
RAPPORT

AVINOR AS

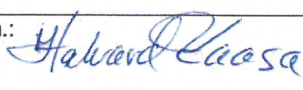
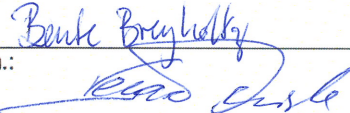
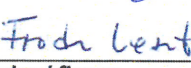
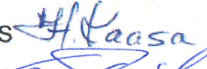
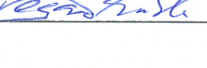
FAGERNES LUFTHAVN, LEIRIN

UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING

2016-03-16



Fagernes lufthavn, Leirin. Foto: Avinor

Rapport nr.: 168186-06-J8	Oppdrag nr.: 168186	Dato: 16. mars 2016	
Oppdragsnavn: Perfluorerte og polyfluorerte forbindelser ved norske lufthavner			
Kunde: Avinor AS			
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING Fagernes lufthavn, Leirin Sammendrag: Denne rapporten bygger på tidligere undersøkelser av PFAS-forurensning i jord og vann ved Fagernes lufthavn i 2011 og 2012. I tillegg er det presentert nye data fra 2012 til 2014; som er prøver av biota fra ferskvann, samt supplerende vannprøver og vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFOS. Rapporten gjør også en vurdering av risiko knyttet til menneskelig helse, og risiko knyttet til økosystem som følge av PFAS-forurensningen. Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt ca. 76 kg PFOS og ca. 24 kg PFAS på brannøvingsfeltet i perioden 1987 til 2001. En del av dette ligger i masser og grunnvann ved BØF, men en del har også blitt transportert ut i Kalken og videre ut i Leirelvi. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen $8,5 \pm 3$ kg PFOS ved brannøvingsfeltet i dag, og at det vil ta mellom 150 og 300 år før all PFOS har lekket vekk. EQS_{biota} (9,1 µg PFOS/kg vv) overskrides i fisk fanget i nærområdet til PFAS-forurensningen. På bakgrunn av fremlagte analyser presentert i denne rapporten er det ifølge Mattilsynet ikke grunnlag for å gi kostholdsrad for fisk på grunn av innhold av PFAS-forbindelser ved Fagernes lufthavn, Leirin. Miljøtilstanden i naturmiljøet rundt brannøvingsfeltet ved Fagernes lufthavn er med bakgrunn i analyseresultatene av ørret, sik og abbor fra innsjøen Kalken klassifisert til kategori IV – <i>Dårlig miljøtilstand</i>. For innsjøen Leirin er miljøtilstanden klassifisert til kategori III – <i>Moderat miljøtilstand</i>. Tilstandsklassen er basert på analyser av hel fisk av abbor, sik og ørret. Det er grunn til å anta at dette også gjelder for det terrestre miljøet på og ved brannøvingsfeltene, innenfor et begrenset område. Med foreliggende konsentrasjonsnivå av PFAS målt i biota, og med utgangspunkt i internasjonal litteratur, er det ikke grunnlag for å fastslå at forurensningen av PFAS fra Fagernes lufthavn gir uheldige økologiske konsekvenser, men det kan heller ikke utelukkes.			
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	04.07.2014	Utkast med biota	FRG
A2	15.07.2014	Utkast med jord/vann og spredningsvurdering	BB
A2 ny	31.10.2014	Utlekket mengde, mengde forbrukt skum og spredningsberegning, oppsummering vann og jord	VK
A3	27.03.2015	Innarbeidet risikovurdering for biota	
A4	13.05.2015	Revidert spredningsberegning	VK
B5	26.08.2015	Leverte Avinor	HK
B6	18.09.2015	Kommentarer fra Avinor	
B7	18.11.2015	Norconsults gjennomgang av kommentarene	VK
J8	16.03.2016	Endelig versjon	HK
Utarbeidet av: Finn R. Gravem, Bente Breyholtz, Eivind Halvorsen, Jannike Gry B. Jensen, Karel Grootjans, Lars-Erik Sørbotten, Lars Været og Halvard Kaasa (redaktør)		Sign.: 	
Kontrollert av: Vegard Kvisle / Norconsult Frode Løset / Sweco		Sign.:  	
Oppdragsansvarlig / firma: Kim Rudolph-Lund / Sweco Norge AS Janicke 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 biota som ble hentet inn i perioden 2011-2014. Rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom Norconsult AS og Sweco Norge AS. Vurderinger av mattrygghet er gjort av Mattilsynet.

