

AVINOR AS

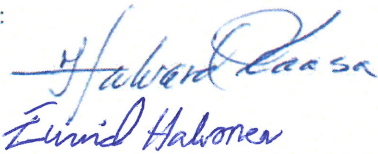
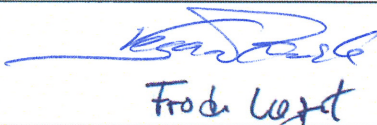
FLORØ LUFTHAMN

UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING

2016-05-20



Florø lufthamn. Foto: Avinor

Rapport nr.: 168186-08-J8	Oppdrag nr.: 168186	Dato: 20. mai 2016	
Oppdragsnavn: Perfluorerte og polyfluorerte forbindelser ved Florø Lufthamn			
Kunde: Avinor AS			
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING Florø lufthamn			
Sammendrag: Denne rapporten bygger på undersøkelser av PFAS-forurensning i jord, vann og strandbiota ved Florø lufthamn, fra perioden 2011 til 2015. Rapporten beregner restmengder av PFOS og gir vurderinger av spredningsforløp, risiko knyttet til menneskelig helse, og risiko knyttet til økosystem som følge av PFAS-forurensningen. Øving med brannskum har ført til at det ble spredd totalt ca. 820 kg PFOS i perioden 1978 til 2002 og ca. 70 kg PFAS (med hovedvekt på fluortelomerer) i perioden 2002 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i grunnvann og derfra videre til sjøen ved Florø lufthamn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 0,3-1 kg PFOS under det aktive brannøvingsfeltet i dag, og at det vil ta over 200 år før all PFOS har lekket ut. Datagrunnlaget for det nedlagte feltet er for tynt til å gjøre beregninger av gjenværende mengde. Vannforskriftens grenser for god vannkvalitet er beskrevet ved et maksimalt innhold på 9,1 µg PFOS/kg våtvekt i akvatisk biota. Avinor setter grensen til 9,1 µg PFAS/kg våtvekt. Denne grensen er overskredet i prøver av fjæremark, unge stripestrandreker og albueskjell, mens noe annen strandbiota har konsentrasjoner under denne grensen. I Gunhildvågen, nedstrøms gammelt brannøvingsfelt, er miljøtilstanden vurdert til kategori II God, mens nedstrøms det aktive brannøvingsfeltet, vurdert til kategori III – IV; <i>Moderat til Dårlig miljøtilstand</i>. Basert på jordprøver sammenlignet med andre lufthavner, er det grunn til å anta at for det terrestre miljøet på og ved brannøvingsfeltene er miljøtilstanden God. Det er ikke gjort undersøkelser av matbiota ved Florø lufthamn. Moderate til relativt høye konsentrasjoner av PFAS i diverse strandbiota kan tyde på at matbiota også kan være påvirket, spesielt i Gunhildvågen. Basert på Mattilsynets vurderinger av mattrygghet ved andre lufthavner, er det lite sannsynlig at det medfører risiko å benytte fisken i Solheimsfjorden utenfor Florø lufthamn som mat. Det er større usikkerhet knyttet til å benytte eventuell fisk fanget i Gunhildvågen som mat. Med foreliggende konsentrasjoner av PFAS målt i biota i nærområdet til forurensningen, og med utgangspunkt i at det ikke er gjennomført langvarige studier av konsekvenser på individnivå, kan en ikke se bort fra uheldige virkninger på individer. Men, med bakgrunn i gjeldende internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer synes spredning av disse stoffene til tilgrensede økosystem å være beskjeden, og dermed synes risiko for skade på disse økosystemene som følge av PFAS fra Florø lufthamn å være lav.			
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2015-02-13	Utkast m/biota	JJE
A4	2015-09-15	Utkast med risikovurdering vann/jord. Spredningsvurdering	VK
B7	2016-04-27	Norconsult revidering av jord, vann og spredningsvurderinger	VK
J8	2016-05-20	Endelig versjon	JJE
Utarbeidet av: Jannike Gry B. Jensen, Håkon Gregersen, Finn R. Gravem, Marthe-Lise Søvik, Lars Været, Eivind Halvorsen, Vegard Kvisle, Halvard Kaasa (red.)		Sign.: 	
Kontrollert av: Vegard Kvisle / Norconsult AS Frode Løset / Sweco Norge AS		Sign.: 	
Oppdragsansvarlig / firma: Kim Rudolph-Lund / Sweco Norge AS Jannicke Garmann / Norconsult AS		Oppdragsleder / firma: Halvard Kaasa / Sweco Norge AS Vegard Kvisle / Norconsult AS	

Forord

Avinor har i sin oppfølging av Miljøprosjektet engasjert eksterne konsulenter til å kartlegge og vurdere virkningene av per- og polyfluorerte forbindelser (PFAS) som er registrert på og rundt brannøvingsfeltene på Avinor sine lufthavner. Disse fluorerte stoffene ble tidligere brukt som bestanddel i brannskum.

For å skaffe oversikt over spredningsveier, samt å få gjort en vurdering av om spredning av disse fluorerte forbindelsene kan ha uheldige virkninger for mennesker og økosystem i nærområdene rundt lufthavnene, er det gjennomført registreringer av disse stoffene i jord, vann og levende organismer (biota). Nivået for innsamling av materialet er bestemt av Avinor. Det utarbeides en resultatrapport for hver lufthavn, med en tilhørende risikovurdering for mennesker og økosystem basert på innhentede data og tilgjengelig litteratur. Forutsetningen tidlig i prosjektet var at Avinor hadde størst fokus på effekt av PFAS på mennesker og innsamling av matbiota. Etter hvert som konsekvensene for økosystemene rundt lufthavnene økte i aktualitet, ble innsamlingen av andre typer biota utvidet.

Arbeidet som presenteres i denne rapporten bygger på data fra vann, jord, sedimenter og biologisk materiale som ble hentet inn i perioden 2011-2015. Rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom Norconsult AS og Sweco Norge AS.

Prøver av vann, sedimenter og jord er hentet inn av Sweco/Cowi i Miljøprosjektets delprosjekt 2 og av Norconsult i delprosjekt 5. Planlegging og innsamling av biotaprøvene er utført av Sweco Norge. Analysene av biotaprøvene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS, og jord- og vannprøver er analysert av Eurofins. Utarbeidelse av rapporten er gjort av Sweco Norge og Norconsult, ved at Norconsult har hatt ansvar for å sammenstille og vurdere data knyttet til jord og vann, mens Sweco Norge har utarbeidet tekst og figurer knyttet til PFAS i biologisk materiale med risikovurdering. Sweco har også stått for sluttredigering.

Kontaktpersoner hos Avinor som har bidratt med informasjon og nyttige innspill er Bente Wejden, Trine Reistad og Jarl Øvstedal.

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

Jannike Gry B. Jensen, Halvard Kaasa, Finn Gravem, Håkon Gregersen

Norconsult:

Vegard Kvisle, Marthe-Lise Søvik, Eivind Halvorsen, Lars-Erik Sørbotten og Lars Været

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

20. mai 2016

Innhold

1	Innledning.....	10
1.1	Bakgrunn og formål.....	10
2	Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS).....	12
2.1	Generelt.....	12
2.2	Egenskaper PFAS.....	13
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	14
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	14
2.5	PFAS i konsumvarer.....	17
3	Miljømål og akseptkriterier	18
3.1	Miljømål.....	18
3.2	Akseptkriterier i vann og biota	18
4	Metode risikovurdering	19
4.1	Inndeling miljøtilstand biota	19
4.2	Klasseinndeling sedimenter, jord og vann	20
4.3	Spredningsvurdering	21
4.3.1	Generelt.....	21
4.3.2	Metode for beregning av restmengde PFOS.....	21
4.3.3	Usikkerheter i beregningene	22
4.3.4	Metode for tidsestimat på utlekking av all PFOS fra brannøvingsfelt til resipient .	23
4.4	Risikovurdering	23
4.5	Vurderinger av økologiske konsekvenser	24
4.5.1	Bioakkumulering	25
4.6	Vurderinger av matbiota.....	26
5	Områdebeskrivelse.....	28
5.1	Beliggenhet og omgivelser	28
5.2	Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter	30
5.2.1	Historisk bruk av brannskum.....	30
5.2.2	Det nedlagte brannøvingsfeltet (BØF 2).....	30
5.2.3	Det aktive brannøvingsfeltet (BØF 1)	31
5.2.4	Andre PFAS-lokaliteter	31

5.3	Utførte tiltak	31
5.3.1	Oljeutskillere og sandfang.....	32
6	Undersøkelser	33
6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	33
6.2	Jord	33
6.2.1	Det nedlagte brannøvingsfeltet (BØF 2).....	33
6.2.2	Det aktive brannøvingsfeltet (BØF 1).....	34
6.3	Sedimenter	36
6.4	Vann.....	36
6.4.1	Grunnvann.....	36
6.4.2	Overflatevann	36
6.5	Biota	38
6.5.1	Terrestriske arter	38
6.5.2	Ferskvannsarter.....	38
6.5.3	Marine arter	38
6.5.4	Vurdering testgrunnlag biota.....	43
7	Spredningsvurdering	44
7.1	Innledning	44
7.2	BØF 1 – det aktive brannøvingsfeltet	45
7.2.1	Terreng- og strømningsanalyse for området	45
7.2.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF 1	46
7.2.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF 1	52
7.3	BØF 2 – det nedlagte brannøvingsfeltet.....	53
7.3.1	Terreng- og strømningsanalyse for området	53
7.3.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF 2	54
7.3.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF 2	54
7.4	Estimat av mengde PFOS og PFAS fra oljeutskiller BØF 1	54
8	Risikovurdering	56
8.1	Økosystem og risiko	56
8.1.1	Terrestrisk miljø	56
8.1.2	Ferskvann.....	58
8.1.3	Marint miljø	58
8.2	Matbiota og risiko	58

8.2.1	Mattrygghet.....	58
9	Oppsummering	60
9.1	Jord og vann	60
9.2	Restmengder jord/spredning	60
9.3	Matbiota og risiko for mennesker.....	61
9.4	Økosystem og risiko	61
10	Referanser	63

Vedlegg 1 Undersøkte arter

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Vedlegg 3 Ordliste

Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann fra undersøkelser 2011-2014

- Oversiktskart jord og sediment
- BØF jord og sediment
- Oversiktskart vann

Vedlegg 5 Oversiktskart biota fra undersøkelser 2013

1 Innledning

De siste årene har en blitt oppmerksom på en gruppe syntetiske fluorerte karbonforbindelser som kan ha uønskede miljøkonsekvenser (Borg and Håkansson, 2012). Disse stoffene har lenge vært brukt i mange industriprodukter, som f.eks. til impregnering, slipp-belegg i kokekar og i overflatebehandling. Et av produktene var brannskum som bl.a. ble brukt ved norske lufthavner. I Norge ble bruk av PFOS og PFOS-relaterte forbindelser i brannskum, tekstiler og impregneringsmidler regulert i 2007 gjennom produktforskriftens §§ 2-9, 4-1 og 4-2, samt i begrensningsdirektivet – PFOS (Regjeringen, 2007). Tidligere bruk har ført til at det fremdeles finnes rester av slike forbindelser i grunnen der produkter med denne type forbindelser ble anvendt.

Avinor brukte PFOS-holdig brannskum ved sine lufthavner da dette var lovlig, og før de negative miljøkonsekvensene av PFOS var kjent. Avinor byttet til PFOS-fritt skum i 2001. Mellom 2001 og 2012 ble det benyttet brannskum med andre PFAS enn PFOS, bl.a. 6:2 FTS, mens det i dag brukes et fluorfritt brannslukkingsskum.

Basert på tidligere undersøkelser gjennomført i Avinor sitt miljøprosjekt, har Norconsult og Sweco på oppdrag fra Avinor utført supplerende prøvetaking, kartlegging og risikovurdering av PFAS-forurensningen ved og rundt 18 av lufthavnene, spesielt ved brannøvingsfeltene.

Denne rapporten oppsummerer tidligere og nye PFAS-resultater fra analyser av vann, jord og biota ved Florø lufthamn. Analyseprogrammet omfatter opp til 14 utvalgte PFAS. I rapporten er det brukt en del forkortelser og uttrykk som kan trenge en forklaring. Slik forklaring er gitt som fotnoter, samt at det er utarbeidet en liten ordliste til dette formålet som ligger i vedlegg 3.

1.1 Bakgrunn og formål

Avinors Miljøprosjekt, som startet i 2010, har som formål å utrede miljøstatus og eventuelt å gjennomføre tiltak på Avinors lufthavner for å sikre at de tekniske anleggene på lufthavnene og driften av disse er innenfor vilkår i utslippstillatelsene, og at de oppfyller Forurensningsloven med tilhørende forskrifter. Miljøprosjektet var delt inn i 9 delprosjekter (DP), hvor DP2 omhandlet forurensset grunn. Alle delprosjektene ble avsluttet innen utgangen av 2015, og miljøarbeidet ble overført til driftsorganisasjonen.

Som del av Miljøprosjektets DP2 gjennomførte Cowi AS og Sweco Norge AS kartlegging og risikovurdering (SFT, 1999. Veileder 99:01. Risikovurdering av forurensset grunn) av PFOS-forurensning ved alle Avinors lufthavner i 2011-2012. Rapportene ble levert til Miljødirektoratet i januar 2013. Undersøkelsene påviste PFOS i varierende konsentrasjoner ved nesten alle brannøvingsfelt. Ved flere lufthavner ble det også funnet PFOS i områder der det ikke var forventet. DP2 arbeidene viste også at beregningsverktøyet som er utviklet for veileder 99:01 (SFT, 1999) ikke er godt nok til å bestemme spredning av PFAS fra grunn til resipient.

For å gjøre en utvidet risikovurdering basert på målt eksponering (Trinn 3 – SFT, 1999), ble Sweco Norge og Norconsult engasjert for innhenting av biologisk materiale fra lufthavnene i 2012 og 2013, samt eventuelt å supplere med vann og jordprøver. Dette som et grunnlag for å identifisere eventuelle behov for tiltak for fjerning av forurensning. Forutsetningen tidlig i prosjektet var at Avinor hadde fokus på effekt av PFAS på mennesker, og følgelig ble det i stor grad gjennomført analyser på sjømat og fiskekjøtt av konsumfisk, samt noen arter som kan ha direkte påvirkning for opptaket av PFAS i disse. Etter hvert som vurdering av konsekvens for økosystemene rundt lufthavnene økte i aktualitet, ble innsamlingen av andre typer biotaprøver

utvidet. Prøvematerialet i denne undersøkelsen gir grunnlag for både å innlemme hensynet til konsekvenser for mennesker og økosystem.

Kunnskap om PFOS og PFAS har utviklet seg i løpet av prosjektperioden, og i begynnelsen var det kun fokus på PFOS og PFOA. Det ble derfor bare i begrenset omfang analysert for andre PFAS i starten av prosjektet.

Utenfor Florø lufthavn er det gjennomført innsamling og analyse av diverse muslinger og strandbiota fra marint område utenfor begge brannøvingsfeltene på lufthavna. Vannovervåkingen ble også videreført med et utvalg eksisterende og nye prøvepunkter i 2013 og 2014. Denne rapporten oppsummerer tidligere og nye PFAS-resultater fra analyser av jord, vann og biota ved Florø lufthavn. Analyseprogrammet omfatter opp til 14 utvalgte PFAS-forbindelser.

Med bakgrunn i tilgjengelige analysedata og litteratur søker en i rapporten å belyse mulige spredningsveier, mengde gjenværende PFOS og hvor mye som årlig lekker ut, og å vurdere om PFAS kan ha uheldige virkninger for mennesker og økosystem i nærområdene rundt lufthavnen.

2 Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS)

2.1 Generelt

PFAS (per- og polyfluorerte alkylstoffer) er en stor gruppe organiske, fluorholdige kjemiske forbindelser. Totalt finnes det flere hundre forskjellige stoffer og det utvikles stadig nye. Tabell 2-1 viser et utvalg av de mest vanlige forbindelsene med navn og kjemisk formel. Alle, eller noen av disse forbindelsene, er analysert i biota og eller i vann og jord i de utførte undersøkelsene. Felles for dem er at alle hydrogenatomene (perfluorerte) eller noen av hydrogenatomene (polyfluorerte) i alkylene er byttet ut med fluoratomer. PFAS deles inn i fire hovedgrupper; sulfonater, alkoholer, syrer og sulfonamider. Antall karbonatomer (C) i alkylkjeden er ofte 4 – 12 (C₄ – C₁₂), men også lenger.

Det er godt kjent at to av stoffene, PFOS (perfluoroktylsulfonat) og PFOA (perfluoroktylsyre), kan ha alvorlige helse- og miljøskadelige effekter, at de gjenfinnes overalt i miljøet og at de i liten grad brytes ned, verken biologisk eller kjemisk. Det er forholdsvis liten kunnskap om effektene av de andre stoffene, og både i Norge og utlandet forskes det for å øke forståelsen.

Tabell 2-1. Oversikt over de per- og polyfluorerte alkylforbindelsene som inngår i biota-, vann- og jordanalysene.

PFAS	Navn	Kjemisk formel
PFBA ^{b)}	Perfluorobutanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₂ COOH
PFPeA ^{a)}	Perfluoropentanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₃ COOH
PFHxA ^{a)}	Perfluorohexanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₄ COOH
PFHpA ^{a)}	Perfluoroheptanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₅ COOH
PFOA ^{a)}	Perfluorooctanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₆ COOH
PFNA ^{a)}	Perfluorononanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₇ COOH
PFDA ^{a)}	Perfluorodecanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₈ COOH
PFBS ^{a)}	Perfluorobutans sulfonic acid	CF ₃ (CF ₂) ₃ SO ₃ H
PFHxS ^{a)}	Perfluorohexane sulfonic acid	CF ₃ (CF ₂) ₅ SO ₃ H
PFOS ^{a)}	Perfluorooctanesulfonic acid	CF ₃ (CF ₂) ₇ SO ₃ H
FTS-6:2 ^{a)}	6:2 fluortelomer sulfonate	CF ₃ (CF ₂) ₅ CH ₂ CH ₂ HSO ₃
FTS-8:2 ^{a)}	8:2 fluortelomer sulfonate	CF ₃ (CF ₂) ₇ CH ₂ CH ₂ HSO ₃
PFDS ^{c)}	Perfluoro-1-decanesulfonate	CF ₃ (CF ₂) ₉ HSO ₃
PFUnDA ^{c)}	Perfluoroundecanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₉ COOH
PFDoDA ^{c)}	Perfluorododecanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₁₀ COOH

a) Analysert i både biota, vann og jord

b) Analysert kun i vann og jord

c) Analysert kun i biota

PFOS er den mest utbredte av PFAS, og virker å være det endelige sluttproduktet ved nedbryting av flere andre per- og polyfluorerte alkylstoffer (Beach *et al.*, 2006). PFOS er en stabil forbindelse og har en biologisk estimert halveringstid når den opptrer fritt i naturen på 41 år (van Asselt *et al.*, 2011).

PFAS fremstilles syntetisk, og har vært brukt i industri- og forbrukerprodukter siden 1940-tallet. Stoffene har gode overflateegenskaper, og de kan blant annet danne tynne hinner som hindrer spredning av brann og avdamping av flyktige forbindelser. De forbedrer også produktenes

vann- og smussavstøtende egenskaper. Stoffene brukes eller har vært brukt blant annet i brannskum, hydraulikkoljer, plantevernmidler, rengjøringsmidler, elektronisk utstyr, teflonbelegg, matemballasje, skismøring, samt i tekstiler og tepper.

Noen av forbindelsene benyttes ofte som hjelpekjemikalier i prosesser for å produsere andre fluorpolymere (f.eks. PFOA og PFNA benyttes for å lage PTFE (Teflon/Gore-Tex)).

Tidligere var PFOS-holdig brannskum den største kilden til utslipp av PFOS i Norge. Foruten PFOS, er det PFOA, 6:2 FTS, PFHxS og PFBS som hovedsakelig assosieres med brannskum. Klif (nå Miljødirektoratet) har utarbeidet en handlingsplan for å redusere forbruket og utslippene av PFAS, og blant annet ble PFOS i brannskum regulert i Norge i 2007 og PFOA i 2014. Avinor faset ut sin bruk av PFOS-holdig brannskum i 2001, og annet PFAS-holdig brannskum i 2012, og selskapet har alltid benyttet lovlig skum.

Stoffene kommer først og fremst inn i det akvatiske miljøet via avløpsvann (industri, kloakk, spredt avrenning osv.). Miljødirektoratet pålegger nå de bedriftene som mottar og behandler flytende farlig avfall, å redusere utslippene av perfluorerte miljøgifter (Miljødirektoratet, 2014).

I tiden etter at PFOS ble faset ut, har bruken og dermed konsentrasjonen av andre PFAS slik som PFBS, PFHxS og PFNA økt. PFOS, PFOA og andre per- og polyfluorerte forbindelser regnes nå som globale miljøgifter. Foreliggende informasjon viser at PFOS-beslektede forbindelser har blitt og blir fjernet fra mange produkter, men at det kan ta ytterligere 5-10 år før tilfredsstillende alternativer er utviklet og tatt i bruk.

Undersøkelser tyder på at bioakkumuleringsevnen og giftigheten av de per- og polyfluorerte forbindelsene øker med økende lengde på alkylkjeden. Med en kjedelengde på 5 karbonatomer eller mindre, virker ikke forbindelsene å være så farlige, men deres persistens (motstand mot nedbrytning av naturlige prosesser) betyr at de vil forbli i miljøet i lang tid.

2.2 Egenskaper PFAS

Det er stor spredning i egenskapene til de ulike PFAS, men generelt er de lite fettløselige, forholdsvis godt løselige i vann, og binder seg særlig til proteiner i organismene. I motsetning til andre halogenerte organiske miljøgifter oppkonsentreres PFAS ikke i fett, men sirkulerer i organismen knyttet til proteiner i blod og lever (KLIF, 2013). Forbindelsene brytes i liten grad ned (metaboliseres), og skilles primært ut fra leveren med gallen, og konsentrasjonene i fisk er derfor høyest i blod, lever og galle, mens de i muskelvev er oftest betydelig lavere (Martin *et al.*, 2003).

De fysiokjemiske egenskapene til PFAS er av en slik karakter at deres oppførsel i miljøet verken er enkel å skjønne eller lett å forutsi med de modeller og forutsetninger som vanligvis benyttes. De store forskjellene i de fysiokjemiske egenskapene (bl.a. vannløselighet, K_{oc} ¹, damptrykk osv.) bidrar til at PFAS ikke kan behandles som en homogen gruppe, spesielt ved vurdering av tiltak. Fordelingen mellom ulike miljømatrikser styres av komplekse interaksjoner mellom matriksens egenskaper (f.eks. ionebytter) og stoffenes struktur og molekylære egenskaper. Dette innebærer at enkle modeller for å forutsi fordelingen mellom vann og jord, utlekkingsegenskaper og transport ikke kan benyttes.

Noen viktige egenskaper hos PFOS og PFOA:

¹ Fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann
Florø lufthavn

- Anion (negativt ladd) i vann og sedimenter
- Overflateaktivt; molekylene har ofte en hydrofob og en lipofob del
- Lavt damptrykk (lite flyktige)
- Kjemisk og termisk stabile
- Høy persistens, dvs. brytes i liten grad ned i vann, sedimenter og jord
- Affinitet til organisk materiale, jord og sedimenter (assosieres til overflater): PFOS > PFOA
- Akkumuleres i næringskjeden
- Bioakkumuleringspotensiale (evnen til å bli lagret i organismer): Høyere for langkjedete PFAS og PFOS > PFOA
- Opptak i organismer av PFAS i akvatisk miljø skjer både direkte via vann og via næringsopptak
- Evnen til å transporteres med grunnvann øker med avtagende karbonkjedelengde
- Ikke fettløselig og synes å binde seg til proteiner og proteinrike vevstyper (lever og blod)
- Hormonhermer
- Moderat akutt giftighet.

2.3 Effekter på miljø, mennesker og dyr

Virkningsmekanismene til PFAS på mennesker og dyr er det foreløpig liten kunnskap om, men en del av de skadelige effektene er kjent. Eksempelvis virkning på organfunksjoner, endringer av fekunditet (fruktbarhet) og påvirkning på immunforsvar (Stubberud 2006, Grandjean and Budtz-Jørgensen, 2013). Overhyppighet av ulike kreftformer knyttes også til høye blodverdier av disse stoffene. Nyere dyrestudier antyder at PFOS er mer toksisk enn EFSA antok i 2008 (EFSA, 2008), i første rekke gjelder det immuntoksisitet (Glynn *et al.*, 2013; Grandjean and Budtz-Jørgensen, 2013).

Langkjedete PFAS er en bekymring for barns helse. Studier på forsøksdyr har vist utviklingstoksisitet, inkludert dødelighet for nyfødte. Barns eksponering er større enn hos voksne, dette som følge av økt inntak av mat, vann og luft per kilo kroppsvekt, samt barnespesifikke eksponeringsveier som morsmelk og inntak av ikke-matvarer, og kontakt med gulvet. Studier har vist PFAS i navlestrengsblod og morsmelk, og det er rapportert at barn har høyere nivåer av enkelte PFAS sammenlignet med voksne (EPA, 2009). EFSA (2012) viste at små barn fikk i seg to til tre ganger mer PFAS enn voksne (% TDI).

