hasselerharm et al., 2018). Medan det i marint miljø er vist at mikroplast frå polystyren er giftig for blekksprut, ved å påverke matopptak, gir oksidativt stress og inflammasjon i tarmkanalen (Zheng et al., 2022). Også for marine hoppekreps er det vist ein dose-respons samanheng mellom CRG i sigevatn og dødelegheit (Halsband et al., 2020).

**Mikronor** er eit nytt overvåkingsprogram etablert i 2021, som vil overvake nivået av mikroplast i norske vassførekomstar (Miljødirektoratet 2022b). I 2023 vart det målt låge verdier av mikroplast både i vassfasen og i blåskjel frå alle sju lokalitetane som vart testa (Bavel et al., 2023). Mikroplast i luft var høgare målt ved Birkenes i Agder enn ved Zeppelin målestasjon på Svalbard, pga. meir nedbør og større luftmassar frå kontinentet (ibid.)

### 6.2.3. Meir miljøgifter spreidd frå avløpssystemet

Meir nedbør, styrtnebdørperiodar som følgje av klimaendringar vil overbelaste leidningsnett for overvatn og avløp og føre til overløp og utslepp av ubehandla avløpsvatn til vassførekomstar og drikkevasskjelder (NOU 2010:10, NOU 2015:16, Aall et al., 2018, Folkehelseinstituttet 2022a, Meld. St 26 (2022-2023)).

Det er eit stort vedlikehaldsetterslep i avløpssektoren rundt om i kommunane og dermed mange gamle avløpsanlegg. Avløpsnett er ikkje dimensjonert for store vassmengder og ved kraftige nedbørperiodar og flaum, vil mykje vatn føre til tilbakeslag og overløp, og gje overfløyming av ureina vatn i kjellarar, kulvertar/kummar og gje ureining av drikkevasskjelder (DSB 2016, Meld. St 26 (2022-2023)).

### 6.2.4 Meir utvasking og erosjon av miljøgifter i sjøkanten

Klimaendringar med havnivåauke og større bølgeaktivitet fører til auka erosjon i kystlinja og auka nedbør og flaum vil auke erosjon av elvekantar. I kystsona er det gjennom tidene nytta forskjellige massar til utfylling, som til dømes ureine, avfallsmassar eller det har tidlegare vore søppelfyllingar i sjøkanten. Bølgebryting og erosjon vil dermed kunne grave ut og gjere tilgjengeleg avfall frå utfyllingar og sjøkantdeponi som ikkje er godt nok sikra (Spencer et al., 2014 og Brand et al., 2019). Det er funne at erosjon av salthaldig vatn i kystsona vil føre til auka utvasking og lekkasje av miljøgifter frå slike avfallsmassar i forhold til erosjon av liknande massar

i ferskvatn og at det bør takast med i evaluering av grenseverdier for avrenning frå avfallsmassar (Brand et al., 2020).

### 6.2.5 Masseforflytting ved lausmasseskred

Det er ikkje mange studiar vi har funne som har sett på effektar av skred på spreining av miljøgifter og kjemisk vasskvalitet. Eit skred av ureina masser kan potensielt føre til ein brå eksponering og mobilisering av miljøgifter til vassystem. Nokre studiar frå Sverige viser at skred i ureina grunn i elvekanten rundt Göta elv har ført til utslepp av miljøgifter over EQS verdier og at det tek tid før erosjonen av ureining frå skredutglidinga tek slutt (Göransson et al., 2012, Göransson et al., 2018). Yoshihara et al. (2022) har sett på korleis grunne skred utløyst av jordskjelv eller store nedbørmengder gir utslepp av ureining som kan gje ei brå og langvarig reduksjon av bekkevasskvaliteten i Japan. Og Li et al. (2021) har i eit modellstudie vist at utslepp av SS og radionukeloidar etter jordskjelvinduserte skred kan auke dramatisk.

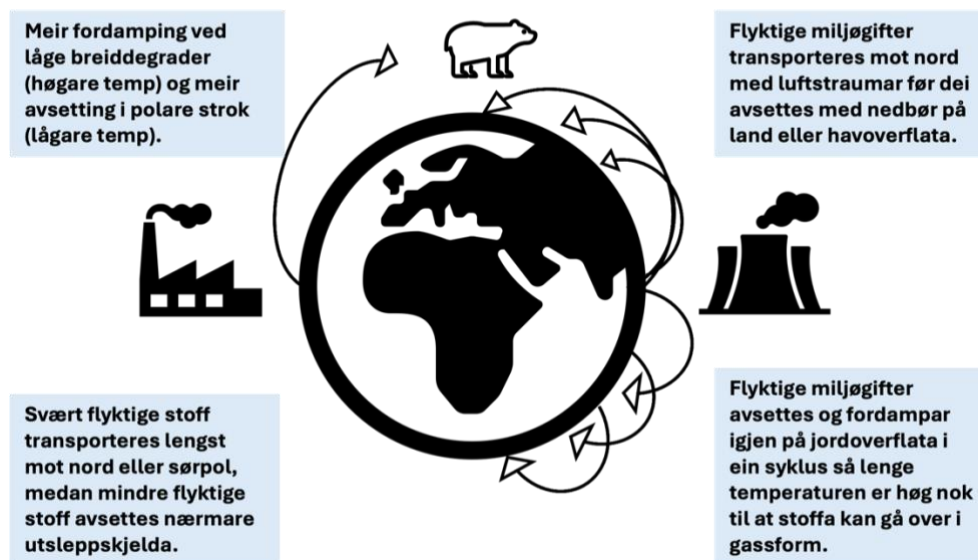
## 6.3 Auka spreining av langtransporterte miljøgifter

Auka overflatetemperatur og global oppvarming kan auke spreining av langtransporterte flyktige miljøgifter som kvikksølv (Hg) og persistente organiske stoff (POPs) til høgtliggande og kaldare og arktiske områder på jordkloden (McKinney et al., 2015, AMAP 2016, Wang et al., 2016).

Auka globale temperaturar kan gjere at flyktige miljøgifter (POPs og Hg) kan gå over i gassform og transporterast med vind og luftstraumar. Stoffa endar til slutt opp i kalde omgjevnader på høge fjell i t.d. Norge og i snø/isdekte områder i Arktis, der stoffa endar si reise, fordi temperaturen er for låg til at dei kan gå over i gassform på ny. Denne prosessen kallar vi for *grashoppeeffekten* eller *global destillasjon* (Wania & Mackay, 1996).

Med klimaendringar meiner forskarar at vi vil få auka tilførsel av miljøgifter til våre fjellområde og til Arktis. I Arktis vil også ei auke i global temperatur gje snø- og issmelting som frigjev miljøgifter som ligg lagra i isen i tillegg til å redusere leveområde og fangstmoglegheiter for arktiske dyr (Noyes 2009, Sundseth et al., 2015, AMAP 2016, Wang et al., 2016, AMAP 2021). Men, kva effekten vil bli i arktiske økosystem er vanskeleg å vite, sidan klimaendringane også vil auke nedbrytinga av miljøgiftene i Arktis (Wang et al., 2016 og AMAP, 2021).

## Grashoppeeffekten



*Figur 13: Grashoppeeffekten fører til at flyktige miljøgifter vert transportert langt vekk frå industrielle område ved låge breiddegrader til relativt uberørte område ved høgare breiddegrader og polområda våre. (Modifisert etter Wania & Mackay, 1996)*

Det er mange ulike overvåkingsprogram for måling av miljøgifter i luft, nedbør, vatn og biota i Norge, for å halde kontroll over tilførsel av miljøgifter til norske økosystem, både frå norske og utanlandske kjelder. Det har blitt jobba internasjonalt med reguleringar og forbod mot bruk og utslepp av langtransporterte miljøgifter i fleire tiår (t.d. Stockholmskonvensjonen), slik at vi ser ikkje ein konsekvent stigande trend av tilførsel til nordområda som følgje av klimaendringar til no. Miljødirektoratet antek likevel at rundt 90 % av kvikksølv som årleg vert avsett i miljøet i Noreg stammar frå kjelder utanlands (Miljøstatus, 2024c).