Prøver av vann, sedimenter og jord er hentet inn av Sweco, Cowi og Norconsult i samarbeid med Avinors personell ved lufthavnen. Biotaprøvene ble samlet inn av Norconsult. Sweco Norge har bearbeidet data knyttet til biota og utarbeidet kapitlene om biota og økosystem i rapporten. 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 biota med risikovurdering i forhold til mennesker og økosystem. Sweco har også stått for redigering av rapporten.

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

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

Halvard Kaasa (red.), Finn R. Gravem,
Jannike Gry B. Jensen, Karel Grootjans.

Norconsult:

Vegard Kvisle, Bente Breyholtz, Eivind Halvorsen,
Lars-Erik Sørbotten og Lars Været

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

16. mars 2016

Innhold

1	Innledning	9
1.1	Bakgrunn og formål.....	9
2	Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS).....	11
2.1	Generelt.....	11
2.2	Egenskaper PFAS	12
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	13
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	13
2.5	PFAS i konsumvarer.....	16
3	Miljømål og akseptkriterier PFAS.....	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 tidsestimat på utlekking av PFOS fra brannøvingsfelt til resipient.....	23
4.4	Risikovurdering	23
4.5	Vurderinger av økologiske konsekvenser	24
4.5.1	Omregning fra konsentrasjon av PFAS i muskel til konsentrasjon i hel fisk	24
4.5.2	Bioakkumulering	27
4.6	Vurderinger av matbiota.....	29
5	Områdebeskrivelse.....	30
5.1	Beliggenhet og omgivelser	30
5.2	Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter	31
5.2.1	Historisk bruk av brannskum.....	31
5.2.2	Brannøvingsfeltet (BØF)	31
5.2.3	Andre PFAS-lokaliteter	32
5.3	Utførte tiltak	32
6	Undersøkelser	33

6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	33
6.2	Jord.....	33
6.2.1	Brannøvingsfeltet (BØF)	34
6.3	Sedimenter	36
6.4	Vann.....	37
6.4.1	Grunnvann.....	37
6.4.2	Overflatevann	37
6.5	Biota	42
6.5.1	Terrestriske arter	42
6.5.2	Ferskvannsarter.....	42
6.5.3	Vurdering datagrunnlag biota.....	56
7	Spredningsvurdering.....	57
7.1	Innledning	57
7.2	Terreng- og strømningsanalyse for området	57
7.3	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på brannøvingsfeltet	62
7.4	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra brannøvingsfeltet til vannet Leirin....	64
7.5	Konklusjon spredningskapittel.....	64
8	Risikovurdering.....	66
8.1	Økosystem og risiko.....	66
8.1.1	Terrestrisk miljø	66
8.1.2	Ferskvann.....	67
8.2	Matbiota og risiko	69
8.2.1	Mattrygghet.....	69
9	Oppsummering	70
9.1	Oppsummering jord og vann, restmengder og spredning	70
9.2	Mattrygghet	70
9.3	Risiko for økosystem.....	71
10	Referanser	72

Vedlegg 1 Undersøkte arter

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Vedlegg 3 Ordliste

Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann fra undersøkelsene 2011-2012

- Oversiktskart jord
- BØF jord
- Oversiktskart vann

Vedlegg 5 Oversiktskart biota fra undersøkelser 2012-2014

- Matbiota
- Oversiktskart biota

Vedlegg 6 Brev fra Mattilsynet 2015

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 Fagernes lufthavn, Leirin (heretter kalt «Fagernes lufthavn»). 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 gjennomføre tiltak på Avinors lufthavner. Dette 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 forurensnet grunn. Alle delprosjektene ble avsluttet innen utgangen av 2015, og miljøarbeidet overføres til driftsorganisasjonen.

