

FFI-RAPPORT

17/00531

Perfluorerte alkylerte stoffer (PFAS)

en litteraturstudie om PFAS i akvatisk miljø, effekter og kunnskapshull

—

Marte Melnes
Espen Mariussen

Perfluorerte alkylerte stoffer (PFAS)

en litteraturstudie om PFAS i akvatisk miljø, effekter og kunnskapshull

Marte Melnes
Espen Mariussen

Emneord

Toksikologi
Miljøovervåking
Miljøundersøkelser
Forurensning
Forgiftning av naturen
Prøvetaking

FFI-rapport

FFI-RAPPORT 17/00531

Prosjektnummer

525301

ISBN

P: 978-82-464-2912-0

E: 978-82-464-2913-7

Godkjent av

Øyvind Voie, *forskningsleder*

Janet Blatny, *avdelingssjef*

Sammendrag

Perfluorerte alkylerte stoffer (PFAS) er organiske fluorerte forbindelser brukt i en rekke industrielle og kommersielle produkter, deriblant brannskum. På grunn av omfattende bruk, persistens i miljøet og bioakkumulerende egenskaper har slike forbindelser blitt funnet i alle miljømatrikser, i tillegg til i dyr og mennesker. Høye nivåer av PFAS har også blitt funnet i vann og i akvatiske organismer i Norge, for eksempel fisk. Utbredelsen i miljøet er et resultat av både lokale punktkilder for utslipp av PFAS og deponering fra atmosfærisk langtransport. Bruk av PFAS-holdig brannskum representerer en viktig punktkilde for miljøutslipp av PFAS fra brannøvingsplasser på Forsvarets flystasjoner. Bekymring for de toksiske egenskapene til PFAS førte til utfasing av slike forbindelser i brannskum. Ettersom PFAS vanskelig brytes ned i miljøet, er det imidlertid bekymringer for de langvarige effektene i fisk og andre organismer i de akvatiske resipientene som er preget av PFAS-forurensning fra brannskum og andre kilder.

Denne litteraturstudien har tatt for seg egenskaper ved, transport av, kilder for og skjebne til PFAS i akvatiske miljø og organismer, i tillegg til utgangsstoffer til PFAS og nedbrytning av disse. Videre fokuserer rapporten på nivåer og mulige toksiske effekter av PFAS i fisk. Til slutt vurderes passive prøvetakere som potensiell metodikk for å monitorere PFAS i akvatiske resipienter.

Rapporten avdekker kunnskapshull i forståelsen av skjebne og effekt av PFAS i miljøet. Særlig er nedbrytningsmekanismer av utgangsstoffer et viktig område for videre forskning, ettersom mye peker mot at nedbrytning av utgangsstoffer er en sentral kilde til persistente PFAS i miljøet. Det er fortsatt slik at vi vet mest om de to hyppigst analyserte forbindelsene perfluoroktansulfonat (PFOS) og perfluoroktansyre (PFOA). Disse forbindelsene ble imidlertid faset ut på 2000-tallet og erstattet med andre PFAS og utgangsstoffer, og de vil dermed bli mindre aktuelle. Videre er det behov for større kunnskap om skadelige effekter, og mekanismene bak disse effektene, av de ulike PFAS-forbindelsene. Dette kunnskapshullet gjør seg særlig gjeldende i forbindelse med risikovurdering og fastsetting av grenseverdier i miljø og mat, ettersom slike grenseverdier i dag kun eksisterer for PFOS og PFOA. PFAS er en gruppe forbindelser med svært ulike fysiske og kjemiske egenskaper som gjør at de ikke kan behandles som en homogen gruppe kjemikalier.

Enkelte steder er det målt høye konsentrasjoner av PFAS i vann og fisk i nærheten av punktkilder. Det er likevel ikke demonstrert at de miljørelevante nivåene av PFAS i overflatevann er akutt toksisk på fisk. Det eksisterer i dag få eller ingen kjente eksempler på negative effekter på frittlevende fisk som følge av PFAS-forurensning i deres naturlige habitat.

Passive prøvetakere kan være et nyttig verktøy for semikvantitativ eller kvalitativ monitorering av PFAS-nivåer i vann, og kan være nyttig til å sammenligne avrenning fra ulike kilder i en akvatisk resipient. Passiv prøvetakingsteknologi for PFAS er fortsatt under utvikling, slik at tradisjonelle punktmålinger er fortsatt den anbefalte metoden for å måle nivåer av PFAS i vann.

Summary

Perfluorinated alkylated substances (PFAS) are organic fluorinated compounds of wide application in several industrial and commercial products, including fire fighting foam. Due to extensive use, persistence in the environment and bioaccumulative properties, these compounds have been detected in all environmental matrices, wildlife and humans. High levels of PFAS have also been detected in water and aquatic organisms in Norway such as fish. The environmental prevalence is a result of both deposition from atmospheric long range transport and local point sources of emissions of PFAS. Application of firefighting agents containing PFAS represents an important point source of PFAS emission to the environment from the fire training grounds at the Norwegian Armed Forces' airbases. Concerns about the toxic properties of PFAS led to the phasing out of such compounds in firefighting foam. However, due to the persistency of PFAS, there are concerns regarding the prolonged effects in fish and other organisms in the aquatic recipients characterized by PFAS contamination originating from the previous use of firefighting foam as well as other sources.

The present literature study addresses the properties, transport, sources and fate of PFAS in aquatic environment and organisms, in addition to PFAS precursors and degradation processes of these. The study also focuses on levels and potential toxic effects of PFAS in fish. Finally, possible passive sampling technologies to monitor aquatic levels of PFAS are reviewed.

This report uncovers knowledge gaps in our understanding of the fate and effects of PFAS in the environment. In particular, degradation mechanisms of precursor compounds is an important area of further research, since there are clear indications of precursors being a key source of the presence of persistent PFAS in the environment. It is still the case that we know the most about the two most analyzed compounds perfluorooctane sulphonic acid (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA). These compounds will, however become less relevant due to the phasing out in the 2000s, and the replacement with other PFAS and precursor compounds. Furthermore, there is a need for greater understanding of the adverse effects, and the underlying mechanisms of the various PFAS. This knowledge gap is particularly prominent in relation to risk assessment and determination of critical values in environment and food items, due to the fact that such critical values only exist for PFOS and PFOA today. PFAS is a chemical group of very different physical and chemical properties, which does not enable them to be treated as a homogeneous group of chemicals.

High PFAS concentrations are detected in particular places in water and fish near point sources. The environmentally relevant PFAS levels in surface water have not been demonstrated to be acute toxic to fish. Today, there are few, or no known examples of adverse effects on free ranging fish as a result of PFAS contamination in their natural habitat.

Passive samplers may be a useful tool for semi quantitative or qualitative monitoring of PFAS levels in water, and they may be useful in comparing runoff from different sources in an aquatic recipient. Passive sampling technologies for PFAS are still under development, so that grab sampling remains the recommended method in measuring concentrations of PFAS in water.

Innhold

Sammendrag	3
Summary	4
Innhold	5
1 Innledning	7
1.1 Bakgrunn	7
1.2 Formål	8
2 Perfluoreerte alkylerte stoffer (PFAS)	8
2.1 Egenskaper, produksjon og anvendelse	8
2.2 Kilder	9
2.3 Utgangsstoffer (PFAS-precursors)	10
2.4 Transport og skjebne	11
2.5 Nedbrytning av utgangsstoffer	12
2.6 PFAS i brannskum	13
3 PFAS i akvatisk miljø	16
3.1 Nivåer av PFAS i fisk	16
3.2 Toksisitet av PFAS i fisk	17
3.3 Passive prøvetakere	19
4 Diskusjon	22
4.1 Kunnskapshull og videre utfordringer	22
4.2 Konklusjon	23
Vedlegg A Liste over forkortelser	24
Referanser	25



1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Organiske forbindelser som inneholder ett eller flere karbonatomer og der alle hydrogenatomene har blitt erstattet med fluoratomer kalles perfluorerte og polyfluorerte alkylerte stoffer (PFAS). PFAS er en sammensatt gruppe forbindelser med unike egenskaper. PFAS består typisk av en karbonkjede med lengde på 4-14 karbonatomer (4-14C) og en ladd funksjonell gruppe, primært karboksylat (-COOH), sulfonat (-SO₃⁻) eller fosfonat (-PO(OH)₂). Perfluoralkylsulfonater (PFSA) og perfluorkarboksylater (PFCA) har blitt mye studert, men det eksisterer mindre kunnskap om andre grupper av PFAS. Forbindelsene perfluoroktansulfonat (PFOS) og perfluoroktansyre (PFOA) er de to mest studerte PFAS, og inneholder en basis på åtte karbon (8C). Se Tabell 2.1 for oversikt over sentrale PFAS omtalt i litteraturen og denne rapporten.

Karbon-fluor-bindingene er stabile og PFAS er ikke, eller svært lite, nedbrytbare i naturen. Utslipp av PFAS i miljøet inkluderer også mindre stabile utgangsstoffer, eller forløpere, som kan brytes ned abiotisk eller biotisk til stabile nedbrytningsprodukter. Egenskapene til de fleste PFAS inkluderer lavt damptrykk og moderat til høy vannløselighet, som betyr at de hovedsakelig vil befinne seg i akvatiske resipienter. Som følge av dette er toksisitet av PFAS på ulike akvatiske organismer svært viktig for deres økologiske risikovurdering.

Ulike poly- og perfluorerte stoffer er funnet i vann, luft, mat, dyr og mennesker verden over. Som følge av utfasingen av PFOS og relaterte PFAS-forbindelser tidlig på 2000-tallet er det sett en nedadgående trend i nivåer av perfluoralkylsulfonater i biologisk materiale. Konsentrasjonene av andre PFAS, som langkjedede PFCA, har over den samme tidsperioden imidlertid noen steder blitt funnet i økende mengder.