Målingar av historiske POPs (t.d. PCB) i *lufta* viser stabile eller reduserte nivå, medan nokre av dei nye organiske miljøgiftene som PFOA/PFOS/bromerte flammehemmarar har ein svak auke (Bohlin-Nizzetto et al., 2021). I *ferskvatn* ser vi m.a. at nivået av PCB7 over grenseverdi (EQS) i fiskemuskel i 6 av 12 ferskvatn i 2023, og nivået av PDBe i fiskemuskel er over grenseverdi i 11 av 12 (Lyche et.al, 2024). I same overvåkingsrapport finn vi at kvikksølvnivået i fisk er over grenseverdi i alle ferskvatn (ibid.). I *sjø og fjordarmar* i Norge er det også målt høge nivå av kvikksølv i fisk og skaldyr over tid. Havforskningsinstituttet vurderer at mykje av kvikksølv vi målar i fisk i fjordane, stammar frå langtransportert ureining som vert avsett med nedbør i fjellområda våre og fylgjer elvevatnet ut i fjorden (HI 2019). I Sognefjorden er det t.d. målt langt



over tillatne grenseverdiar for kvikksølv i djupvassfisken brosme på sju av åtte målestasjonar i 2017 (HI 2017). I havområda våre er nivå av miljøgifter som kvikksølv, PCB, PBDE og DDT i havlevande organismar høgast i Nordsjøen og lågast i Barentshavet (Frantzen et al., 2022). Størstedelen av tilførsel av miljøgifter til havområda våre kjem frå lufta, i tillegg til spreining av ureining frå land i Nordsjøen og Norskehavet (ibid.). Sjølv om tilførselen av miljøgifter i luft har blitt redusert sidan målingane starta på 1990-talet og flata ut dei siste åra, ser vi likevel at nivået av kvikksølv i fisk og sjøpattedyr er stabile eller aukande (Frantzen et al., 2022).

## 6.4 Auka utslepp av miljøgifter

### 6.4.1. Hyppigare skogbrann gir meir utslepp av miljøgifter

Auka temperatur og hyppigare hetebølger og tørkeperiodar vil også auke sannsynet for skogbrannar. I ein skogbrann utviklar det seg og/eller sleppes ut ei rekke giftige stoff (t.d. tungmetall og PAH) og små sot partiklar, som kan gje både skader på miljøet, vasslevande organismar og gje helseskadar ved innanding (Campos et al., 2012, Harper et al., 2019, Fernandez-Marcos 2022). AMAP (2021) har vist at skogbrann andre stader i verda (Eurasia, Afrika og Canada) er ei vesentleg kjelde til kvikksølvet som til slutt endar opp i Arktis, og at ulike modellar viser at hyppigheit av slike skogbrannar vil auke med klimaendringar.

Giftige stoff frå skogbrannar kan gje både akutte og langvarige skader på miljø og organismar nær og langt unna utsleppskjelda. Campos et al. (2012) fann at PAH-et naftalen frå skogbrann frå eukalyptus var akutt giftig for ulike test organismar og at avrenning 1 år etter brannen var giftigare enn rett etter brannen. Re et al., (2021) fann toksiske effektar på sedimentlevande organismar, når dei vart eksponert for elvevatn og sediment i ei elv etter skogbrann. Det vart gjort ein gjennomgang av 83 studiar i 11 land for å finne ut om skogbrann kan utgjere ein risiko for akvatiske organismar (Gomez et al., 2022). Gjennomgangen viste at det ikkje berre er innhaldet av miljøgifter som tungmetall og PAH som gjer oske og sot partiklar etter skogbrann giftig for vasslevande organismar, men heng også saman med høg pH, nitratinnhald og høg konduktivitet (ibid.).

### 6.4.2. Meir miljøgifter vil bli frigitt ved is og permafrostsmelting

Is og permafrost har også fungert historisk som eit lager for miljøgifter, som vil frigjerast og transporterast med smeltevatnet når isen smeltar. Det er vist at kvikksølv som stammar frå

vulkansk aktivitet eller menneskelege utslepp vert frigitt i smeltevatn, og at ny berggrunn som kjem i dagen når isen smeltar også bidreg til frigjering av kvikksølv frå naturlege bergartar (AMAP 2021).

### 6.4.3. Meir patogene mikroorganismar aukar giftbruk til nedkjemping

På grunn av varmare og våtare klima, vil fleire og nye sjukdomsframkallande mikroorganismar kunne overleve og formeire seg i Norge (Folkehelseinstituttet 2018b og 2022b, Aall et al., 2018), noko som vil kunne auke bruk av plantevernmidlar og insektsmidlar i landbruket.

Miljøgifta og pesticidet diklordeifenyltrikloretan (DDT) vart forbode i Norge på 1970-talet. Klimaendringar kan føra til auka press på bruk av plantevernmidlar som DDT for å nedkjempe skadegjerarar og insektsmidlar for å hindre utbrot av smittsame sjukdommar som malaria og gul feber (Klima- og miljødepartementet 2015). Den einaste godkjente bruken av DDT i dag etter Stockholmkonvensjonen er for nedkjemping av malariautbrot og stoffet er framleis i bruk som insektmiddel i tropiske områder på kloden. Spreiing av malaria utover utbreiinga i dag kan føre til større press på å ta i bruk DDT til nedkjemping i nye land og område (Klima- og miljødepartementet 2015).

Eit våtare og varmare klima vil også lett føre til oppblomstring av sjukdomsgjerande bakteriar i drikkevatn (Folkehelseinstituttet 2018 og 2022b). Beredskapsstyrelsen i Danmark (2012) fann at ein person døyde etter kontrakt med ureina flaumvatn etter eit skybrot i København i 2011, grunna ein bakterieinfeksjon av leptospirose. På Askøy i 2019 kom ureina overvatn inn i drikkevasskjelda og gav oppvekst av bakterien *Campylobacter*, og mange vart sjuke av å drikke det infiserte drikkevatnet (Folkehelseinstituttet 2019b).

Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM 2020, VKM 2009) har i risikoanalysar både i 2009 og 2020, funne at førekomsten av parasittane *Gardia* og *Cryptosporidium* i drikkevatn kan auke med klimaendringar (auka temperatur og auka nedbør, utvasking av partiklar til overflatevatn).

Med eit varmare klima i Norge kan også patogene soppar, t.d. *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) og *Batrachochytrium salamandrivorans* som råkar amfibia spreie seg nordover og utgjere ein moderat risiko for amfibia, damfrosk og nordpadde i Norge (VKM 2019).

## 6.5 Auka opptak av miljøgifter i biota

Klimaendringar, fysiske og kjemiske forhold i vassmiljøet (pH, salinitet, temperatur) og tilførselen og konsentrasjon av miljøgifter frå avløp, overvatn, elvar og ureina grunn vil spele inn på kor lett enkelte miljøgifter vert tekne opp og avgifta i vasslevande organismar (Schiedek et al., 2007, Noyes et al., 2009, Hooper et al., 2013, Maulvault et al., 2018). Auka opptak av hydrofobe (feittløyslege) miljøgifter i biota, vil bety at fleire miljøgifter kan hope seg opp i ein art (biomagnifisere) og eller oppkonsentrere seg i næringskjeder (bioakkumulering).

Svakt auka temperatur aukar stoffskiftet og aktiviteten til mange organismar, og dei et meir og veks fortare. Derfor vil opptaket av miljøgifter også auke i organismar ved ein auke i temperatur i omgjevnadane (Hooper et al., 2013). I eit studie gjennomført på sjøkorallar, der det vart observert at **auka temperatur** aukar opptaket av tungmetallet kopar i korallane og reduserte tilhelingsprosessen etter eksponering (Banc-Prandi et al., 2022). Og i eit anna studie såg Maulvault et al. (2018) at temperatur og endra pH kunne både auke opptak og bioakkumulasjon av enkelte flammehemmarar i muslingar, medan dei såg også auka eliminering av andre flammehemmarar. Ei auke i temperatur kan slik både auke metabolisme og auke opptak av miljøgifter i vasslevande organismar, men kan også føre til raskare avgifting og eliminering. Temperatur vil såleis påverke biomagnifisering og bioakkumulering av miljøgifter i biota.

**Hypigare tørke** vil påverke konsentrasjon av miljøgifter både i vassfasen og sedimenta i vassførekomstar. I eit modelleringsstudie viste Chueh et al. (2021) at i tørre periodar i ei elv vil konsentrasjonen av kopar (Cu) i vassfasen auke, medan den minkar i sedimenta. Effekten er knytt til mindre tilførsel av kopar bunde til suspendert stoff (SS) til sedimenta.

**Havforsuring** vil også påverke opptak av miljøgifter i biota, særleg er dette vist for tungmetall (Zheng et al., 2023, Zeng et al., 2015). Tungmetall som kopar (Cu) kan nemleg føreliggje i ulike kjemiske sambindingar og positivt ladde atom (ionar) i miljøet, som vil påverke kor lett dei vert tekne opp i levande organismar. Lewis et al. (2016) har vist at den mest toksiske forma av kopar er Cu<sup>2+</sup> og saltinnhaldet i vatnet (**salinitet**) og **pH** påverkar kva form kopar føreligg i. På denne måten vil klimaendringar og havforsuring vil ha betydeleg påverknad på kor biotilgjengeleg dei er for opptak i biota.

## 6.6 Endra toksisitet av miljøgifter

**Auka temperatur** i omgjevnadene kan ikkje berre auke opptaket av stoff i organismar, men mange studiar har vist at temperatur kan gjere miljøgifter og mikroplast meir giftige for levande organismar (Sokolova og Lanning, 2008, Noyes et al., 2009, Carere et al., 2011, Hooper et al., 2013, McKinney et al., 2015, Nadal et al., 2015, Lewis et al., 2016, Kratina et al., 2019, Delnat et al., 2019, IPCC 2023).