De forskjellige PFAS viser ulike halveringstider i organismer, og sannsynligvis varierer halveringstidene fra organisme til organisme. I menneske har PFOS og PFOA en halveringstid på omtrent 4 år. Organisasjonen *Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)* påpeker imidlertid at kontinuerlig eksponering av disse stoffene vil kunne øke belastningen på kroppen til et nivå som gir uønsket utfall (ATSDR, 2009).

2.4 Økologiske konsekvenser av PFAS

Under er det gitt en beskrivelse av hvor PFAS er påvist i naturen, hvordan de akkumuleres i organismene og oppover i næringskjeden, og i hvilken grad stoffene skilles ut igjen. Det vil også bli gitt noen eksempler på observerte konsekvenser som følge av forsøk der organismene (stort sett enkeltarter, ikke økosystemer) ble eksponert for ulike konsentrasjoner av ulike PFAS. I litteraturen som er gjennomgått er det imidlertid ikke funnet klare eksempler på negative effekter av PFAS på organismer i naturlige økosystemer.

Første gang det ble uttrykt bekymring for de toksiske effektene av enkelte PFAS var på 1980-tallet, men det var først da det for relativt få år siden ble utviklet mer sensitive analysemetoder, at disse forbindelsene ble påvist i uventede geografiske områder, som i Arktis og nordlige deler av Stillehavet. PFAS ble funnet i mange dyrearter, særlig toppredatorer, og det ble også påvist PFAS i blodprøver (blant annet bundet til proteiner i plasma) fra mennesker over hele verden (Giesy og Kannan, 2001; Kerstner-Wood *et al.*, 2003; Schultz *et al.*, 2003).

I 2004 ble det publisert en rapport i regi av Nordisk Ministerråd (NMR), hvor det ble presentert funn av PFAS i ulike miljøprøver fra seks nordiske land (Norge, Sverige, Danmark, Finland, Færøyene og Island) (Kallenborn *et al.*, 2004). Denne undersøkelsen pekte på at kloakkslam og sigevannsprøver også er viktige kilder til utslipp og spredning av PFAS ut i miljøet. I biota ble de høyeste konsentrasjonene funnet i toppredatorer som grindhval og steinkobbe, samt i gjedde, som er en typisk rovfisk.

I Norge overvåker Miljødirektoratet PFAS i biota. Nylig ble det eksempelvis gjennomført en screeningundersøkelse av biota og sedimenter for blant annet PFAS på fastlandet i Norge og på Svalbard (Harju *et al.*, 2013). Prøvepunktene i denne undersøkelsen var spesielt valgt for å kunne eliminere lokale forurensningskilder, og å få innsikt i bakgrunnsdata for de aktuelle forbindelsene, som følge av langtransportert forurensing. Laveste konsentrasjoner ble funnet i abiotiske prøver (jord/vann), mens de høyeste nivåene ble funnet i sellever (85,5 µg/kg vv) og isbjørn (i underkant av 300 µg/L våtvekt i blodplasma), og i egg fra marine fugler (72,8 µg/kg vv). Av stoffene som ble påvist, viste blant annet PFOS en TMF (Trophic Magnification Factor) høyere enn 1, både for marine økosystem tilknyttet det norske fastland og Svalbard (Harju *et al.*, 2013). Dette innebærer at konsentrasjonen av PFOS økte fra ett nivå i næringskjeden til den neste, f. eks. fra sel til isbjørn.

En annen studie tok for seg økotoksikologiske effekter på meitemark (*Eisenia fetida*) som følge av påvirkningen av tre PFAS (Stubberud, 2006). Meitemarken er en viktig art, fordi den har en nøkkelrolle i det terrestriske økosystemet, både som nedbryter av organisk materiale i jord, og som matkilde for andre dyr som mange fuglearter og enkelte pattedyr som for eksempel grevling. Resultatene i studien viste at PFOS og PFOA var skadelig for meitemarkens reproduksjonsevne når nivået i jorda oversteg henholdsvis 10 og 16 mg/kg (reduisert antall avkom, lav vekt på avkom). BCF (Biokonsentrasjonsfaktor) for PFOS fra jord til meitemark var 2,3. Nivået av PFOS i meitemark var altså 2,3 ganger så høy som i omgivelsene. Dette tyder også på at oppkonsentreringen av PFOS starter på et lavt nivå i næringskjeden. For PFOA var BCF lik 1. Det var altså ingen forskjell i konsentrasjon av PFOA mellom meitemark og dens omgivelser i dette forsøket (Stubberud, 2006). De ulike PFAS synes å bli tatt opp i meitemarken i ulik grad. Generelt tyder det på at forbindelser med lange karbonkjeder akkumuleres i større grad enn de med korte kjeder.

Det er også gjort studier av effekten av PFAS på fisk. I ett tilfelle ble umodne regnebueørret gitt fôr som inneholdt tre varianter av perfluorofosfonater (PFPA) og tre varianter av perfluorofosfinater (PFPiA) i 31 dager, etterfulgt av en 32-dagers utskillingsfase. Konsentrasjonen av de ulike forbindelsene i fôret varierte mellom 420 – 533 ng/g fôr (= 420-533 µg/kg). Både lever og hel fisk ble analysert regelmessig, samt stoffenes fordeling i blod, lever, hjerte, nyrer og gjeller, etter endt fôringsperiode. Det ble ikke observert noen dødelighet, men fisk som fikk forurenset fôr vokste signifikant dårligere og fikk mindre lever enn fisk som ikke fikk forurenset fôr (Lee *et al.*, 2012). Et annet interessant trekk var at PFAS viste seg å bli skilt ut av kroppen etter at fôringen stoppet. Halveringstiden for utskillelsen av PFAS varierte fra 3 til 43 dager, og tiden det tok å skille ut stoffene økte med antall perfluorerte karbonatomer i molekylet. BMF, biomagnifiseringsfaktoren (forholdet mellom konsentrasjonen av den aktuelle kjemiske forbindelsen i organismen og i maten organismen spiser), var mindre enn 1

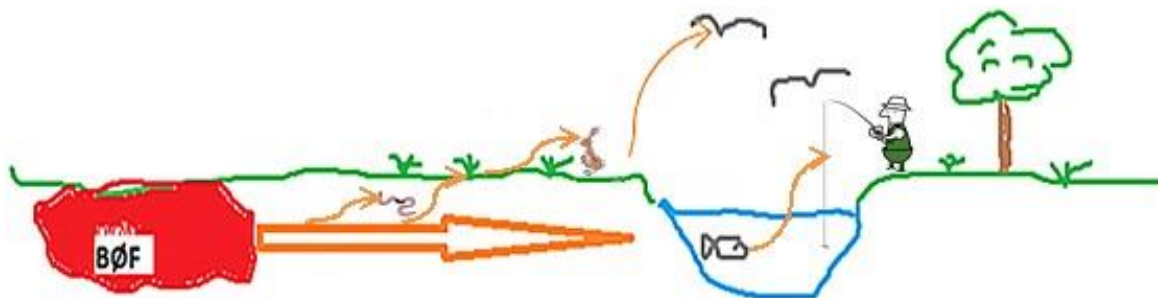
for alle forbindelsene. Dette antyder at de studerte stoffene ikke ble oppkonsentrert utover det nivået fôret har, når regnbueørreten kun fikk stoffene inn i kroppen gjennom maten den spiste.

I en ny studie gjort ved Universitetet i Oslo i samarbeid med Avinor, ble ungfisk av ørret (*Salmo trutta*) eksponert for vann som inneholdt en blanding av seks PFAS i et gjennomstrømningssystem i 20 dager, fulgt av en periode på 10 uker da fisken kun ble utsatt for rent vann (Johanson *et al.*, 2015). Fisken ble delt i to grupper, der den ene gruppen ble utsatt for en «lav» konsentrasjon (5,8 µg PFOS /L) i vannet, mens den andre gruppen av fisk ble eksponert for en «høy» konsentrasjon (455 µg PFOS/L) (Johanson *et al.*, 2015).

Resultatene viser at eksempelvis PFOS og PFHxS ble tatt opp i fisken fra vannet, og PFOS i størst grad. Det var dessuten en signifikant akkumulering av PFOS og PFHxS i løpet av de tre ukene eksponeringen varte, for begge stoffene med høy utgangskonsentrasjon i vannet, og for PFHxS med lav utgangskonsentrasjon. Etter ti uker i rent vann hadde konsentrasjonen av PFOS i fisken ikke sunket mens for PFHxS var nedgangen signifikant. Det konkluderes også med at PFOS og PFHxS har et bioakkumuleringspotensial i fisk (Johanson, S.M., 2015). Det konkluderes videre med i denne undersøkelsen at eksponering for høye verdier av utvalgte PFAS (herunder PFOS og PFHxS) medfører økt nivå av vitellogenin (Hellstad, S. 2015). Dette er et protein som er relatert til genet som styrer reproduksjon og dannelse av eggeplomme (Mills *et al.*, 2003). Hvilken konsekvens en stigning i innhold av vitellogenin kan ha for reproduksjon hos ørret er ikke omtalt hos Hellstad (2015), men hos Mills *et al.* (2003) hevdes det at slik forhøyet vitellogeninnivå kan ha effekt på reproduktiv suksess hos fisk og at hormonhermere og østrogen i akvatisk miljø kan gi slike fysiologiske effekter. Du *et al.* (2013) sier at PFOS har disse hormonhermende egenskapene blant annet ved å endre uttrykket til reseptor genene for østrogenproduksjon. Forsøkene til Du *et al.* (2013) som ble gjennomført med sebrafisk (*Danio rerio*), konkluderer med at PFOS kan ha mange effekter på det endokrine systemet både i forsøk og i naturen.

Tilsvarende bioakkumulering og overføring til høyere trofiske nivå som ble vist i forsøket med ørret (Johanson *et al.*, 2015), er også rapportert fra ferskvann i Kina (Xu *et al.*, 2014), og fra et subtropisk næringsnett i Hong Kong (Loi *et al.*, 2011). Multivariate analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007).

Det viktigste opptaket av PFAS i næringskjedene med virkning for mennesket skjer når planter og dyr som brukes til menneskemat eksponeres for kontaminert levemiljø. Prinsipielt kan forurensingen fra et brannøvingsfelt til naturmiljøet spres videre til luft, vann, jord og biota (Figur 2-1). Fordamping av PFAS under normale naturlige forhold er lav og luftprøver er derfor ikke med i undersøkelsen. De fire kategoriene er følgelig mottakere eller resipienter av forurensingen, og de står i nær kontakt med hverandre. Eksempelvis vil en meitemark kunne oppta forurensingen fra vann, jord og fra organisk materiale slik som løv fra trær som vokser på den forurensede lokaliteten. Spredningen av forurensingen foregår altså i et tredimensjonalt rom, og forurensningen kan over tid helt eller delvis transporteres bort fra det opprinnelige kildeområdet. Komplexiteten i et spredningsbilde øker med antall forurensingsbærere.



Figur 2-1. Skjematisk fremstilling av forurensningssituasjonen ved brannøvingsfelt.

2.5 PFAS i konsumvarer

Van Asselt *et al.* (2013) fant at meieriprodukter anses å være den dominerende inntaksveien av PFOS for mennesker, i tillegg til sjømat, drikkevann, kjøtt og støv. Folkehelseinstituttet (Haug, 2012), har via BROFLEX-studien vist at for de fleste mennesker skjer det største opptaket av PFOS/PFOA gjennom maten, og spesielt fisk og skalldyr, men at innemiljø og drikkevann også kan være viktige eksponeringskilder. At viktigste eksponeringskilde for mennesker varierer, kan skyldes regionale og lokale forhold.

EFSA²(2012) fant at PFOS i snitt utgjorde 29 % av 27 PFAS som det ble analysert for i et stort antall matvarer. Videre fant de at PFAS forekom hyppigst i fisk og annen sjømat, samt kjøtt og kjøttprodukter, og i noe mindre omfang i frukt og grønnsaker og drikkevann. I denne undersøkelsen var datamaterialet hentet fra 13 europeiske land, deriblant en stor andel fra Norge. Noorlander *et al.* (2011) fant imidlertid at i Nederland stammet 25 % av det totale inntaket av PFOS fra melk/meieriprodukter, mens kjøtt og fisk bidro med henholdsvis 21 % og 9 %. Inntaket av melk, melkeprodukter og kjøtt bør følgelig tas med i betraktningen når en ser på den totale belastningen hos mennesker. Det er sannsynlig at disse bidragene varierer med kostvaner og forutsetninger for lokal matproduksjon. Haug *et al.* (2010) viste at i Norge vil det for de fleste være gjennom maten, spesielt fisk og skalldyr, at voksne får i seg mest PFOS og PFOA, men at innemiljø og drikkevann også kan være viktige eksponeringskilder. For små barn er det i tillegg andre kilder som ikke er relatert til mat, men at de krabber på gulvet og spiser på alt mulig. Det synes også relevant å vurdere gravides inntak spesielt.

For å studere opptak i matplanter som er aktuelle for mennesker, ble fem ulike arter (vårhvete, poteter, mais, havre og flerårig raigrass) dyrket i jord som ble tilsatt PFOA og PFOS i konsentrasjoner fra 0,25 til 50 mg/kg jord. Studien viste at det ble funnet høye konsentrasjoner i den vegetative delen framfor i lagringsorganene (f. eks. i bladene framfor i frøene). Videre ble det funnet at konsentrasjonen i plantene økte med konsentrasjonen av PFAS i jorda. Ved konsentrasjoner fra 10 til 50 mg PFOA og PFOS /kg jord (varierte mellom artene) ble det observert økende effekter som nekrose (lokal celle og vevsdød), gulfarging og redusert vekst med økende dose (Stahl *et al.*, 2009). Opptaket av PFAS i plantene hadde dermed synlige negative konsekvenser for plantene.

² European Food Safety Authority
Florø lufthavn

3 Miljømål og akseptkriterier

3.1 Miljømål

Følgende miljømål er vedtatt i Avinors miljøkomité³, og er styrende for vurderingene i disse risikovurderingene:

- 1) PFAS-forurensning som følge av Avinors aktivitet skal håndteres slik at naturlige resipienter og tilgrensende økosystem har god vannkvalitet⁴ og gode livsbetingelser for berørte arter.
- 2) Utlekking og spredning av perfluorerte stoffer fra Avinors aktive og nedlagte brannøvingsfelt skal reduseres over tid sammenlignet med dagens situasjon⁵.

Karakterisering av miljøtilstand som utgangspunkt for miljømål 1 og 2 skal være basert på statistiske verdier og ikke på enkeltobservasjoner. Miljømål 1 legges til grunn for vurderingene av resultatene fra undersøkelsene som presenteres i denne rapporten, og i den grad undersøkelsene har tilstrekkelig omfang, legges de til grunn for videre oppfølging av miljømål 2.

3.2 Akseptkriterier i vann og biota

Vannforskriftens grenser for god vannkvalitet i vannforekomster er beskrevet ved 9,1 µg PFOS/kg våtvekt (vv) i akvatisk matbiota (mat for både mennesker og dyr). I rapporten legges det til grunn en konservativ vurdering av risiko der 9,1 µg/kg vv PFAS skal brukes som grense for god kvalitet. Dette betyr at det her måles på samlet innhold av de 14 PFAS forbindelsene det analyseres på i biota (Tabell 2-1).

Dokumentasjon av negative effekter som følge av PFAS-innhold i ulike dyrearter viser at mengde PFAS i slike studier ofte er svært mye høyere enn 9,1 µg/kg (se avsnitt 2.4). Det er likevel valgt å benytte denne grenseverdien for arter som er vanlige i de økosystemene som grenser til PFAS-forurensningene på lufthavnene, og det legges til grunn at konsentrasjoner opp til 9,1 µg PFAS/kg vv gir gode livsbetingelser for tilstedeværende arter.

Normen på 9,1 µg/kg våtvekt legges til grunn for biota i akvatisk og terrestrisk miljø i resipientene.

Dersom det er behov for å vurdere vannkvalitet i forhold til drikkevann, benyttes det i denne rapporten svenske retningslinjer (www.slv.se), der Livsmedelverket har anbefalt at akseptverdiene skal baseres på at 10 % av TDI kommer fra drikkevann (Livsmedelsverket, 2014a og 2014b). I disse retningslinjene anbefales det tiltak dersom konsentrasjonen av PFAS overstiger 90 ng/L, og forbud mot å bruke det som drikkevann dersom konsentrasjonene overstiger 350 ng PFAS/L.

Ved fremstilling og vurdering av analyseresultater brukes statistiske verdier der det er grunnlag for det. Dette for å unngå feilkilder som kan oppstå ved å trekke konklusjoner basert på data fra få individer. Der det kun foreligger data fra få individer, presenteres disse med vurdering av representativitet.

³ Vedtatt 2014-09-12

⁴ Målt som EQS_{biota}, human helse = 9,1 µg PFOS/kg våtvekt (KLIF, 2012)

⁵ 2014

4 Metode risikovurdering

4.1 Inndeling miljøtilstand biota

Det er hensiktsmessig med en inndeling av PFAS-innhold i biota for å presentere funn med ulikt innhold, samt å antyde potensiell risiko. Det benyttes en 4-delt skala med fargekode (Tabell 4-1). Se ellers vedlegg 2 for bakgrunnsinformasjon. TDI⁶ er verdien for livslangt tolererbart daglig inntak (μg stoff/kg kroppsvekt/dag) av et spesifikt stoff. TDI-verdien bestemmes normalt på bakgrunn av studier med fugl eller pattedyr som utsettes for kronisk belastning av det aktuelle stoffet, og observasjoner av når skadelig påvirkning på organismene inntreffer, inkludert en sikkerhetsfaktor (KLIF, 2012).

Når det gjelder PFOS, sier EUs vanndirektiv at et bidrag på inntil 10 % av TDI fra en kilde (her sjømat) defineres som god økologisk tilstand, da det antas at mennesker får i seg PFAS også fra andre kilder enn sjømat (f.eks. meieriprodukter, støv, drikkevann osv.) (Klif, 2012). Mattilsynet har tidligere gjennomført vurderinger av risiko for human helse knyttet til konsum av fisk fra resipienter ved fem av Avinors lufthavner (Mattilsynet, 2013 og 2015 ()). I Mattilsynets grunnlag for vurderinger sies det «*Det er også antatt at fisk og sjømat står for det alt vesentlige opptaket av PFOS til kroppen*».

I vurderingene av konsekvenser for miljø og for human helse legges i denne rapporten «føre var»-prinsippet til grunn, på den måten at TDI-verdien for PFOS overføres til å gjelde for summen av funn av de 14 PFAS som inngår i biotaanalysene. Ved statistisk behandling av resultater, regnes resultater under deteksjonsgrensen (<LOD) som null.

Dagens kunnskap tilsier at mange av forbindelsene som tilhører gruppen PFAS er mindre miljøfarlige enn PFOS, og at en ved å bruke summen av PFAS i kategoriseringen trolig overestimerer miljøvirkningene og dermed tilstandskategori. Resultater der det ikke er gjort funn over deteksjonsgrensen regnes imidlertid som nullverdi, og dette gir sannsynligvis en underestimering av tilstand. Videre foreligger det en usikkerhet vedrørende eventuelle «cocktail-effekter»⁷ av ulike PFAS, og også i kombinasjon med eventuelle andre miljøgifter. Det foreligger svært lite forskning rundt dette, men den generelle utviklingen for klassifisering av miljøgifter i samfunnet er at de ofte anses som mer farlige etter hvert som kunnskapsnivået øker, slik at anbefalt TDI reduseres med tiden. En dokumentasjon av dette ligger i artikkelen til Grandjean and Budtz-Jørgensen (2013) der det hevdes at nåværende grense for drikkevann er flere hundre ganger for høy i forhold til effekter på immunsystemet hos mennesker.

Kategoriinndelingen i **Feil! Ugyldig selvreferanse for bokmerke.** er basert på TDI i forhold til human helse ved konsum (TDI = livslangt tolererbart daglig inntak av stoffet), og reflekterer delvis risikoen for økosystemene. EUs grense for god miljøtilstand ($\text{EQS}_{\text{biota}}$) er $9,1 \mu\text{g}$ PFOS/kg biota vv. Grense for dårlig miljøtilstand er satt til $10 \cdot \text{EQS}_{\text{biota}}$, altså $91,3 \mu\text{g}$ PFOS/kg biota vv. I denne rapporten er grenseverdien den samme, men gjelder sum PFAS.

⁶ TDI – livslang tolererbart daglig inntak av et stoff (μg stoff/kg kroppsvekt/dag)

⁷ Kombinasjonseffekter ved påvirkning av flere ulike kjemiske stoffer samtidig

Tabell 4-1. Kategorisering av innhold av PFAS i biota med tanke på risiko for human helse og økosystem.

	Kategori I – Bakgrunn/ikke påvist	Kategori II – God miljøtilstand	Kategori III – Moderat miljøtilstand	Kategori IV – Dårlig miljøtilstand
PFAS, µg/kg biota vv	< LOD ⁸	LOD – 9,1 ⁹	9,1 – 91,3	> 91,3

4.2 Klasseinndeling sedimenter, jord og vann

Det er innholdet av PFAS i biota som er styrende for miljørisikovurderingen, og om resipienten er regnet for å ha god tilstand. For enklere å få en oversikt er det hensiktsmessig også med en kategorisering av innholdet av PFAS i sedimenter, jord og vann. Dette gjør det i tillegg enklere å kunne sammenligne ulike områder ved lufthavnen og mellom lufthavner.

For kategoriseringen av sedimenter, jord og vann, er klasseinndelingen av PFOS som er utarbeidet i Miljødirektoratets rapport TA-3001 «Utkast til bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitets-standarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota» (KLIF, 2012) benyttet som et utgangspunkt. Da flere av grenseverdiene i klasse I og II er lavere enn rapporteringsgrensen for PFAS ved kommersielle laboratorier (5-10 ng/L) og dermed uoppnåelige, er det valgt å benytte kvantifiseringsgrensen som praktiske laveste grense i klasse II (Tabell 4-2). Se vedlegg 2 for bakgrunnsinformasjon og forklaring.

Selv om PFOS i dag anses som den mest miljøfarlige av PFAS, er klassifiseringen av summen av alle de analyserte PFAS presentert og vurdert for både vann- og jordprøvene etter kriteriene for PFOS, dette i henhold til føre-var-prinsippet.

Tabell 4-2. Kategorisering av innhold av PFAS i vann (ng/L) og sediment (µg/kg TS).

	Klasse I – Bakgrunn	Klasse II – Under kvantifiseringsgrense	Klasse III – Moderat	Klasse IV – Dårlig	Klasse V – Svært dårlig
Sjøvann, ng/L	0	< LOQ ¹⁰	LOQ – 23	23 – 7 200	> 7 200
Ferskvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 230	230 – 36 000	> 36 000
Grunnvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 230	230 – 36 000	> 36 000
Drikkevann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 90	90 – 350	> 350
Sediment kyst/ ferskvann, µg/kg TS	0	< LOQ	LOQ – 63	63 – 6 300	> 6 300

For PFOS i jord har Miljødirektoratet utarbeidet en normverdi på 100 µg/kg TS¹¹, og grensen for farlig avfall er 5000 mg/kg. Siden det ikke eksisterer helsebaserte tilstandsklasser for PFOS i jord, benyttes en inndeling utarbeidet av Aquateam for Avinor (Aquateam, 2011). Laveste

⁸ LOD – Limit of detection (deteksjonsgrensen for de enkelte stoffene). LOD = verdi for blankprøve + 3*std.avvik

⁹ Funn over deteksjonsgrensen, opp til 9,1 µg/kg vv

¹⁰ LOQ – kvantifiseringsgrense. LOQ = verdi for blankprøve + 10*std.avvik

¹¹ TS - tørrstoff

klasse i denne inndelingen tilsvarer normverdien. Selv om denne klasseinndelingen var ment kun for PFOS, sammenlignes grensene med de analyserte PFAS. Dette er vist i Tabell 4-3.

Tabell 4-3. Klassifisering av PFOS i jord med fargekoder utviklet av Aquateam 2011, normverdi gitt i forurensningsforskriften. I rapporten benyttes klassifiseringen også for sum PFAS.

	Klasse I - Bakgrunn	Klasse II - God	Klasse III - Moderat	Klasse V – Svært dårlig
Jord, µg PFAS/kg TS	< 100 µg/kg	100 - 250	250 - 6700	> 6700

Det må bemerkes at antall PFAS i analysepakkene for både vann og jord ble utvidet i løpet av prosjektperioden (2010-2014). Antall PFAS i resultatene kan derfor være noe ulike, avhengig av analysedato. Detaljene fremkommer i resultatkapitlet.

4.3 Spredningsvurdering

4.3.1 Generelt

Det gjøres en spredningsvurdering for hvert brannøvingsfelt. Topografi, vannbalanse, grunnvannsforhold, menneskeskapte dreneringsveier og generelle grunnforhold vurderes for å finne sannsynlige dreneringsveier fra kildeområdet (brannøvingsfeltet) til resipient. Disse dreneringsveiene kan være bekk, grunnvann, grøfter og lignende.

Det er mange PFAS med ulike egenskaper som f.eks toksisitet, bioakkumulasjon og i hvilken grad forbindelsene binder seg til jord. PFOS og PFOA er de av PFAS-forbindelsene som det er forsket mest på i forhold til toksisitet og bioakkumulasjon. PFOS og PFOA er også antatt som mest toksiske. Spredningsberegningen har mest fokus på PFOS og mindre på andre PFAS. Årsaken til dette er at analyser viser at PFOS stort sett er den dominerende PFAS-forbindelsen både i jordprøver og vannprøver (analyser viser lave PFOA-konsentrasjoner). PFOS er også den PFAS-forbindelsen man vet mest om med hensyn til adsorpsjon til jord (Kd-verdi).