De unike egenskapene til PFAS tilsier bred anvendbarhet i industrien. PFAS, og spesielt PFOS har vært brukt i brannskum på grunn av overflatespenningsreducerende egenskaper. Jord, overflatevann og grunnvann forurensset av PFAS fra brannskum har blitt et betydelig problem flere steder i verden. Forsvaret har vært en storforbruker av slikt brannskum. Som følge av dette har jord, akvatiske resipienter og organismer mest sannsynlig blitt eksponert for avrenning fra brannøvingslokaliteter der brannskum er blitt benyttet. På grunn av persistensen til PFAS i miljøet er det bekymringer rundt vedvarende påvirkning av miljø og dyreliv selv lang tid etter at utslippene av PFAS fra bruk av brannskum opphørte.

1.2 Formål

Formålet med denne rapporten er å gi en oversikt over kunnskapsstatus angående PFAS i miljøet og organismer. Det vil fokuseres på PFAS i det akvatiske miljøet. Sentrale tema i rapporten er blant annet:

- Kilder og skjebne til PFAS i miljøet
- Ulike utgangsstoffer, og hvordan disse kan brytes ned og bidra til nivåer av persistente nedbrytningsprodukter (som PFOS) i organismer og miljø
- Nivåer og effekter av PFAS i akvatisk miljø og fisk
- Mulighet for å benytte passive prøvetakere i monitorering av nivåer av PFAS i vann

Det vil særlig være fokus på å avdekke kunnskapshull innenfor temaene listet ovenfor. Denne rapporten danner en kunnskapsbakgrunn i lys av tiltaksvurderinger og utarbeidelse av miljømål i forbindelse med PFAS-forurensning på Forsvarets flystasjoner.

2 Perfluorerte alkylerte stoffer (PFAS)

2.1 Egenskaper, produksjon og anvendelse

PFAS har spesielle egenskaper som gjør dem anvendbare for en rekke kommersielle og industrielle formål. PFAS lages på to måter: elektrokjemisk fluorering og telomerisering. Den største globale produsenten av PFAS, 3M Company, har benyttet elektrokjemisk fluorering for produksjon av perfluoralkylsulfonater (PFSA) siden 1950-tallet [1]. Når hydrogenatomer i karbonkjeden erstattes av fluoratomer endres egenskapene til molekylet betydelig. De polariserte karbon-fluor-bindingene er de sterkeste kovalente bindingene man kjenner til [2]. Dette gjør disse forbindelsene svært stabile både kjemisk og termisk. PFAS er i tillegg stabile mot virkningen av syrer, baser, og oksiderende og reduserende stoffer. Som følge av disse egenskapene er PFAS svært persistente og ikke nedbrytbare i naturen. I motsetning til mange andre persistente organiske miljøgifter som er lipofile og dermed hydrofobiske, har PFAS en upolar perfluorkarbonhale som er både hydrofobisk (vannavstøtende) og oleofobisk (oljeavstøtende). Den ladde funksjonelle gruppen gjør molekylet mer vannløselig og polart i sin helhet. Dette gjør PFAS svært nyttige som overflateaktive forbindelser.

En rekke industrielle og kommersielle produkter har nyttiggjort seg av de unike egenskapene til PFAS, som vann-, jord-, og flekkbestandig belegg for tekstiler, lær og tepper, matemballasje, poleringsmidler, insektsmidler, skismøring, gulvbelegg, elektroplettering (galvanisering) og i brannskum. Som en konsekvens av utbredt bruk av PFAS, og de påfølgende utslippene, har det

blitt funnet et bredt spekter av disse forbindelsene i miljø, dyr og mennesker. Det globale omfanget av utslippene ble først demonstrert for PFOS i dyr [3] og i mennesker [4] i 2001.

Produksjonen av PFAS økte jevnt fra 1950-tallet av. Bekymringer for mulige miljøpåvirkninger og toksikologiske virkninger av langkjedede PFAS førte til en utfasing av produksjonen av PFOS og PFOA av den globale hovedprodusenten innen 2002. I tillegg ble det innført en rekke andre reguleringer. PFOS ble for eksempel lagt til listen over persistente organiske forurensningsstoffer under Stockholmkonvensjonen i 2009. Dette resulterte i globale restriksjoner for produksjon av PFOS. Selv om produksjon av PFOS og PFOS-relaterte forbindelser har fortsatt i Kina, og til og med økt etter utfasingen i Europa og USA, har produksjon av PFAS generelt skiftet fra åtte-karbon-forbindelser til PFAS med kortere alkylkjeder. Mer kortkjedede forbindelser som perfluorbutan-sulfonat (PFBS) og perfluorhexansyre (PFHxA), og utgangsstoffer som kan brytes ned til persistente nedbrytningsprodukter (som PFCAer og PFSAer) er i større grad anvendt i dag [5].

PFAS er persistente, bioakkumulerende og toksiske forbindelser som er blitt funnet i alle miljømatriser og i ulike organismer på ulike trofiske nivåer. PFAS er vist å ha hormonforstyrrende egenskaper, de er immuntoksiske, potensielle karsinogene (kreftfremkallende) stoffer, har vist negative innvirkninger på utvikling og dødelighet av nyfødte i dyrestudier og har blitt assosiert med negative helseeffekter hos mennesker som lav fødselsvekt og tyroidforstyrrelser. Effekter på lever er tenkt å være særlig knyttet til PFAS-eksponering [6]. Potensialet for bioakkumulering varierer mellom individuelle organismer og arter. Det er eksempelvis vist at PFOS-konsentrasjoner er opp til 3 ganger høyere enn PFOA i arter på høyere trofiske nivå (fisk, fugl og pattedyr), mens nivåene av PFOS og PFOA i invertebrater er relativt likt [5]. Potensialet for bioakkumulering avhenger også sterkt av de fysiske og kjemiske egenskapene til de ulike PFAS-forbindelsene, som for eksempel om forbindelsene er grenede eller lineære, deres funksjonelle gruppe og karbonkjedelengde.

2.2 Kilder

PFAS kan frigjøres til miljø gjennom hele livssyklusen, fra produksjon av kjemikaliene til avhending av produkter som inneholder slike stoffer. Utslipp av PFAS skjer i størst grad til akvatisk miljø, mens utslipp via atmosfæren skjer i mindre grad [5]. En kan skille mellom direkte og indirekte utslippskilder av PFAS. Direkte utslipp av PFAS er utslipp som skjer i forbindelse med produksjonsprosessen og bruk av kommersielle produkter som inneholder slike forbindelser, som for eksempel brannskum. Indirekte kilder er utslipp av PFAS som enten er relatert til nedbrytning av utgangsstoffer eller produkter som inneholder PFAS som urenheter. Fluorpolymerindustrien har mellom 1950-tallet til begynnelsen av 2000-tallet vært den største kilden til utslipp av PFAS.

De største kildene til utslipp av PFOS er antatt å være direkte utslipp av forbindelser avledet fra perfluoroktansulfonyl-fluorid (POSF, utgangsstoff for de fleste 8C- perfluorsulfonater), primært gjennom produksjon av flekk- og vannbestandige belegg til tekstile og brannskum [7]. Det

eksisterer lite kunnskap om mengder PFAS frigjort til miljøet fra indirekte kilder, hovedsakelig på grunn av begrenset kunnskap om nedbrytningsprosesser i miljøet.

PFAS introduseres i miljøet gjennom både punktkilder og diffuse kilder. Punktkilder inkluderer produksjonsanlegg, avfallsdeponi, fabrikker, rensanlegg og bruk av PFAS-inneholdende produkter på et avgrenset område, slik som bruk av brannskum. Slike kilder kan være en stor bidragsyter til lokal forurensning i både vann og jord. Våt og tørr atmosfærisk deponering er en sentral diffus kilde til PFAS i miljøet. PFAS havner i akvatisk miljø først og fremst via avløpsvann fra industri, kloakk og spredt avrenning. Flyktige PFAS havner gjerne i atmosfæren, der de kan brytes ned, danne intermediater ved atmosfærisk oksidasjon, eller transformeres til mer persistente PFAS. Via atmosfærisk transport kan de ende opp i akvatiske resipienter. Utslipp av langkjedede PFAS til akvatiske miljø vil fortsette i fremtiden, enten som følge av nedbrytning av utgangsstoffer eller fra historiske produkter som fortsatt brukes eller er deponert, slik at de kan remobiliseres inn i vannfase fra jord, sediment og is.

2.3 Utgangsstoffer (PFAS-precursors)

Som nevnt ovenfor stammer tilstedeværelse av PFOS, PFOA og tilsvarende forbindelser i miljøet fra industriell bruk, bruk og avhending av forbrukerprodukter som inneholder disse forbindelsene som urenheter, eller fra biotisk og abiotisk nedbrytning i miljøet av utgangsstoffer til PFOS, PFOA eller andre stabile nedbrytningsprodukter. Slike utgangsstoffer, eller forløpere, er større molekyler inneholdende en perfluoralkyl-enhet som er mye brukt kommersielt og industrielt, og kan frigjøres til miljøet fra bruk av industrielle råmaterialer og forbrukerprodukter. Som et eksempel er perfluor-1-oktan-sulfonylfluorid (POSF) utgangsstoff for det vide spekteret av perfluoroktylsulfonater (C8-PFSA), inkludert PFOS. Det er utført mange studier på nivåer av PFSAer og PFCAer i miljøet, men betydelig mindre data er tilgjengelig for utgangsstoffene.