I eit eksponeringsstudie vart det funne at mikroplast var meir toksisk for ferskvassreke ved høgare temperatur (Kratina et al., 2019). Men, i eit anna studie der ferskvassmusling vart eksponert for mikroplast eller mikroplast og auka temperatur, såg dei størst effekt av auka temperatur åleine (Weber et al., 2020). I eit studie på mygglarver fann forskarar at plantevernmiddelet klorpyrifos vart giftigare ved høgare temperatur, men dei såg også at responsen varierte avhengig av konsentrasjonen av det enkelte stoff (Delnat et al., 2019).

**Havforsuring** med lågare pH verdiar i sjø vil påverke kjemiske eigenskapar til miljøgifter og deira evne til å reagere med andre stoff eller løyse seg i vatn. I tillegg til å føre til auka opptak av miljøfarlege stoff i vasslevande organismar, fann vi at havforsuring kan gjere miljøgifter som t.d. tungmetall meir giftige (Roberts et al., 2013, Lewis et al., 2016).

Surare hav vil også gje **surare kystsonevatn**. Kystnære sediment er sterkt påverka av avløpsvatn med restar av t.d. medisin og farmasøytiske stoff som er designa for å ha sin verknad ved ein gitt pH verdi i menneskekroppen. I litteraturgjennomgangen finn vi indikasjonar på at farmasøytiske preparat vert påverka av havforsuring (lågare pH) og vert meir giftige for levande organismar. Det farmasøytiske stoffet carbamazepin (CBZ) vart testa på musling, som tolde godt å leve ved lågare pH, men om den samtidig vart eksponert for CBZ vart det observert ein synergisk toksisk effekt ( $1+1=3$ ) (Freitas et al., 2016). Zeng et al. (2015) skriv om ein additiv effekt ( $1+1=2$ ) mellom havforsuring og tungmetall og Zheng et al. (2023) fann at havforsuring gjer tungmetallet kopar meir giftig for blekksprut.

**Endra salinitet** i kystsona og i sjøkantmassar vil også påverke kor giftige miljøgifter er og vil innverke på kor vassløyselege/feittløyselege miljøgiftene er. Ved ei havnivåstigning vil stormflo nivået føre til at saltvatn trengjer lenger inn i kystsona og kan gje auka utlekking og erosjon av ureina massar. Saltvatnet kan ta med seg miljøgifter frå land til sjø når det trekk seg tilbake. Endra saltinnhald er vist å auke giftigheit for pesticid i fisk (Hutton et al., 2021). Dei

farmasøytiske stoffa CBZ og cetirizine (CTZ) gav fleire toksiske effektar på marine muslingar ved høg salinitet enn ved låg salinitet (Imeida et al., 2022). I tangloppe såg ein at temperatur og salinitet påverka biokonsentrasjonen av permetrin i resistente artar (Derby et al., 2022). I eit studie på salamander, er det vist at ein kombinasjon av temperatur og salinitet påverkar overleving og utvikling heilt utan å vere eksponert for miljøgifter (Hopkins et al., 2017).

**Auka UV-B solinnstråling** kan også føre til at enkelte miljøgifter vert meir giftige for levande organismar. Dette gjeld m.a. PAH, som kan verte aktiverte og danne meir giftige forbindelsar gjennom kjemisk/fysiske prosessar kalla for fotomodifisering eller fotosensibilisering (Nadal et al., 2015, Alloy et al., 2023). Der fotomodifisering er direkte endring av kjemisk struktur i det giftige stoffet, slik at det vert meir giftig enn det opprinnelege morstoffet (Pace et al., 2013). Medan, fotosensibilisering er når sollyset lagar ei rekke reaktive radikalar (t.d. hydroksyl radikal) om igjen kan reagere med giftstoff og forsterke deira giftigheit og/eller nedbryting (Vione et al. 2014). Men, auka lysinnstråling kan også føre til raskare nedbryting av miljøgifter som POPs i miljøet (Johnson et al., 2013) og raskare utskiljing av stoff frå organismar (sjå kap. 6.8).

## 6.7 Meir produksjon av giftige toksin

*Toksin* er giftstoff som vert produsert i naturlege prosessar i levande organismar i miljøet, som t.d. av mikroorganismar, sopp eller algar. Toksin er ikkje giftige for organismen sjølv, men for andre, og er eit biprodukt i metabolismen til organismen eller ein del av forsvarssystemet til organismar mot byttedyr/predatorar. Toksin kan vere lagra inne i organismar (endokrine) eller bli skilt ut frå organismar ut i omgjevnadene (eksokrine).

Klimaendringar aukar produksjonen av toksin sidan mikroorganismar får betre levekår i form av våtare og varmare klima. Dette kan auke opptak og eksponering for toksin frå mikroorganismar, sopp, algar og miljøgifter gjennom ureina drikkevatn, matvarer og innanding i menneske (Folkehelseinstituttet 2018b og 2022b, Aall et al., 2018).

Både i ferskvatn og saltvatn kan vi få auka førekomst av toksinproduserande cyanobakteriar og blågrøne algar som er ein trussel for vasslevande organismar og menneskas helse gjennom inntak av drikkevatn, bading, inntak av skjel, musling og fisk i kosthaldet. Det er kjent at meir **nedbør** kan gje auka avrenning av nærings salt frå byområde og landbruket til vassdrag og sjø. Kombinert med høgare temp kan dette føre til oppblomstring av cyanobakteriar eller blågrøne algar som produserer toksin (Wells et al., 2015, Wells et al., 2020, VKM 2021, IPCC 2022, Meng

et al., 2024). Ei slik oppblomstring av algar kallast i internasjonal litteratur for HAB (harmful algal bloom). Studiar viser at varmare hav kan føre til tidleg algeblomstring og gje utvida leveområde til cyanobakteriar i Nordatlantaren (Gobler et al., 2017). Men, samstundes vil kystvassformørking, ein nyare oppdaga klimaeffekt, vere med å bremse utviklinga av tidleg algeblomstring. Meir erosjon, auka planteproduksjon på land kombinert med mindre beiting og meir attgroing vil gje auka avrenning av fargestoff og organisk materiale, som fører til mørkare vassmassar (coastal darkening) (Opdal et al., 2019). Den kombinerte effekten av klimaendringar og avrenning av næringsstoff, gjer det vanskeleg å konkludere med kva som vert den totale effekten på spreiding av toksinproduserande algar i vatn og sjø.

VKM har utgreidd utbreiinga av cyanobakteriar og cyanotoksin i norske drikkevasskjelder. Dei finn at det er særleg studert verknad av toksinet microcystin frå cyanobakteriar. Desse toksina skadar lever og kan påverke reproduksjon og gje oppkast og blodig diare (VKM 2021). Dei vurderer at oppblomstring av cyanobakteriar vil auke med klimaendringar og at nye invaderande toksinproduserande artar kan oppstå i Norge (ibid.)

## 6.8 Auka nedbryting og avgifting av miljøgifter

Sjølv om klimaendringar kan gjere giftige stoff meir giftige og meir tilgjengeleg for levande organismar, er det også slik at klimaendringar kan påverke nedbryting av giftstoffa i miljøet og auke avgiftingsprosessar i organismane slik at den samla effekten av klimaendringar si påverknad på miljøgifter er uviss og kan variere.

Auka temperatur fører m.a. til auka metabolisme i vekselvarme vasslevande organismar (Schulte et al., 2015), som kan gje raskare avgifting og utskiljing av miljøgifter. Maulvault et al. (2018) såg endringar både i opptak og bioakkumulering, men også auka avgifting og utskiljing av ulike flammehemmarar i muslingar ved nokre grader høgare temperatur og surare pH-verdi.

Global oppvarming og auka lysinnstråling vil også føre til raskare nedbryting av miljøgifter i miljøet (Nadal 2015, Wang et al., 2016, AMAP 2016, Alloy et al., 2023). Særleg er dette ein kjent mekanisme for ulike POPs, der ein har sett at UV-B lysstrålar fører til spalting av giftstoffa i ein prosess kalla fotolyse (Johnson et al., 2013). I akvatisk miljø vil faktorar som påverkar kor langt UV-strålane trengjer ned i vassmassane, slik som algevekst, turbiditet, løyst organisk materiale og vassdjupne, spele inn på korleis giftige stoff løyst i vatn eller bunde til partiklar/sediment vert brotne ned av lysstrålane (Steinberg et al., 2008, Calderaro et al., 2020). Tørkeperiodar og

fordamping av vatn i mindre innsjøar og vatn vil føre til at solstrålane lettare når ned til POPs molekyl lagra i sedimenta. I motsett retning, vil bruning av vatn pga. mykje løyst organisk materiale redusere lysinntrenginga i vatnet og det skjer mindre spalting av giftige stoff i sedimenta (Calderaro et al., 2020).