Hensikten med spredningsvurderingen er å skaffe et godt grunnlag for å vurdere belastning av resipient og eventuelle tiltak. Spredningsvurderingen søker å gi svar eller estimerer på; restmengde PFOS på brannøvingsfeltene, transportert mengde PFOS til resipient per år, hvor lang tid det vil ta før all PFOS har drenert til resipient og omfang av spredningssone. I tillegg sammenlignes estimatet på restmengden av PFOS mot mengde PFOS totalt brukt på feltet gjennom årene.

Det estimeres hvor mye PFOS og PFAS som er brukt totalt på brannøvingsfeltene basert på forbruksdata fra perioden 2001-2011. For perioden før 2001 er det antatt samme årlig forbruk som i perioden etter 2001. Denne beregningen er basert på forbruksdata av brannskum brukt i forbindelse med øvelser på Avinors flyplasser, samt %-innhold av PFOS/PFAS i skummet (se avsnitt 5.2.1).

4.3.2 Metode for beregning av restmengde PFOS

Restmengden PFOS er basert på analyseresultater fra jordprøver som ble tatt ut i 2011. Enkelte av disse kan være analysert i 2014 for å få en bedre avgrensning av forurensningen. I hvert prøvepunkt beregnes en gjennomsnittlig konsentrasjon basert på målte PFOS-konsentrasjoner vertikalt i jordprofilen i punktet. Gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i punktet

blir deretter interpolert med metoden "natural neighbour" i programvaren Surfer. Fra interpoleringsresultatet beregnes gjennomsnittskonsentrasjonen for hele feltet ($\mu\text{g/kg}$).

Beregning av restmengde PFOS kommer frem slik:

- 1) Beregne volum (m^3) til massene ved å multiplisere areal forurensset område (m^2) med mektighet forurensede masser (m). Usikkerhet på areal og mektighet settes etter faglig skjønn.
- 2) Beregne vekt (kg) til massene ved å multiplisere massenes volum (m^3) med massenes tetthet (kg/m^3). Usikkerhet på massenes volum kommer fra pkt. 1. Usikkerhet på massenes tetthet settes etter faglig skjønn.
- 3) Beregne vekt (kg) PFOS ved å multiplisere vekt (kg) forurensede masser med gjennomsnittlig interpolert PFOS-konsentrasjon i massene ($\mu\text{g/kg}$). Usikkerheten er basert på usikkerheten til punkt 2.

Forplantningsusikkerheter beregnes generelt etter denne formelen:

$$\frac{dz}{z} = \sqrt{\left(\frac{dx}{x}\right)^2 + \left(\frac{dy}{y}\right)^2}$$

Der x og y er faktorer i summen z.

4.3.3 Usikkerheter i beregningene

Beregningene av restmengde PFOS på brannøvingsfeltene og tiden det vil ta før all PFOS har lekket ut inneholder usikkerheter. Restmengden av PFOS blir angitt som et intervall for å synliggjøre usikkerheten.

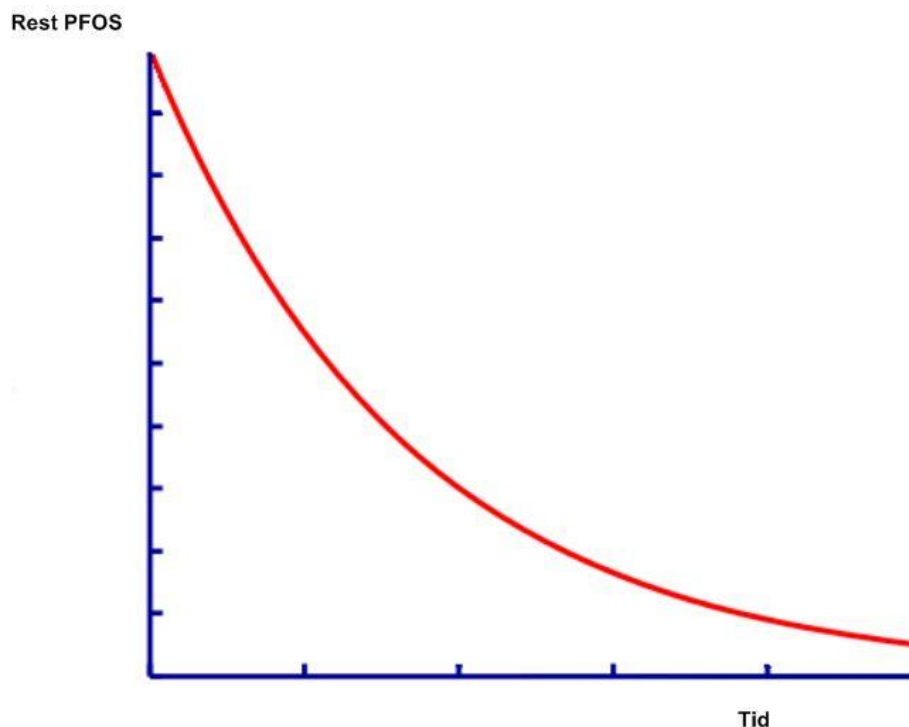
Tettheten til massene vil variere med mengden mineralsk eller organisk materiale i jordprofilen. Denne tettheten vil ha direkte innvirkning på estimatet på restmengde av PFOS på brannøvingsfeltene. God avgrensning av forurensset område horisontalt og vertikalt forutsetter en viss prøvetetthet og god plassering av prøvelokaliteter.

Restmengden av PFOS beregnes for selve brannøvingsfeltet og områder hvor det er sannsynlig at sprut fra brannskum kan ha landet på bakken (kildeområdet). I tillegg kan det være PFOS i massene i spredningsområdet (transportert via f.eks. bekk, grøft, grunnvann og markvann). Denne mengden PFOS antas å være mindre enn mengden igjen på feltet, men er ikke tatt med i beregningen.

Det er utfordrende å få representative vannprøver. Vannprøvene er tatt som stikkprøver og vil ha varierende konsentrasjon av PFOS bl.a. etter værforhold, grunnvannsnivå, flo/fjære og prøvetakingsmetode. Det er sannsynlig at det lekker ut mest PFOS når det er mye nedbør eller snøsmelting, eller ved fysiske inngrep. Dette trenger ikke gi utslag på konsentrasjon i vannet da det vil være en større fortynning.

Vannbalansen i området kan være påvirket av drenering og grøfting som ikke er kartlagt. Vannmengden som drenerer fra brannøvingsfeltene vil ha direkte innvirkning på tidsestimatet på hvor lang tid det tar før all PFOS har lekket ut.

Tidsestimatet for hvor lang tid det tar før all gjenværende PFOS er lekket ut, har som forutsetning at det lekker ut like mye PFOS hvert år. Dette vil være en feilkilde da det vil lekke ut mindre PFOS etter som det blir mindre PFOS igjen på feltet (Figur 4-1).



Figur 4-1. Kurve som viser forholdet mellom rest PFOS og tid før all PFOS har lekket ut. Etter hvert som gjenværende mengde PFOS blir mindre, vil det også lekke ut mindre. Dette fører til at det tar lang tid før den siste resten blir borte.

4.3.4 Metode for tidsestimat på utlekking av all PFOS fra brannøvingsfelt til resipient

Det estimeres mengde PFOS som transporteres fra et brannøvingsfelt ved å se på vannanalyser fra et eller flere representative prøvepunkt som f.eks. utløpet av en bekk. Dette forutsetter at bekken drenerer hele området som feltet ligger innenfor. Finnes det ikke en bekk som drenerer hele området, blir det brukt prøvesvar fra grunnvannsbrønner og prøver fra overflatevann i kombinasjon for å beregne mengden PFOS som transporteres ut fra området (g/år).

Konsentrasjonen av PFOS funnet i representative prøvepunkt (ng/L) blir multiplisert med et estimat av vannføringen oppstrøms prøvepunkt(ene) (L). Estimert vannføring blir utledet fra midlere avrenning per år og nedbørsfeltets størrelse. Nedbørsfeltet utledes fra topografi (terrengmodell med oppløsning på 10m*10m, Statens kartverk) og informasjon om menneskeskapte dreneringsveier som grøfter og lignende. Grunnvannets dreneringsretning vil som regel bestemmes av topografien.

Estimert tid før all PFOS har lekket ut i resipient, beregnes ved å dele restmengden PFOS (kg) med estimert mengde PFOS som transporteres ut fra området per år (g/år).

4.4 Risikovurdering

Ved rapporteringen i 2012/2013 utførte Sweco AS og Cowi AS miljøtekniske grunnundersøkelser og risikovurdering trinn 2 og til dels trinn 3 av PFOS i jord og vann i henhold til Miljødirektoratets risikovurderingsverktøy for menneskelig helse (SFT, 1999). Det ble benyttet målte konsentrasjoner der dette var tilgjengelig. Ved sammenligning av beregnede og målte konsentrasjoner i vann, ble det tydelig at det var store usikkerheter i modellen, og at det til dels var svært dårlig samsvar mellom målte og beregnede konsentrasjoner. Denne

risikovurderingen baseres derfor på målte verdier. Dersom det foreligger data fra sedimenter tas også disse med i vurderingene sammen med nye resultater fra levende biota som er hentet inn fra forurensede arealer og fra resipientene/tilgrensende økosystemer.

Risikovurderingen ser på spredningsfare og risiko for forurensing av naturmiljø, samt risiko for økosystemer og menneskelig helse.

Vannprøver er tatt som stikkprøver og er antatt å være utsatt for ytre påvirkning (strømningsforhold, nedbør, flo/fjære mm.), og representerer derfor i større grad et øyeblikksbilde sammenlignet med prøver av biota. Det er derfor valgt at observasjoner fra biotaundersøkelsene skal være styrende for vurdering av risiko for økosystemer (og delvis human helse), og for videre vurdering av eventuelle behov for tiltak. Kunnskap om lokale forhold som gjelder vannhusholdning, hvordan lokale arter av planter og dyr brukes som menneskemat, kjennskap til lokale økosystem samt vurdering av spredning og konsentrasjoner i jord og vann brukes som støtteparametere i risikovurdering av økosystemene.

Som følge av dynamiske prosesser i luft, jord og vann kan forurensning spres geografisk. Det er derfor viktig i vurdering av miljøkonsekvenser og av risiko at det er kunnskap om hvor den aktuelle forurensningen befinner seg. Resipientene i denne sammenhengen kan prinsipielt være jord, vann, luft og biota. Ved gjennomgang av risiko vurderes forurensningens effekt på lokale organismer, og om eventuell forurensning i levende organismer kan gi virkninger på tilgrensende økosystemer. Altså at biota kan bidra til spredning av forurensningen.

4.5 Vurderinger av økologiske konsekvenser

Økologiske konsekvenser av PFAS kan uttrykkes som endringer, skader eller ulemper som påvirker planter og dyr på en slik måte at virkningene opptrer utover individnivå, eksempelvis på lokal populasjon, på art, eller også på styrkeforholdet mellom arter. Fremmedstoffer kan påvirke naturlige prosesser og dermed utviklingsforløp for arter og artsgrupperinger i ulike trofiske nivå. Eksempel kan være endringer av livslengde, fruktbarhet, vekst, genetikk, konkurranseevne, og adferd m.fl.

Vannkvaliteten kan ha betydning for opptak av PFAS i biota. Eksempelvis synes økt salinitet i vann å gi økt akkumulering av PFAS i muslinger (østers) (Jeon *et al.*, 2010). Sterke syrer påvirker også vanligvis vannkvaliteten i ferskvann. Det kan stilles spørsmål ved om dette kan være medvirkende årsak til at det er funnet anrikning av PFOS på gjeller hos fisk. Svar på noen av disse spørsmålene kan bidra til å finne ut om eventuelle tiltak skal tilpasses lokalitetenes miljøforutsetninger for å redusere eventuell risiko.

Basert på analysert materiale (analyseresultater, variasjoner, trofiske nivåer som er undersøkt ol.), sårbarheten for de omkringliggende økosystemene (f.eks. hekkeområde, naturreservat osv.), samt kjennskapen til de lokale økosystemene, gjøres det en faglig risikovurdering for eventuelle økologiske konsekvenser.

Det er rimelig å anta at effekter som vises i fysiologi, fruktbarhet, svekket motstandskraft, endret livslengde, vekst, genetikk, konkurranseevne og adferd hos individer kan lede til økologiske konsekvenser. Det er også rimelig å anta at persistente stoff som skilles dårlig ut fra organismer, akkumulerer oppover i næringskjeden og at predatorer kan være utsatt for risiko når byttedyr har innhold av disse stoffene, slike som PFOS, PFOA og andre PFAS. Studier som er gjennomført på ulike arter, viser at det må være forholdsvis høye konsentrasjoner av PFAS i vann/mat/omgivelser før det observeres effekter på organismene. Dette kan tyde på at økosystemene kan være relativt robuste overfor akutt/kortvarig

eksponering. Imidlertid sier dette lite om kroniske effekter og påvirkninger på arter og økosystemer.

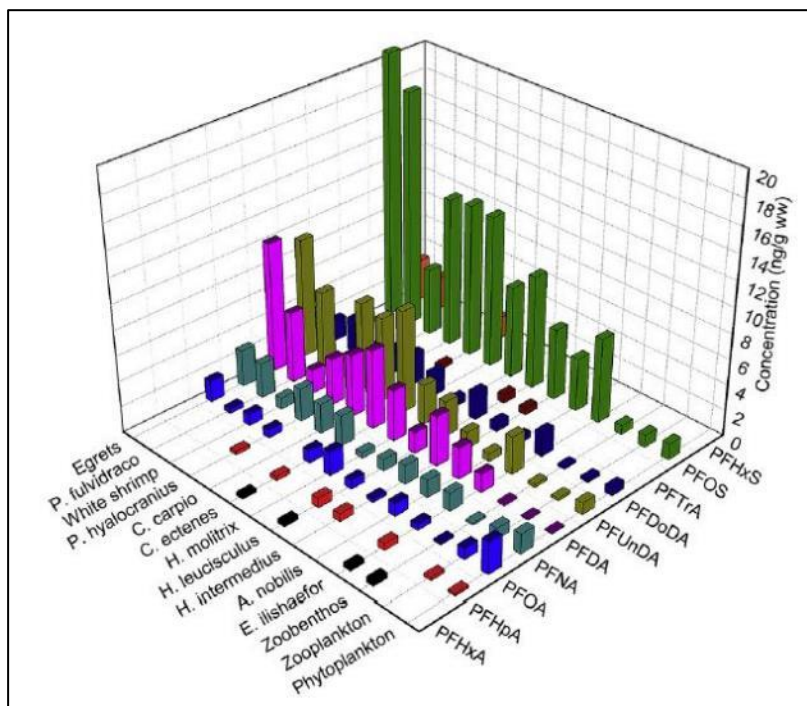
4.5.1 Bioakkumulering

Analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste både i marine økosystem langt fra forurensningskilder nord for Lofoten og ved Svalbard (Harju *et al.*, 2013). Tilsvarende bioakkumulering og overføring til høyere trofiske nivå er rapportert fra ferskvann i Kina (Xu *et al.*, 2014), fra et subtropisk næringsnett i Hong Kong (Loi *et al.*, 2011), og fra en undersøkelse av miljøgifter i store innsjøer i Norge (Fjeld *et al.*, 2015). I den norske undersøkelsen var PFAS nivået høyest hos ørret (øverste undersøkte trofiske nivå).

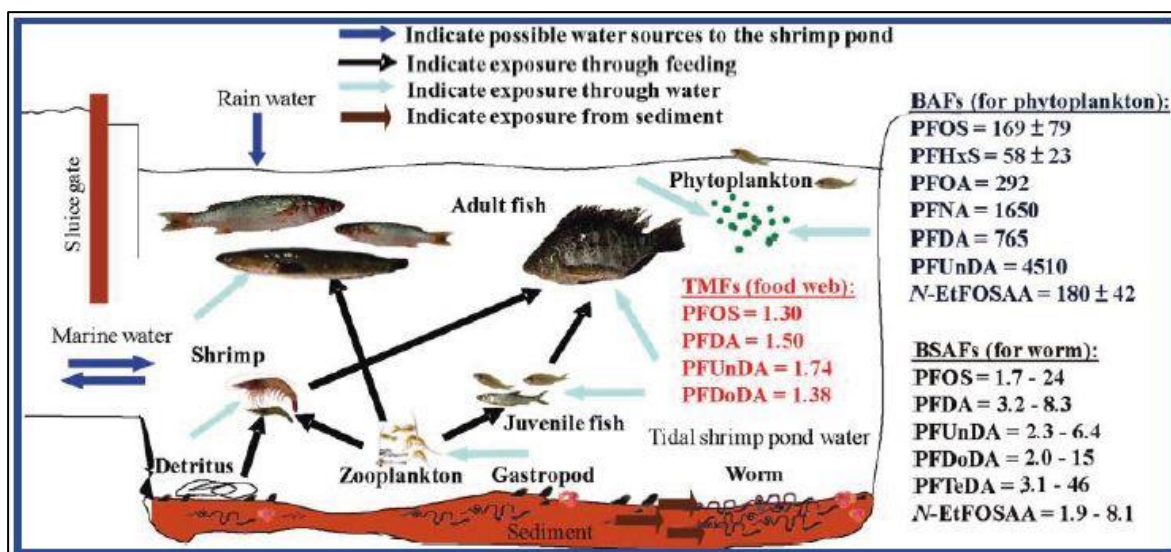
Fordi det ikke foreligger så omfattende datamateriale fra hele økosystem ved de ulike lufthavnene som i de to undersøkelsene fra Asia (Xu *et al.*, 2014; Loi *et al.*, 2011), er disse brukt for å illustrere hvordan PFAS kan flyttes fra lavere til høyere trofiske nivå, og hvordan bioakkumuleringen kan foregå.

I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fytoplankton, zooplankton, bunndyr (zoobenthos), reker, ni forskjellige fiskearter (herbivore (planteetere), omnivore (plante- og kjøttetere) og carnivore (kjøttetere) og to hegrearter (Egrets og Blue heron). Til sammen utgjør dette et sammensatt næringsnett med ulike trofiske nivå for dette økosystemet. Kort fortalt ble det funnet at hegrene og de carnivore fiskeartene befant seg på de høyeste trofiske nivåene, og at PFAS med 9 – 12 karbonatomer ble signifikant biomagnifisert, med en trofisk magnifiseringsfaktor (TMF) på mellom 2,1 og 3,7. For PFOS lå TMF på 2,9. Resultatene fra denne undersøkelsen er vist i Figur 4-2, og beskriver hvordan innholdet av PFAS øker fra fytoplankton, som er det laveste trofiske nivået, til muskel i hegrene (Egrets) og kjøtt i *P. fulvidraco*, som er en carnivor fiskeart, og representerer det høyeste trofiske nivået. Som det framgår av figuren var de påviste konsentrasjonene både i fytoplankton, zooplankton og zoobenthos lavere enn deteksjonsgrensen som har vært benyttet hos ALS i prosjektet for Avinor. Deteksjonsgrensene kan således bidra til å maskere innhold av PFAS i for eksempel zooplanktonprøver fra de lokalitetene der dette er samlet inn. Konsentrasjonen av PFOS i vann lå i området $3,5 \pm 2,6$ ng/L (nedre intervall i klasse III – *Moderat* (Tabell 4-2)).

Det andre eksempelet bygger på undersøkelser av et subtropisk næringsnett i et brakkvannspåvirket våtmarksområde i Hong Kong (Loi *et al.*, 2011). Resultatene er oppsummert i en figur som illustrerer hvordan PFAS forflytter seg fra vann og sedimenter inn i biota og videre opp i næringsnettet, og derved til høyere trofiske nivå (Figur 4-3). Figuren viser videre at det skjer en bioakkumulering (BAF – Bio Accumulation Factor) fra vann til phytoplankton, og at faktoren varierer hos de ulike forbindelsene. For eksempel er BAF hos phytoplankton for PFOS 169 ± 79 . Det vil si at konsentrasjonen av PFOS i phytoplanktonet ($1,07$ ng/g vv) er 169 ± 79 ganger høyere enn i vannet det lever i ($6,39 \pm 0,98$ ng/L). Tilsvarende er konsentrasjonen av PFOS i børstemarkene (worm) 1,7 – 24 ganger høyere enn i sedimentet den lever i. Den høyeste konsentrasjonen av PFAS ble i denne undersøkelsen funnet i kinesisk damhegre, og lå på $133,1$ µg/kg vv. Dette er betydelig høyere konsentrasjoner enn det som ble funnet i hegrer fra Taihu Lake (Xu *et al.*, 2014).



Figur 4-2. Konsentrasjoner og sammensetning av påviste PFAS-forbindelser, som ble funnet i prøver samlet inn fra næringsnett i Taihu Lake i Kina. Figuren er hentet fra Xu et al. 2014.



Figur 4-3. Næringsnett, trofisk magnifiseringsfaktorer (TMEs), bioakkumuleringsfaktorer (BAFs) og biota – sediment akkumulerings faktorer (BSAFs) av ulike PFAS-forbindelser i biota fra «the Mai Po Marshes Nature Reserve, Hong Kong». Figuren er hentet fra Loi et al. (2011).

4.6 Vurderinger av matbiota

Mattilsynet har på forespørsel fra Avinor gjennomført vurderinger av mattrygghet for områder i tilknytning til flere lufthavner. Ved Florø lufthavn er det imidlertid ikke samlet inn matbiota. En vurdering av mattrygghet gjøres derfor på et generelt grunnlag og basert på funn av PFAS i innsamlet biota ved lufthavna.

Om sitt grunnlag for vurderingene sier mattilsynet blant annet:

«Det er ikke fastsatt grenseverdier for PFAS forbindelser i sjømat eller ferskvannsfisk. EFSA (European Food Safety Authority) gav i 2008 ut en vitenskapelig vurdering av PFAS-forbindelser: Perfluooctane sulfonate (PFOS), Perfluooctanoic acid (PFOA) and their salts. EFSA Journal (2008) 653, 1 – 131 of 21. february 2008. Rapporten etablerte et tolerabelt inntak (TDI) for PFASforbindelsen PFOS på 0,15 µg/kg kroppsvekt (BW). Siden PFOS er antatt å være den mest skadelige i megadoser og er ved de fleste analyser den komponenten som utgjør hoveddelen av PFAS-forbindelsene. PFOS antas i hovedsak å komme fra fisk og fiskeprodukt, samt luft/støv, og forekommer stort sett som små og lokale problem rundt områder med tidligere utslipp. Vurderingen her baseres på at et tilnærmet normalt volum for (pr uke) inntak av fisk og fiskeprodukt er på 714 g (inkl. SD) (Norkost 2010 – 2011) (Mattilsynet 2015a). Vurderingen er også basert på at innholdet av PFOS, er omtrent identisk med summen av PFAS-forbindelsene (de fleste andre PFAS-forbindelsene er under deteksjonsgrensen)» (Mattilsynet, 2015b).

Beregning av risiko for mennesker ved inntak av helseskadelige stoffer er basert på TDI (livslangt tolererbart daglig inntak av stoffet). For PFOS og PFOA er TDI beregnet til henholdsvis 0,15 µg PFOS/kg kroppsvekt/dag og 1,5 µg PFOA/kg kroppsvekt/dag (EFSA, 2008). I disse verdiene er det lagt inn sikkerhetsfaktorer. EFSA skriver at med totalt inntak av PFOS fra normalt kosthold i Europa er det svært god margin til TDI (EFSA, 2012).

5 Områdebeskrivelse

I vedlegg 4 til denne rapporten ligger det kart for lufthavnen og omegn. Kartene inkluderer plassering av brannøvingsfelt og andre PFAS-lokaliteter, plassering av prøvepunkter for jord, sediment, grunnvann og overflatevann, samt analyseresultater av PFOS og PFAS. I vedlegg 5 til denne rapporten ligger det kart som viser prøvepunkter og konsentrasjonsnivåer for innsamlet biotamateriale. Disse kartene, sammen med figurer og tabeller i rapporten, vil lette lesbarheten av teksten i de følgende kapitler. Det henvises derfor til alle vedlagte kartene her, og ikke i teksten som følger.

5.1 Beliggenhet og omgivelser

Florø lufthavn ligger ca. 2 km sørvest for Florø sentrum i Flora kommune. Florø lufthavn ble etablert i 1971, og er lokalisert på en landtunge mellom Solheimsfjorden i sør og Gunhildvågen i nord (se Figur 5-1). Rullebanen ligger ca. 15 moh. i et område preget av svaberg, røsslynghei og myr. I østlige del av rullebanen er det innslag av marine avsetninger/strandavsetninger i et tynt dekke over berggrunnen som består av gneis. Det er flere verneområder for sjøfugl, våtmark og dyrevern rundt lufthavnen, blant annet ved Nærøyane, Nekkøytåa, Indre Ånnøy, Kvalsteinane, Timberøyholmane (se Figur 5-2). Alle disse områdene ligger mer enn 3 km i luftlinje fra lufthavna.

Det er ikke registrert spesielle naturtyper i nærheten. Det er registrert to fuglearter med status i Rødlisten 2010 ved lufthavnsområdet; hettemåke og fiskemåke. I tillegg er det registrert havørn (ansvarsart) og kysthumle (*nær truet* (NT)) på Norsk Rødliste 2010, men gammel observasjon - 1963) i tilknytning til Gunhildvågen. Det ble også registrert to viktige marine naturtyper (forekomst av østers, og større marine mudder- og bløtbunnsområder) ved innsamling av biota 2013 (www.naturbasen.no, www.artskart.no).