Utgangsforbindelser har gjerne fysiske og kjemiske egenskaper som skiller seg fra nedbrytningsproduktene, som fører til ulik skjebne i miljøet. Utgangsstoffene er utbredt i kommersiell bruk og utelukkende antropogene forbindelser som kan frigjøres til miljøet. Det er identifisert et stort antall forbindelser som fungerer som utgangsstoffer til PFAS, inkludert klorfluorkarbon (KFK)-erstatninger, kommersielle bedøvelsesmidler i medisin, fluortelomerforbindelser og perfluorsulfonamider. Se Tabell 2.1 for oversikt over sentrale utgangsstoffer for ulike PFAS-forbindelser. Utgangsstoffene er produsert hovedsakelig for to hovedkategorier av produkter: for surfaktant- og fluorpolymer-industri inkludert forbindelser som brukes i syntese av vann- og oljeavstøtende forbindelser, og KFK-forbindelsene som produseres for bruk som kjølemedier, løsemidler og brannslukningsmidler. De mangfoldige utgangsstoffene har hver flere nedbrytningsveier til ulike endelige produkter. Nøytrale utgangsstoffer er de dominerende PFAS som finnes i abiotiske medier, særlig luft, mens endelige nedbrytningsprodukter finnes hovedsakelig i biota [8]. Det er kjent at atmosfærisk konsentrasjon av flyktige utgangsstoffer bidrar til den totale mengden PFAS i miljøet. Omfanget av bidraget av utgangsstoffene til forekomst i miljø og menneskelig eksponering for PFSAer og PFCAer og andre nedbrytningsprodukter er imidlertid mindre kjent. Videre vet en lite om

mekanismer for distribusjon og transport av utgangsstoffer i miljøet. Deteksjon av PFAS i avsidesliggende strøk der det finnes lite lokale kilder, som i Arktis, indikerer imidlertid at langtransport via atmosfæren eller i sjø spiller en vesentlig rolle i den totale miljøbelastningen av PFAS [9].

Fluortelomer-baserte forbindelser brukes i produksjon av fluorpolymerer, som benyttes i tekstiler, lær og papirindustri. Det eksisterer lite kunnskap om miljøvirkning og toksisitet til fluorpolymerstoffer og deres nedbrytningsprodukter i forhold til PFSAer og PFCAer. Som nevnt skjer transformasjon av PFAS svært langsomt på grunn av de stabile C-F-bindingene. Tilgjengelig kunnskap tilsier at det er kun de ikke-fluoreerte delene av utgangsstoffer produsert ved elektrokjemisk fluorering som kan degraderes av mikroorganismer til PFOS, PFOA eller andre PFAS [10]. Det eksisterer svært lite kunnskap om nedbrytning av telomer-produkter.

2.4 Transport og skjebne

Under eller etter produksjon og bruk av produkter som inneholder PFAS, kan disse forbindelsene frigjøres til luft, jord og vann. Skjebnen til PFAS i miljøet avhenger av de fysiske forholdene i resipienten, som organisk innhold, temperatur, salinitet og konsentrasjon av oksiderende stoffer i atmosfæren, i tillegg til de iboende fysiske-kjemiske egenskapene til de ulike forbindelsene. Egenskapene til PFAS bestemmes hovedsakelig av karbonkjedelengde og funksjonell gruppe. Kortkjededede PFAS er som regel hydrofile og generelt mer mobile i vann. Langkjededede PFAS har høyere hydrofobisitet og binder seg derfor i større grad til partikler. Videre har langkjededede PFAS (PFCA med syv eller flere fluoreerte karbonatomer og PFSA med seks eller flere fluoreerte karbonatomer) større potensiale for å bioakkumulere enn PFAS med kortere karbonkjeder. I tillegg gir ulikheter i løselighet og damptrykk for ulike PFAS store forskjeller i virkemåte og skjebne i miljøet. For eksempel vil kombinasjonen av høy vannløselighet og lavt damptrykk, som blant annet gjelder for PFOS og PFOA, gjøre det mindre sannsynlig at disse forbindelsene transporteres i luft over store avstander [5].

PFOS og PFOA i jord er som regel assosiert med vannfasen eller svakt adsorbert til jordpartikler ved elektrostatiske interaksjoner [11]. Både biologiske membraner og overflaten til sedimentpartikler har ulike polare deler som muliggjør slike interaksjoner med de polare PFAS-molekylene. De fleste PFAS er mobile i jord, og kan lekke til grunnvann. Dette har ført til at det flere steder er funnet høyere nivåer av PFAS et stykke ned i jorda enn på overflaten [12]. Mobiliteten i jord reduseres med økende karbonkjedelengde på PFAS-forbindelsene. Mobiliteten og bioakkumuleringspotensialet til PFAS i meitemark reduseres også med økende innslag av mudder og leire i jorda. Av alle miljøsystem er de største globale reservoarene av PFAS akvatiske systemer og i sediment. Vann regnes også som det viktigste mediet for langtransport av PFAS.

Bioakkumuleringsfaktor (BAF) kan kalkuleres som et mål på potensiale en forbindelse har for å bioakkumulere. BAF i fisk reflekterer opptak av PFAS via omgivende vann, og kalkuleres ved å dele konsentrasjon i fisk på konsentrasjonen i vann. En forbindelse med BAF over 5000 regnes

som bioakkumulerende [13]. BSAF (faktor som beskriver akkumulering av forbindelsen i organisme i forhold til i sediment eller jord) er et unøyaktig mål på akkumulering av PFAS ettersom PFAS ikke er lipofile, og dermed ikke korrelerer med karboninnhold i jord og sedimenter.

PFAS kan tas opp i organismer, der oralt inntak representerer en betydelig eksponeringsrute. I kroppen brytes persistente PFAS i liten grad ned, og skilles hovedsakelig ut i urin eller via galle. I motsetning til andre halogenerte organiske miljøgifter akkumulerer ikke PFAS i fettvev, men har høy affinitet til proteiner. PFAS kan distribueres rundt i hele organismen knyttet til proteiner. Med unntak av kortkjedete PFAS (< 6C) kan PFAS tas opp og lagres i proteinrike vev, som lever, nyre eller muskelvev. Det eksisterer store artsforskjeller i elimineringsraten til PFAS fra kroppen. Generelt øker eliminasjonsraten med korte karbonkjedelengder, slik at de langkjedede PFAS er mer persistente i en organisme. Elimineringsraten er også vist å være raskere for forgrenede isomerer enn for lineære. Halveringstiden for PFOS i noen fisk er estimert å være betydelig kortere enn det som er funnet for mennesker, aper og rotter. Oakes et al. (2005) estimerte at halveringstiden for PFOS i juvenil ørret var 13 dager [14]. Raskere utskillelse i fisk kan forklares av at gjeller tilbyr en ekstra ekskresjonsmekanisme for slike forbindelser.

2.5 Nedbrytning av utgangsstoffer

PFAS-utgangsstoffer har ofte flyktige eller semiflyktige egenskaper og har derfor større potensiale til å transporteres i luft enn sine nedbrytningsprodukter. Som et eksempel har forbindelsene *N*-etyl-perfluoroktan-sulfonamidoetanol (*N*-EtFOSE), 6:2 fluortelomer-alkohol (6:2 FTOH) og 8:2 FTOH lav vannløselighet og moderat lavt damptrykk, som gjør at disse forbindelsene kan ha en tendens til å flykte fra vannfase til luft og kan dermed transporteres over store avstander i atmosfæren. Distansen en forbindelse kan transporteres i atmosfæren avhenger av fotokjemisk stabilitet og nedbrytningsraten i atmosfæren. Det finnes svært lite eksperimentell data for disse to egenskapene [10]. I atmosfæren, eller under aerobe eller anaerobe forhold i andre miljømatrikser, kan disse forbindelsene brytes ned til eksempelvis PFSAer og PFCAer gjennom ulike og mindre kjente mekanismer. En sentral mekanisme for omdannelse av utgangsstoffer er antatt å være oksidasjon ved hjelp av hydroksyl (OH)-radikaler i atmosfæren. Det eksisterer kunnskapshull rundt det nøyaktige omfanget av forbindelser som har potensiale til å danne PFCAer, PFSAer og andre langkjedede bioakkumulerende PFAS gjennom ulike komplekse mekanismer, og det arbeides med å avdekke disse mekanismene.

Hydroklorfluorkarboner (HCFC) og hydrofluorkarboner (HFC) kan gjennomgå atmosfærisk hydrolyse og danne PFCAer. Videre kan PFSAer dannes fra atmosfæriske reaksjoner med perfluorsulfonamider. En kjent mekanisme for dannelse av perfluorbutan sulfonat (PFBS) er oksidasjon av en perfluorsulfonamid ved hjelp av hydroksylradikaler i atmosfæren. PFCAer kan også dannes fra reaksjoner mellom frie radikaler og perfluorsulfonamider i atmosfæren.

I litteraturen er det fokusert mye på atmosfærisk dannelse av de langkjedede og bioakkumulerende forbindelsene PFOS, PFOA og PFNA fra utgangsstoffer. Mulige

mekanismer for transport er forskjellige for disse forbindelsene sammenlignet med deres utgangsstoffer. PFOS, PFOA og PFNA er relativt sterke syrer, som gjør at de ioniseres ved naturlig pH i miljøet, får lav flyktighet og høyere vannløselighet. Dette betyr at disse forbindelsene primært vil finnes i akvatiske miljø. Transport av forbindelser gjennom vann skjer langsamt sammenlignet med luft, som begrenser hastigheten og rekkevidden av langtransport i akvatiske resipienter [8]. Selv om transport av nedbrytningsproduktene hovedsakelig foregår i vann, er det tenkt at en mindre andel transporteres via sjøsprøyt, i gassfase og via partikkelbundet transport i atmosfæren.