## 7 Konklusjon

Denne litteraturgjennomgangen viser at klimaendringar og naturskadehendingar kan endre utlekking, spreining, remobilisering av miljøgifter frå ureina grunn til vassførekomstar og påverke korleis stoffa vert tekne opp, kor giftige dei er og kor raskt dei vert brotne ned/skilt ut av organismar og i vassmiljøet.

Vi fann at klimaendringar påverkar miljøgifter i vassmiljø på sju ulike måtar:

1. Auka mobilisering av miljøgifter
  2. Auka spreining av langtransporterte miljøgifter
  3. Auka utslepp av miljøgifter
  4. Auke opptak av miljøgifter i biota
  5. Endra toksisitet av miljøgifter
- Meir produksjon av toksin i miljøet
6. Auka nedbryting og avgifting av miljøgifter

Auka utslepp av og auka avrenning av miljøgifter frå land til elvar, jord og sjø vil auke miljøgiftkonsentrasjonen i vatn og sediment og påverke kjemisk tilstand i vassmiljøet. Dette kan igjen gje utfordringar og restriksjonar for human konsum av skjel, skaldyr og fisk og kan få uheldige konsekvensar for biologisk mangfald og ulike næringsaktivitetar i sjø, som sjøbaserte oppdrettsanlegg.

Samla syner desse faktorane at ein må revurdere kjemiske miljømål, kjemiske grenseverdiar og tiltaksplanar dersom vi ikkje klarar å nå målet om utsleppskutt av klimagassar, og det blir varmare, våtare (alle vassførekomstar) og surare hav mot århundreskiftet.

Eit klima med auka nedbør, styrtregn og høgare temperatur vil gje behov for betre sikring og opprydding av ureina grunn og betre planlegging av plassering av nye deponi og verksemder som kan forureine grunnen og vassmiljøet.

Sjølv om vi i dag veit ein del om korleis klimaendringar påverkar miljøgifter, ser vi behov for meir kunnskap. Vi treng både fleire *in vitro* (laboratorieforsøk) og modellstudiar, men særleg *in vivo* (i miljøet) studiar, som ser på effektar av klimaendringar på utslepp og toksisitet av kjemiske



stoff og miljøgifter på levande organismar i deira leveområde. Toksisitetstesting av kjemikaliar før dei vert godkjent for bruk i marknaden må involvere testing ved ulik pH, temp og salinitet for å sikre trygge kjemikalie i framtida. Vi kjenner også framleis lite om kva for samvirkeeffektar det vil vere mellom miljøgifter og klimaendringar på levande organismar og økosystem. Vi vil frå vår kunnskapsgjennomgang trekke fram nokre kunnskapshol, der vidare forskning er nødvendig, slik at regulering av og forvaltning av miljøgifter i vassmiljøet i eit enda klima kan betrast.

#### **Kunnskapshol:**

- Det er behov for fleire studiar på effekt av ekstremvær, som flaum, ustabile jordmassar og storm, på global spreining av miljøgifter frå kjelder på land til vassførekomstar.
- Vi treng meir kunnskap om langtransporterte miljøgifter og effektar av klimaendringar.
- Det er mest kunnskap om tungmetall og historiske POPs og mindre kunnskap om forholdet mellom nye typar POPs (t.d. PFOS/PFOA, BDE) og klimaendringar.
- Vi kjenner lite til korleis den *samla effekten* av klimaendringar og miljøgifteksponering vert, når nokre klimafaktorar forsterkar/aukar giftigheita av stoff medan andre faktorar aukar nedbryting og avgifting av stoffa.
- Det er behov for meir kunnskap om toksiske effektar av havforsuring i seg sjølv, og korleis endra pH påverkar giftigheit av miljøgifter og korleis dette må inkluderast i kystsoneforvaltninga.
- Vi må ha meir detaljkunnskap om korleis ulike toksiske stoff vil reagere ved ulike temperaturar og forskjellige konsentrasjonar og på ulike organismar, standardar og protokollar for toksisitetstesting av kjemikaliar må endrast i takt med ny kunnskap.
- Vi treng meir kunnskap om korleis klimaendringar påverkar mattryggleik og biologisk mangfald i vassførekomstar i Norge.
- Vi treng meir kunnskap om trygge kjemiske grenseverdier i eit endra klima og gjere nødvendige endringar i regelverk og forvaltninga av kjemikalie, ureining, vassforvaltning og klimatilpassing.
- Det er til no blitt utført mange modellstudie og laboratoriestudie for å studere effektar av klimaendringar på miljøgifter og samla påverknad på levande organismar. Vi treng fleire feltstudie som viser korleis levande organismar i sine leveområde vert påverka (in vivo studiar).

# Referansar

Aaheim, A., H. Dannevig, T. Ericsson, B. van Oort, L. Innbjør, H. Vennemo, H. Johansen, M. Tofteng, C. Aall, K. Groven & E. Heiberg (2010). "Konsekvenser av klimaendringer, tilpasning og sårbarhet i Norge". Cicero Senter for klimaforskning, CICERO Report 2009:04, Oslo.

Aall, C., Aamaas, B., Aaheim, H. A., Alnes, K., Oort, B., Dannevig, H. & Hønsi, T. (2018). Oppdatering av kunnskap om konsekvenser av klimaendringer i Norge. Cicero, Vestlandsforskning, M-1209 | 2018. <https://pub.cicero.oslo.no/cicero-xmlui/bitstream/handle/11250/2582720/Rapport%202018%2014%20web.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Alloy, M. M., Finch, B. E., Ward, C. P., Redman, A. D., Bejarano, A. C., & Barron, M. G. (2023). Recommendations for advancing test protocols examining the photo-induced toxicity of petroleum and polycyclic aromatic compounds. *Aquatic Toxicology*, 256, 106390. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2022.106390>

AMAP (2016). Influence of Climate Change on Transport, Levels, and Effects of Contaminants in Northern Areas – Part 2. <https://www.amap.no/documents/doc/influence-of-climate-change-on-transport-levels-and-effects-of-contaminants-in-northern-areas-part-2/1561>

AMAP (2018). AMAP Assessment 2018: Biological Effects of Contaminants on Arctic Wildlife and Fish. In *AMAP Assessment*. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). <https://www.amap.no/documents/doc/amap-assessment-2018-biological-effects-of-contaminants-on-arctic-wildlife-and-fish/1663>

AMAP (2021). AMAP Assessment 2021: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Tromsø, Norway. viii + 324pp. <https://www.amap.no/documents/doc/amap-assessment-2021-mercury-in-the-arctic/3581>

Banc-Prandi, G., Baharier, N., Benaltabet, T., Torfstein, A., Antler, G., & Fine, M. (2022). Elevated temperatures reduce the resilience of the Red Sea branching coral *stylophora pistillata* to copper pollution. *Aquatic Toxicology*, 244, 106096. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2022.106096>

Bavel, B, Lusher, A., Consolaro, C., Hjelset, S., Singdahl-Larsen, C., Buenaventura, N, Röhler, L., Pakhomova, S., Lund, E., Eidsvoll, D., Herzke, D. & Bråte, I. L. N. (2023). Microplastics in Norwegian coastal areas, rivers, lakes and air (MIKRONOR1) År: 2022 Utgiver: Norsk institutt for vannforskning. M-2380, ISBN 978-82-577-7547-6. <https://hdl.handle.net/11250/3045175>

Bedin, T. (2019). Hva er miljøgifter? NDLA. <https://ndla.no/article/20600>

Beredskabsstyrelsen (2012). Redegørelse vedrørende skybruddet i Storkøbenhavn lørdag den 2. juli 2011. Institut for Beredskabsvaluering. Henta den 28.10.24 frå

[https://www.brs.dk/globalassets/brs---beredskabsstyrelsen/dokumenter/krisestyring-og-beredskabsplanlagning/2020/-redegorelse\\_om\\_skybruddet\\_i\\_storkobenhavn\\_2011-.pdf](https://www.brs.dk/globalassets/brs---beredskabsstyrelsen/dokumenter/krisestyring-og-beredskabsplanlagning/2020/-redegorelse_om_skybruddet_i_storkobenhavn_2011-.pdf)

Bohlin-Nizzetto, P., Aas, W., Halvorsen, H. L., Nikiforov, V. & Pfaffhuber, K. A. (2021). Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation. Annual report 2020. (NILU report 12/2021; Norwegian Environment Agency M-2060 | 2021). <https://nilu.brage.unit.no/nilu-xmlui/handle/11250/2778509>

Brand, J. H., & Spencer, K. L. (2019). "Potential Contamination of the Coastal Zone by Eroding Historic Landfills." *Marine Pollution Bulletin* 146: 282–91.

Brand, J. H., & Spencer, K. L. (2020). "Will Flooding or Erosion of Historic Landfills Result in a Significant Release of Soluble Contaminants to the Coastal Zone?" Unpublished.