Sjøområdene rundt lufthavna er registrert som å ha moderat viktighet for marine økosystemer, og særlig verdifulle og sårbare med tanke på biologi (www.miljostatus.no/kart). Av fiskeslag er det registrert som utbredelsesområde for bl.a. øyepål, vanlig uer, tobis, nordsjøsild, nordsjøtorsk, nordsjøhyse, makrell, lange, kysttorsk og brosme, beiteområde for norsk vårgytende sild og nordøstarktisk sei, og oppvekstområde for nordsjøsei.

Det er overflateavrenning fra flystripa til omkringliggende terreng og videre til Gunhildvågen og Solheimsfjorden. Vann fra terminalen og det aktive brannøvingsfeltet er koblet til kommunale avløpssystemer og føres til sjøresipient i Solheimsfjorden. De kommunalt avløpsvann føres til avløpsledninger i sjø, blir avløpet rensa gjennom slamavskiller/silanlegg (www.flora.kommune.no/avloepsvatn).

Dominerende vindretning på lufthavnen er fra øst og sørøst.



Figur 5-1. Oversiktsbilde over Florø lufthavn med brannøvningsfeltene (aktivt og nedlagt). Kilde: www.atlasne.no



Figur 5-2. Oversikt over verneområder (Nærøyane, Nekkøytåa, Indre Ånnøy, Kvalsteinane, Timberøyholmane) i nærheten av lufthavnområdet (skraverte områder) Kilde: www.naturbasen.no

5.2 Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter

5.2.1 Historisk bruk av brannskum

Solberg Scandinavian AS, lisensprodusent for 3M sitt «Light Water» AFFF 3 % skum, opplyser (personlig kommunikasjon) at skum benyttet før 2001 inneholdt 4 % PFAS. Det er ukjent hvor stor andel av dette som var PFOS.

Egenes Brannteknikk AS og Dr. Sthamer var hhv. leverandør og produsent av AFFF-skum benyttet fra 2001 - 2011/12. De opplyser (personlig kommunikasjon) at skum benyttet fra 2001 til 2011/12 anses å ha inneholdt 1,6 % innhold av PFAS og at skummet skulle være PFOS-fritt. I denne sammenheng betyr det at skummet kan inneholde opptil 0,001 vektprosent eller 10 mg/l, jfr. Produktforskriften. Analyser viser PFOS-konsentrasjoner i størrelsesorden 1-2 mg/l i helt nyåpnede fat med AFFF-skum.

For beregning av mengde PFOS som er tilført grunnen på brannøvingsfeltene har vi her basert oss på 4 % PFOS i skum benyttet før 2001 (all PFAS er PFOS for denne skumtypen). Siden PFOS er ansett som den mest giftige av PFAS, mener vi at dette er en konservativ tilnærming.

For tilsvarende beregninger i årene 2001 til 2011/12 er det tatt utgangspunkt i at dette skummet i all hovedsak er PFOS-fritt. Beregnet mengde PFAS som er tilført grunnen på brannøvingsfeltene i denne perioden er derfor basert på 1,6 % innhold av PFAS i skummet.

Det ligger to brannøvingsfelt ved flyplassen. Et eldre felt ligger mellom dagens brannøvingsfelt og terminalbygget (Figur 5-1), og et aktivt felt lenger vest.

5.2.2 Det nedlagte brannøvingsfeltet (BØF 2)

Det nedlagte brannøvingsfeltet er plassert i en liten terrengforsenking med oppstikkende fjellknauser på to sider. Det er plassert sprengstein over det som antas å ha vært brannøvingsfelt (Figur 5-3). BØF 2 var i bruk fra 1971 til 2007. Området drenerer ned til småbåthavnen ca. 40-70 meter lenger vest (se Figur 5-1).

I våre beregninger av brukt mengde PFOS har vi antatt at brannskum ble tatt i bruk i 1978. I tidsrommet fra 1978 til 2002 er det estimert at det er brukt ca. 820 kg ren PFOS på BØF 2 og ca. 70 kg PFAS fra 2002 til 2007.



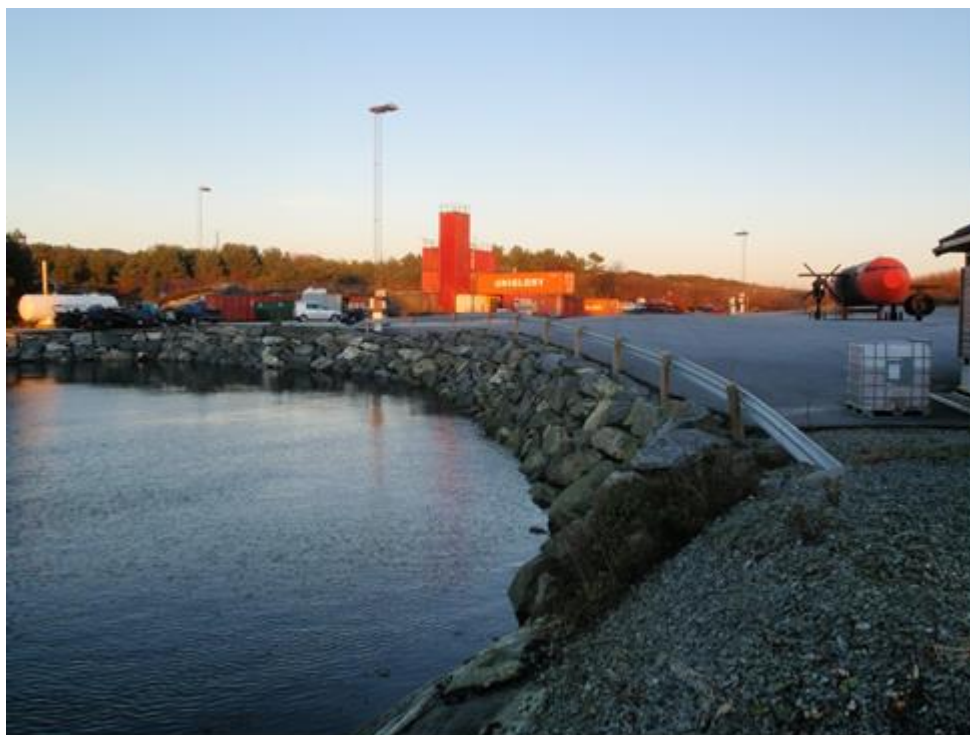
Figur 5-3. Det nedlagte brannøvingsfeltet (BØF 2) er lokalisert i en fordypning mellom to berghamrer.

5.2.3 Det aktive brannøvingsfeltet (BØF 1)

Det aktive brannøvingsfeltet ligger lenger vest enn det nedlagte feltet. Det ligger nær sjøen og har asfalterte flater. Det har under utbyggingen blitt fylt ut med masser i sjø. Massene under feltet består av sprengstein. BØF 1 har vært i bruk fra 2007/2008. Det er vurdert som sannsynlig at det kan skje direkte avrenning til sjø fra feltet (Sweco, 2012).

Det er ingen bekker som drenerer ut fra brannøvingsfeltet, men det er et oppsamlingssystem fra øvingsplattformen der avrenningen går til kommunal avløpsledning og renseanlegg med etterfølgende utslipp i Solheimsfjorden. Ved kraftig nedbør kan vann fra oppsamlingssystemet og oljeutskilleren gå i overløp og ut i sjø.

Feltet ble tatt i bruk i 2007/2008, og det skal ikke ha vært brukt PFOS-holdig slukkeskum i denne perioden. Det er estimert at det er brukt ca. 70 kg PFAS i perioden 2007 til 2011.



Figur 5-4. Det aktive brannøvingsfeltet (BØF 1), som driftes av Flora kommune, ligger delvis på utfylling i sjø.

5.2.4 Andre PFAS-lokaliteter

Informasjon fra lufthavnen tilsier at det kan være PFAS-forurensning utenfor garasjeanlegget etter at brannbiler både har vært vasket ute og inne. Brannbilene har blitt fylt med brannskum inne i garasjen og har ellers vært parkert her inne. Vaskevann og søl inne i garasjen føres til avløp og oljeutskiller. Det er ikke kjent hvorvidt denne oljeutskilleren er prøvetatt for analyse av PFAS.

5.3 Utførte tiltak

Brannskum som inneholdt PFOS ble faset ut i 2001 og erstattet med et annet skum som inneholdt i hovedsak andre perfluorerte forbindelser. Siden har det vist seg at også disse stoffene var uheldige for miljøet. I perioden 2011-2012 byttet derfor Avinor også ut dette

skummet ved alle sine lufthavner, og erstattet det med et mer miljøvennlig skum uten perfluorerte forbindelser.

Det er utført rengjøring av brannbiler som har vært i bruk før bytte fra AFFF til F-fritt skum.

5.3.1 Oljeutskillere og sandfang

Det er oljeutskiller knyttet til oppsamlingssystem for overvann (inkl. vann fra brannøvelser) ved det aktive brannøvingsfeltet, BØF 1.

6 Undersøkelser

I vedlegg 4 til denne rapporten ligger det kart for lufthavnen og omegn. Kartene inkluderer plassering av brannøvingsfelt og andre PFAS-lokaliteter, plassering av prøvepunkter for jord, sediment, grunnvann og overflatevann, samt analyseresultater av PFOS og PFAS. I vedlegg 5 til denne rapporten ligger det kart som viser prøvepunkter og konsentrasjonsnivåer for innsamlet biotamateriale. Disse kartene, sammen med figurer og tabeller i rapporten, vil lette lesbarheten av teksten i de følgende kapitler. Det henvises derfor til alle vedlagte kartene her, og ikke i teksten som følger.

6.1 Metodikk for prøvetaking i vann og jord

Det ble gjennomført miljøtekniske grunnundersøkelser ved alle Avinors lufthavner i perioden 2011 – 2013. Forurensninger på brannøvingsfeltene var i fokus, og det ble utført en utvidet prøvetaking av masser i ulike dyp og avstand fra senter på brannøvingsfeltene, med særlig fokus på spredningsretning. Det ble etablert grunnvannsbrønner og supplert med vannprøver i grøfter, bekker og elver der dette var hensiktsmessig.

Prøvetaking ved Florø lufthavn ble gjennomført etter den generelle strategien med prøvelokaliteter i et kors med lengste arm i antatt viktigste spredningsretning (Sweco/Cowi 2012). Ved en supplerende prøvetaking og analyse våren 2012 ble de også analysert for andre PFAS, bla. 6:2 FTS som er en komponent i det senest brukte brannskummet AFFF som senere har blitt faset ut.

Resultatene fra undersøkelsene dannet grunnlag for estimering av gjenværende PFOS-mengde i grunnen, samt beregning av en stedspesifikk Kd (utlekkingspotensialet fra jord til vannfasen (fordelingskoeffisient)).

6.2 Jord

Det ble samlet inn 23 jordprøver ved aktivt og nedlagt brannøvingsfelt i 2011, av disse er 15 analysert. Norconsult (2011) har i tillegg analysert én jordprøve som ble tatt ved BØF 1.

6.2.1 Det nedlagte brannøvingsfeltet (BØF 2)

Det ble tatt jordprøver fra fire punkter på det nedlagte brannøvingsfeltet. Det var plassert sprengstein over det nedlagte feltet, så nøyaktig plassering av midten av feltet samt utbredelse er ikke kjent.

Prøvepunktene ble lagt til det som var antatt å være utkant av brannøvingsfeltet. Punktene BØF G1 og BØF G2 ligger på nordsiden av feltet, og BØF G3 og BØF G4 ligger på sørsiden av feltet, se de vedlagte kartene.

Ved å se på historisk flyfoto fra 2004, se Figur 6-1, ser det ut til at prøvene, som ønsket, faktisk ble tatt i utkanten av arealet som sannsynligvis har fungert som brannøvingsfelt.



Figur 6-1. Historisk flyfoto fra 2004 over nedlagt brannøvingsfelt, BØF 2, med omtrentlig plassering av prøvepunkter (www.finn.no).

Det er påvist PFOS i prøvene fra BØF G1, - G2 og - G4, mens konsentrasjonen i prøve fra punkt BØF G3 er under deteksjonsgrensen på 2,2 µg/kg. Den høyeste konsentrasjonen på 45,6 µg/kg er påvist i BØF G2 som ligger nordvest for antatt lokalisering av brannøvingsfeltet. Nest høyeste konsentrasjon er i punkt BØF G1 nordøst for feltet.

Det kan antas at det som har vært midt av brannøvingsfeltet kan ha høyere konsentrasjoner av PFAS-forbindelser i grunnen, men sprengsteinen som lå over feltet hindret prøvetaking fra underliggende jordmasser.

6.2.2 Det aktive brannøvingsfeltet (BØF 1)

Det ble tatt jordprøver fra 19 punkter på det aktive brannøvingsfeltet hvorav elleve ble analysert.

Høyeste konsentrasjon av PFOS på 482 µg/kg er påvist i slamprøve BØF 12 tatt nord på feltet. Denne prøven er imidlertid av et annet materiale (slam) enn de øvrige prøvene (sprengstein eller organisk jord) og er kun fra de øverste 5 cm. Prøven ble også tatt et godt stykke fra midten av øvingsfeltet, og det er tvilsomt om den er representativ for PFOS-konsentrasjoner andre steder i feltet.

Nest høyest påviste PFOS-konsentrasjon, 88,2 µg/kg, er tatt i prøvepunkt BØF 16 ca. 35 m vest for BØF 12 i nordlige ytterkant av brannøvingsfeltet. Her er det også analysert for flere PFAS-forbindelser, og utenom PFOS er det perfluoropentansyre (PFPeA) og perfluorheksansyre (PFHxA) som bidrar til PFAS-konsentrasjonen på 150 µg/kg.

Jorden består av sprengstein ved øvelsesplattformen. Inn mot flystripen består jorden av myrjord over sprengstein. I resten av området er det kun et tynt lag av skogsjord over fjell. Det antas at PFAS-holdig vann/brannskum, som ble spredd over øvelsesplattformen og ikke fanget opp av overvannssystemet, raskt har gått gjennom underliggende sprengstein og ned til grunnvann. Da dette brannskummet/-vannet har gått såpass raskt ned til grunnvann i berg, vil det tilsi at eventuelt tidevann som fluktuierer inn i sprengsteinsmassene ikke vil bidra til spredning av PFAS herfra.

Tabell 6-1. Analyseresultater fra jord ved BØF 2

Parameter	Enhet	BØF G1	BØF G2	BØF G3	BØF G4
Dato		2011-11-03			
Dybde	cm	5-10	5-10	5-10	5-10
Jordtype		Organisk jord	Organisk jord	Organisk jord	Organisk jord
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,2	<2,1	<2,2	<2,3
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	37,5	45,6	<2,2	9,9

Tabell 6-2. Analyseresultater fra jord ved BØF 1

Parameter	Enhet	BØF SJ 1	BØF SJ 2	BØF SJ 3	BØF 01	BØF 05	BØF 08	BØF 09	BØF 12	BØF 13	BØF 15	BØF 16	Norconsult
Dato		Ukjent prøvetakingsdato			2011-11-03								2011
Dybde	cm	0-100	0-160	0-150	5-10	5-10	5-10	5-10	0-5	5-10	5-10	5-10	0-20
Jordtype		Sprengstein	Sprengstein	Sprengstein	Organisk jord	Organisk jord	Organisk jord	Organisk jord	Slam	Organisk jord	Organisk jord	Organisk jord	Organisk jord
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	<3,4	-	<3,6	<3,4	<3,2	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	<3,4	-	<3,6	<3,4	<3,2	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	3,0	-	<2,4	3,1	6,0	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	<2,3	-	<2,4	<2,3	<2,2	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	<3,4	-	5,6	<3,4	4,6	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	5,6	-	7,5	7,2	16,7	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	3,9	-	2,5	<2,3	4,8	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	<2,3	-	<2,4	<2,3	<2,2	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,3	<2,3	<2,2	<2,3	<2,3	4,7	3,4	<2,2	3,3	2,4	2,5	3,5
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	2,8	3,1	15,3	3,3	<2,3	11,9	11,1	482	17,1	<2,3	88,2	9,9
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	7,1	-	6,9	3,9	27,6	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-	-	-	34,1	-	42,9	16,7	150	-

6.3 Sedimenter

Det ble tatt én sedimentprøve i sjø utenfor det aktive brannøvingsfeltet BØF 1 i 2011. Det ble så vidt påvist PFOS i sedimentprøven (konsentrasjon på kvantifiserbar grense).

Ved kraftig nedbør vil vann fra overvannssystemet og oljeutskilleren gå i overløp ut i sjøen.

Tabell 6-3. Analyseresultater for sedimentprøve tatt utenfor BØF 1.

Parameter	Enhet	SED
Dato		2011-11-03
Dybde	cm	0-5
Jordtype		Mineralsk sediment
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,1
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	2,1

6.4 Vann

Det er ikke tatt vannprøver ved det nedlagte brannøvingsfeltet. Ved det aktive brannøvingsfeltet er det tatt prøver fra oljeutskilleren tilknyttet overvannssystemet for feltet. I oljeutskilleren er det tatt prøver alle år fra 2011 – 2015. Det ble i tillegg tatt én prøve fra sjø utenfor feltet samt én prøve fra grunnvann ved feltet i 2011.

6.4.1 Grunnvann

I 2011 ble det tatt en grunnvannsprøve fra en sjakt ved det aktive brannøvingsfeltet, BØF 1. Det var for lite vann til at det ble vurdert som hensiktsmessig å sette brønn i sjakten.

Det er påvist både PFOS og PFOA i grunnvannsprøven fra 2011. Det er ikke tatt prøver av grunnvann i etterfølgende år, så utviklingen i PFAS-konsentrasjoner er ikke kjent.

Tabell 6-4. Analyseresultater for grunnvannsprøve ved BØF 1.

Parameter	Enhet	V2
Dato		2011-11-03
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	71,5
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	102

6.4.2 Overflatevann

Det er tatt prøver fra pumpekum/oljeutskiller ved det aktive brannøvingsfeltet, BØF 1, hvert år fra 2011 til og med 2015. Etter å ha observert en reduksjon i PFAS/PFOS-konsentrasjon fra 2011 til 2014, ble det påvist en økning av PFAS-konsentrasjon i 2015. Det er den høye konsentrasjonen av 8:2 FTS som bidrar til økningen i PFAS.

Det ble opplyst fra lufthavnens personell at strupeventilen som regulerer vannmengde på oljeutskilleren var tett eller nesten tett. Denne ble rensert noe som kan ha medført at oljeutskilleren har blitt overbelastet og at mer slam har blitt tilført oljeutskiller og prøvepumpe. Dette kan imidlertid ikke forklare at økningen kun har blitt observert for 8:2 FTS og ikke de øvrige forbindelsene.

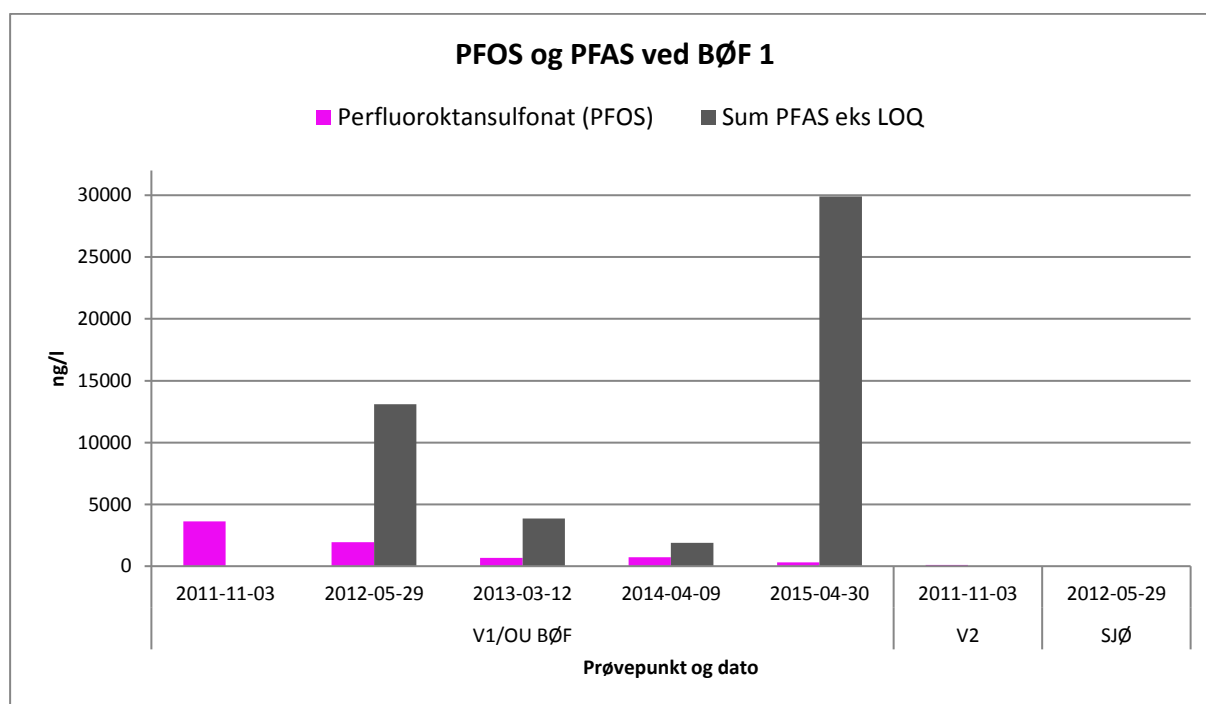
I prøven tatt i sjø utenfor brannøvingsfeltet i 2011 ble det ikke påvist PFOS/PFOA over rapporteringsgrensen (LOQ, limit of quantification).

De høye konsentrasjonene av PFAS som er påvist i vann fra oljeutskilleren viser at det fremdeles skjer en spredning fra feltet. Utslippet går imidlertid gjennom det kommunale ledningsnett, renseanlegget og deretter ut i fjorden. Ved kraftig nedbør vil vann fra overvannssystemet og

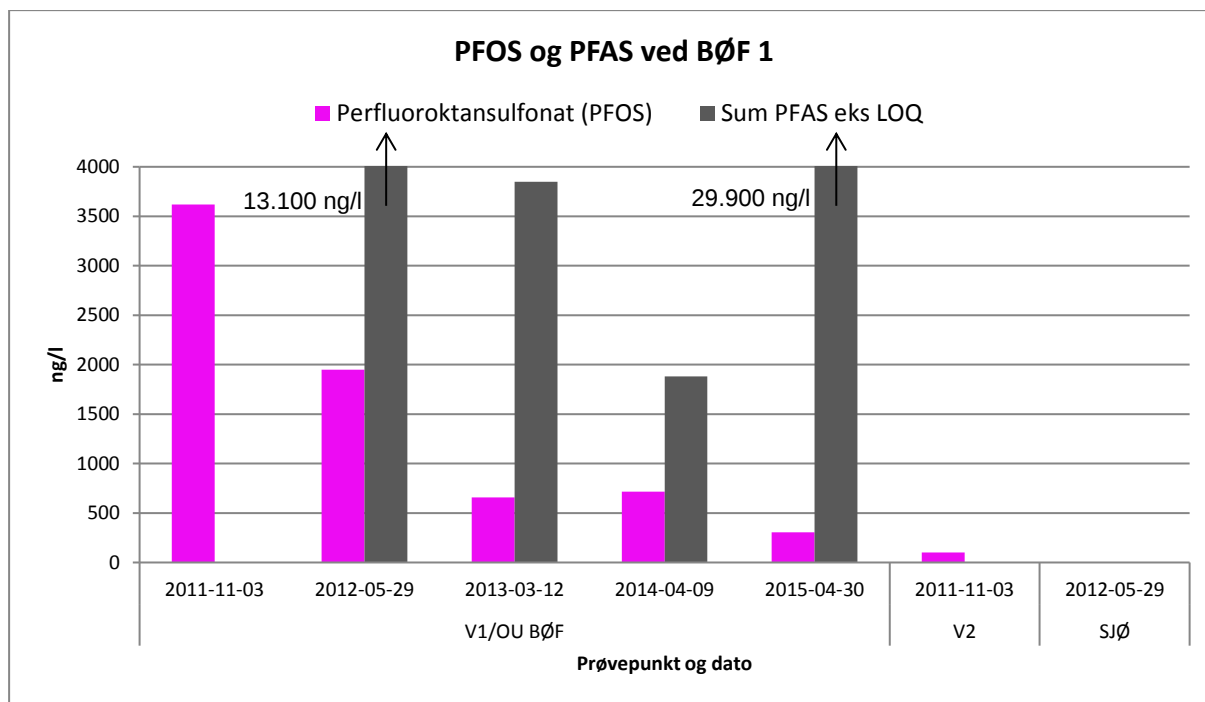
oljeutskilleren imidlertid kunne gå i sjøen utenfor BØF 1. Slike episoder er sjeldne, men fører i hvert tilfelle til tilførsel av PFAS i bukten utenfor. Det bør vurderes å ta noen supplerende prøver av sedimenter/sjø ved utslippspunkt i sjøen, spesielt vannprøver bør tas i forbindelse med nedbørsperioder.

Tabell 6-5. Analyseresultater for vannprøver tatt av oljeutskiller samt i sjøvann utenfor ved BØF 1.