Fluortelomeralkoholer (FTOH) er foreslått som sentrale utgangsstoffer for dannelsen av PFCAer som PFOA og PFNA via nedbrytning i både atmosfæren, jord, og metabolsk i organismer og mikroorganismer [9]. FTOH er flyktige og har en atmosfærisk levetid på 10-20 dager, som muliggjør vidstrakt distribusjon i hemisfæren. FTOH kan for eksempel oksideres til perfluoraldehyder ved reaksjon med OH-radikaler. Videre oksidasjon genererer nye radikaler som kan reagere med peroxyradikaler eller nitrogenoksider (NO_x). Utfallet av reaksjonen avhenger av de relative mengdene av hydroperoxyradikal (HO₂) og andre peroxyradikaler (RO₂) mot NO_x i atmosfæren. Reaksjon med HO₂ eller RO₂ danner direkte eller indirekte PFAS, mens PFAS dannes i mindre grad ved reaksjon med NO_x [15]. Atmosfæriske nivåer av NO_x er typisk størst i urbane strøk, og som et resultat vil dannelsen av PFOA og andre langkjedede PFAS som PFOS og PFNA fra utgangsstoffer være størst i avsidesliggende områder [8].

2.6 PFAS i brannskum

De overflatespenningsreducerende egenskapene til PFAS gjør at de har gode brannslukkingsegenskaper og er derfor gunstige til bruk i AFFF-skum (*Aqueous film-forming foam*). På tidlig 1970-tallet begynte en å benytte PFAS i brannskum. Brannskum var tidligere den største kilden til utslipp av PFOS i Norge. Før 2003 var 3M Company en stor leverandør av AFFF-skumkonsentrat, og PFOS var det vanligste fluorkjemikaliet brukt i brannskum. I Norge ble PFOS i brannskum regulert i 2007, og PFOA i 2014. Etter utfasing av PFOS-relaterte forbindelser ble disse erstattet av andre forbindelser i AFFF-skum. I tiden etter utfasing av PFOS, økte dermed bruken av andre PFAS, slik som PFBS, PFHxS og PFNA. De nye AFFF-brannskummene inkluderte teleomer-baserte fluorsurfaktanter av kortere karbonkjede. Disse inneholdt ikke PFOS eller forbindelser som kan brytes ned til PFOS, og besto gjerne av 30 – 60 % mindre fluor enn PFOS-baserte brannskum. De nye fluorforbindelsene i AFFF var mindre bioakkumulerende og toksiske enn PFOS og PFOA, men er fortsatt antatt persistente i miljøet. Forsvaret har vært en betydelig forbruker av AFFF-skum i Norge, ved siden av blant annet offshoreindustri, raffinerier og luftfart [16]. I dag skal det benyttes et brannskum fritt for perfluorerte forbindelser (*Re-Healing Foam*) ved alle Forsvarets lokaliteter. Slikt brannskum kan imidlertid likevel inneholde små mengder PFAS i varierende grad, enten som følge av nedbrytning av rester av utgangsstoffer i brannskummet, spor av tidligere produkter fra samme produsent, eller som en følge av at brannskummet forurenses av utstyr som tidligere er benyttet til oppbevaring og spredning av PFOS-holdig skum, som rør, slanger, tanker, oppsamlingskar

etc. På denne måten er det mulig at PFOS og andre PFAS fortsatt kan spres fra brannøvingsfelt i dag selv om det ikke har vært benyttet brannskum som inneholder disse forbindelsene siden forbudet.

Hyppig bruk inkludert utilsiktet utslipp av brannskum som inneholder PFAS- for brannøving har blitt sett i sammenheng med høyere konsentrasjoner av PFAS i biota, overflatevann og grunnvann. Noen få studier har rapportert tidstrender av PFAS i vann etter utslipp av AFFF [17-19], men miljøovervåkingen spenner kun over noen få måneder. På grunn av persistensen til PFAS kan det antas at en utslippshendelse kan ha svært langvarig miljøpåvirkning. Videre er antall feltstudier på distribusjon av PFAS over ulike miljømatriser begrenset i antall, som gjør at det eksisterer lite kunnskap om skjebnen til disse kjemikaliene i miljøet. Et eksempel som demonstrerer persistensen til perfluorerte kjemikalier brukt i brannskum er de 2-10 ganger høyere PFOS-konsentrasjonene funnet i fisk og i overflatevann nedstrøms ni år etter utslipp av 22 000 liter AFFF ved Toronto flyplass sammenlignet med nivåer oppstrøms utslippet [20].

Vann forurenset med AFFF har økt biologisk og kjemisk oksygenforbruk. Viktige bidragsyttere til dette er innholdet av andre organiske komponenter, som organiske løsemidler [21]. Miljøbelastningen som følge av økt biologisk og kjemisk oksygenforbruk vil være gjeldende også for brannskum uten perfluorerte stoffer. Høyt biologisk og kjemisk oksygenforbruk kan føre til redusert mengde oksygen tilgjengelig for organismer, og forråtnelse i det akvatiske miljøet. Videre inneholder AFFF ofte korrosjonsinhibitorer som kan være persistent i miljøet. I tillegg kan avløpsvann med AFFF-rester også inneholde rester etter drivstoff som følge av brannøvelse. Restdrivstoff i kombinasjon med komponenter i AFFF og potensielle forbrenningsprodukter kompliserer karakteristikken, så vel som miljørisikoanalyser, av avrenningsvann fra brannøvingsplasser. Ved avrenning til grunnvann kan det høye biologiske oksygenforbruket til organiske komponenter i AFFF påvirke de biogeokjemiske forholdene i grunnvannet. Siden flere PFAS ser ut til å være persistente i grunnvann, kan disse påvirke skjebne og transport til andre forurensningsstoffer, som flydrivstoff eller organiske løsemidler, som kan finnes i avrenningsvann med AFFF [21]. Det eksisterer manglende kunnskap om nedbrytning av denne komplekse blandingen, og eventuelle synergistiske effekter av komponenter i AFFF i vann.

Tabell 2.1 Sentrale perfluorerte alkylerte stoffer (PFAS) og deres utgangsstoffer

Akronym	Forbindelse	Kjemisk Formel
PFAS		
<i>Perfluoralkyl-sulfonater</i>		
PFBS	Perfluorbutan-sulfonat	$C_4F_9SO_3^-$
PFHxS	Perfluorheksan-sulfonat	$C_6F_{13}SO_3^-$
PFHpS	Perfluorheptan-sulfonat	$C_7F_{15}SO_3^-$
PFOS	Perfluoroktan-sulfonat	$C_8F_{17}SO_3^-$
PFDS	Perfluordekan-sulfonat	$C_{10}F_{21}SO_3^-$
<i>Perfluoralkyl-karboksylater</i>		
PFHxA	Perfluorheksan-syre	$C_5F_{11}COO^-$
PFHpA	Perfluorheptan-syre	$C_6F_{13}COO^-$
PFOA	Perfluoroktan-syre	$C_7F_{15}COO^-$
PFNA	Perfluornonan-syre	$C_8F_{17}COO^-$
PFDA	Perfluordekan-syre	$C_9F_{19}COO^-$
PFUnA	Perfluorundekan-syre	$C_{10}F_{21}COO^-$
PFDoA	Perfluordodekan-syre	$C_{11}F_{23}COO^-$
PFTTrA	Perfluortridekan-syre	$C_{12}F_{25}COO^-$
PFTA	Perfluortetradekan-syre	$C_{13}F_{27}COO^-$
PFPA	Perfluorpentadekan-syre	$C_{14}F_{29}COO^-$
PFAS-utgangsstoffer		
POSF	Perfluoroktan-sulfonylfluorid	$C_8F_{17}SO_2F$
PFOSA	Perfluoroktan-sulfonamid	$C_8F_{17}SO_2NH_2$
N-EtFOSE	N-etyl-perfluoroktan-sulfonamidetanol	$C_8F_{17}SO_2N(C_2H_5)C_2H_4OH$
N-EtFOSA	N-etyl-perfluoroktan-sulfonamid	$C_8F_{17}SO_2NH(C_2H_5)$
N-MeFOSE	N-metyl-perfluoroktan-sulfonamidetanol	$C_8F_{17}SO_2N(CH_3)C_2H_4OH$
PFOSAA	N-etyl-perfluoroktan-sulfonamid-eddiksyre	$C_8F_{17}SO_2N(C_2H_5)CH_2CO_2H$
6:2 FTOH	6:2 fluortelomer-alkohol	$CF_3(CF_2)_5C_2H_4OH$
8:2 FTOH	8:2 fluortelomer-alkohol	$CF_3(CF_2)_7C_2H_4OH$

3 PFAS i akvatisk miljø

3.1 Nivåer av PFAS i fisk

Fisk kan eksponeres for PFAS fra omgivende vann, gjennom inntak av byttedyr, eller som følge av metabolisme av utgangsstoffer. Laboratoriestudier indikerer at hovedeksponeringsruten for PFOS i fisk er fra det omgivende vannet, mens eksponering gjennom dietten spiller en sekundær rolle. Forbruk av brannskum som inneholder PFAS er vurdert til en av hovedkildene til PFAS i overflatevann ved siden av direkte utslipp fra industri. Ved jevn introduksjon av PFAS til akvatiske resipienter kan organismer nedstrøms utslippskilden utsettes for kontinuerlig eksponering. Dette tilsier kronisk eksponering av organismer i akvatiske økosystem som er lokalisert eksempelvis i nærhet til brannøvingsfelt eller andre punkt- eller ikke-punktkilder til utslipp av PFAS. Som tidligere nevnt kan også utgangsstoffer gjennomgå metabolsk nedbrytning til stabile nedbrytningsprodukter i en organisme. For eksempel kan PFOSA metaboliseres til PFOS i fisk. PFOSAer har blitt funnet i fisk og andre akvatiske organismer i både ferskvann og marine miljø [22, 23].