Cabral H., Fonseca V., Sousa T. & Leal M. C. (2019). Synergistic effects of climate change and marine pollution: An overlooked interaction in coastal and estuarine areas. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16, 1–17. doi: 10.3390/ijerph16152737

Caldeira, K., & Wickett, M. E. (2003). Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature*, 425(6956). <https://doi.org/10.1038/425365a>

Calderaro, F., & Vione, D. (2020). Possible Effect of Climate Change on Surface-Water Photochemistry: A Model Assessment of the Impact of Browning on the Photodegradation of Pollutants in Lakes during Summer Stratification. Epilimnion vs. Whole-Lake Phototransformation. *Molecules*, 25(12), 2795. <https://doi.org/10.3390/molecules25122795>

Campos, I., Abrantes, N., Vidal, T., Bastos, A. C., Gonçalves, F., & Keizer, J. J. (2012). Assessment of the toxicity of ash-loaded runoff from a recently burnt eucalypt plantation. *European Journal of Forest Research*, 131(6), 1889-1903.

Carere, M., Miniero, R., & Cicero, M. R. (2011). Potential effects of climate change on the chemical quality of aquatic biota. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 30(8), 1214–1221. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.trac.2011.06.006>

Cheng, H., Y. Hu, & M. Reinhard (2014). "Environmental and Health Impacts of Artificial Turf: A Review." *Environmental Science & Technology* 48 (4): 2114–29. <https://doi.org/10.1021/es4044193>

Chueh, Y.-Y., Fan, C., & Huang, Y.-Z. (2021). Copper concentration simulation in a river by SWAT-WASP integration and its application to assessing the impacts of climate change and various remediation strategies. *Journal of Environmental Management*, 279, 111613. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111613>

COWI (2012). Beregning av forurensning fra overvann. Henta den 20.10.24 frå: [https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://www.miljo-direktoratet.no/sharepoint/downloaditem%3Fid%3D01FM3LD2XYMQWENJOBVEL2YIHX3PUTEYP&ved=2ahUKEWjGyomDkIOJAxXrR\\_EDHc0KNb4QFnoECA4QAQ&usq=AOvVaw0VXAjVE9jYKqGwGaoVvdFE](https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://www.miljo-direktoratet.no/sharepoint/downloaditem%3Fid%3D01FM3LD2XYMQWENJOBVEL2YIHX3PUTEYP&ved=2ahUKEWjGyomDkIOJAxXrR_EDHc0KNb4QFnoECA4QAQ&usq=AOvVaw0VXAjVE9jYKqGwGaoVvdFE)

COWI (2024). Tiltak havnivåstigning Bergen sentrum.

[https://www.bergen.kommune.no/api/rest/filer/V45124304?utm\\_source=sdrn%3Aavg%3Aarticle%3A5EjMOK](https://www.bergen.kommune.no/api/rest/filer/V45124304?utm_source=sdrn%3Aavg%3Aarticle%3A5EjMOK)

Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017a). 6 - *The interactions of microplastics and chemical pollutants* (C. B. Crawford & B. B. T.-M. P. Quinn, Eds.; pp. 131–157). Elsevier.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809406-8.00006-2>

Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017b). 3 - *Plastic production, waste and legislation* (C. B. Crawford & B. B. T.-M. P. Quinn, Eds.; pp. 39–56). Elsevier.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809406-8.00003-7>

Delnat, V., L. Janssens, & R. Stoks. (2019). Whether Warming Magnifies the Toxicity of a Pesticide Is Strongly Dependent on the Concentration and the Null Model. *Aquatic Toxicology* 211: 38–45. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.03.010>

Derby, A. P., Huff Hartz, K. E., Fuller, N. W., Landrum, P. F., Reeve, J. D., Poynton, H. C., Connon, R. E., & Lydy, M. J. (2022). Effects of temperature and salinity on bioconcentration and toxicokinetics of permethrin in pyrethroid-resistant *Hyalomma azteca*. *Chemosphere*, 299, 134393. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134393>

Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften (2018). *Klassifisering av miljøtilstand i vann - Veileder* 02:2018.

<https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>

DSB (2016). Risikoanalyse av regnflom i by, Krisescenarioer 2016 – analyser av alvorlige hendelser som kan ramme Norge. ISBN: 978-82-7768-411-6.

[https://www.dsb.no/globalassets/dokumenter/rapporter/delrapport\\_-regnflom\\_2016.pdf](https://www.dsb.no/globalassets/dokumenter/rapporter/delrapport_-regnflom_2016.pdf)

Echa (2023). Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Chapter r.11: PBT/vPvB assessment, version 4.0, December 2023.

[https://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information\\_requirements\\_r11\\_en.pdf/a8cce23f-a65a-46d2-ac68-92fee1f9e54f?t=1498465168629](https://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information_requirements_r11_en.pdf/a8cce23f-a65a-46d2-ac68-92fee1f9e54f?t=1498465168629)

Erstad, E. F. & Bøhle, K. (2023). Akkumulering av miljøgift – modeller. NDLA.

<https://ndla.no/article/32502>

Fernandez-Marcos, M. L. (2022). Potentially Toxic Substances and Associated Risks in Soils Affected by Wildfires: A Review. *Toxics*, 10(1), 31. <https://doi.org/10.3390/toxics10010031>

Few, R., Ahern, M., Matthies, F., & Kovats, S. (2004). Floods, health and climate change – A strategic review. Tyndall Centre for Climate Change Research.

[http://www.tyndall.ac.uk/publications/working\\_papers/wp63.pdf](http://www.tyndall.ac.uk/publications/working_papers/wp63.pdf)

Folkehelseinstituttet (2018a). Fakta om dioksiner og dioksinliknende PCB. Oslo:

Folkehelseinstituttet, oppdatert 21.11.2018, henta 04.10.24

frå: <https://www.fhi.no/ml/miljo/miljogifter/fakta/dioksiner-og-dl-pcb-faktaark/>

Folkehelseinstituttet (2018b). Helsetilstanden i Norge 2018. Folkehelseinstituttet, Oslo. ISBN elektronisk: 978-82-8082-942-9.

<https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2018/helsetilstanden-i-norge-20182.pdf>

Folkehelseinstituttet (2019a). Håndbok for fremmedstoffer i mat, publisert 15.03.2019, henta 04.10.24 frå: <https://www.fhi.no/kl/miljogifter/fremmedstoffer-i-mat/?term=>

Folkehelseinstituttet (2019b). Utbrudd av *Campylobacter*, Askøy, juni 2019. Rapport publisert 01.11.2019.

[https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/tema/utbrudd/utbrudd\\_askoy\\_web.pdf](https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/tema/utbrudd/utbrudd_askoy_web.pdf)

Folkehelseinstituttet (2022a). Folkehelse rapportens temautgave 2022. Framtidens utfordringer for folkehelsen. Sykdomsbyrde, bruk av helse- og omsorgstjenester, og smittsomme sykdommer. Oslo: Folkehelseinstituttet, 2022. ISBN: 978-82-8406-309-6.

<https://www.fhi.no/contentassets/1da364574c4d46649008cd300acb4602/folkehelse-rapport-temautgave-2022.pdf>

Folkehelseinstituttet (2022b). Klimaendringer og helse, publisert 01.07.2022, henta 23.12.24 frå: <https://www.fhi.no/he/folkehelse-rapporten/miljo/klima-og-helse/?term=>

Forurensningsforskriften (FOR 2004). *Forskrift om begrensning av forurensning. (FOR-2004-06-01-931)*. Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931>

Forurensningsloven (LOV 1981). *Lov om vern mot forurensninger og om avfall (LOV-1981-03-13-6)*. Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6/>

Frantzen, S., Boitsov, S., Dehnhard, N., Duinker, A., Grøsvik, B.E., Heimstad, E. m.fl. & Skjerdal, H.K. (2022). Forurensning i de norske havområdene – Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen (Pollution in the Norwegian sea areas – Barents Sea, Norwegian Sea and North Sea). Rapport fra havforskningen nr. 2022–3.

Freitas, R., Almeida, Â., Calisto, V., Velez, C., Moreira, A., Schneider, R. J., Esteves, V. I., Wrona, F. J., Figueira, E., & Soares, A. M. V. M. (2016). The impacts of pharmaceutical drugs under ocean acidification: New data on single and combined long-term effects of carbamazepine on *Scrobicularia plana*. *Science of The Total Environment*, 541, 977–985.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.138>

Frogner-Kockum, P., G. Göransson, & M. Haeger-Eugensson (2016). "Climate Impact on Contaminant Dispersion in the River Basin of Göta Älv, Sweden." SGI Publikation NV - 29.

Linköping. <http://swedgeo.diva-portal.org/smash/get/diva2:1300108/FULLTEXT01.pdf>

Gobler, C., Doherty, O., Hattenrath-Lehmann, T., Griffith, A., & Litaker, R. (2017). Ocean warming since 1982 has expanded the niche of toxic algal blooms in the North Atlantic and North Pacific oceans. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114, 201619575.