Parameter	Enhet	V1/OU BØF					SJØ
Dato		2011-11-03	2012-05-29	2013-03-12	2014-04-09	2015-04-30	2012-05-29
6:2 FTS	ng/l	-	8730	2560	717	1320	<LOQ
8:2 FTS	ng/l	-	971	182	173	28 000	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	14,4	<15,0	<15,0	<15,0	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	69,5	28,5	31,2	27,5	-
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	53,6	<10,0	<10,0	32,1	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	321	73,6	62,3	29,4	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	363	134	57,5	41,4	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	179	56,3	23,1	49	-
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	62	10,4	<10,0	<10,0	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	136	158	33,3	28,7	16,7	<LOQ
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	3620	1950	659	716	304	<LOQ
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	215	119	71,1	48,4	-
Sum PFAS eks LOQ	ng/l	-	13 100	3850	1880	29 900	-



Figur 6-2. PFOS/PFAS i prøvepunkter ved BØF 1.



Figur 6-3. PFOS/PFAS i prøvepunkter ved BØF 1.

6.5 Biota

6.5.1 Terrestriske arter

Det ble ikke samlet inn terrestriske arter ved Florø lufthamn i 2013.

6.5.2 Ferskvannsararter

Det ble ikke samlet inn arter fra ferskvann fra Florø lufthamn i 2013.

6.5.3 Marine arter

6.5.3.1 Metodikk og datainnsamling

Det ble samlet inn ulike strandbiota utenfor Florø lufthamn i 2013. Området der biotaprøvene ble tatt ble valgt ut fra hvor i sjøen det er mest sannsynlig at avrenningen fra brannøvingsfeltet renner ut.

Aktivt brannøvingsfelt – BØF 1

Prøveområdet som representerer det aktive brannøvingsfeltet (BØF 1) er markert på kartet i Figur 6-4 som stasjon 1 og 2. Området nedstrøms BØF 1, var langgrunt og godt egnet for å samle inn dyr. Substratet besto av svaberg i tidevannssonen, mudderbunn, sand, skjellsand, og noe fin grus og enkelte blokker. Noen deler av stranda, spesielt der det var svaberg og blokk, var dekket av tang. Dybden varierte fra tidevannssonen til 3,5 meter, mens alle prøvene ble tatt i tidevannssonen. Det ble også registrert forekomst av marine naturtyper som østersforekomster og mudderbunn.

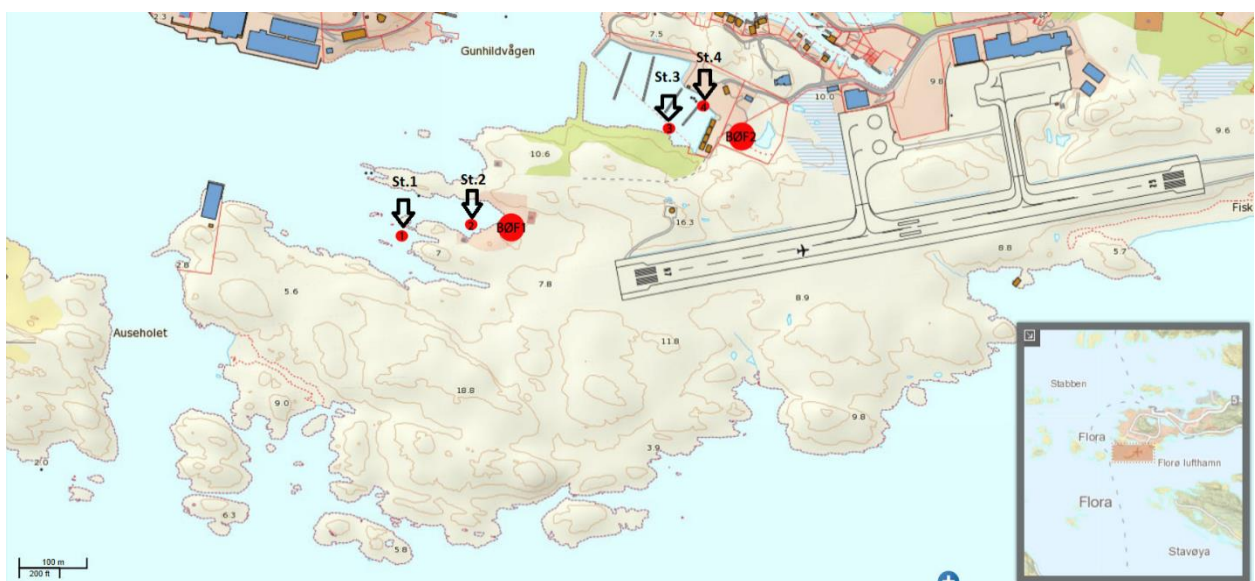
På stasjon 1 ble det tatt prøver av biota i tidevannssonen ved fjære sjø. Det ble gravd med spade til 35 cm dyp i bunnsedimentet i egnede soner innenfor stasjonen. Det ble tatt prøver av vanlig hjertemusling, vanlig sandskjell, flatøsters og fjæremark. Det ble også håvet blandprøve av juvenile (unge) stripestrandreker.

På stasjon 2 ble det plukket prøver av blåskjell og albusnegl på berg og mellom stein (se Figur 6-6).

Gammelt brannøvingsfelt – BØF 2

Prøveområdet for det gamle brannøvingsfeltet (BØF 2) er markert i Figur 6-4 med stasjon 3 og 4. Området som drenerer fra BØF 2 var langgrunt og godt egnert for å samle inn dyr. Substratet besto av svaberg i tidevannssonen, mudderbunn, sand og noe fin grus, samt enkelte blokker og en del stein. Store deler av tidevannssonen er dekket av tang. Dybden varierte fra tidevannssonen til 3 meter, mens alle prøvene ble tatt i tidevannssonen.

På stasjon 3 ble det tatt prøver av biota i tidevannssonen ved fjære sjø. Det ble gravd med spade til 35 cm dyp i bunnsedimentet i egnede soner innenfor stasjonen. Det ble tatt prøver av vanlig hjertemusling, vanlig sandskjell og albusnegl (se Figur 6-6). På stasjon 4 ble det fanget prøver av voksne stripestrandreker på agn.



Figur 6-4. Kart over Florø lufthavn med området rundt. Det nye brannøvingsfeltet er markert som et rødt punkt med BØF1 og tilhørende prøvetakningsstasjoner er merket med rødt punkt med 1 og 2. Tilsvarende er det gamle brannøvingsfeltet markert som et rødt punkt med BØF2 og tilhørende prøvetakningsstasjoner er merket med rødt punkt med 3 og 4. Kartgrunnlag: www.norgeskart.no



Figur 6-5. Bilde tatt fra vannkanten ved stasjon 2 mot BØF 1 ved Florø lufthamn. Foto: Håkon Gregersen.

Tabell 6-6. Oversikt over innsamlet og analyserte arter fra sjøen ved Florø lufthamn.

Innsamlet	Prøver analysert		Kommentar
Art	Antall	Prøvetype	
Fjæremark	10	Blandprøve hele individ	Stasjon 1 – aktiv BØF/ BØF 1
Stripestrandreke	Ca. 150	Blandprøve hele individ	Stasjon 1 – aktiv BØF/ BØF 1 (juvenile individer)
Albusnegl	10	Blandprøve hele individ	Stasjon 2 – aktiv BØF/ BØF 1
Albusnegl	10	Blandprøve hele individ	Stasjon 3 – gammel BØF/ BØF 2
Stripestrandreke	12	Blandprøve hele individ	Stasjon 4 – gammel BØF/ BØF 2 (voksne individer)



Figur 6-6. Strandbiota samlet i strandområdet i Gunhildvågen, fjorden nord for Florø flyplass. Øverst til venstre – fjæremark på stasjon 1, øverst til høyre – albusnegl fra stasjon 2, nederst til venstre – stripestrandreke fra stasjon 4 og nederst til høyre – flatøsters, blåskjell, vanlig sandskjell og vanlig hjertemusling fra stasjon 1.

6.5.3.2 Presentasjon av data fra alle innsamlingsrunder

Det har tidligere vært gjennomført analyse av marint biotisk materiale fra Florø lufthamn. Resultatene av analysene av blåskjell (blandprøve av ca. 20 individer) og albusnegl (ca. 30 individer) samlet inn i tilknytning til det nye brannøvingsfeltet (BØF 1) i 2012 vises i Tabell 6-7. I 2013 ble det gjennomført et mer utstrakt innsamlingsprogram av biota, og resultatene av analysene er presentert i Tabell 6-8 og Figur 6-7. Se vedlegg 3 for originale analyserapporter.

Tabell 6-7. Forekomst av PFAS-forbindelser i biotaprøver samlet inn i sjøen utenfor Florø lufthamn sommer 2012 (tabell modifisert fra Sweco, 2012).

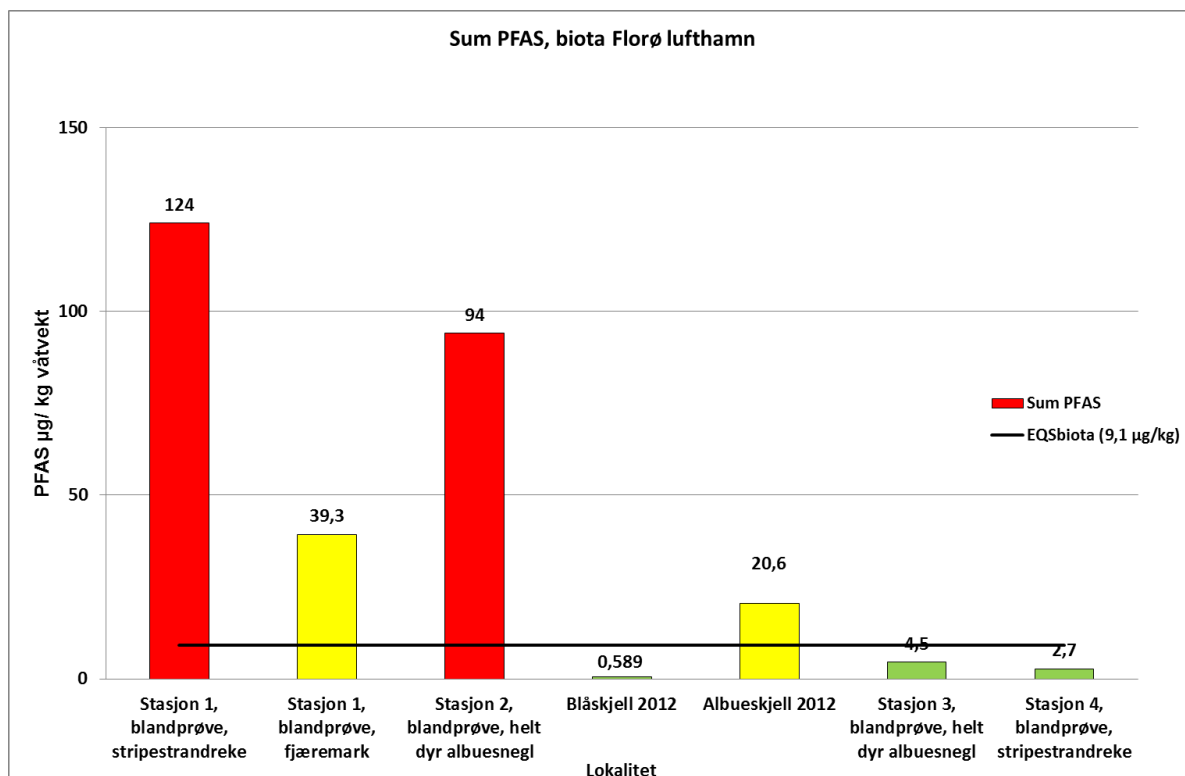
	PFOS (µg/kg)	PFOA (µg/kg)	6:2 FTS (µg/kg)	PFAS (µg/kg)
Blåskjell, n= ca.20	0,271	<0,0435	<0,0652	0,589
Albueskjell, n= ca. 30	4,84	<0,0557	2,07	20,6

Tabell 6-8. Forekomst av PFAS-forbindelser i biotaprøver samlet inn i sjøen utenfor Florø lufthavn 27. august 2013.

Kjemiske forbindelser (µg/kg)	Stasjon 1, blandprøve, stripestrandreke	Stasjon 1, blandprøve, fjæremark	Stasjon 2, blandprøve, helt dyr albuesnegl	Stasjon 3, blandprøve, helt dyr albuesnegl	Stasjon 4, blandprøve, stripestrandreke
PFPeA	<5.0	17	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	10	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	5,9	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	2,8	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	1,5	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0
PFHxS	2,6	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	25	3,6	94	4,5	2,7
FTS-6:2	<6.0	<16	<6.0	<6.0	<6.0
FTS-8:2	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0
PFDS	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0
PFUnDA	87	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDoDA	7,9	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
Sum PFAS	124	39,3	94	4,5	2,7

Utenfor det aktive brannøvingsfeltet, BØF 1 (i området for stasjon 2), ble det sommeren 2012 registrert innhold av PFAS i både albuskjell og blåskjell (Tabell 6-7). I blåskjellene ble det registrert PFAS, men godt under EQS_{biota}, mens det i blandprøva av albuskjell ble registrert 20,6 µg PFAS/kg våtvekt (kategori III – *Moderat miljøtilstand*).

I 2013 ble det funnet innhold av PFAS i alle de analyserte biotaprøvene. Generelt var innholdet betydelig høyere på stasjon 1 og 2 (utenfor aktiv BØF) enn på stasjon 3 og 4 (gammel BØF) (se Tabell 6-8). Foruten PFOS, ble det også funnet innhold av flere av de andre PFAS-forbindelsene. Det ble spesielt funnet høye konsentrasjoner av PFUnDA i unge individer av stripestrandreke ved stasjon 1. Ved stasjon 1 er konsentrasjonen av PFAS over EQS_{biota} i alle de 3 prøvene, og også over grensen for *Dårlig miljøtilstand* for stripestrandreke og albuesnegl. Prøvene fra stasjon 3 og 4 hadde begge konsentrasjoner av PFAS under EQS_{biota} (Kategori II – *God miljøtilstand*).



Figur 6-7. Forekomst av PFAS funnet i biotaprøver tatt på stasjon 1-4 sommeren 2013, og prøver tatt i nærheten av stasjon 2 sommeren 2012 (blåskjell og albueskjell).

6.5.4 Vurdering testgrunnlag biota

Undersøkelsene av biota i 2013 påviste innhold av PFAS-forbindelser i samtlige analyserte biota (stripestrandreke, albusnegl og fjæremark). Det ble funnet høyere verdier av PFAS forbindelser i prøvene utenfor det aktive brannøvningsfeltet (BØF 1) enn ved det gamle (BØF 2). Det ble påvist et bredt spekter med PFAS, men PFOS og PFUnDA i de høyeste konsentrasjonene.

I alle blandprøvene er det flere enn 10 individer, og prøvegrunnlaget er dermed relativt bra for de artsgruppene som er analysert, og gir dermed et brukbart bilde av tilstanden for disse. Det er imidlertid ikke analysert på noe annet enn strandbiota, og tilstanden høyere opp i næringskjeden er dermed vanskeligere å vurdere. Det er heller ikke samlet inn terrestrisk biota.

7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

Det er utført en spredningsvurdering for hvert av brannøvingsfeltene på Florø lufthamn. Topografi, vannbalanse, grunnvannsforhold, menneskeskapte dreneringsveier og generelle grunnforhold vurderes for å finne dreneringsveiene fra kildeområdet (brannøvingsfeltet) til resipient. Disse dreneringsveiene kan være bekk, grunnvann, grøfter og lignende da det ikke er etablert avløpsledninger fra disse feltene. Transportveiene fra kildeområde til resipient er definert som spredningsområdet.

Hensikten med spredningsvurderingen er å skaffe et godt grunnlag for å vurdere belastning av resipient og vil også kunne danne grunnlag for vurdering av eventuelle tiltak. Spredningsvurderingen søker å gi svar på omfanget av spredningsområdet, estimat av transportert mengde PFOS til resipient per år, estimat av restmengde PFOS på brannøvingsfeltene og et estimat på hvor lang tid det vil ta før all PFOS har drenert til resipient. I tillegg sammenlignes estimatet på restmengden av PFOS mot mengde PFOS totalt brukt på feltet gjennom årene.

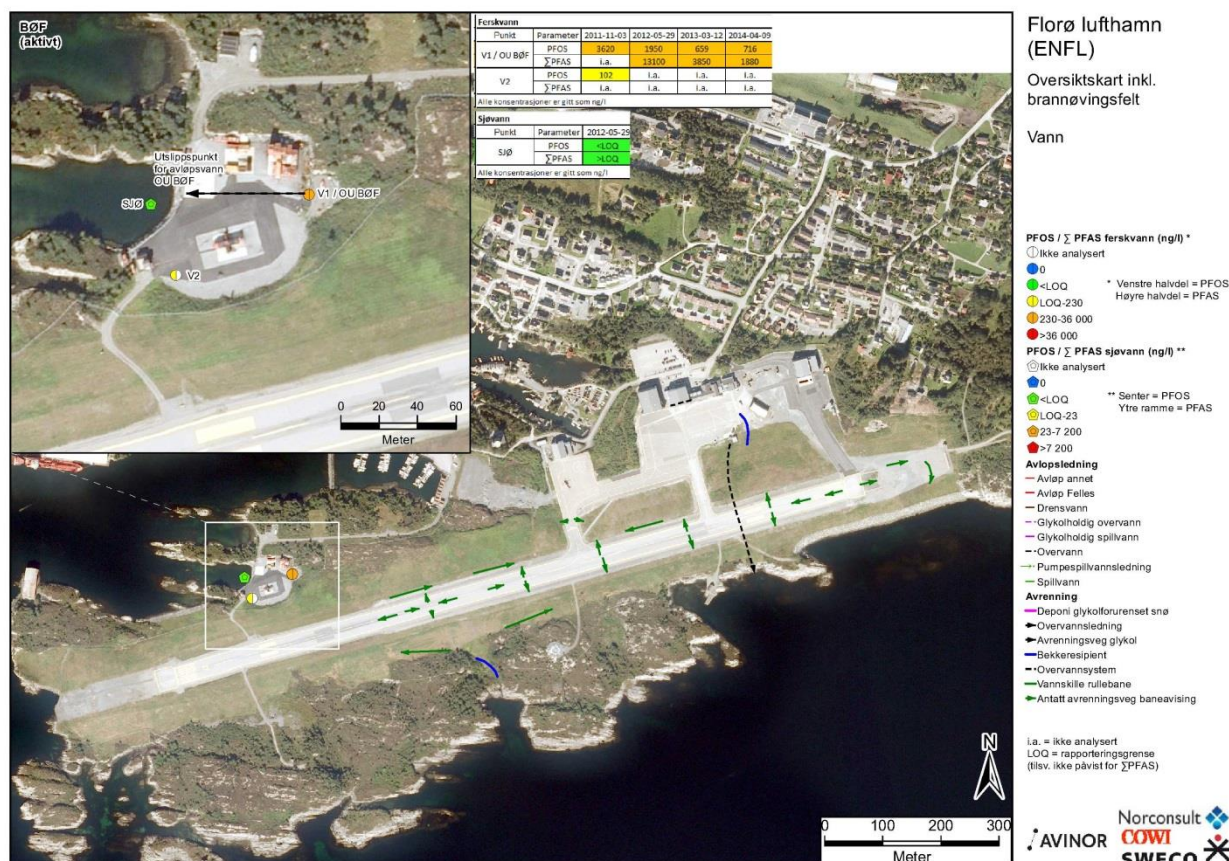
Figur 7-1 nedenfor viser oversikten over terrengets gradient i området på og rundt Florø lufthamn samt sannsynlig dreneringsretning der det ikke er grøfter og overvannsledninger. Det er sannsynlig at grunnvannsig følger overflatetopografien i dette området. Midlere nedbør for Florø er 1985 mm/år. Ved å trekke fra evapotranspirasjonen beregnet etter Tamms formel, blir avrenningen 1558 mm/år.



Figur 7-1: Dreneringskart for Florø lufthamn og området rundt. De blå strekene er generert i programvaren Surfer ut fra en 10*10 meters terrengmodell og viser gradienten til terrenget. Hvite piler markerer strømningsvei. Lufthavnens spillvannssystem vil avskjære drenering som går over flyplassen, og figuren tar ikke hensyn til dette eller andre dreneringssystemer.

Spredningsvurderingen har hovedfokus på spredning av PFOS-forurensning fra aktivt brannøvingsfelt (BØF 1) og gammelt nedlagt brannøvingsfelt (BØF 2). Det er ingen indikasjoner på andre lokasjoner med PFOS-forurensning rundt på lufthavnen.

Figur 7-2 viser dreneringskart sammen med punkter for vannprøver tatt på BØF 1 som drenerer vest mot Gunhildvågen. Punktet V1/OU BØF drenerer til et utslippspunkt for avløpsvann til Gunhildvågen.



Figur 7-2: Dreneringskart med vannprøvelokaliteter. De blå strekene er eksisterende bekker. Stiplede linjer markerer overvannssystemer. Sirkel markert med kryss er brønner. Sirkel med loddrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS-klasse. Høyre side av sirkel har fargekode for PFAS-klasse. Femkantet symbol viser sjøvannsprøver. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet. Grøfter og overvannsledninger vises med sort stiplet linje. Grønne piler viser retning avrenning fra rullebanen.

7.2 BØF 1 – det aktive brannøvingsfeltet

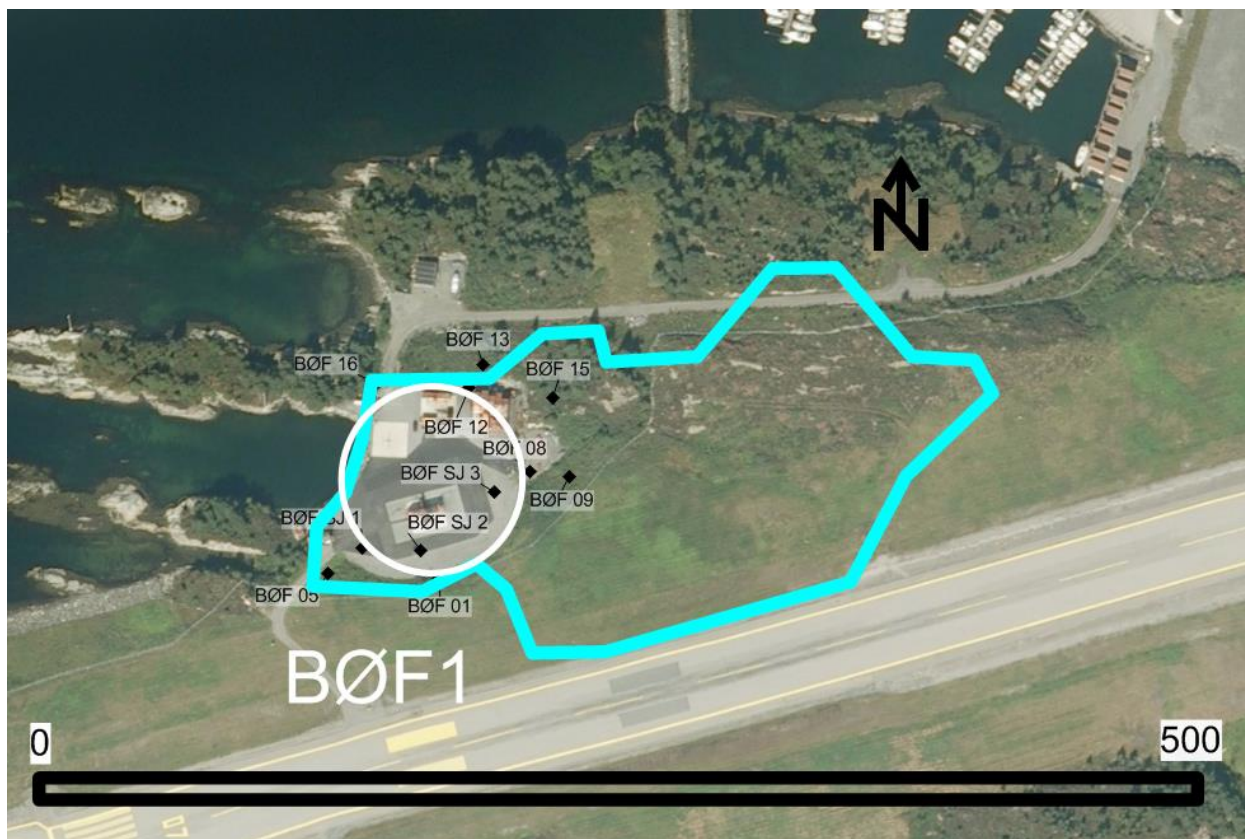
Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for BØF 1. Brannøvingsfeltet ligger nord for den vestlige delen av rullebanen. Feltet ble tatt i bruk i 2007/2008, og det skal ikke ha vært brukt PFOS-holdig slukkeskum i denne perioden. Det er estimert at det er brukt ca. 70 kg PFAS i perioden 2007 til 2011. Nå brukes Mossul som slukkeskum, og det brukes øvingsskum ved øvelser.

7.2.1 Terreng- og strømningsanalyse for området

Brannøvingsfeltet ligger nær sjøen og har asfalterte flater. Massene under feltet består av sprengsteinmasser. Ingen bekker drenerer ut fra feltet, men det er et oppsamlingssystem fra øvingsplattformen. Dette systemet samler opp avrenning fra plattformen i en oljeutskiller (prøvepunkt V1/OU BØF), og dette går videre til kommunal avløpsledning med utløp i Solheimsfjorden sammen med det meste av avrenningen. BØF 1 dekker et areal på ca. 3500 m².