PFOS er den perfluorerte forbindelsen det er funnet mest av i fisk. De høyeste PFOS-konsentrasjonene som er kjent ble rapportert i lever fra karpefisk fra ferskvann ved siden av en internasjonal flyplass i Canada der det skjedde et utilsiktet utslipp av PFAS-brannskum [17]. I denne studien var den totale konsentrasjonen av perfluoralkylsulfonater på over 72 000 ng/g i leverprøver fra fisk fanget i Etobicoke Creek i etterkant av utslippet. PFOS sto for over 99 % av denne konsentrasjonen. Globalt har det generelt vært slik at de høyeste konsentrasjonene av PFAS er funnet i lever til fiskespisende dyr i nærheten av industrialiserte miljø. I Europa er de høyeste nivåene av totale PFAS rapportert i sel og fisk [11].

Siden PFAS har både vannløselige og fettløselige egenskaper binder de seg til proteiner og akkumulerer i proteinrike vev som lever, blodserum, galle, nyrer, hjerte og muskler i fisk og andre eksponerte organismer [24]. De høyeste nivåene av PFAS i fisk er funnet i lever, galle og blod, mens konsentrasjonene er gjerne lavere i muskelvev. De fleste studier på PFAS i fisk har fokusert på nivåer i lever, blod eller kroppshomogenat, og kun et utvalg studier har rapportert nivåer av PFAS i fiskemuskel. I et risikovurderingsperspektiv er det nyttig å vurdere nivåene i muskelvev, siden dette er mest relevant for konsum. Studier har vist at mennesker eksponeres for PFAS hovedsakelig gjennom kosten, der særlig konsum av fisk representerer en betydelig kilde til PFAS i mennesker [6]. Studier av nivåer av PFAS i matfisk (muskelvev) har vist at PFOS er den dominerende forbindelsen med konsentrasjoner mellom 1ng/g ferskvekt til over 100 ng/g ferskvekt, avhengig av fiskeart og prøvetakssted. En komparativ studie i Sverige fant høyere nivåer av PFAS i abbor, lake, laks og ørret fra innsjøen Vättern (den nest største innsjøen i Sverige) (median PFOS 2,9 – 12 ng/g ferskvekt) enn i brakkvannet i det Baltiske hav (median PFOS 1 – 2,5 ng/g) [24]. Industri, men også vannutskiftning, næringsinnhold i vannet, artenes dietter og artssammensetning i næringsnett er faktorer som påvirker forskjellene i PFAS-konsentrasjon i samme art fra to ulike akvatiske miljø. Forskjeller i konsentrasjoner av PFAS mellom ulike fiskearter er tenkt å være påvirket av lipidinnholdet i muskelvevet. I den

samme studien ble det funnet høyere nivåer av PFAS i det lipidfattige muskelvevet i abbor og lake, sammenlignet med det lipidrike vevet i laks og ørret. Et fåtall studier har rapportert høyere PFOS-konsentrasjoner i fiskemuskel enn nivåene funnet i fisk fra Vättern. En annen svensk studie har rapportert PFOS-nivåer på 20-44 ng/g ferskvekt i abbor (muskelvev) i Mälaren, den tredje største innsjøen i Sverige, en viktig drikkevannskilde og et mye benyttet innsjø for både kommersiell fiske og fritidsfiske. Nivåer av PFOA var under deteksjonsgrensen i alle prøvene [25]. I den svært forurensede innsjøen Saginaw Bay i Michigan, USA, er det rapportert gjennomsnittskonsentrasjon av PFOS i muskelvev i ferskvannskarpe over 100 ng/g ferskvekt [26]. Tilsvarende høye PFOS-nivåer er også målt i fisk i kystområder i Nederland [27]. I denne studien ble det funnet PFOS-konsentrasjoner mellom 10 og 111 ng/g i muskelvev i rødspette. De høyeste nivåene ble funnet i individer i brakkvann i elvemunninger, mens lavere nivåer ble detektert i marine miljø.

En undersøkelse i 2014 studerte nivåer av PFAS i pelagiske næringskjeder i innsjøer i Norge. [28]. I de tre store innsjøene Mjøsa, Randsfjorden og Femunden økte nivået av PFAS-forbindelser oppover i næringskjeden, og konsentrasjonene var generelt høyest i ørret. 13C-forbindelsen perfluortridekan-syre (PFTrA) ble funnet i gjennomgående høyest konsentrasjoner av alle PFAS med middelverdier i leverprøvene på 22-87 ng/g våtvekt. Middelnivåer av PFOS i fisk (lågåsild, krøkle, ørret og sik) i denne undersøkelsen lå på 2-11 ng/g våtvekt i leverprøver, og kun 0,1-0,2 ng/g i muskel. I Tyrifjorden og Vansjø var PFOS-nivåene i abbor betydelig høyere, med middelkonsentrasjoner i lever på henholdsvis 130 og 173 ng/g våtvekt. Disse PFOS-nivåene utgjorde 69 % av totale PFAS-konsentrasjoner i Tyrifjorden, og 93 % i Vansjø. Andelen PFOS i leverprøve av ørret fra Mjøsa, Randsfjorden og Femunden utgjorde til sammenligning kun 3-19 % av totale PFAS. Gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i muskelvev til gjedde, gjørs og abbor i Vansjø, var 18,4 ng/g, med den høyeste muskelvev-konsentrasjonen på 44 ng/g. Til sammenligning er Evenes flystasjon et av Norges mest PFAS-forurensede lokaliteter med konsentrasjon av PFOS opp til 147 ng/g i ørretfilet i akvatiske resipienter i nærhet til flystasjonen [28]. Fra Vansjø og sjøene ved Evenes er det kjent at brannøvingsfelt ved flystasjonene (Rygge og Evenes) har representert en viktig punktkilde for utslipp av PFAS til miljø som følge av bruk av brannskum. For Tyrifjorden er det imidlertid ingen kjente lokale kilder.

3.2 Toksisitet av PFAS i fisk

I datterdirektivet til EUs Vanddirektiv er det fastsatt miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier) som et konkretisert mål på ulike miljøgifter i vann, sediment og biota [29]. Fastsetting av EQS-verdien foregår med hensyn på beskyttelse av mennesker og predatorer mot toksiske effekter ved inntak av biota forurenset av PFAS eller andre miljøgifter. EQS-verdien for PFOS i fisk er 9,1 ng/g i muskelvev. Gjennomsnittskonsentrasjonen av PFOS i fisk fra eksempelvis Vansjø er dermed dobbelt så stor som EQS-verdien. Likevel er dette konsentrasjoner som ble vurdert til å ikke gi grunnlag for å fremstille kostholdsråd i forbindelse med fritidsfiske [30]. Ved Evenes flystasjon overskrider PFAS-konsentrasjonene EQS-verdien for både ørret, røye og skrubbe i Kjerkvatnet, Langvatnet og Lavangsvatnet, og for noen arter i marint miljø i nærheten av

Evenes. I tillegg til brannskum og annen, både sivil og militær, aktivitet fra lufthavnen på Evenes, er avløpsanlegg med utslippspunkt til marint miljø tenkt å være mulige kilder til PFAS i området [31]. Ingen av prøvene i muskelvev fra fisk i de tre store innsjøene Mjøsa, Randsfjorden og Femunden fra undersøkelsen i 2014 hadde PFOS-konsentrasjoner over EQS-verdien.

Studier av effekter av PFAS-konsentrasjoner i ulike dyrearter viser at nivåene av PFAS ofte er høyere enn EQS-verdien for PFOS på 9,1 ng/g. Likevel benyttes denne grenseverdien for arter som lever i økosystemer som grenser til flystasjoner og dermed er preget av PFAS-forurensning. Konsentrasjoner opp til 9,1 ng/g er lagt til grunn som gode livsbetingelser for arter i både akvatiske og terrestriske miljø i resipientene. Det er i dag kun utarbeidet EQS-verdier for PFOS, til tross for det store antallet andre PFAS-forbindelser som er økende aktuelt etter utfasing av PFOS.

Gjennom Mattilsynet er det ikke fastsatt grenseverdier for PFAS i sjømat eller ferskvannsfisk. EFSA (*European Food Safety Authority*) ga i 2008 ut en vitenskapelig vurdering av PFAS-forbindelser [32], der det er etablert et livslangt tolererbart daglig inntak (TDI, µg stoff/kg kroppsvekt/dag). TDI-verdien benyttes for å antyde potensiell risiko ved inntak av PFAS-forurenset mat. TDI-verdien for PFOS er 0,15 µg/kg kroppsvekt/dag, og tilsvarende TDI for PFOA er 1,5 µg/kg. EUs vannforskrift har definert at et bidrag på 10 % av TDI-verdien fra en matkilde, som fisk, er akseptabelt, ettersom det antas at mennesker får i seg PFAS også fra andre kilder enn sjømat, som meieriprodukter, støv, drikkevann etc. Verdier for vannkvalitet basert på inntak av fisk og sjømat er betydelig lavere enn verdier basert på økotoksitet. PFOS er relativt lite økotoksisk ut fra ulike testresultater, men biomagnifisering (bioakkumulering oppover i næringskjeden) fører til at PFOS kan ha svært negativ effekt selv i lave konsentrasjoner [29]. Ettersom det ikke er etablert grenseverdier for miljøstandard og human helse for alle PFAS, benyttes ofte TDI og EQS etablert for PFOS til å gjelde andre PFAS. Tilgjengelig kunnskap indikerer at mange PFAS er mindre skadelige enn PFOS. Ved å benytte totale PFAS detektert i en prøve til sammenligning med de etablerte grenseverdiene for PFOS kan miljøvirkningene overestimeres, slik at grenseverdiene vurderes å være konservative. Videre foreligger det en usikkerhet vedrørende potensielle blandingseffekter av ulike PFAS, så vel som i blanding med andre persistente miljøgifter, som gitte grenseverdier ikke tar hensyn til. PFAS detekteres oftest i kombinasjon med andre organiske og uorganiske miljøgifter som de kan interagere med. Det eksisterer lite kunnskap om effekter av PFAS i blandinger.