<https://doi.org/10.1073/pnas.1619575114>

Gomez Isaza, D. F., Cramp, R. L., & Franklin, C. E. (2022). Fire and rain: A systematic review of the impacts of wildfire and associated runoff on aquatic fauna. *Global Change Biology*, 28(8), 2578–2595. <https://doi.org/10.1111/gcb.16088>

Göransson, G., Larson, M., Bendz, D. & Åkesson, M. (2012). Mass transport of contaminated soil released into surface water by landslides (Göta River, SW Sweden). *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 1879-1893.

Göransson, G., Norrman, J., & Larson, M. (2018). Contaminated landslide runout deposits in rivers – Method for estimating long-term ecological risks. *Science of The Total Environment*, 642, 553–566. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.078>

Halsband, C., Sørensen, L., Booth, A. M. & Herzke, D. (2020). Car Tire Crumb Rubber: Does Leaching Produce a Toxic Chemical Cocktail in Coastal Marine Systems? *Frontiers in Environmental Science* VOLUME 8, 2020. DOI=10.3389/fenvs.2020.00125  
<https://www.frontiersin.org/journals/environmental-science/articles/10.3389/fenvs.2020.00125>

Hanssen-Bauer et al., (2015). Klima i Norge 2100, Kunnskapsgrunnlag for klimatilpassing oppdatert i 2015. Klimaservicesenteret, Rapport M-406. ISSN nr: 2387-3027.  
<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2015/september-2015/klima-i-norge-2100/>

Harper A.R., Santin C., Doerr S.H., Froyd C.A., Albin D., Otero X.L., Vinas L. & Perez-Fernandez B. (2019). Chemical composition of wildfire ash produced in contrasting ecosystems and its toxicity to *Daphnia magna*. *Int. J. Wildland Fire*. 2019;28:726–737. doi: 10.1071/WF18200.

Hatje, V., Sarin, M.M., Sander, S., Omanović, D., Ramachandran, P., Voelker, C., Barra, R. & Tagliabue, A. (2022). Emergent interactive effects of climate change and contaminants in coastal and ocean ecosystems. *Frontiers in Marine Science*. 9. 936109.  
10.3389/fmars.2022.936109.

HI (2017). *Mye kvikksølv i brosmen fra Sognefjorden*, Havforskningsinstituttet. Henta den 22.12.24 frå <https://www.hi.no/hi/nyheter/2017/06/mye-kvikksolv-i-brosme-fra-sognefjorden>

HI (2019). *Fjorden skaper kvikksølv-trøbbel*, Havforskningsinstituttet. Henta den 22.12.24 frå <https://www.hi.no/hi/nyheter/2019/januar/fjorden-skaper-kvikksolv-trobbel>

Hooper, M. J., Ankley, G. T., Cristol, D. A., Maryoung, L. A., Noyes, P. D., & Pinkerton, K. E. (2013). Interactions between chemical and climate stressors: A role for mechanistic toxicology in assessing climate change risks. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(1), 32–48.  
<https://doi.org/10.1002/etc.2043>

Hopkins, G.R., French, S.S. & Brodie, Jr. ED. (2017). Interacting stressors and the potential for adaptation in a changing world: responses of populations and individuals.  
*R. Soc. open sci.* 4: 161057. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.161057>

Husøy, T. (2023). Bisfenol A (BPA) og helserisiko, Folkehelseinstituttet, Oslo, oppdatert 18.12.2023, henta 04.10.24 frå: <https://www.fhi.no/kl/miljogifter/fakta/bisfenol-a-og-helserisiko---faktaar/>

Hutton, S., st. Romain, S., Pedersen, E., Siddiqui, S., Chappell, P., White, J., Armbrust, K., & Brander, S. (2021). Salinity Alters Toxicity of Commonly Used Pesticides in a Model Euryhaline Fish Species (*Menidia beryllina*). *Toxics*, 9(5), 114. <https://doi.org/10.3390/toxics9050114>

Hønsi, T., M. K. Jansen, T. Opach & J. K. Rød (2024). *Vannforvaltning i et endret klima*. Veileder. Vestlandsforskning og NTNU. Henta den 20.10.24 frå <https://storymaps.arcgis.com/stories/96aa3d12bba44a66a704dc87ce1948cd>

Hønsi, T. (2024). Kunnskapsgrunnlag og tverrsektorielt samarbeid om ureining, klimatilpassing og vassforvaltning i tre vassområde i Norge, VF-rapport 1/24, ISBN 978-82-428-0468-6

Imeida Â, Calisto V, Esteves VI, Schneider RJ, Soares AMVM, Freitas R. (2022). Salinity-dependent impacts on the effects of antiepileptic and antihistaminic drugs in *Ruditapes philippinarum*. *Sci Total Environ*. 2022 Feb 1;806(Pt 1):150369. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.150369

IPCC (2019). Special Report on Climate Change and Land. Switzerland, United Nations' Intergovernmental Panel on Climate Change. (also available at <https://www.ipcc.ch/srccl/chapter/chapter-4/> )

IPCC (2023). Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee & J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 184 pp., doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.

Jarsjö, J., Andersson-Sköld, Y., Fröberg, M., Pietronó, J., Borgström, R., Löv, Å. & Kleja, D.B. (2020). Projecting impacts of climate change on metal mobilization at contaminated sites: Controls by the groundwater level. *Science of The Total Environment*, 712: 135560. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135560>

Johnson, L. L., B.F. Anulacion, M. R. Arkoosh, D. G. Burrows, D. A.M. da Silva, J. P. Dietrich, M. S. Myers, J. Spromberg & G. M. Ylitalo (2013). 2 - Effects of Legacy Persistent Organic Pollutants (POPs) in Fish—Current and Future Challenges, Editor(s): K. B. Tierney, A. P. Farrell, C. J. Brauner, *Fish Physiology*, Academic Press, Volume 33, 2013, Pages 53-140, ISSN 1546-5098, ISBN 9780123982544, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-398254-4.00002-9>

Kim, S., Chen, J., Cheng, T., Gindulyte, A., He, J., He, S., Li, Q., Shoemaker, B. A., Thiessen, P. A., Yu, B., Zaslavsky, L., Zhang, J., & Bolton, E. E. (2023). PubChem 2023 update. *Nucleic Acids Res.*, 51(D1), D1373–D1380. <https://doi.org/10.1093/nar/gkac956>

Klima- og miljødepartementet (2015). Et miljø uten miljøgifter. Handlingsplan for å stanse utslipp av miljøgifter. ISBN 9789241505031. <https://kudos.dfo.no/dokument/14136/et-miljo-uten-miljogifter-handlingsplan-for-a-stanse-utslipp-av-miljogifter>



Kögel, T., Ø. Bjorøy, B. Toto, A. M. Bienfait, M. Sanden (2020). Micro- and nanoplastic toxicity on aquatic life: Determining factors. *Science of The Total Environment*, Volume 709, 2020, 136050, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136050>

Knutsen, H.K., Haug, L.S. & Thomsen, C. (2022). Bromerte flammehemmere og helseeffekter, Folkehelseinstituttet, Oslo, publisert 07.11.2022, henta 04.10.24 frå: <https://www.fhi.no/kl/miljogifter/fakta/fakta-om-bromerte-flammehemmere/>

Kratina, P., Watts, T. J., Green, D. S., Kordas, R. L., & O'Gorman, E. J. (2019). Interactive effects of warming and microplastics on metabolism but not feeding rates of a key freshwater detritivore. *Environmental Pollution*, 255, 113259. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113259>

Kvamsås, H. & Hønsi, T. (2017). "Kva Veit Forvaltninga Om Spreiing Av Miljøgifter Som Følgje Av Klimaendringar ?" Sogndal, Norway. <https://www.vestforsk.no/sites/default/files/2017-09/vf-notat-4-2017-Toksklim-1-Dokumentanalyse.pdf>

Lewis, C., Ellis, R. P., Vernon, E., Elliot, K., Newbatt, S., & Wilson, R. W. (2016). Ocean acidification increases copper toxicity differentially in two key marine invertebrates with distinct acid-base responses. *Scientific Reports*, 6(1), 21554. <https://doi.org/10.1038/srep21554>

Li, F., Torgoev, I., Zaredinov, D., Li, M., Talipov, B., Belousova, A., Kunze, C., & Schneider, P. (2021). Landslide-Induced Mass Transport of Radionuclides along Transboundary Mailuu-Suu River Networks in Central Asia. *Remote Sensing*, 13, 698. <https://doi.org/10.3390/rs13040698>

Lyche, J. L., O. J. Nøstbakken & V. Berg (2024). EU Water Framework-Directive Priority Contaminants in Norwegian Freshwater Fish. NMBU rapport på vegne av Miljødirektoretet, M-2877. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2024/desember-2024/eu-water-framework-directive-priority-contaminants-in-norwegian-freshwater-fish/>

Maulvault AL, Camacho C, Barbosa V, Alves R, Anacleto P, Fogaça F, Kwadijk C, Kotterman M, Cunha SC, Fernandes JO, Rasmussen RR, Sloth JJ, Aznar-Alemany Ò, Eljarrat E, Barceló D & Marques A. (2018). Assessing the effects of seawater temperature and pH on the bioaccumulation of emerging chemical contaminants in marine bivalves. *Environ Res.* 161:236-247. doi: 10.1016/j.envres.2017.11.017. PMID: 29169098.