Det er generelt lave konsentrasjoner av PFOS i alle jordprøvene som er tatt. Unntaket er BØF 12, der det ble funnet høye konsentrasjoner (482 µg/kg). Denne prøven er imidlertid av et annet materiale (slam) enn de øvrige prøvene (sprengstein eller organisk jord) og er kun fra de øverste 5 cm. Prøven ble også tatt et godt stykke fra midten av øvingsfeltet, og det er tvilsomt om den er representativ for PFOS-konsentrasjoner andre steder i feltet. De tre prøvene som ble tatt i sprengstein under selve feltet, viser også lave konsentrasjoner, men det er sannsynlig at eventuell PFOS strømmer raskt gjennom dette materialet og blander seg med grunnvannet.

Nedbørsfeltet til BØF 1 (Figur 7-3) dekker omkring 29 000 m² (beregnet i programvaren Surfer ut fra en 10 * 10 m terrengmodell). Med en avrenning på 1,56 m/år blir vannvolumet som drenerer gjennom nedbørfeltet på ca. 45 000 m³/år.



Figur 7-3: Det aktive brannøvingsfeltet (BØF 1). Den lyseblå linjen viser nedbørfeltet til BØF 1.

7.2.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF 1

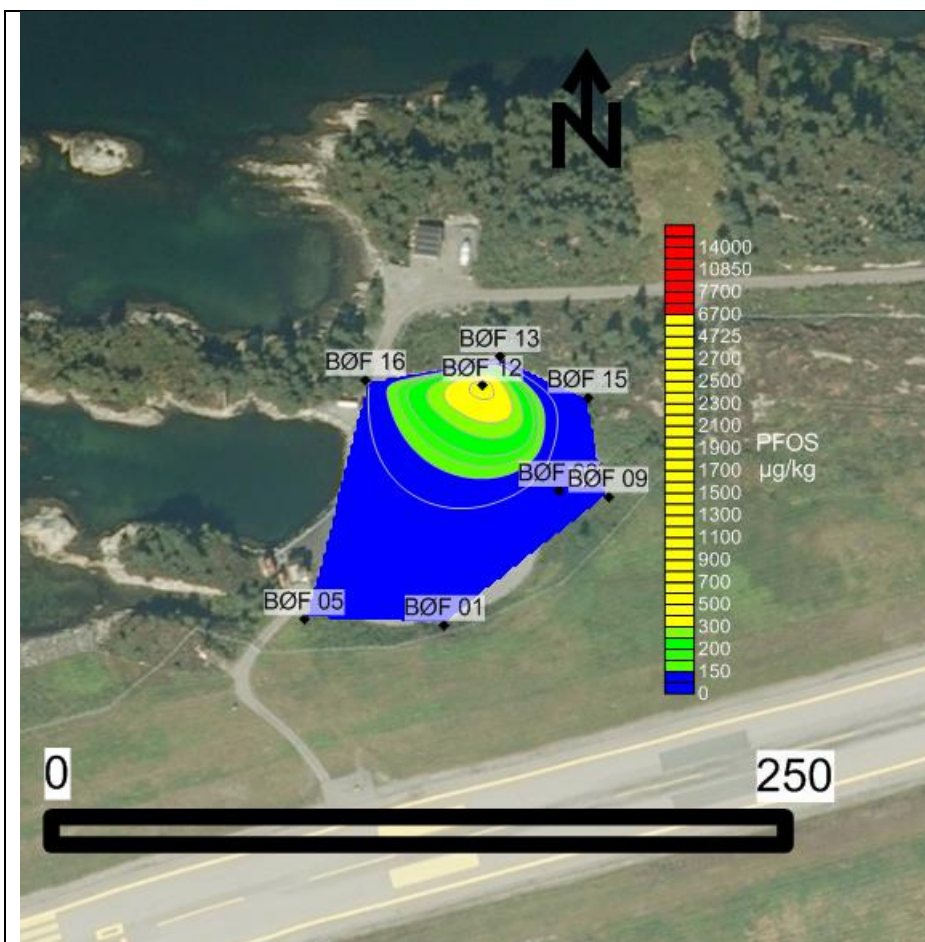
Det er beregnet et estimat på mengde PFOS som er igjen i grunnen på BØF 1 sentralt basert på målte verdier i jord. Hvert prøvepunkt har fått beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon ut fra PFOS-konsentrasjonene målt i lag nedover i jordprofilet.

Det er antatt en homogen dybde på ca. 1,6 m under BØF 1.

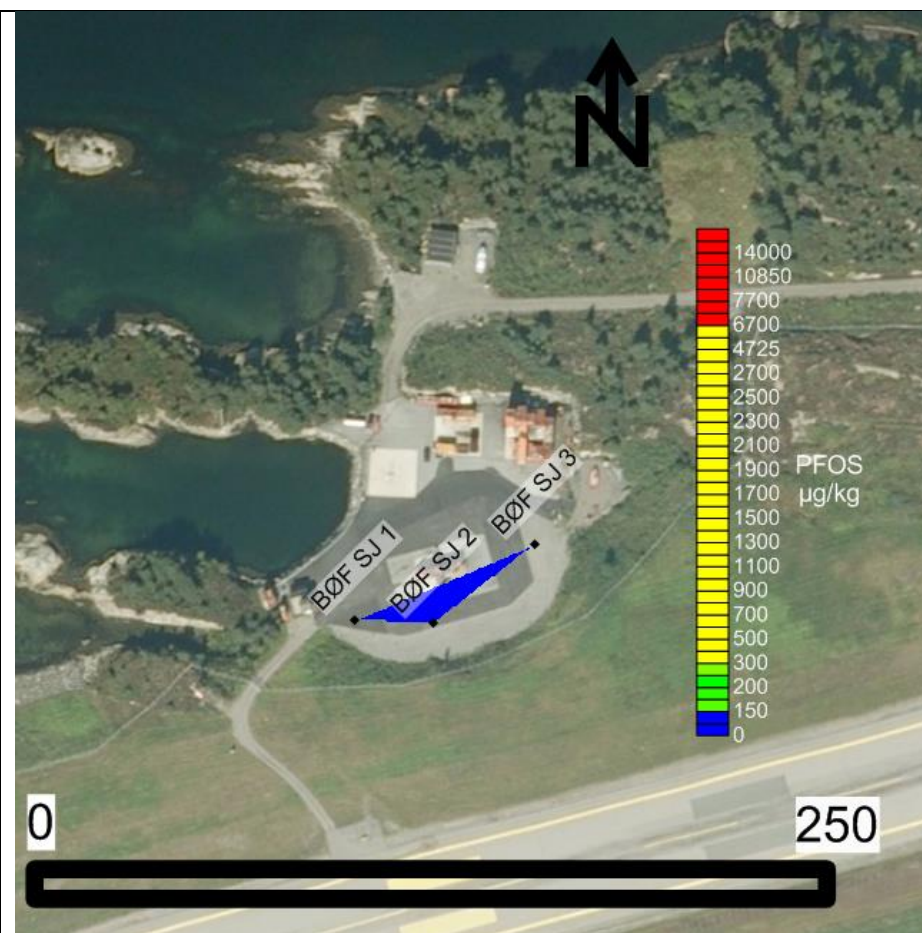
Figur 7-4 viser interpolering av PFOS-konsentrasjoner i toppjord på BØF 1. Det er målt lave konsentrasjoner i alle punktene unntatt BØF 12. Beregnet gjennomsnittskonsentrasjon for denne interpoleringen er 101 µg/kg. Figur 7-5 viser interpolering av PFOS-konsentrasjoner fra 0,1-1,6 m under terrenget. Her er det lave konsentrasjoner i alle prøver, og beregnet gjennomsnittskonsentrasjon er 7 µg/kg.

Figur 7-6 viser en interpolering av PFOS-konsentrasjonene for alle prøver samlet. Dette gir en gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon på ca. 89 µg/kg, med lave konsentrasjoner i alle prøvepunkter unntatt i BØF 12. Denne prøven er imidlertid tatt i et annet materiale enn de øvrige

prøvene, og det er usikkert hvorvidt denne prøven er representativ. Vi har derfor også gjort en interpolering der vi har tatt ut denne prøven. Figur 7-7 viser interpolert PFOS-konsentrasjon for alle prøvene unntatt BØF 12, og dette gir en beregnet gjennomsnittskonsentrasjon på ca. 26 µg PFOS / kg.

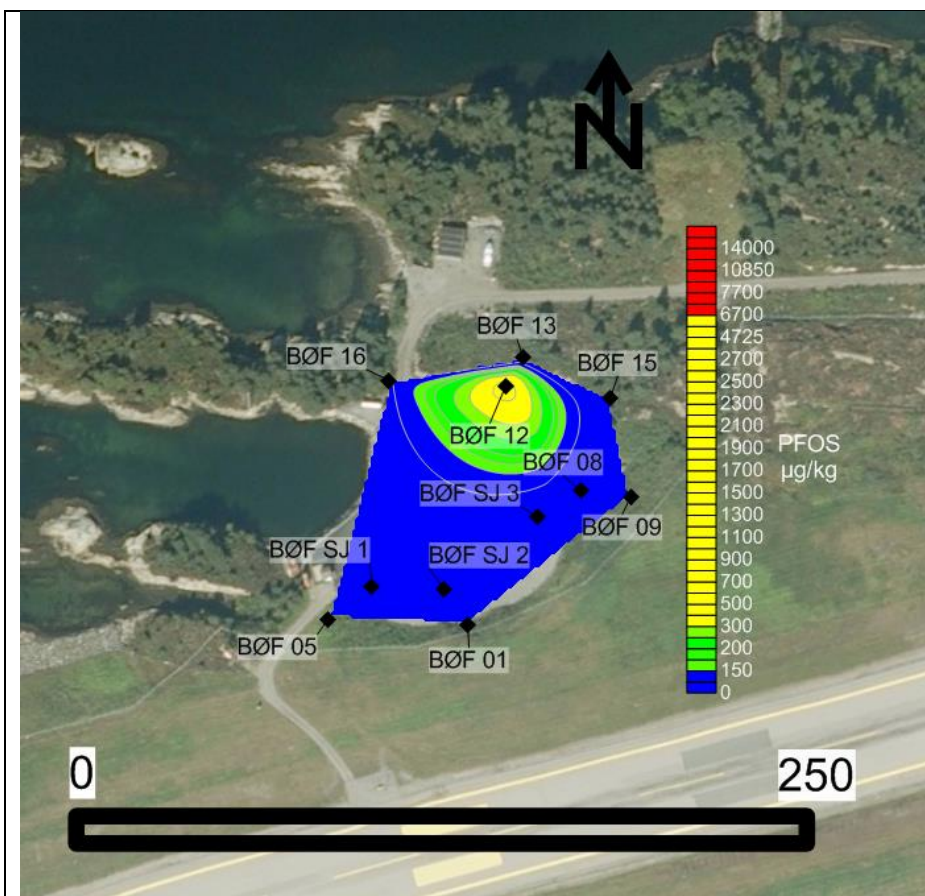


Figur 7-4. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF 1 for dybde 0-0,1 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbour". Fargene er basert på klassene i For PFOS i jord har Miljødirektoratet utarbeidet en normverdi på 100 µg/kg TS, og grensen for farlig avfall er 5000 mg/kg. Siden det ikke eksisterer helsebaserte tilstandsklasser for PFOS i jord, benyttes en inndeling utarbeidet av

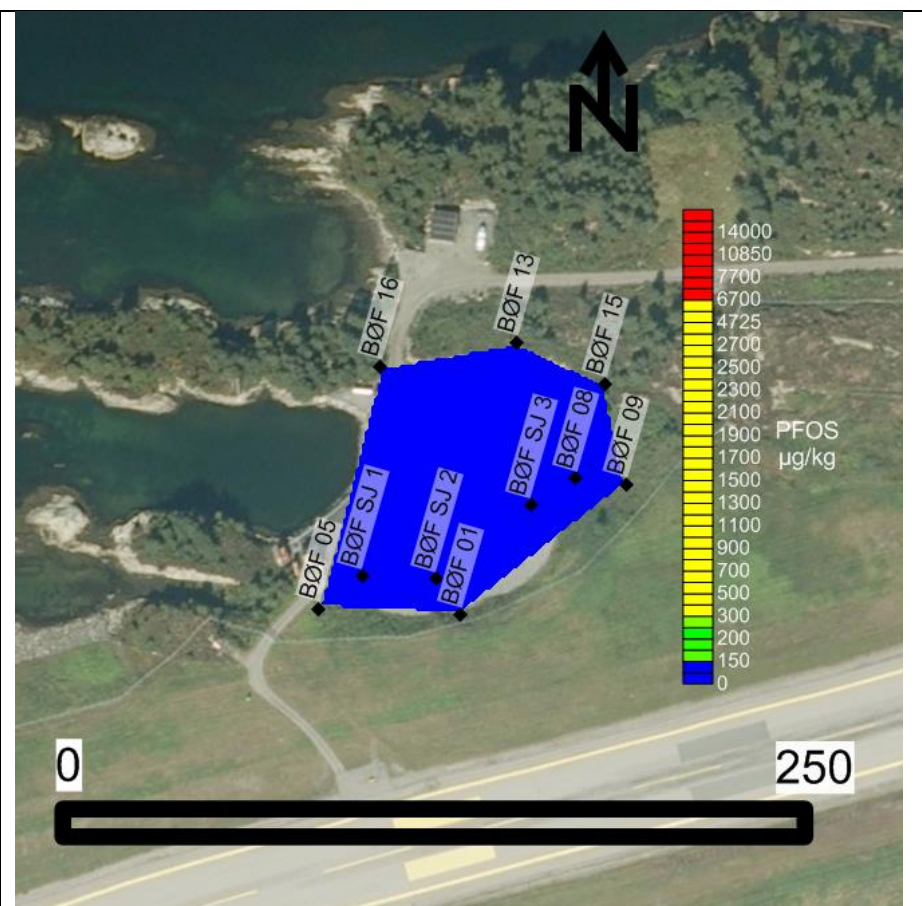


Figur 7-5. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF 1 for dybde 0,1-1,6 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbour". Fargene er basert på klassene i For PFOS i jord har Miljødirektoratet utarbeidet en normverdi på 100 µg/kg TS, og grensen for farlig avfall er 5000 mg/kg. Siden det ikke eksisterer helsebaserte tilstandsklasser for PFOS i jord, benyttes en inndeling utarbeidet av Aquateam for Avinor (Aquateam, 2011). Laveste klasse i denne

Aquateam for Avinor (Aquateam, 2011). Laveste klasse i denne inndelingen tilsvarer normverdien. Selv om denne klasseinndelingen var ment kun for PFOS, sammenlignes grensene med de analyserte PFAS. Dette er vist i Tabell 4-3. <i>Tabell 4-3.</i>	inndelingen tilsvarer normverdien. Selv om denne klasseinndelingen var ment kun for PFOS, sammenlignes grensene med de analyserte PFAS. Dette er vist i Tabell 4-3. <i>Tabell 4-3.</i>
---	--



Figur 7-6. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF 1 alle prøver. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbour". Fargene er basert på klassene i For PFOS i jord har Miljødirektoratet utarbeidet en normverdi på 100 µg/kg TS, og grensen for farlig avfall er 5000 mg/kg. Siden det ikke eksisterer helsebaserte tilstandsklasser for PFOS i jord, benyttes en inndeling utarbeidet av Aquateam for Avinor (Aquateam, 2011). Laveste klasse i denne inndelingen tilsvarer normverdien. Selv



Figur 7-7. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF 1 alle prøver unntatt BØF 12. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbour". Fargene er basert på klassene i For PFOS i jord har Miljødirektoratet utarbeidet en normverdi på 100 µg/kg TS, og grensen for farlig avfall er 5000 mg/kg. Siden det ikke eksisterer helsebaserte tilstandsklasser for PFOS i jord, benyttes en inndeling utarbeidet av Aquateam for Avinor (Aquateam, 2011). Laveste klasse i denne inndelingen tilsvarer

om denne klasseinndelingen var ment kun for PFOS, sammenlignes grensene med de analyserte PFAS. Dette er vist i Tabell 4-3. <i>Tabell 4-3.</i>	normverdien. Selv om denne klasseinndelingen var ment kun for PFOS, sammenlignes grensene med de analyserte PFAS. Dette er vist i Tabell 4-3. <i>Tabell 4-3.</i>
---	---

Grunnet usikre prøveresultater er det vanskelig å vurdere restmengder PFOS i grunnen under BØF 1. Det er imidlertid sannsynlig at PFOS-forurensning ikke legger seg i massene under, men drenerer raskt ned til grunnvannet. Prøve BØF 12 er spesielt usikker, ettersom beskrivelsen av prøven som «slam» kan tyde på at denne prøven er tatt fra forurenset materiale på overflaten og ikke nødvendigvis er representativ for noe annet sted enn akkurat dette punktet. Imidlertid kan vi ikke si dette med sikkerhet, så i det etterfølgende har vi vurdert restmengder og utlekking for to scenarier: a) BØF 12 er representativ og tas med i beregningen; b) BØF 12 er ikke representativ og tas ut av beregningen. For scenario a) vil en interpolering av målte PFOS-konsentrasjoner fordelt på brannøvingsfeltets areal på ca. 3 500 m², gi en restmengde på ca. 650 g ± 300 g PFOS under BØF 1. for scenario b) gir interpoleringen en restmengde på ca. 200 g ± 86 g PFOS. Uansett scenario er det likevel beskjedne mengder PFOS igjen under BØF 1.

7.2.3 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF 1

Viktige parametere for tidsestimatet er målte verdier av PFOS i jord og vann og volum vann som drenerer gjennom området.

I avsnitt 7.2.2 ble det estimert en rest av PFOS innenfor prøvetatt område i intervallet a) 650 ± 300 g og b) 200 ± 86 g.

Vannvolumet som drenerer gjennom område er basert på et estimert nedbørsfelt til prøvetatt område på 29 000 m² og en årlig infiltrasjon på 1,56 m/år. Basert på måling i punkt V2 er det estimert at det lekker ut ca. 0,1 µg PFOS per liter vann som drenerer fra området. Med et estimert vannvolum som drenerer gjennom området på 45 170 m³ per år gir dette en utlekking av ca. 4,6 g PFOS per år. Med en rest av PFOS for scenario a) på 650 ± 300 g og for scenario b) på 200 g ± 86 g vil det ta fra 75 år til 205 år før all PFOS har lekket ut fra dette området for scenario a) og 22 til 59 år for scenario b) (Tabell 7-1).

En feilkilde er at utlekkingen av PFOS per år vil minke etter hvert som det blir mindre PFOS igjen på BØF (Figur 4-1).

Tabell 7-1. Parametere for utlekking PFOS per år fra prøvetatt område ved og rundt BØF 1.

Vekt PFOS innenfor prøvetatt område rundt BØF 1	a)	b)	
	650 ± 300	200 ± 86	g
Infiltrasjon	1,56	1,56	m/år
Areal nedbørsfelt til BØF 1	29 000	29 000	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	45 170	45 170	m ³ /år
Gjennomsnitt målt PFOS i punkt V2	0,102	0,102	µg/l
Utlekking PFOS fra BØF	4,6	4,6	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	75-205	22-59	år

7.3 BØF 2 – det nedlagte brannøvingsfeltet

Det nedlagte brannøvingsfeltet er plassert i en liten terrengforsenking med oppstikkende fjellknauser på to sider. Det er plassert sprengstein over det som antas å ha vært brannøvingsfelt. Området drenerer ned til småbåthavnen ca. 40-70 meter lenger vest. BØF 2 var i bruk fra 1971 til 2007 og det har vært benyttet PFOS-holdig slukkeskum i perioden 1978 til 2002 og PFAS-holdig slukkeskum fra 2002 til 2007.

I våre beregninger av brukt mengde PFOS har vi antatt at brannskum ble tatt i bruk i 1978. I tidsrommet fra 1978 til 2002 er det estimert at det er brukt ca. 820 kg ren PFOS på BØF 2 og ca. 70 kg PFAS fra 2002 til 2007.

7.3.1 Terreng- og strømningsanalyse for området

Det er usikkert hvor feltet var plassert, og det er lagt sprengstein der det antas å ha ligget. Det ble derfor kun tatt prøver av omkringliggende overflatejord for å prøve å lokalisere feltet. Prøvene viser en gjennomsnittskonsentrasjon på 23 µg/kg, men dette er antakelig ikke representativt for forurensningsgraden på feltet.

Nedbørsfeltet til BØF 2 (Figur 7-8) dekker omkring 36 000 m² (beregnet i programvaren Surfer ut fra en 10 * 10 m terrengmodell). Med en avrenning på 1,56 m/år blir vannvolumet som drenerer gjennom nedbørsfeltet ca. 56 000 m³/år.



Figur 7-8: Det gamle brannøvingsfeltet (BØF 2). Den lyseblå linjen viser nedbørfeltet til BØF 2.

7.3.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF 2

Ettersom det ikke er tatt prøver av massene der eventuell restforurensning ligger, er det ikke mulig å vurdere restmengder PFOS i grunnen under BØF 2.

7.3.3 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF 2

Ettersom vi ikke kan estimere restmengder av PFOS, kan vi heller ikke beregne utlekkingstid.

7.4 Estimat av mengde PFOS og PFAS fra oljeutskiller BØF 1

BØF 1 er tilkoblet en oljeutskiller som har utløp til sjø via rør. Størrelsen på tette flater er ca. 550 m². Det antas at det er avrenningen fra tette flater som går til oljeutskiller. Årlig midlere avrenning er ca. 1 558 mm/år. Dette gir en årlig vannmengde fra nedbør på ca. 860 m³/år. Vannforbruk til øvelser er estimert til 200 m³/år. Total gjennomsnittlig vannmengde som går gjennom oljeutskilleren blir da ca. 1 060 m³/år. Gjennomsnittskonsentrasjonen målt i oljeutskilleren (V1/OU BØF) er 1 450 ng/l for PFOS og 12 180 ng/l for PFAS. Estimat på PFOS

utlekking via oljeutskiller blir da ca. 2 g/år. Estimat på PFAS utlekking via oljeutskiller blir ca. 15 g/år.

8 Risikovurdering

8.1 Økosystem og risiko

Som nevnt i avsnitt 4.4 og 4.5 kan forurensingen fra et brannøvingsfelt spres både til luft, vann, jord og biota. Disse fire kategoriene er følgelig mottakere eller resipienter av forurensingen, og står i nær kontakt med hverandre. Et eksempel på videre spredning til økosystemet kan være at meitemark kan oppta forurensingen fra vann, jord og organisk materiale på den forurensede lokaliteten. Spredningen av forurensingen foregår altså i et tredimensjonalt rom, og forurensningen kan over tid helt eller delvis transporteres bort fra det opprinnelige kildeområdet.

Risiko for påvirkning av økosystem avhenger i stor grad av hvilke miljøkvaliteter som finnes i området utenfor der forurensingen ligger. Det gis derfor her en kort beskrivelse av disse kvalitetene.

Lufthavna ligger på en landtunge mellom Solheimsfjorden i sør og Gunhildvågen i nord. Lufthavnen har generelt en svært flat topografi, og massene består enten av grov sprengsteinfylling eller tynt dekke av løsmasser over berg. Rullebanen ligger ca. 15 moh. i et område preget av svaberg, røsslynghei og myr. Det er flere verneområder for sjøfugl, våtmark og dyrevern rundt lufthavnen, blant annet ved Nærøyane, Nekkøytåa, Indre Ånnøy, Kvalsteinane, Timberøyholmane (se Figur 5-2). Alle disse områdene ligger mer enn 3 km i luftlinje fra lufthavna. Det er ikke registrert spesielle naturtyper i nærheten. Det er registrert to fuglearter med status i Rødlisten 2010 ved lufthavnsområdet; hettemåke og fiskemåke. I tillegg er det registrert havørn (ansvarsart) og kysthumle (*nær truet* (NT) på Norsk Rødliste 2010, men gammel observasjon - 1963) i tilknytning til Gunhildvågen. Det er også registrert diverse fiskeslag med kommersiell interesse som har beite-, oppvekst- eller utbredelsesområde rundt lufthavnsområdet. For videre områdebeskrivelse av dette området, se kapittel 5.

Undersøkelsene av jord, vann og biota på og rundt flyplassen, viser at det har foregått en spredning av PFOS/PFAS fra brannøvingsfeltene ned til Gunhildvågen.

8.1.1 Terrestrisk miljø

Historisk sett har det vært sluppet ut PFOS og PFAS fra brannøvingsfeltene BØF 1 (aktivt) og BØF 2 (gammelt). Det aktive brannøvingsfeltet ble tatt i bruk i 2007. Det er estimert at det er brukt ca. 70 kg PFAS i perioden 2007 til 2012. Utstrekningen av antatt forurensset område er beregnet til ca. 3 500 m², med en beregnet gjennomsnittskonsentrasjon på hhv. 89 eller 26 µg PFOS/kg avhengig om en prøve som muligens ikke er representativ for området inkluderes i beregningene eller ikke (se avsnitt 7.2.2). Estimert restmengde av PFOS i grunnen er estimert til ca. 650 g ± 300 g (inkl. mulig ikke representativ prøve) eller ca. 200 g ± 86 g PFOS (ikke inkl.). Avrenning er hovedsakelig til Gunhildvågen.

Det er ikke gjort en spredningsvurdering for det eldste brannøvingsfeltet (BØF 2) (avsnitt 7.3.2), da det ikke er tatt prøver av massene der eventuell restforurensning ligger pga. utfylte sprengsteinmasser. Det er ukjent når dette brannøvingsfeltet startet opp, men i beregningene er det antatt 1978. Det ble avsluttet ca. 2007. Det er estimert at det ble brukt totalt ca. 820 kg ren PFOS og ca. 70 kg PFAS. Avrenningen er også her hovedsakelig til Gunhildvågen.