PFAS er knyttet til effekter på organfunksjoner, reproduksjon, utvikling, immunforsvar, utvikling av noen kreftformer i tillegg til å være antatt hormonforstyrrende kjemikalier i mennesker og dyr. Biokjemiske effekter av PFAS-eksponering har hovedsakelig blitt studert i pattedyr, og toksiske effekter i fisk er mindre kjent. Eksponeringsforsøk i kontrollerte laboratorieforsøk i fisk bidrar til å øke forståelsen for hvilke effekter en kan forvente i frittlevende fisk i PFAS-forurenset habitat. Eksponeringsforsøk har vist dødelighet som et utfall i fisk eksponert for PFOS-konsentrasjoner sammenlignbare med nivåene som er funnet etter utslippshendelser, eksempelvis kjente utilsiktet utslipp av brannskum i akvatiske resipienter. De aller fleste overflatevann har konsentrasjoner av PFAS langt under slike nivåer,

og de miljørelevante PFOS-konsentrasjonene, med unntak av ved utilsiktede utslipp, er ikke vist akutt toksisk for fisk [14].

Eksponering for PFAS har særlig blitt knyttet til utviklingstoksisitet. Toksistetsstudier har vist at eksponering for PFAS under fosterstadiet er skadelig for eggleggende dyr og kan gi skadelige effekter på utvikling av avkom. Det er eksempelvis sett misdannelser i larver etter eksponering av sebrafiskembryo for PFAS [7]. Studier av utviklingstoksisitet av PFAS på sebrafiskembryo har blant annet sett deformert ryggrad, misdannelser på svømmeblære, forstyrret hjerterytme, forsinket klekking, redusert larveoverlevelse og misdannelser i hjerte og hale etter eksponering for PFOS-konsentrasjoner over 1 mg/liter vann.

En studie i sjøområdene rundt Belgia og Nederland undersøkte effekter av PFOS-nivåer på frittlevende fisk langs en forurensningsgradient [27]. De fant korrelasjon mellom nivåer av alanin-aminotransferase (ALT) nivåer i serum og PFOS i lever i skjeggorsk. Ettersom ALT er et enzym som benyttes som biomarkør for tilstand til leveren, kan denne korrelasjonen indikere leverskade induert av PFOS. Siden lever er et viktig målorgan for PFAS, har ulike effekter på blant annet levermorfologi og enzymaktivitet blitt undersøkt i flere studier, og enkelte studier har knyttet leverskade i fisk til eksponering for høye nivåer av PFOS [14, 33]. PFOS er blant annet demonstrert å stimulere proliferasjon av peroxisomer i leverceller i gnagere og flere fiskearter, som er tenkt å påvirke fettsyremetabolisme og videre føre til dannelse av reaktive oksygenforbindelser (oksidativt stress). Det er videre rapportert om endret genuttrykk i lever til karpefisk som følge av 14-dagers eksponering av PFOS gjennom vann [34]. Genene som ble påvirket var hovedsakelig involvert i stressrespons, reproduksjon og metabolisme. I tillegg viste de eksponerte fiskene nedgang i generell kroppskondisjon, noe som kan indikere en avveining mellom kostnadene av eksponering for en toksisk forbindelse og prosesser vitale for overlevelse.

Det er gjort mange studier på toksiske effekter i forskjellige arter eksponert for ulike konsentrasjoner av PFAS i kontrollerte forsøk. I litteraturen finnes det imidlertid få klare eksempler på negative effekter av PFAS på frittlevende organismer i naturlige habitat. Videre er det til tross for det store antallet studier som har undersøkt akutte og kroniske effekter av PFAS, veldig få som har undersøkt implikasjoner av PFAS-eksponering over flere generasjoner. I tillegg eksisterer det lite kunnskap om mekanismene bak de toksiske effektene av PFAS, selv om mange av de negative effektene på mennesker og dyr er kjent.

3.3 Passive prøvetakere

Passive prøvetakere har blitt mye brukt de siste tiårene som nyttige overvåkingsverktøy for en rekke miljøgifter i vann. Passive prøvetakere gir informasjon om nivåer av forurensningsstoffer løst i vann, og er dermed et nyttig mål på mengden som er biotilgjengelig for akvatiske organismer. Slik kan passive prøvetakingsenheter etterlikne respiratorisk eksponering for akvatiske organismer. Slike prøvetakere plasseres direkte i miljøet og konsentrerer miljøgiftene *in situ*. De kan deployeres fra dager til måneder av gangen, og gir et tids-vektet gjennomsnitt av

konsentrasjoner av forbindelsene av interesse ved prøvetakingsstedet. Dette er i kontrast til tradisjonelle prøvetakingsmetoder som punktsamling, som kun gir et øyeblikksbilde av konsentrasjonene på et tidspunkt som ikke nødvendigvis er representativt for de reelle gjennomsnittsnivåene som finnes på lokaliteten. En annen fordel med passive prøvetakere er at de også kan oppkonsentrere stoffet man er interessert i og dermed redusere deteksjonsgrensene for analytten. Metoden for passive prøvetakere i vann baserer seg på fri flyt av molekylene av interesse fra vannet til et sorpsjonslag i prøvetakeren. Denne flyten mellom de to mediene fortsetter til det etableres likevekt, eller til prøvetakingsperioden avsluttes.

De første passive prøvetakerne ble utviklet på 1970-tallet for å bestemme konsentrasjoner av kontaminanter i luft. I 1980 ble tilsvarende teknologi utviklet for å måle organiske kjemikalier i vann. De første typene av passive prøvetakerne var såkalte SMPD (*Semipermeable Membrane Device*) – prøvetakere, som var mest effektive i å samle hydrofobe forbindelser. På slutten av 90-tallet begynte utviklingen av passive prøvetakere for å overvåke mer polare og hydrofile forbindelser (kjemikalier med $\log K_{OW} < 3$) i miljøet [35], og utprøving av passive prøvetakere for polare forbindelser har de siste årene vært suksessfullt. Noen passive prøvetakingsteknikker for hydrofile forbindelser i vann er blant andre følgende:

- POCIS (*Polar Organic Compound Integrative Sampler*). POCIS ble designet for prøvetaking av hydrofile organiske kontaminanter, og ble utviklet først av forskere ved *United States Geological Survey* i Columbio, Missouri, USA [36]. Enheten består av et sorpsjonsmateriale fiksert mellom to mikropore-membraner (semipermeable) av polyetersulfon (PES). Membranene tillater vann med løste forbindelser å passere gjennom til sorpsjonsmediet der kjemikaliene adsorberer eller absorberer. Typen sorpsjonsmateriale som benyttes kan variere etter hvilke typer forbindelser en ønsker å identifisere. Mengden kjemikalier som fanges opp er direkte relatert til overflatearealet på prøvetakeren. Flere studier har demonstrert deteksjon av PFAS ved bruk av POCIS [37, 38]. Det er senere utviklet modifiserte utgaver av POCIS der det benyttes ion-utvekslings-sorpsjonsmateriale spesifikt rettet mot PFAS, ettersom PFAS hovedsakelig eksisterer som anioner i vann [39]. Slike er demonstrert å kunne detektere et bredere spekter av PFAS-forbindelser enn de tradisjonelle POCIS. En studie har demonstrert bruk av POCIS med en svak anion-utvekslings-sorpsjonsmateriale som detekterte spornivåer av PFAS sammenlignbare med nivåer detektert parallelt ved punktsamling [40]. Mangel på kalibreringsdata og karakterisering av kinetikken til prøvetakeren har imidlertid ført med seg utfordringer ved å behandle resultatene kvantitativt. For å komme frem til en gjennomsnittskonsentrasjon over tid kreves det at opptakshastigheten av forbindelsene som skal bestemmes er kjent for den spesifikke adsorbenten. De største utfordringene ved resultatene fra bruk av POCIS har dreid seg om kalibrering for bestemmelse av opptakshastigheten. Det er satt lys på utvikling av metoder for *in situ*-kalibrering for å justere etter opptakshastigheten som bestemmes i laboratoriekalibreringeksperiment [41].
- Chemcatcher® er et patent utviklet av forskere ved University of Portsmouth i samarbeid med Chalmers tekniske høyskole i Sverige på 1990-tallet. I en Chemcatcher

kan også ulike forbindelser samles avhengig av valg av type membran forbindelsene diffunderer gjennom, og sorpsjonsmaterialet. For deteksjon av polare forbindelser benyttes ofte sorpsjonsmedium av styren-divinyl-benzen (SDB). Et annet Chemcatcher-design for mer polare forbindelser består av en *Empore*-disk med en hydrofil PES-membran [42].

- SorbiCell er en relativt ny passiv prøvetakingsteknologi som baserer seg på adveksjonsflyt (bulktransport av løste stoffer i vann) av vann gjennom prøvetakeren i stedet for diffusjon [43]. Sorbicell er en liten, porøs beholder som fylles med sorpsjonsmateriale spesifikt etter kjemikaliegruppen som skal beholdes i patronen. Beholderen inneholder også nøytrale sporstoffer som løser seg proporsjonalt ettersom vann passerer gjennom.