Mckinney, M. A., Pedro, S., Dietz, R., Sonne, C., Fisk, A. T., Roy, D., Jenssen, B. M., & Letcher, R. J. (2015). A review of ecological impacts of global climate change on persistent organic pollutant and mercury pathways and exposures in arctic marine ecosystems. *Current Zoology*, 61(4), 617–628. <https://doi.org/10.1093/czoolo/61.4.617>

Marfella, R., Prattichizzo, F. & Sardu, C. (2024). Microplastics and Nanoplastics in Atheromas and Cardiovascular Events. *N Engl J Med.* 2024;390(10):900-910. doi:10.1056/NEJMoa2309822

Mattilsynet (2023). Unngå fisk og skalldyr fra forurensede havner, fjorder og innsjøer, publisert 23.10.2023, henta ut 04.10.24 frå: <https://www.mattilsynet.no/mat-og-drikke/forbrukere/unnga-fisk-og-skalldyr-fra-forurensede-havner-fjorder-og-innsjoer>



Meland, S. (2010). Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff. UMB ÅS: Norwegian University of Life Sciences 2010 (ISBN 9788257509354) 86 s. NMBU

Meld.St. 26 (2022-2023). Klima i endring - sammen for et klimarobust samfunn. Miljøverndepartementet. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-26-20222023/id2985027/>

Meld. St. 33 (2012–2013). Klimatilpasning i Norge. Miljøverndepartementet. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld-st-33-20122013/id725930/>

Meng, R., Du, X., Ge, K., Wu, C., Zhang, Z., Liang, X., Yang, J., & Zhang, H. (2024). Does climate change increase the risk of marine toxins? Insights from changing seawater conditions. *Archives of Toxicology*, 98(9), 2743–2762. <https://doi.org/10.1007/s00204-024-03784-5>

Mepex (2021). Norske landbaserte kilder til mikroplast. Miljødirektoratet M-1910. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/april-2021/norske-landbaserte-kilder-til-mikroplast/>

Miljødirektoratet (u.å.). *Den norske prioritetslista*, henta 21.11.23 frå <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/kjemikalier/prioritetslista/>

Miljødirektoratet (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota– revidert 30.10.2020, M-608/2016. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf>

Miljødirektoratet (2020): Registrere lokaliteter i databasen Grunnforurensning. <https://grunnforurensning.miljodirektoratet.no>

Miljødirektoratet (2022a). Klassifisering og merking av kjemikalier (CLP), sist oppdatert 18.02.2022. Henta ut 04.10.2024 frå: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/kjemikalier/clp/>

Miljødirektoratet (2022b). *Mikroplast i kystområder, elver og innsjøer (Mikronor)*, henta 04.10.24 frå: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/miljoovervaking/overvakingsprogrammer/forurensning-og-klimagasser/mikroplast-i-kystomrader-elver-og-innsjoer-mikronor/>

Miljødirektoratet (2023). *Ftalater på prioriteringslista*, sist oppdatert 20.10.2023, henta 04.10.24 frå: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/ftalater/>

Miljødirektoratet (2024a). *Klimatilpasning i vann og avløpssektoren*, henta 22.11.23 frå <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/klima/for-myndigheter/klimatilpasning/klimatilpasning-i-sektorer/vann-og-avlop/>

Miljødirektoratet (2024b). *Mikroplast*, henta 22.11.23 frå <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/avfall/plast-i-havet/mikroplast/>

Miljøstatus (2022a). *Polyklorete bifenyler (PCB)*, henta 21.10.24 frå <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/polyklorete-bifenyler-pcb/>

Miljøstatus (2022b). *Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)*, henta 22.11.23 frå <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/polysykliske-aromatiske-hydrokarboner-pah/>

Miljøstatus (2022c). *Kvikksølv og kvikksølvforbindelser*, henta 22.10.24 frå <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/kvikksolv-og-kvikksolvforbindelser/>

Miljøstatus (2023a). *Den norske prioritetslista*, henta 21.12.24 frå <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/om-prioriterte-miljogifter/>

Miljøstatus (2023b). *Kadmium og kadmiumforbindelser*, henta 22.10.24 frå <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/kadmium-og-kadmiumforbindelser/>

Miljøstatus (2023c). *Perfluorete stoffer (PFOS, PFOA og andre PFAS-er)*, henta 22.10.24 frå <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/perfluorete-stoffer-pfos-pfoa-og-andre-pfas-er/>

Miljøstatus (2024a). *Bromerte flammehemmere*, henta 22.10.24 frå <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/bromerte-flammehemmere/>

Miljøstatus (2024b). *Bisfenoler*, henta 22.10.24 frå <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/bisfenoler-bisfenol-a/>

Miljøstatus (2024c). Miljøindikator 4.2.2- *Nivå av utvalgte prioritetslistestoffer i miljøet*, henta 22.12.24 frå <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljomal/forensning/miljomal-4.2/miljoindikator-4.2.2>

NGI (2021). Grunnlagsrapport - Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn. Oppdragsrapport for Miljødirektoratet, M-2172. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/desember-2021/grunnlagsrapport---verktoy-for-a-beregne-spredning-fra-forurenset-grunn/>

NIBIO, NIVA, NGI (2023). Vurdering av sigevann fra deponier i Norge. Rapport M-2520 for Miljødirektoratet. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/mars-2023/vurdering-av-sigevann-fra-deponier-i-norge-fakta grunnlag/>

NOU 2010:10 (2010). *Tilpassing til eit klima i endring – Samfunnet si sårbarheit og behov for tilpassing til konsekvensar av klimaendringane*. Miljøverndepartementet.

<https://www.regjeringen.no/contentassets/01c4638b3f3e4573929f3b375f4731e0/nn-no/pdfs/nou201020100010000dddpdfs.pdf>

NOU 2015:16 2015. *Overvann i Byer Og Tettsteder*. Miljøverndepartementet.

<https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nou-2015-16/id2465332/>

Noyes, P. D., McElwee, M. K., Miller, H. D., Clark, B. W., van Tiem, L. A., Walcott, K. C., Erwin, K. N., & Levin, E. D. (2009). The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. *Environment International*, 35(6), 971–986.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.02.006>

Nadal, M., Marquès, M., Mari, M., & Domingo, J. L. (2015). Climate change and environmental concentrations of POPs: A review. *Environmental Research*, 143, 177–185.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.10.012>

Opdal, A., Lindemann, C., & Aksnes, D. (2019). Centennial decline in North Sea water clarity causes strong delay in phytoplankton bloom timing. *Global Change Biology*, 25.

<https://doi.org/10.1111/gcb.14810>

Orr, J., Fabry, V., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S., Feely, R., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A., Joos, F., Key, R., Lindsay, K., Maier-Reimer, E., Matear, R., Monfray, P., Mouchet, A., Najjar, R., Plattner, G.-K., Rodgers, K., & Yool, A. (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, 437, 681–686.

<https://doi.org/10.1038/nature04095>

Pace, A., & Barreca, S. (2013). Environmental Organic Photochemistry: Advances and Perspectives. *Current Organic Chemistry*, 17, 3032–3041.

<https://doi.org/10.2174/13852728113179990127>

Ré, A., Campos, I., Keizer, J. J., Gonçalves, F. J. M., Pereira, J. L., & Abrantes, N. (2021). Effects of post-fire contamination in sediment-dwelling species of riverine systems. *Science of The Total Environment*, 771, 144813. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144813>

Redondo-Hasselerharm, P. E., V. N. de Ruijter, S. M. Mintenig, A. Verschoor, & A. A. Koelmans (2018). “Ingestion and Chronic Effects of Car Tire Tread Particles on m13986–94.

<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05035>

Revel, M., Châtel, A., & Mouneyrac, C. (2018). Micro(nano)plastics: A threat to human health? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 17–23.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.003>

Roberts, D.A., Birchenough, S.N.R., Lewis, C., Sanders, M.B., Bolam, T. & Sheahan, D. (2013). Ocean acidification increases the toxicity of contaminated sediments. *Glob Change Biol*, 19: 340-351.