Det er ikke tatt prøver av terrestrisk flora/fauna i tilknytning til området rundt Florø lufthamn, og terrestriske undersøkelser fra andre lufthavner benyttes derfor som støtte.

Ved Kjevik ble det samlet inn prøver fra vegetasjon, meitemark og storskogmus for å avklare om biota tilknyttet det terrestre miljøet blir påvirket av den forurensede grunnen (Gravem *et al.*, 2015).

I jord ved Kristiansand lufthavn, ble det funnet en gjennomsnittskonsentrasjon ved interpolering av de ulike prøvepunktene på 165 µg/kg ved det eldste brannøvingsfeltet (BØF 1) og 135 µg/kg ved det gamle brannøvingsfeltet (BØF 2) ned til 2 meters dyp. De beregnede spredningsområdene for forurensingen ved Kristiansand lufthavn ($10\,000 \pm 4\,000\text{ m}^2$, ved BØF 1 og $15\,000 \pm 4\,000\text{ m}^2$ ved BØF 2) er dermed betydelig større enn brannøvingsfeltene ved Florø lufthavn.

Ved Kristiansand lufthavn ble det funnet at PFAS tas opp i vegetasjon (i større grad i bjørk enn i svartor), og at det trolig skjer en bioakkumulering der. Det ble også tatt prøver av meitemark, som viste relativt høye konsentrasjoner av PFAS, og resultatene tyder på at biomagnifiseringsfaktoren til meitemark kan være mellom 5 og 7 (Gravem *et al.*, 2015). I tillegg ble det påvist høye konsentrasjoner av PFAS i lever i storskogmus.

Det terrestre økosystemet rundt Florø lufthavn er ikke spesielt rikt, men det er rimelig å anta at det finnes en rekke musearter, rovfugl og andre fuglearter, muligens noe hjortedyr, oter og mink, som alle kan være mottakere av forurensingen via næringskjeden.

Ut fra funnene som er gjort ved Kristiansand lufthavn er det grunn til å anta at både vegetasjonen og jordlevende organismer som meitemark, så vel som dyr høyere i næringskjeden, kan inneholde konsentrasjoner av PFAS opp til samme nivå; *Moderat – Dårlig miljøtilstand*, i tilknytning brannøvingsfeltene ved Florø lufthavn.

I følge spredningsvurderingen gitt i kapittel 7.4, er ikke det forurensede området ved det gamle brannøvingsfeltet godt undersøkt, noe som skaper større usikkerhet om påvirkningen på det terrestre økosystemet her. Området er fylt ut med sprengstein, det er lite vegetasjon, og det er derfor trolig lite dyr som har sitt næringssøk i området.

Det er grunn til å anta at området der forurensingen ligger er forholdsvis begrenset, og konsentrasjonene av PFAS synes å avta ganske fort når en kommer utenfor dette området, slik erfaringen er fra andre brannøvingsfelt (Gravem *et al.* 2005, Kaasa *et al.* 2015, Jensen *et al.* 2016). Følgelig er det et begrenset antall terrestriske arter og relativt få individer til stede som kan påvirke tilgrensende økosystem. Det foreligger ikke opplysninger om hvorvidt det er mye fugler inne i Gunhildvågen, men generelt virker det å være et rikt fugleliv rundt lufthavna.

Sammenlignes gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i jord funnet ved Kristiansand og Florø lufthavn, er den lavere ved det aktive brannøvingsfeltet i Florø enn ved de to brannøvingsfeltene ved Kristiansand lufthavn, noe som gir grunnlag for å vurdere at risiko for påvirkning av terrestrisk fauna ved Florø lufthavn er lavere enn det som ble antatt ved Kristiansand lufthavn. Ved det gamle brannøvingsfeltet i Florø, er det ikke beregnet gjennomsnittskonsentrasjoner, og usikkerhetene her er større. Det er antatt at det aller meste av PFOS har drenert raskt ned i grunnvann og derfra ut til havet, og at det derfor er små mengder restforurensning under det aktive brannøvingsfeltet (BØF 1) (se avsnitt 7.2).

I forhold til gjeldende internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer kan effekten av spredning av PFAS via biota fra forurensede område ved aktivt og gammelt brannøvingsfelt ved Florø lufthavn være av relativt beskjedne karakter og tilsier at risikoen for skade på tilgrensende terrestriske økosystem vurderes som lav.

8.1.2 Ferskvann

Det er ingen bekker eller innsjøer rundt brannøvingsfeltene på Florø lufthamn, og dermed ingen relaterte økosystemer å risikovurdere.

8.1.3 Marint miljø

I marint miljø ble det samlet inn prøver i på to steder i Gunhildvågen, henholdsvis nedstrøms gammelt og nytt brannøvingsfelt. Prøvene omfatter organismer på lavt trofisk nivå.

Nedstrøms det gamle brannøvingsfeltet ble det analysert på albueskjell (kategori II – *God miljøtilstand*) og voksne strandstripereker (kategori II – *God miljøtilstand*). Nedstrøms det aktive brannøvingsfeltet, ble det analysert på blåskjell (kategori II – *God miljøtilstand*), albueskjell (kategori III og IV – *Moderat – Dårlig miljøtilstand*), fjæremark (kategori III – *Moderat miljøtilstand*) og unge stripestrandreker (kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*). Alle disse artene er viktig mat for andre dyr høyere opp i næringskjeden.

Det er et lite paradoks at det er høyere (og til dels høye) konsentrasjoner av spesielt PFOS i de undersøkte biotaprøvene nedstrøms det aktive brannøvingsfeltet, hvor det i utgangspunktet ikke har vært benyttet PFOS-holdig brannskum. Det er også funnet spor av PFOS i en sedimentprøve her, riktignok med stor usikkerhet da konsentrasjonen er svært nærme deteksjonsgrensen.

Det er ikke analysert prøver fra fisk eller fra fiskespisende fugl og det kan derfor kun konkluderes på bakgrunn av konsentrasjonene i arter lavt i næringskjeden. Dette tilsier en *God – Moderat miljøtilstand* nedstrøms gammelt brannøvingsfelt og *Moderat – Dårlig miljøtilstand* nedstrøms det aktive brannøvingsfeltet på Florø lufthamn. Da PFAS ofte akkumuleres oppover i næringskjeden, kan det ikke utelukkes at det kan finnes høyere konsentrasjoner i fisk eller fiskespisende fugl som har sitt næringssøk i området rundt flyplassen.

De moderate til relativt høye konsentrasjonene av PFAS i de undersøkte prøvene, viser tydelig at det foregår et opptak i biota i tilknytning til Florø lufthamn. Men, et begrenset forurenset areal med relativt få individer i hver av de tilstedeværende artene utgjør neppe en forurenset biomasse som kan gi uheldige effekter i tilgrensende økosystemer. Risikoen for skade på tilgrensende marine økosystem som følge av PFAS-forurensning fra Florø lufthamn anses derfor som lav.

8.2 Matbiota og risiko

Det er ikke gjort undersøkelser av matbiota med hensyn på PFAS ved Florø lufthamn i denne undersøkelsen. Det er analysert noen blåskjell, men kun funnet lave konsentrasjoner av PFAS. Funn i strandbiota tyder imidlertid på at matbiota kan være påvirket. Mest aktuell matbiota er fisk, som eventuelt fiskes i området i tilknytning til Solheimsfjorden (sør-sørøst for lufthavna). Det foreligger ikke prøver av vann eller biota herfra, men trolig er eventuelle PFAS-konsentrasjoner i muskelvev fra fisk lave på grunn av stor vannutskifting.

8.2.1 Mattrygghet

Mattilsynet har ikke gjort vurdering av mattrygghet for matbiota fra området rundt Florø lufthamn, men resultater fra tilsvarende lokaliteter som Kristiansand og Evenes lufthavn kan tyde på at mattryggheten kan anses som god også ved Florø lufthamn. Det kan være usikkerhet i forhold til fisk fanget i Gunhildvågen.

9 Oppsummering

Denne rapporten bygger på data fra tidligere undersøkelser ved Florø lufthavn som omhandler registrering av PFAS forurensing i jord og vann. I tillegg er det presentert nye data fra 2013-2015, som består av biotaprøver fra brakkvann og marint område, supplert med nye vannprøver og jordprøver. Det er utført nye vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFAS.

9.1 Jord og vann

Det er påvist noe PFAS i grunnen på nordsiden av det nedlagte brannøvingsfeltet. Det er usikkert hvor feltet var plassert, og det er lagt sprengstein der det antas å ha ligget. Det ble derfor kun tatt prøver av omkringliggende overflatejord for å prøve å lokalisere feltet. Prøvene viser en gjennomsnittskonsentrasjon på 23 µg/kg, men dette er antakelig ikke representativt for forurensningsgraden på feltet.

Spredningsretning fra feltet er mot sjø. Det er ikke tatt vannprøver nedstrøms feltet, og det er heller ikke tatt prøver i sjø eller sedimenter utenfor.

Det er påvist hovedsakelig lave konsentrasjoner av PFAS i aktivt brannøvingsfelt, med unntak av én prøve hvor det ble påvist moderat konsentrasjon av PFOS. Denne prøven kan imidlertid sannsynligvis ikke sies å være representativ for resten av feltet da prøvematerialet var av annen kvalitet (slam) og dybde var annen (5 cm). Spredningsretning fra feltet er mot sjø, men også ned i grunnvannet gjennom sprengsteinsfyllingen under.

Største spredningsvei av PFAS-forbindelser per i dag er via overvannssystemet og oljeutskilleren fra aktiv BØF. Vann fra oljeutskilleren viser fremdeles høye konsentrasjoner av PFAS. Vannet går via kommunalt nett til renseanlegg og deretter ut i sjø.

Ved store nedbørsmengder vil vann i overvannssystemet og oljeutskilleren gå i overløp og direkte ut i sjøen utenfor feltet. Det er tatt én sjøvannsprøve og én sedimentprøve fra denne bukten. Det ble påvist konsentrasjon av PFOA/PFOS hhv. under kvantifiserbar grense og på kvantifiserbar grense. Én prøve av hvert av disse mediene kan imidlertid ikke sies å være representativ for bukten.

9.2 Restmengder jord/spredning

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt 820 kg PFOS i perioden 1978 til 2002 og ca. 140 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2002 til 2012. Disse stoffene har i det vesentligste blitt transportert ut i grunnvann og derfra videre til sjøen ved Florø lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 0,3 til 1 kg PFOS under det aktive brannøvingsfeltet (BØF 1) og en ukjent mengde under det gamle feltet (BØF 2). Det er sannsynlig at den årlige spredningsmengden er avtagende, og at det vil ta lang tid før spredningen opphører helt (over 200 år, basert på beregninger fra BØF 1). Det årlige forbruket i 1978-2002 var gjennomsnittlig ca. 34 kg PFOS som følge av øving med brannskum.

Lufthavnen har generelt en svært flat topografi, og massene består enten av grov sprengsteinfylling eller tynt dekke av løsmasser over berg. I tillegg er det vanskelig å komme til grunnvannet for prøvetaking.

For BØF 1 antas at det aller meste av PFOS har drenert raskt til berg og ned i grunnvann og derfra ut til hav og at det derfor er sannsynlig at det er kun små mengder restforurensning under feltet. Det er ingen tegn til at PFOS har spredt seg i overflatejord ut av øvingsfeltet.

Ettersom PFOS-holdig brannskum har vært brukt på BØF 2 over en lengre periode, er det sannsynlig at det ligger restforurensning i grunnen under antatt plassering av feltet. De analyserte jordprøvene gir imidlertid ikke grunnlag for å vurdere restmengder av PFOS-forurensning og dermed heller ikke for å beregne tid for utlekking av eventuell restforurensning. Dersom grunnforholdene under BØF 2 ligner de under BØF 1, er det sannsynlig at PFOS-forurensningen drenerer raskt ut av løsmassene og ned i grunnvannet og derfra videre til sjø. Det kan vurderes å foreta supplerende prøvetaking i grunnen under brannøvingsfeltet samt grunnvannsprøver og vannprøver fra småbåthavna for å kartlegge PFOS-konsentrasjoner og -transport. Før det foreligger resultater fra slike målinger, er det ikke mulig å uttale seg sikkert om restforurensning på BØF 2.

Beregningene tyder på at utlekking fra Florø lufthavn er minst 6 g PFOS per år fra det aktive brannøvingsfeltet (totalt fra feltet og oljeutskiller). Spredningen fra BØF 2 er ukjent.

9.3 Matbiota og risiko for mennesker

Det er ikke gjort undersøkelser av matbiota med hensyn på PFAS ved Florø lufthavn i denne undersøkelsen. Moderate til høye konsentrasjoner av PFAS i diverse strandbiota kan tyde på at matbiota også kan være påvirket, spesielt i Gunhildvågen. Dersom funn av PFAS i vannprøver, jordprøver og i et lite utvalg biota ved Florø lufthavn sammenlignes med det som ble funnet ved Kristiansand og Harstad/Narvik lufthavner og videre ser på Mattilsynet sine konklusjoner der, er det lite sannsynlig at det medfører risiko å benytte fisken i Solheimsfjorden utenfor Florø lufthavn som mat. Det er større usikkerhet knyttet til å benytte eventuell fisk fanget i Gunhildvågen som mat. Denne vurderingen bygger kun på antagelser og trenger analyseresultater fra matbiota for og verifiseres.

9.4 Økosystem og risiko

Miljøtilstanden i naturmiljøet rundt brannøvingsfeltene ved Florø lufthavn er med bakgrunn i analyseresultatene av strandbiota vurdert til kategori II-IV, *God* til *Dårlig miljøtilstand*. Basert på jordprøver og sammenligning med andre lufthavner, er det grunn til å anta at det terrestre miljøet på og ved brannøvingsfeltene har *God miljøtilstand*.

Hvilke effekter de påviste konsentrasjonene i strandbiota har på organismene som lever i økosystemene er vanskelig å si med utgangspunkt i foreliggende resultater. Problemet er at slike effekter er vanskelig å påvise. Det er kjent fra internasjonal litteratur at ulike arter både av planter og dyr viser skader ved påvirkning av høye konsentrasjoner av PFAS, men det er ikke funnet dokumentasjon i litteraturen på at de konsentrasjonsnivåene i biota som er funnet ved Florø lufthavn har konsekvenser av økologisk eller individuell karakter for tilstedeværende arter. Det er imidlertid sannsynlig at det skjer en bioakkumulering av PFAS i biota, både i det terrestre miljøet rundt brannøvingsfeltene og i det marine miljøet utenfor Florø lufthavn. Det er også trolig at organismer som befinner seg på et høyere trofisk nivå enn det som er undersøkt kan inneholde enda høyere konsentrasjoner av PFAS. Dette gjelder for eksempel fisk, fiskespisende fugl, rovfugl, rev, mink og oter, dersom de tar sin føde fra dette området.

Med foreliggende konsentrasjonsnivå av PFAS og avgrensning av forurensningen i resipientene (jord, vann og biota), og med utgangspunkt i internasjonal litteratur er det ikke grunnlag for å si

at forurensingen av PFAS fra Florø lufthamn gir uheldige økologiske konsekvenser for artene som lever i nærområdet til forurensingen. Det synes og som risiko for skade på tilgrensende marine økosystem som følge av PFAS-forurensning fra Florø lufthamn er lav.

10 Referanser

- Andersson, S., Persson, M., Moksnes, P. O., Baden, S. (2009). The role of the amphipod *Gammarus locusta* as a grazer on macroalgae in Swedish seagrass meadows. *Mar Biol* (2009) 156:969–981.
- ATSDR (2009). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Draft toxicological profile for perfluoroalkyls. U.S. department of health and human services Public Health Service. Report 404 pp.
- Aquateam (2011). Forslag til normverdier og helsebaserte tilstandsklasser for perfluorerte organiske forbindelser i forurenset grunn. Aquateam rapport 11-004.
- Beach SA, Newsted JL, Coady K, Giesy JP (2006). Ecotoxicological evaluation of perfluorooctanesulfonate (PFOS). *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 186: 133–174.
- Borg, D., and Håkansson, H. (2012). Environmental and health risk assessment of perfluoroalkylated and Polyfluoroalkylated Substances (PFASs) in Sweden. Naturvårdsverket Rapport 6513. ISBN 978-91-620-6513-3.
- Direktoratsgruppen (2013). Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. 263 s.
- Dr. Sthamer (2014), skriftlig korrespondanse, Hamburg (<http://www.sthamer.com>).
- Du, G., Hu, J., Huang, H., Qin, Y., Han, X., Wu, D., Song, L., Xia, Y. and Wang, X. (2013). Perfluorooctane sulfonate (PFOS) affects hormone receptor activity, steroidogenesis, and expression of endocrine-related genes in vitro and in vivo. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 32, No. 2, pp. 353–360.
- EPA (2009). Provisional Health Advisories for Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS). 5 p.
- European Food Safety Authority (2008). Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food chain on Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts, *The EFSA Journal* (2008). Journal number, 653, 1-131.
- European Food Safety Authority (2012). Perfluoroalkylated substances in food: occurrence and dietary exposure. *EFSA Journal* 2012; 10(6):2743. [55 pp.] doi:10.2903/j.efsa.2012.2743.
- Fjeld, E., Bæk, K., Rognerud, S., Rundberget, J.T., Schlabach, M. og Warner, N.A. (2015). Miljøgifter i store norske innsjøer, 2014. M-349, 101 s.
- Giesy, JP, Kannan, K. (2001) Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environ. Sci. Technol.* 2001, **35**, 1339 – 1342.
- Glynn, A, Cantillana, T, Bjeremo, H. (2013). Riskvurdering av perfluorerende alkylsyror i livsmedel och dricksvatten. Rapport 11-2013. Livsmedelsverket, Sverige. 73 s.
- Grandjean, P., Budtz-Jørgensen (2013). Immunotoxicity of perfluorinated alkylates: calculation of benchmark doses based on serum concentrations in children. *Environmental Health* 2013 (online: <http://www.ehjournal.net>), 12:35, 7 p.
- Gravem, F.R., Breyholtz, B., Halvorsen, E., Jensen, J.G.B., Grootjans, K., Sørbotten, L-E., Været, L og Kaasa, H. (red) (in prep). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Fagernes lufthavn, Leirin. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

Gravem, F.R., Kaasa, H., Jensen, J.G.B, Breyholtz, B., Været, L. og Halvorsen, E. (2015). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Kristiansand lufthavn, Kjevik. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

Harju, M., Herzke, D and Kaasa, H. (2013). Perfluorinated alkylated substances (PFAS), brominated flame retardants (BFR) and chlorinated paraffins (CP) in Norwegian Environment - Screening 2013. NILU / Miljødirektoratet Rapport 106 s. M 40-2013.

Haug, L.S. (2012). Hvordan eksponeres vi for PFOS og PFOA og hva er mulig konsekvens/toleranse. Innlegg på fagtreff i Vannforeningen 29.10.2012.

Haug, L.S., Salihovic S, Jogsten IE, Thomsen C, van Bavel B, Lindström G (2010). Levels in food and beverages and daily intake of perfluorinated compounds in Norway. Chemosphere 2010a; 80:1137–43.

Haukås, M., Berger, U., Hop, H., Gulliksen, B, and Gabrielsen, G.W (2007). Bioaccumulation of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in selected species from the Barents Sea food web. 2007. Environ Pollut. 148(1):360-71.

Hellstad, S. (2015). Bioconcentration and Transcriptional Effects of Fire Foam-Related PFASs on Brown Trout (*Salmo trutta*). Master thesis in toxicology, Department of Biosciences, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Oslo, June 2015. 102 p.

Hellstad, S., Holth, T.F., Villanger, G.D., Johanson, S.M., Hylland, K. (2015). Bioconcentrations and effects on gene expression of per- and polyfluorinated compounds on brown trout (*Salmo trutta*). Poster. Dept. of Biosciences, University of Oslo. 1 p.

Henriksen S. and Hilmo O. (red.) (2015). Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge. ISBN: 978-82-92838-41-9.

Jensen, J.G.B., Gravem, F.R., Været, L., Søvik, M.-L., Halvorsen, E., Kvisle, V. og Kaasa, H. (in prep c). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Alta lufthavn. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

Jensen, J.G.B., Hveding, Ø.P., Breyholtz, B., Været, L., Halvorsen, E., Gravem, F.R. og Kaasa, H. (2016a). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Ålesund lufthavn, Vigra. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

Jensen, J.G.B., Kaasa, H., Gregersen, H., Breyholtz, B., Halvorsen, E., Været, L., Gravem, F. og Grootjans, K. (2016b). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Sogndal lufthavn, Haukåsen. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

Jeon J, Kannan K, Lim HK, Moon HB, Kim SD (2010). Bioconcentration of perfluorinated compounds in blackrock fish, *Sebastes schlegeli*, at different salinity levels. Environmental Toxicology and Chemistry. Vol.29, issue 11. 2529-2535. November 2010.

Johanson, S.M. (2015). Bioconcentration, elimination and effects of fire foam-related poly- and perfluoroalkyl substances in brown trout (*Salmo trutta*). Master thesis in toxicology, Department of Biosciences, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Oslo, June 2015. 98 p.

Johanson, S.M., Holth, T.F., Villanger, G.D., Hellstad, S., Hylland, K. (2015). Bioconcentration and effects of poly- and perfluorinated compounds in Brown Trout (*Salmo trutta*). Poster. Dept. of Biosciences, University of Oslo. 1 p.

Kaasa, H., Jensen, J.G.B., Gravem, F.R., Hveding, Ø.P., Halvorsen, E., Været, L. og Breyholtz, B. (2015). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Harstad/Narvik lufthavn, Evenes. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

Kallenborn, R., Berger, U. and Järnberg, U. (2004). Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the Nordic environment. *Tema Nord* 552:107.

Kannan K, Newsted J, Halbrook RS, Giesy JP. (2002). Perfluorooctanesulfonate and related fluorinated hydrocarbons in mink and river otters from the United States. *Environmental Science & Technology* 36:2566-2571.

Kerstner-Wood C, Coward L, Gorman G. (2003). Protein Binding of perfluorobutane sulfonate, perfluorohexanesulfonate, perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate to plasma (human, rat, monkey), and various human derived plasma protein fractions. Southern Research Corporation, Study 9921.7. USEPA Administrative Record AR-226.

KLIF (2012). Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. Rapport. TA-3001. 105 s.

KLIF (2013a). Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. Rapport. TA-3001. 105 s.

KLIF (2013b). Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2012. TA 3028/2013.

Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.

Lee, H, De Silva, AO, Mabury, SA. (2012). Dietary Bioaccumulation of Perfluorophosphonates and Perfluorophosphinates in Juvenile Rainbow Trout: Evidence of Metabolism of Perfluorophosphinates. *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 3489 – 3497.

Livsmedelsverket, 2014a. Intagsberäkningar som underlag för framtagande av hälsobaserad åtgärdsgräns för perfluorerade alkylsyror (PFAA) i dricksvatten. Vetenskapligt underlag. 2014-02-13. 12 s.

Livsmedelsverket, 2014b. Risker vid förorening av dricksvatten med PFAA. Riskhanteringsrapport. 2014-03-12. 6s.

Loi, E.I.H., Yeung, L.Y., Taniyasu, S., Lam, P. K. S., Kannan, K. and Yamashita, N. (2011). Trophic Magnification of Poly- and Perfluorinated Compounds in a Subtropical Food Web. *Environ. Sci. Technol.* 2011, 45, 5506–5513.

Løland, B. (2014). Fate and Transport of PFCs in a Peat Bog Environment, Master Thesis, Department of Geosciences, University of Oslo.

Martin, J.W., Mabury, S.A., Solomon, K.R., and Muir, D.C.G. 2003. Bioconcentration and Martin, J.W., Mabury, S.A., Solomon, K.R., and Muir, D.C.G. (2003). Bioconcentration and tissue distribution of perfluorinated acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 22: 196-204.

Mattilsynet (2013). Vurdering av PFOS (PFC) i fisk og vann i nærområdet til Avinors flyplasser. Brev datert 31.07.2013. Referanse: 2013/99423.

Mattilsynet (2015a). Vurdering av innholdet av PFAS i fisk i fiskevann rundt Harstad/Narvik Lufthavn, Evenes. Ref. 2015/44730. Brev datert: 09.04.2015.

Mattilsynet (2015b). Vurdering av PFAS i fisk ved Avinor AS lufthavner Ålesund lufthavn (Vigra), Sogndal lufthavn (Haukåsen) og Fagernes lufthavn (Leirin). Ref. 2014/90780. Brev datert: 29.01.2015.

Miljødirektoratet (2014). <http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2014/Januar-2014/Reduserer-miljogift-utslipp-fra-avfallsbehandling/>. Publisert 28.01.2014.

Mills, L.J., Gutjahr-Gobell, R.E., Borsay Horowitz, D., Denslow, N.D., Chow, M.C. and Zaroogian, G.E. (2003). Relationship between Reproductive Success and Male Plasma Vitellogenin Concentrations in Cunner, *Tautoglabrus adspersus*. Environmental Health Perspectives. Volume 111, number 1, January 2003, 93-99.

Museth, J. 2014. Innlandsfisk og fiskevandring. Innlegg på fiskesymposiet i 2014.

Noorlander, C. W., van Leeuwen, S. P. J., te Biesebeek, J. D., Mengelers, M. J. B., & Zeilmaker, M. J. (2011). Levels of perfluorinated compounds in food and dietary intake of PFOS and PFOA in The Netherlands. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 59(13), 7496–7505.