Den vanligste metoden for analyse av PFAS i vann er fortsatt direkte prøvetaking (punktprøve) av 50 – 500 mL vann. Utvikling av passive prøvetakingsmetoder for PFAS er fremdeles kun i oppstartsfasen. Som følger, anbefalte FNs miljøprogram (UNEP) i en rapport av 2015 at punktsamling fortsatt er den foretrukne metoden for PFAS-monitorering i vann fram til metodikken for passiv prøvetaking var mer utviklet [44]. For å bestemme nivåene av et stoff i vann med passive prøvetakere må prøvetakerne være kalibrert for de fysiske-kjemiske forholdene i vannet den skal benyttes i. Slike faktorer er for eksempel temperatur, ledningsevne og pH. Bruk av passive prøvetakere for PFAS er fortsatt i en utviklingsfase og er ikke tilpasset rutinemessige målinger for kvantitativ beregning av konsentrasjoner i vann. De passive prøvetakerne vil derfor fortsatt kun gi et semikvantitativt eller kvalitativt bilde på PFAS-konsentrasjonene i vann. Dersom formålet er å måle konsentrasjoner av PFAS i vann vil standard vannmålinger derfor fortsatt være å foretrekke. Metodene som benyttes for å måle PFAS i vann er relativt enkle med lave deteksjonsgrenser.

Likevel viser pågående utvikling av prøvetakingsteknologi at passive prøvetakere har potensiale til å være et nyttig verktøy i monitorering av nivåer av PFAS i vann. De kan nyttiggjøres i å kvalitativt bestemme nivåer i avrenningsbekker fra brannøvingsplasser eller andre punktkilder, og sammenligne med nivåer andre steder i resipienten. Passive prøvetakere gir informasjon om gjennomsnittlig konsentrasjon av et stoff over et tidsintervall, og en kan slik unngå kortvarige fluktuasjoner i vannkonsentrasjoner som kan oppstå ved for eksempel nedbørsperioder. Hvis man kombinerer passive vannprøvetakere med passive luftprøvetakere vil man kunne få et godt bilde på hvordan en stoffgruppe spres og fra hvilke kilder det spres fra. Ved å samtidig utføre standard vannanalyser som inkluderer analyse av PFAS og andre fysiske-kjemiske parametere i vannet, kan man også øke forståelsen av hvordan de passive prøvetakerne virker. Å benytte passive prøvetakere er kjent å være lite arbeidskrevende, relativt billig, de krever minimalt med overvåking og vedlikehold, og kan gi et relevant bilde over tid på gjennomsnittsnivåene av bestemte forbindelser i vann. De kan plasseres ulike steder i den akvatiske resipienten, og kan benyttes både i strømførende og stillestående vann. Passive prøvetakere for PFAS leveres blant annet av Eurofins og det amerikanske selskapet Environmental Sampling Technology.

4 Diskusjon

4.1 Kunnskapshull og videre utfordringer

Forståelsen av og kunnskapen om skjebne i miljøet, inkludert kilder, biotransformasjon, transport- og distribusjonsmekanismer av PFAS er kun i oppstartsfasen. Denne rapporten peker særlig på følgende kunnskapshull i forståelsen av skjebne og effekt av PFAS i miljøet og i organismer:

- Bidrag og omfang av utgangsstoffer (*precursorer*) til miljøbelastning av PFAS, og nedbrytningsmekanismer av utgangsstoffer til persistente PFAS er lite kjent.
- De store forskjellene i fysiske og kjemiske egenskaper til PFAS bidrar til at disse ikke kan behandles som en homogen gruppe, særlig ved tiltaksvurderinger. Enkle modeller for å forutsette stoffenes fordeling mellom ulike miljømatriser, utlekkingsmekanismer og transport, kan ikke benyttes på grunn av de komplekse interaksjonene mellom matrisenes egenskaper og forbindelsenes molekylære egenskaper.
- Svært mange studier fokuserer fortsatt på effekt av PFOS og PFOA i miljø og organismer. Etter utfasing har det vært et skifte der andre PFAS og deres utgangsstoffer blir mer aktuelle i produksjon, anvendelse og, som følger, i miljøet. Det bør inkluderes analyse av egenskapene til disse, som perfluorerte fosforsyrer, fluortelomeralkoholer, etc.
- Siden det finnes svært mange forskjellige PFAS i miljøet og i organismer, må det tas hensyn til potensiell kumulativ risiko og mulige interaksjoner. Det eksisterer lite kunnskap om eventuelle blandingseffekter av ulike PFAS, og i blandinger med andre miljøgifter.
- De biokjemiske mekanismene bak toksiske effekter av PFAS er lite forstått.
- Miljøkvalitetsstandardene og grenseverdiene som benyttes i dag er kun etablert for PFOS og PFOA. Dette skaper utfordringer ved risikovurderinger og utarbeidelse av miljømål for lokaliteter forurenset av en blanding av ulike PFAS.

4.2 Konklusjon

Det later til at de kjente PFAS-konsentrasjonene i overflatevann i dag ikke har akutte skadelige virkninger på akvatiske organismer. Likevel kan mange PFAS ha uønskede langtidsvirkninger på akvatiske organismer, og kunnskapsgrunnlaget for toksisitet av PFAS i miljøet bør forbedres. Videre later det til å eksistere store forskjeller i fysiske og kjemiske egenskaper som løselighet og damptrykk mellom ulike PFAS, som gjør at en kan forvente betydelige ulikheter i adferd og skjebne i miljøet til de ulike forbindelsene alene og i blanding. I lys av persistensen i dyr, mennesker og miljø vil PFAS fortsette å være forurensningsstoffer av bekymring i akvatiske økosystemer fremover.

Passive prøvetakere kan være et nyttig verktøy for kvalitativ eller semikvantitativ monitorering av PFAS-nivåer i vann. For en full kvantitativ undersøkelse av konsentrasjoner i vann, er fortsatt tradisjonell punktmåling fortsatt den foretrukne metoden.

Vedlegg A Liste over forkortelser

AFFF	Aqueous Film Forming Foam
ALT	Alanin-aminotransferase
EFSA	European food safety authority
EQS	Environmental quality standard (miljøkvalitetsstandard)
FTOH	Fluortelomeralkohol
HCFC	Hydroklorfluorkarboner
HFC	Hydrofluorkarboner
PFAS	Perfluoreerte alkylerte stoffer
PFCA	Perfluoreerte karboksylsyrer
PFNA	Perfluornonansyre
PFOA	Perfluoroktansyre
PFOS	Perfluoroktansulfonat
PFSA	Perfluoreerte ulfonater
POSF	Perfluoroktansulfonyl-fluorid
TDI	Tolerable daily intake (tolererbart daglig inntak)

Referanser

1. Company, M., *The Science of Organic Fluorochemistry* 1999: 3M Company 1999, AR226-0547.
2. Kissa, E., *Fluorinated surfactants and repellents*. Vol. 97. 2001: CRC Press.
3. Giesy, J.P. og K. Kannan, *Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife*. *Environmental science & technology*, 2001. **35**(7): p. 1339-1342.
4. Hansen, K.J., et al., *Compound-specific, quantitative characterization of organic fluorochemicals in biological matrices*. *Environmental science & technology*, 2001. **35**(4): p. 766-770.
5. Ahrens, L. og M. Bundschuh, *Fate and effects of poly-and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: A review*. *Environmental toxicology and chemistry*, 2014. **33**(9): p. 1921-1929.
6. Lau, C., *Toxicological effects of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances*, ed. I. Rodney R. Dietert. Cornell University College of Veterinary Medicine, New York, USA. 2015: Springer.
7. Ding, G. og W.J. Peijnenburg, *Physicochemical properties and aquatic toxicity of poly-and perfluorinated compounds*. *Critical reviews in environmental science and technology*, 2013. **43**(6): p. 598-678.
8. Young, C.J. og S.A. Mabury, *Perfluorinated alkylated substances*, in *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, P. De Voogt, Editor. 2015, Springer.
9. Ellis, D.A., et al., *Degradation of fluorotelomer alcohols: a likely atmospheric source of perfluorinated carboxylic acids*. *Environmental science & technology*, 2004. **38**(12): p. 3316-3321.
10. Hekster, F.M., R.W. Laane, og P. de Voogt, *Environmental and toxicity effects of perfluoroalkylated substances*, in *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 2003, Springer. p. 99-121.
11. Lau, C., et al., *Perfluoroalkyl acids: A review of monitoring and toxicological findings*. *Toxicologica sciences*, 2007. **99**(2): p. 366-394.
12. (SFT), S.F., *Screening of polyfluorinated organic compounds at four fire training facilities in Norway*. 2009: TA-2444/2008.
13. Harju, M., D. Herzke, og H. Kaasa, *Perfluorinated alkylated substances, brominated flame retardants and chlorinated paraffins in the Norwegian Environment - Screening 2013*. 2013: Miljødirektoratet, Norsk Institutt for Luftforskning.
14. Oakes, K.D., et al., *Short-term exposures of fish to perfluorooctane sulfonate: Acute effects on fatty acyl-CoA oxidase activity, oxidative stress, and circulating sex steroids*. *Environmental toxicology and chemistry*, 2005. **24**(5): p. 1172-1181.
15. Wallington, T., et al., *Formation of C7F15COOH (PFOA) and other perfluorocarboxylic acids during the atmospheric oxidation of 8: 2 fluorotelomer alcohol*. *Environmental science & technology*, 2006. **40**(3): p. 924-930.
16. (SFT), S.F., *Kartlegging av PFOS i brannskum*. 2005.
17. Moody, C.A., et al., *Monitoring perfluorinated surfactants in biota and surface water samples following an accidental release of fire-fighting foam into Etobicoke Creek*. *Environmental science & technology*, 2002. **36**(4): p. 545-551.
18. Moody, C.A., et al., *Occurrence and persistence of perfluorooctanesulfonate and other perfluorinated surfactants in groundwater at a fire-training area at Wurtsmith Air*