<https://doi.org/10.1111/gcb.12048>

Rød, J. K., & Opach, T. (2023). Forurenset grunn på avveier og nasjonalt datasett over dreneringslinjer. *Kart Og Plan*, 116(1–2), 5–22. <https://doi.org/10.18261/kp.116.1-2.2>

- Saunes, H., Værøy, N., & Åstebøl, S. O. (2017). *Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge*. Statens vegvesens rapporter;565. <https://hdl.handle.net/11250/2671936>
- Schiedek, D., Sundelin, B., Readman, J. W., & Macdonald, R. W. (2007). Interactions between climate change and contaminants. *Marine Pollution Bulletin*, 54(12), 1845–1856. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.09.020>
- Schulte, P. M. (2015). The effects of temperature on aerobic metabolism: towards a mechanistic understanding of the responses of ectotherms to a changing environment. *Journal of Experimental Biology*, 218(12), 1856–1866. <https://doi.org/10.1242/jeb.118851>
- Schøyen, M., M. Grung, E. Lund, D. Ø. Hjermann, A. Ruus, S. Øxnevad, G. Christensen, B. Beylich, M. T. Solhaug Jenssen, L. A. Tveiten, J. Håvardstun, V. Sæther Eftevåg & K. Bæk (2024). Contaminants in coastal waters 2022/Miljøgifter i kystområdene 2022, Niva rapport nr. 7912-2023, <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2024/mars-2024/contaminants-in-coastal-waters-2022/>
- Simpson, M. J. R., Bonaduce, A., Borck, H. S., Breili, K., Breivik, Ø., Ravndal, O. R., & Richter, K. (2024). *Sea-Level Rise and Extremes in Norway: Observations and Projections Based on IPCC AR6*. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2024/april-2024/sea-level-rise-and-extremes-in-norway/>
- Sokolova, I. & Lannig, G. (2008). Interactive effects of metal pollution and temperature on metabolism in aquatic ectotherms: Implications of global climate change. *Climate Research*. 37. 181-201. 10.3354/cr00764.
- Spencer, K., & O’Shea, F. (2014). “The Hidden Threat of Historical Landfills on Eroding and Low-Lying Coasts” 63 (December): 16–17. <https://www.qmul.ac.uk/geog/media/geography/staff/academicstaff/145301.pdf>
- Steinberg, C. E. W., & Paul, A. (2008). Photolysis. In *Encyclopedia of Ecology* (pp. 2724–2732). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00284-6>
- Stockholm Convention (u.å.). *Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs)*. Henta 25.10.24 frå <https://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/tabid/673/Default.aspx>
- Sundseth, K., Pacyna, J., Banel, A., Pacyna, E., & Rautio, A. (2015). Climate Change Impacts on Environmental and Human Exposure to Mercury in the Arctic. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12, 3579–3599. <https://doi.org/10.3390/ijerph120403579>
- Uggerud, E. & Langård, S. (2021). *Dioksiner i Store norske leksikon* på snl.no. Henta 03.10.24 frå <https://snl.no/dioksiner>
- UiO (2023). *Polysykliske aromatiske hydrokarboner*, henta den 25.10.24 frå <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/p/polysykliske.html>
- Vannforskriften (FOR 2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen* (FOR-2006-12-15-1446). Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>

Vann-nett (u.å.a). Kjemisk tilstand i Norge, henta den 04.07.24 frå <https://vann-nett.no/innsyn-klient/chart/ecologicalStatusOrPotentialChem?regionid=all>

Vann-nett (u.å.b). Vann-Nett Portal er inngangsportalen til informasjon om vann i Norge. Henta den 04.07.24 frå <https://vann-nett-klient.miljodirektoratet.no/waterbodies/map>

Vione, D., Minella, M., Maurino, V., Minero, C. (2014). Indirect photochemistry in sunlit surface waters: Photoinduced production of reactive transient species. *Chem.-Eur. J.* 2014, 20, 10590–10606.

VKM (2009). Risikovurdering av parasitter i norsk drikkevann. VKM report 2009: 28, ISBN: 978-82-8082-342-7. Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway.

<https://vkm.no/download/18.2994e95b15cc545071631dcb/1501260800120/a7bba8b757.pdf>

VKM (2019). Assessment of the risk to Norwegian biodiversity from the pathogenic fungi *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) and *Batrachochytrium salamandrivorans* (Bsal). VKM report 2019:4, ISBN: 978-82-8259-320-5, ISSN: 2535-4019. Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway.

<https://vkm.no/risikovurderinger/alleururderinger/desykdomsfremkallendesoppenebatrachochoytriumdendrobatidisogbatrachochoytriumsalamandrivoransogrisikoforbiologiskmanqfold.4.791267701686d40a5c99ad27.html>

VKM (2020). Giardia og Cryptosporidium i norsk drikkevann. Vitenskapelig uttalelse fra faggruppe for hygiene og smittestoffer i Vitenskapskomiteen for mat og miljø. VKM rapport 2020:07, ISBN: 978-82-8259-345-8, ISSN: 2535-4019. Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM), Oslo, Norway.

<https://vkm.no/download/18.1243fd9b172b80f602451d1a/1613375165832/Giardia%20og%20Cryptosporidium%20i%20norsk%20drikkevann.pdf>

VKM (2021). Cyanobakterier og cyanotoksiner i norske drikkevannskilder. VKM Report 2021:13, ISBN: 978-82-8259-367-0, ISSN: 2535-4019. Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM), Oslo, Norway.

[https://vkm.no/download/18.3aa5a08617a1a8ba34d8edc0/1624443386193/endelig\\_20210622\\_Vurdering%20cyanobakterier%20og%20cyanotoksiner%20i%20vann.pdf](https://vkm.no/download/18.3aa5a08617a1a8ba34d8edc0/1624443386193/endelig_20210622_Vurdering%20cyanobakterier%20og%20cyanotoksiner%20i%20vann.pdf)

Wang, X., Sun, D., & Yao, T. (2016). Climate change and global cycling of persistent organic pollutants: A critical review. *Science China Earth Sciences*, 59(10), 1899–1911.

<https://doi.org/10.1007/s11430-016-5073-0>

Wang, L., Wu, W.-M., Bolan, N. S., Tsang, D. C. W., Li, Y., Qin, M., & Hou, D. (2021). Environmental fate, toxicity and risk management strategies of nanoplastics in the environment: Current status and future perspectives. *Journal of Hazardous Materials*, 401, 123415. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123415>

Wania, F., & D. Mackay (1996). Tracking the distribution of persistent organic pollutants, *Environ. Sci. Technol.*, **30**, 390A–396A.

- Weber, A., Jeckel, N., & Wagner, M. (2020). Combined effects of polystyrene microplastics and thermal stress on the freshwater mussel *Dreissena polymorpha*. *Science of the Total Environment*, 718, 137253. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137253>
- Wells, M. L., Trainer, V. L., Smayda, T. J., Karlson, B. S. O., Trick, C. G., Kudela, R. M., Ishikawa, A., Bernard, S., Wulff, A., Anderson, D. M., & Cochlan, W. P. (2015). Harmful algal blooms and climate change: Learning from the past and present to forecast the future. *Harmful Algae*, 49, 68–93. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.07.009>
- Wells, M. L., B. Karlson, A. Wulff, R. Kudela, C. Trick, V. Asnaghi, E. Berdalet, W. Cochlan, K. Davidson, M. De Rijcke, S. Dutkiewicz, G. Hallegraeff, K. J. Flynn, C. Legrand, H. Paerl, J. Silke, S. Suikkanen, P. Thompson, V. L. Trainer. (2020). Future HAB science: Directions and challenges in a changing climate, *Harmful Algae*, Volume 91, 2020, 101632, ISSN 1568-9883, <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101632>
- Wijngaard, R.R., van der Perk, M., van der Grift, B. et al., (2017). The Impact of Climate Change on Metal Transport in a Lowland Catchment. *Water Air Soil Pollut* 228, 107 (2017). <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3261-4>
- Wohlin, C. (2014). Guidelines for snowballing in systematic literature studies and a replication in software engineering. *ACM International Conference Proceeding Series*. <https://doi.org/10.1145/2601248.2601268>
- Yoshihara, N., Matsumoto, S., Umezawa, R., & Machida, I. (2022). Catchment-scale impacts of shallow landslides on stream water chemistry. *Science of The Total Environment*, 825, 153970. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153970>
- Young, S., Balluz, L., & Malilay, J. (2003). “Natural and Technologic Hazardous Material Releases During and After Natural Disasters: A Review.” *Science of the Total Environment*, no. 322. <https://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1089&context=publichealthresources>.
- Zeng, X., Chen, X., & Zhuang, J. (2015). The positive relationship between ocean acidification and pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 91(1), 14–21. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.001>
- Zhang, Y., Liang, J., Zeng, G., Tang, W., Lu, Y., Luo, Y., ... & Huang, W. (2020). How climate change and eutrophication interact with microplastic pollution and sediment resuspension in shallow lakes: A review. *Science of the Total Environment*, 705, 135979.
- Zheng, J., Li, C., & Zheng, X. (2022). Toxic effects of polystyrene microplastics on the intestine of *Amphioctopus fangsiao* (Mollusca: Cephalopoda): From physiological responses to underlying molecular mechanisms. *Chemosphere*, 308, 136362. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136362>
- Zheng, J., Li, Q., & Zheng, X. (2023). Ocean acidification increases copper accumulation and exacerbates copper toxicity in *Amphioctopus fangsiao* (Mollusca: Cephalopoda): A potential

threat to seafood safety. *Science of The Total Environment*, 891, 164473.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164473>