Norconsult (2013). Oslo Lufthavn risikoanalyse for PFOS-spredning. PFOS-Risikoanalyse – Utrekning av Kd.

Nordskog, A.M. (2012). Leaching of PFCs from soil polluted by firefighting activities. Master thesis, Department of Geosciences, UIO, Oslo, Norway.

Norström, K., Viktor, T., Cousins, A.P., Benil, C. (2013). Årsrapport 2012 för projektet RE-PATH. Mätningar av PFAS o närområdet til Göteborg Landvetter Airport och Stockholm Arlanda Airport.

Pethon, P. (2005). Aschehougs store fiskebok. 5 utg. Aschehoug, Norge. ISBN: 82-03-23247-7

Qi, P., Wang, Y., Mu, J., Wang, J. (2011). Aquatic predicted no-effect-contamination derivation for perfluorooctane sulfonic acid. Environmental Toxicology and Chemistry 30: 836-842.

Regjeringen (2007). Begrensningsdirektivet – PFOS.

<https://www.regjeringen.no/nb/dokumenter/begrensningsdirektivet---pfos/id523580/>

Rylander, C., Duong, T. P., Odland, J. O., and Sandanger, T. M. (2009). Perfluorinated compounds in delivering women from south central Vietnam. J. Environ. Monit. 11:2002–2008.

Schultz MM, Barofsky DF, Field JA. (2003). Fluorinated Alkyl Surfactants. Environmental Engineering Science 20(5):15.

SFT (1999). Veiledning 99:01. Risikovurdering av forurensset grunn. TA1629/99. 103 s.

Stahl, T., Heyn, J., Thiele, H., Huther, J., Failing, K., Georgii, S., and Brunn, H. (2009). Carryover of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) from soil to plants. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 57:289–298.

Stubberud, H. (2006). Økotoksikologiske effekter av PFOS, PFOA og 6:2 FTS på meitemark (*Eisenia fetida*) (TA-2212/2006), SFT

Sweco (2012). Miljøprosjektet DP 2. Miljøtekniske grunnundersøkelser – Florø lufthavn. SWECO Rapport 168180-651. 15 s.

US EPA (2009). Long-Chain Perfluorinated Chemicals (PFCs) Action Plan. 12/30/2009. 24 s.

van Asselt ED, Rietra RPJJ, Romkens PFAM, Fels-Klerx HJ (2011). Perfluorooctane sulphonate (PFOS) throughout the food production chain. Food Chem 128:1–6.

van Asselt ED, Kowalczyk J., van Eijkeren JCH, Zeilmaker MJ, Ehlers S., Fürst P., Lahrssen-Wiederholt M-, van der Fels-Klerx HJ. (2013). Transfer of perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) from contaminated feed to dairy milk. Food Chemistry 141 (2013), 1489–1495.

Xu, J., Chang-Sheng, G., Zhang, Y. and Meng, W. (2014). Bioaccumulation and trophic transfer of perfluorinated compounds in a eutrophic freshwater food web. Environmental Pollution 184 (2014) 254e261

Yamashita, N. 2011. Trophic Magnification of Poly- and Perfluorinated Compounds in a Subtropical Food Web. Environ. Sci. Technol. 2011, 45, 5506–5513

Yolanda Picó, Y., Farré, M., Llorca, M. and Barceló, D. (2011). Perfluorinated Compounds in Food: A Global Perspective, Critical Reviews in Food Science and Nutrition, 51:7, 605-625, DOI: [10.1080/10408391003721727](https://doi.org/10.1080/10408391003721727)

Internett

Livsmedelverket: www.slv.se

Miljøstatus: www.miljostatus.no/kart

Miljødirektoratet: <http://www.dn.no/d2/2014/05/29/Milj/farlige-forbindelser>

Vedlegg 1 Undersøkte arter

Ved valg av arter, har det vært viktig å finne arter som dekker ulike trinn i næringskjeden, arter som har både kort og lang livssyklus, samt både stasjonære og vandrende arter. I valg av arter, har det også vært fokus på om disse er spiselige organismer for mennesker.

Fangsttinsatsen var avgrenset i tid, og det ble dermed behov for å gjøre tilpasninger i artsutvalget i forhold til fangstene som naturlig varierer med biotoper og årstider. Artsutvalget varierer således noe fra stasjon til stasjon, og en måtte gjøre et valg av arter i henhold til målet om å speile situasjonen i næringskjeden så godt som mulig, samtidig som en søkte å skaffe et grunnlag for å gjøre statistiske vurderinger av materialet i etterkant.

Artene det er hentet prøver fra er omtalt nedenfor.

Fjæremark (*Arenicola marina*), tilhører familien Arenicolidae og er blant de flerbørstemark som bor i rør. Kalles også agnmark eller sandmark på norsk (Figur 1). Dette er en av vår vanligste børstemark, og som lett kjennes igjen på strendene. Brukes ofte som agn.

Fjæremarken kan bli 20 cm lang, og kan minne om meitemark i utseende. Den forreste og tykkeste delen av kroppen består av 19 kroppsledd eller segmenter. Noen av segmentene har gjeller og tallrike børster på parodiene. Bak de tykkere segmentene har de en smalere hale, som ikke har børster.

Fjæremark graver i sandbunn på ganske grunt vann. De danner U-formede ganger, hvor de to åpningene svarer til for- og bakenden. De suger vann og sand inn gjennom munnen, og lever av de medfølgende næringsstoffene. Utførselsåpningen dekkes etterhvert av en liten haug med oppdyngede ekskrementer av sand som viser dyrets oppholdssted. Slike små sandhoper kan ofte sees ved lavvann. Dyrets egen kanal går opptil 20 cm ned i sanden <http://snl.no/fjæremark>.



Figur 1. Fjæremark



Figur 2. Albusnegl

Albusnegl (*Patella vulgata*), ofte omtalt som albuskjell, hører til snegler (Figur 2). Familien og beslektede grupper innen underklasse Eogastropoda er utbredt over hele verden, og mange av artene blir spist. Vanlig albuesnegl er utbredt langs kysten vår, og den er vanlig nordover til Lofoten. Skjellet har en kjegleformet fasong, blir opptil 5 cm bredt. Albuesnegl sitter festet til stein og svaberg i tidevannssonen, og skallet er nøye tilpasset underlaget. De beveger seg om natten, og lever av alger som de skraper løs med sin radula (raspetunge). Etterpå vender de tilbake til sin opprinnelige plass. Albuesnegl er tvekjønnet og gyter egg og spermier i vannet.

Blåskjell (*Mytilus edulis*), en svært vanlig art av saltvannsmuslinger i blåskjellfamilien (Mytilidae). Blåskjellet kan bli opptil 8–9 cm langt. Blåskjellet har to skjell som åpnes og lukkes av to lukkemuskler (se Figur 3). Blåskjell er utbredt langs hele norskekysten og sitter festet på fjell, stein eller annet underlag under høyvannsgrensen eller litt dypere. Unge blåskjell danner det svarte beltet i stranden, nedenfor et område dominert av rur. Med alderen flytter de seg dypere ned.

Blåskjell lever av planteplankton og andre mikroorganismer som filtreres fra vannet. Blåskjell blir spist av sjøstjerne og strandkrabbe og av en rekke sjøfugl som tjeld, ærfugl og

Reke (*Caridea*). Det finnes om lag 35 arter i Norge. De er utbredt i alle hav, pelagisk og som bunnformer, de fleste på dypere vann. Enkelte rekearter finnes også i ferskvann, og i Norge er det kun én art, *Palaemonetes varians*, som går i brakt eller nesten ferskt vann. Reker forekommer ofte mange sammen i stim (se Figur 4). Om dagen står de ved bunnen og hviler eller beiter. Den er en opportunist som primært lever av

måker. Av menneske brukes blåskjell både som mat og agn.

organisk sediment, små krepsdyr, mark osv.



Figur 3. Blåskjell. Foto: Wikipedia



Figur 4. Småreker fanget i Topdalselva. Foto: Finn R. Gravem, Sweco

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Teori bak PFOS-klasseinndeling

Teksten i dette avsnittet er i sin helhet hentet fra «Bakgrunnsdokument TA 3001/2012 til vannforskriftens veileder»

Bruk av EQS (miljøkvalitetsstandard) for akvatisk biota har tre hensikter:

1. Beskytte mennesker mot negative effekter ved inntak av kontaminert fisk, skalldyr og skjell.
2. Beskytte topp-predatorer, slik som fugler og pattedyr mot sekundær forgiftning ved inntak av giftige stoffer som finnes i maten de spiser.
3. Beskytte bunnlevende (bentiske) og pelagiske (lever i de frie vannmasser) predatorer (f.eks. fisk som spiser andre dyr) mot sekundær forgiftning.

For tiden antas det at pkt.2 også ivaretar pkt.3. Det er ennå ikke utarbeidet gode nok retningslinjer for å bestemme EQS for bentiske/pelagiske predatorer.

EQS-verdier for topp-predatorer er basert på studier med fugl eller pattedyr som utsettes for kronisk belastning av det aktuelle stoffet, inkludert vurdering av studienes robusthet (sikkerhetsfaktorer).

Grenseverdier for human risiko basert på inntak av fisk og sjømat er basert på TDI (TDI - livslangt tolererbart daglig inntak av stoffet). For PFOS og PFOA er følgende TDI beregnet: 0,15 µg PFOS/kg kroppsvekt/dag og 1,5 µg PFOA/kg kroppsvekt/dag. Der det finnes andre kilder til miljøgiften enn sjømat, benyttes 10 % av TDI i beregningene for human risiko ved inntak av akvatisk biota, mens der det ikke finnes andre kilder til inntak av stoffet enn sjømat, benyttes 100 % av TDI-verdien.

Kvalitetsstandarden for biota, QS biota, med tanke på human helse, er i henhold til EU basert på 10 % av TDI-verdi, kroppsvekt 70 kg og inntak av 115 g sjømat pr dag gjennom hele livet ("normalt" inntak av sjømat pr. person pr. dag).

Maks tillatt inntak via sjømat (mg/kg biota):

QS biota = $(0,1 \cdot \text{TDI} \cdot 70) / 0,115$ (kvalitetsstandard for fisk og skalldyr = 10 % * tolererbart daglig inntak av sjømat * kroppsvekten (her 70 kg) / 0,115 kg sjømat)

Generelt gjelder det at for miljøgifter som påvirker det endokrine systemet¹ (f.eks. hormonhermende stoffer), er det kun benyttet klasse II og III. Enkelte PFAS er ansett som hormonhermere.

Grunnlag for klasseinndeling (klassifisering av risiko)

Klasse I: øvre grense = bakgrunnsnivåer som skal representere naturtilstand. Ofte vanskelig å finne. Deteksjonsgrenser ofte høyere enn dette.

Klasse II: som øvre grense benyttes AA-EQS (årlig gjennomsnitt).²

Klasse III: som øvre grense benyttes MAC-EQS (maksimal årlig konsentrasjon).³

Klasse IV: som øvre grense er det benyttet akutt giftighet uten sikkerhetsfaktor.

Klasse V: verdier høyere enn klasse IV.

¹ Styrer kroppens hormonproduksjon, og består blant annet av kjertler og vev i hjernen, skjoldbruskkjertelen, nyrer, bukspyttkjertel og eggstokker/testikler.

² AA – annual average

³ MAC – Maximal annual concentration. Bestemt ut fra akutt toksisitet, dvs. L(E)C₅₀-verdier for vannlevende organismer i kystvann og/eller ferskvann, eventuelt ved beregninger/statistisk analyse inkl. sikkerhetsfaktor.

Klassifiseringssystem som beskrevet i figuren under er benyttet. Dette er tilsvarende det som er benyttet i Klifs klassifiseringssystem for forurensede sedimenter (Bakke *et al.*, 2011, 2012).

Klasse I – Bakgrunn	Klasse II – God	Klasse III – Moderat	Klasse IV – Dårlig	Klasse V – Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids eksponering	Akutte toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense bakgrunn	Øvre grense: AA-QS ⁴ , PNEC ⁵	Øvre grense: MAC-QS ⁶ , PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} *AF ⁷	

Miljøklassifisering PFOS og PFOA ⁸

For ulike vanntyper og sedimenter er følgende øvre klassegrenser i de ulike klassene for hhv. PFOS og PFOA foreslått:

PFOS	Klasse I – Bakgrunnsdata	Klasse II – AA-EQS	Klasse III – MAC EQS	Klasse IV – Akutt tox	Klasse V – Omfattende akutt tox
Ferskvann, µg/L	0	0,00065 ⁹	0,23	36	>36
Kystvann, µg/L	0	0,00017	0,023	7,2	>7,2
Sedimenter, µg/kg TS	0	0,2 (fv: 1,7)	63	6300	>6300
PFOA	Klasse I – Bakgrunnsdata	Klasse II – AA-EQS	Klasse III – MAC EQS	Klasse IV – Akutt tox	Klasse V – Omfattende akutt tox
Ferskvann, µg/L	0	0,05 ¹	570	2400	>2400
Kystvann, µg/L	0	0,01 ¹	57	480	>480
Sedimenter, µg/kg TS	0	2,7 (fv: 14)	63	6300	>6300

For QS_{biota,hh} er følgende foreslått:

PFOS: $QS_{biota,hh} = (0,15 \cdot 0,1 \cdot 70) / 0,115 = 9,1 \text{ µg PFOS/kg biota}$ (kvalitetsstandard for PFOS i biota = TDI (her 0,15) * 10 % * kroppsvekten (her 70 kg) / 0,115 kg sjømat)

Bakgrunn for TDI-verdien er QS biota for sekundærforgiftning er 0,033 mg/kg biota (basert på forsøk med aper, over en tidsperiode på 6 måneder der effekten var hormonforstyrrelser).

Grenseverdier for PFOS i vann med tanke på overlevelse for art (økotoksisitet), er betydelig høyere enn grenseverdier med tanke på inntak av sjømat (human helse). PFOS har tidligere vært ansett som lite økotoksisk ut fra testresultater. Imidlertid har det vist seg at stoffet akkumuleres i høy grad i næringskjeden. PFOS kan derfor være meget skadelig for human helse ved inntak av sjømat som lever i vann der konsentrasjonen av stoffet er lav.

⁴ AA - Annual average – årlig gjennomsnitt

⁵ PNEC - Predicted No Effect Concentrations

⁶ MAC - maksimal årlig konsentrasjon

⁷ AF: sikkerhetsfaktor

⁸ Grenseverdier basert på ulike toksisitetstester. Se TA 3001/2012 for nærmere opplysninger.

⁹ Basert på inntak av fisk

Klassifisering for PFAS i denne rapporten

Som tidligere nevnt, er det i arbeidet med risikovurderingene valgt å benytte summen av de påviste PFAS, ikke kun konsentrasjonen av PFOS eller PFOA som i TA-3001.

Da nedre rapporteringsgrense ved kommersielle laboratorier for PFAS i ferskvann og kystvann er 2-5 ng/L (i praksis ofte 5-10 ng/L pga. matrikseffekter) og i sediment 2 µg/kg TS, betyr dette at man i praksis ikke kan kontrollere om vann og sediment i et område tilfredsstiller klasse II foreslått i TA-3001. Videre er bakgrunnsverdiene i vanndirektivet definert som 0 (sediment og vann). Dette betyr at det i kart ikke vil foreligge resultater for klasse I (bakgrunn) og II (god), mens laveste påviste konsentrasjoner vil kategoriseres etter påvist konsentrasjon. For å synliggjøre lave verdier er resultater under kvantifiseringsgrensen (<LOQ¹⁰) vist som klasse II – Under kvantifiseringsgrensen. For ytterligere bakgrunn og beregninger av klasseinndelingene, henvises til TA-3001 (KLIF, 2012).

Tabell 0-1. Grenseverdier for PFAS i vann (ng/L) og sedimenter (µg/kg TS) (basert på TA-3001).

	Klasse I – Bakgrunn	Klasse II – Under kvantifiserings- grense	Klasse III – Moderat	Klasse IV – Dårlig	Klasse V – Svært dårlig
Sjøvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 23	23 – 7 200	> 7 200
Ferskvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 230	230 – 36 000	> 36 000
Grunnvann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 230	230 – 36 000	> 36 000
Drikkevann, ng/L	0	< LOQ	LOQ – 90	90 – 350	> 350
Sediment kyst/ ferskvann, µg/kg TS	0	< LOQ	LOQ – 63	63 – 6 300	> 6 300

¹⁰ LOQ – kvantifiseringsgrense. LOQ = verdi for blankprøve + 10*std.avvik

Vedlegg 3 Ordliste

Forklaringsordliste:

AA – annual average (årlig gjennomsnitt)

Bioakkumulering – i denne rapporten benyttes følgende definisjon for bioakkumulering: Generell uttrykk som beskriver en prosess hvor kjemikalier blir tatt opp av en organisme enten direkte fra å være eksponert for et kontaminert medium, herunder luft/vann/jord, eller ved opptak gjennom mat som inneholder kjemikaliene.

LOD: Limit of Detection (deteksjonsgrense)

LOQ: Limit of Quantification (kvantifiseringsgrense)

MAC – Maximal annual concentration. Bestemt ut fra akutt toksisitet, dvs. L(E)C50-verdier for vannlevende organismer i kystvann og/eller ferskvann, eventuelt ved beregninger/statistisk analyse inkl. sikkerhetsfaktor.

ng/L: milliardtedels gram pr liter analysert prøve

Næringskjede: begrep for hvordan organismene lever av hverandre, og hvordan organisk stoff og energi passerer fra én organisme til en annen. Eksempelvis produserer planter organisk materiale ved hjelp av fotosyntese og opptak av vann, CO₂ og minerealer, som blir spist av planteetere som videre blir spist av kjøttetere. En næringskjede kan eksempelvis bestå av gran, granbarkbille, hakkespett og hønsehauk.

Næringsnett: begrep for hvordan ulike næringskjeder er vevd inn i hverandre. Arter spises ikke bare av én art høyere oppe i næringskjeden, men av flere arter.

PFAS: per- og polyfluorerte alkylsubstanser; fellesnevning for alle kjemiske forbindelser som presenteres.

TDI: livslangt tolererbart daglig inntak av et stoff

TMF – trophic magnification factor; brukes til å kvantifisere biomagnifisering, og representerer den gjennomsnittlige overføring av miljøgifter fra byttedyr til predator gjennom næringskjeder, i stedet for de enkelte arters biomagnifisering, hvor beregningene er svært variable fra en predator-byttedyr kombinasjon til en annen. TMF er beregnet ut fra stigningstallet av logaritmisk transformerte konsentrasjoner av miljøgifter versus trofisk nivå (TL) til organismer i næringskjeden.

Trofisk nivå: Et trofisk nivå er plasseringen en organisme har i en næringskjede, angitt som et tall (nivå). Eksempelvis ligger primærprodusentene, eller de grønne fotosyntetiserende organismene på 1. nivå, mens de ulike konsumentene tildeles tall (nivå) etter hvor mange ledd de er fra den fotosyntetiserende planten.

µg/kg våtvekt: milliontedels gram pr kg analysert prøve.

**Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann med prøvepunkter fra undersøkelser
2011-2012**



Florø lufthamn (ENFL)

Oversiktskart inkl.
brannøvingsfelt

Jord og sediment

PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

■ <100 (normverdi)

■ 100-250

■ 250-6700

■ >6700

□ Ikke analysert

PFOS sediment marint (ug/kg)

★ 0

★ <LOQ

★ LOQ-63

★ 63-6300

★ >6300

☆ Ikke analysert

* PFOS er dominerende parameter

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert



Ferskvann						
Punkt	Parameter	2011-11-03	2012-05-29	2013-03-12	2014-04-09	2015-04-30
V1 / OU BØF	PFOS	3620	1950	659	716	304
	ΣPFAS	i.a.	13100	3850	1880	29900
V2	PFOS	102	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

Sjøvann			
Punkt	Parameter	2012-05-29	
SJØ	PFOS	<LOQ	
	ΣPFAS	>LOQ	

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l



Florø lufthamn (ENFL)

Oversiktskart inkl. brannøvingsfelt

Vann

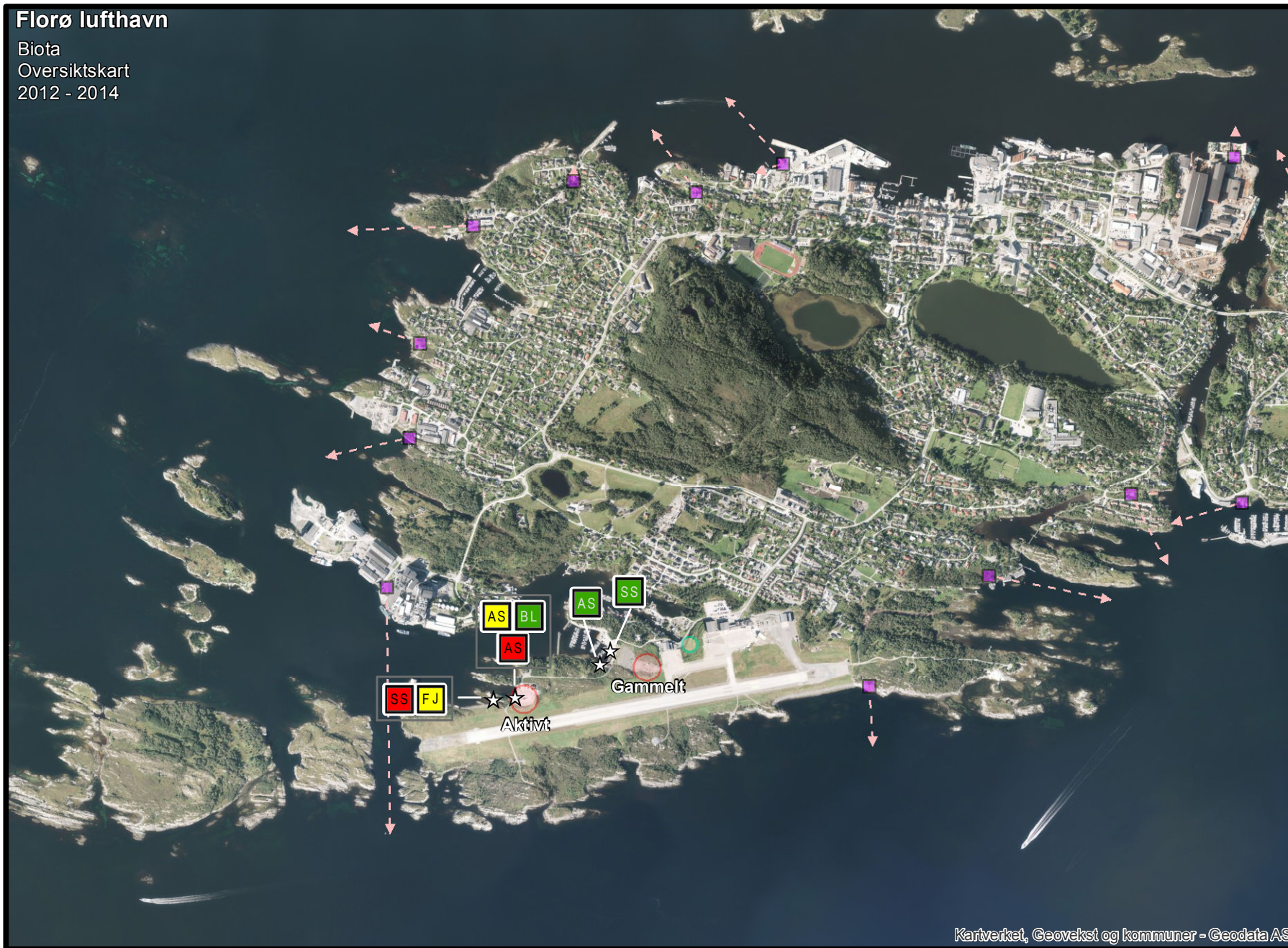
- PFOS / Σ PFAS ferskvann (ng/l) ***
- ⬭ Ikke analysert
 - 0
 - <LOQ
 - LOQ-230
 - 230-36 000
 - >36 000
- * Venstre halvdel = PFOS
Høyre halvdel = PFAS
- PFOS / Σ PFAS sjøvann (ng/l) ****
- ⬭ Ikke analysert
 - 0
 - <LOQ
 - LOQ-23
 - 23-7 200
 - >7 200
- ** Senter = PFOS
Ytre ramme = PFAS
- Avlopsledning**
- Avløp annet
 - Avløp Felles
 - Drensvann
 - Glykolholdig overvann
 - Glykolholdig spillvann
 - Overvann
 - Pumpespillvannsledning
 - Spillvann
- Avrenning**
- Deponi glykolforurenset snø
 - Overvannsledning
 - Avrenningsveg glykol
 - Bekkeresipient
 - Overvannssystem
 - Vannskille rullebane
 - Antatt avrenningsveg baneavising

i.a. = ikke analysert
LOQ = rapporteringsgrense
(tilsv. ikke påvist for ΣPFAS)

Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2012 - 2014

Florø lufthavn

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



☆ prøvepunkt

□ hele individer

□ flere individer

AS albueskjell

BL blåskjell

FJ fjæremark

SS stripestrandreke

PFAS/kg våtvekt

□ < LOD (Limit of detection)

□ LOD - 9,1 µg

□ > 9,1 - 91,3 µg

□ > 91,3 µg

○ brannøvingsfelt

○ deponi

□ avløpsanlegg

- - - utlop (avløpsanlegg)

0 500
Meter

168186, NOERAT, 22.05.2015