-
- Force Base, Michigan, USA. Journal of Environmental Monitoring*, 2003. **5**(2): p. 341-345.
19. Oakes, K.D., et al., *Biomonitoring of perfluorochemicals and toxicity to the downstream fish community of Etobicoke Creek following deployment of aqueous film-forming foam. Aquatic Toxicology*, 2010. **98**(2): p. 120-129.
 20. Awad, E., et al., *Long-term environmental fate of perfluorinated compounds after accidental release at Toronto airport. Environmental science & technology*, 2011. **45**(19): p. 8081-8089.
 21. Moody, C.A. og J.A. Field, *Perfluorinated surfactants and the environmental implications of their use in fire-fighting foams. Environmental science & technology*, 2000. **34**(18): p. 3864-3870.
 22. Martin, J.W., et al., *Perfluoroalkyl contaminants in a food web from Lake Ontario. Environmental Science & Technology*, 2004. **38**(20): p. 5379-5385.
 23. Tomy, G.T., et al., *Fluorinated organic compounds in an eastern Arctic marine food web. Environmental science & technology*, 2004. **38**(24): p. 6475-6481.
 24. Berger, U., et al., *Fish consumption as a source of human exposure to perfluorinated alkyl substances in Sweden—Analysis of edible fish from Lake Vättern and the Baltic Sea. Chemosphere*, 2009. **76**(6): p. 799-804.
 25. Järnberg, U. og K. Holmström, *Perfluorooctane sulfonate concentrations in Swedish urban and background fish samples. , in SETAC Europe 13th Annual Meeting, Hamburg, Germany. 2003.*
 26. Kannan, K., et al., *Perfluorinated compounds in aquatic organisms at various trophic levels in a Great Lakes food chain. Archives of environmental contamination and toxicology*, 2005. **48**(4): p. 559-566.
 27. Hoff, P.T., et al., *Perfluorooctane sulfonic acid in bib (*Trisopterus luscus*) and plaice (*Pleuronectes platessa*) from the Western Scheldt and the Belgian North Sea: distribution and biochemical effects. Environmental Toxicology and Chemistry*, 2003. **22**(3): p. 608-614.
 28. Fjeld, E., et al., *Miljøgifter i stoffe norske innsjøer. Forekomst og biomagnifisering i fisk og zooplankton. 2015: Norsk Institutt for Vannforskning, Miljødirektoratet.*
 29. Forurensningsdirektoratet, K.-o., *Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. 2012.*
 30. Amundsen, C.E., T. Joranger, og M. Sparrevik, *PFAS ved Rygge flystasjon. Tiltaksvurderinger 1.mars 2016. 2016: Forsvarsbygg Rapport 867/2016.*
 31. Kaasa, H., et al., *Harstad/Narvik Lufthavn, Evenes. Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. . 2015: Avinor AS.*
 32. European Food Safety Authority, *Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts. 2008: The EFSA Journal 653, 1-131.*
 33. Hoff, P., et al., *Evaluation of the toxicological effects of perfluorooctane sulfonic acid in the common carp (*Cyprinus carpio*). Aquatic toxicology*, 2003. **62**(4): p. 349-359.
 34. Hagenaars, A., et al., *Toxicity evaluation of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in the liver of common carp (*Cyprinus carpio*). Aquatic Toxicology*, 2008. **88**(3): p. 155-163.
 35. Alvarez, D.A., *Development of semipermeable membrane devices (SPMDs) and polar organic chemical integrative samplers (POCIS) for environmental monitoring. Environmental Toxicology and Chemistry*, 2013. **32**(10): p. 2179-2181.
 36. (USGS), U.S.G.S. *Passive sampling. 2004 13.09.2016 22.02.2017].*
 37. Alvarez, D.A., et al., *Tool for monitoring hydrophilic contaminants in water: polar organic chemical integrative sampler (POCIS). Comprehensive analytical chemistry*, 2007. **48**: p. 171-197.

-
-
38. Grabic, R., et al., *Passive sampling methods for monitoring endocrine disruptors in the Svatka and Svitava rivers in the Czech Republic*. Environmental Toxicology and Chemistry, 2010. **29**(3): p. 550-555.
 39. Kaserzon, S.L., et al., *Passive sampling of perfluorinated chemicals in water: flow rate effects on chemical uptake*. Environmental pollution, 2013. **177**: p. 58-63.
 40. Kaserzon, S.L., et al., *Development and calibration of a passive sampler for perfluorinated alkyl carboxylates and sulfonates in water*. Environmental science & technology, 2012. **46**(9): p. 4985-4993.
 41. Kaserzon, S.L., et al., *Passive sampling of perfluorinated chemicals in water: In-situ calibration*. Environmental pollution, 2014. **186**: p. 98-103.
 42. Smedes, F., D. Bakker, og J. de Weert, *The use of passive sampling in WFD monitoring*. The possibilities of silicon rubber as a passive sampler, Deltares, 2010: p. 1-59.
 43. Rozemeijer, J., et al., *Application and evaluation of a new passive sampler for measuring average solute concentrations in a catchment scale water quality monitoring study*. Environmental science & technology, 2010. **44**(4): p. 1353-1359.
 44. Weiss, J., et al., *PFAS analysis in water for the Global Monitoring Plan of the Stockholm Convention - Set-up and guidelines for monitoring*. 2015: United Nations Environment Programme (UNEP), Division of Technology, INdustry and Economics.

About FFI

The Norwegian Defence Research Establishment (FFI) was founded 11th of April 1946. It is organised as an administrative agency subordinate to the Ministry of Defence.

FFI's MISSION

FFI is the prime institution responsible for defence related research in Norway. Its principal mission is to carry out research and development to meet the requirements of the Armed Forces. FFI has the role of chief adviser to the political and military leadership. In particular, the institute shall focus on aspects of the development in science and technology that can influence our security policy or defence planning.

FFI's VISION

FFI turns knowledge and ideas into an efficient defence.

FFI's CHARACTERISTICS

Creative, daring, broad-minded and responsible.

Om FFI

Forsvarets forskningsinstitutt ble etablert 11. april 1946. Instituttet er organisert som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter underlagt Forsvarsdepartementet.

FFIs FORMÅL

Forsvarets forskningsinstitutt er Forsvarets sentrale forskningsinstitusjon og har som formål å drive forskning og utvikling for Forsvarets behov. Videre er FFI rådgiver overfor Forsvarets strategiske ledelse. Spesielt skal instituttet følge opp trekk ved vitenskapelig og militærteknisk utvikling som kan påvirke forutsetningene for sikkerhetspolitikken eller forsvarsplanleggingen.

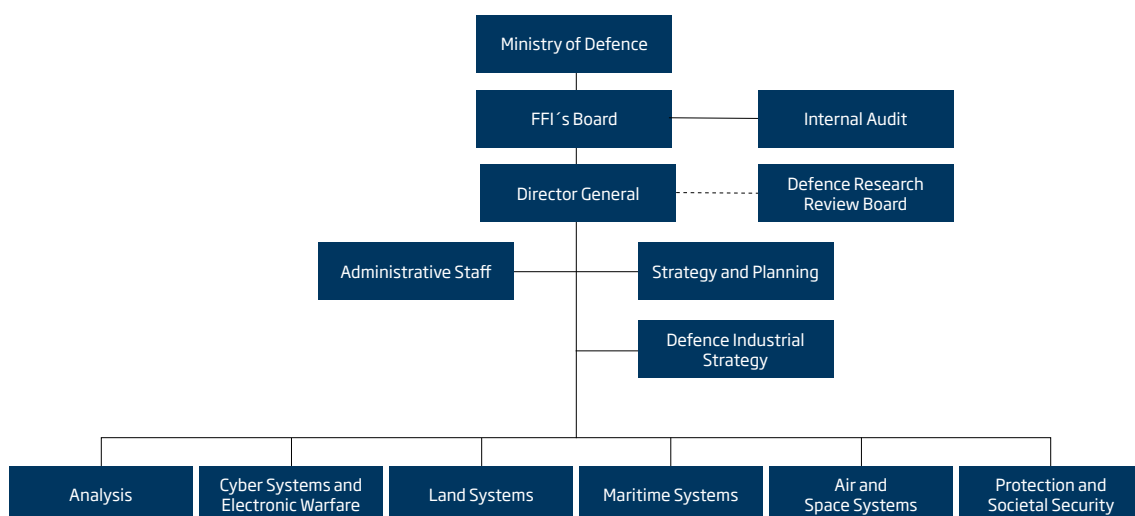
FFIs VISJON

FFI gjør kunnskap og ideer til et effektivt forsvar.

FFIs VERDIER

Skapende, drivende, vidsynt og ansvarlig.

FFI's organisation



Forsvarets forskningsinstitutt
Postboks 25
2027 Kjeller

Besøksadresse:
Instituttveien 20
2007 Kjeller

Telefon: 63 80 70 00
Telefaks: 63 80 71 15
Epost: ffi@ffi.no

Norwegian Defence Research Establishment (FFI)
P.O. Box 25
NO-2027 Kjeller

Office address:
Instituttveien 20
N-2007 Kjeller

Telephone: +47 63 80 70 00
Telefax: +47 63 80 71 15
Email: ffi@ffi.no