Som del av Miljøprosjektets DP2, gjennomførte Cowi AS og Sweco Norge AS kartlegging og risikovurdering (SFT, 1999. Veileder 99:01. Risikovurdering av forurensnet 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 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 er likevel preget av hensynet til konsekvens for mennesker.

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.

Ved Fagernes lufthavn er det samlet inn og gjennomført analyse av fisk fra innsjøene Leirin, Kalken, og fra Leirelvi, dit det antas at avrenning fra lufthavna og brannøvingsfelt drenerer.

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. Det vurderes også 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 og hvilke deteksjonsgrenser som skal benyttes ved analyse av biota.

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

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 perfluoreerte 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 polyfluoreerte 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 polyfluoreerte 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 hverken 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.

¹ Fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann

Noen viktige egenskaper hos PFOS og PFOA:

- 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).

Langkjedede 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 and 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 vv 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

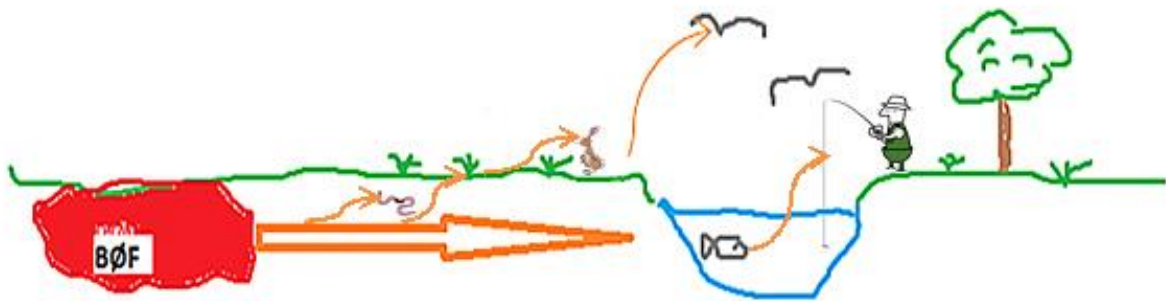
PFAS varierte fra 3 til 43 dager, og tiden det tok å skille ut stoffene økte med antall perfluorerte karbonatomer i molekylet. BMF, biomagnifiseringsfaktoren (forholdet mellom konsentrasjonen av den aktuelle kjemiske forbindelsen i organismen og i maten organismen spiser), var mindre enn 1 for alle forbindelsene. 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 dannelsen 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 i forsøket med ørret (Johanson *et al.*, 2015) er 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 levested. 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. Kompleksiteten i et spredningsbilde øker med antall forurensingsbærere.



Figur 2-1. Skematisk 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

² European Food Safety Authority

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 (vårhete, poteter, mais, havre og flerårig raigress) 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.

3 Miljømål og akseptkriterier PFAS

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 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 bruke 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 vv 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 (vedlegg 6)). 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 konsekvensene 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 Tabell 4-1 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 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 - livslangt tolererbart daglig inntak av stoffet (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 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.

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

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.

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.

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 (µg/kg).

Beregning av restmengde PFOS kommer frem slik:

- 1) Beregn volum (m³) til massene ved å multiplisere areal forurensset område (m²) med mektighet forurensede masser (m). Usikkerhet på areal og mektighet settes etter faglig skjønn.
- 2) Beregn vekt (kg) til massene ved å multiplisere massenes volum (m³) med massenes tetthet (kg/m³). Usikkerhet på massenes volum kommer fra pkt. 1. Usikkerhet på massenes tetthet settes etter faglig skjønn.
- 3) Beregn vekt (kg) PFOS ved å multiplisere vekt (kg) forurensede masser med gjennomsnittlig interpolert PFOS-konsentrasjon i massene (µg/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.

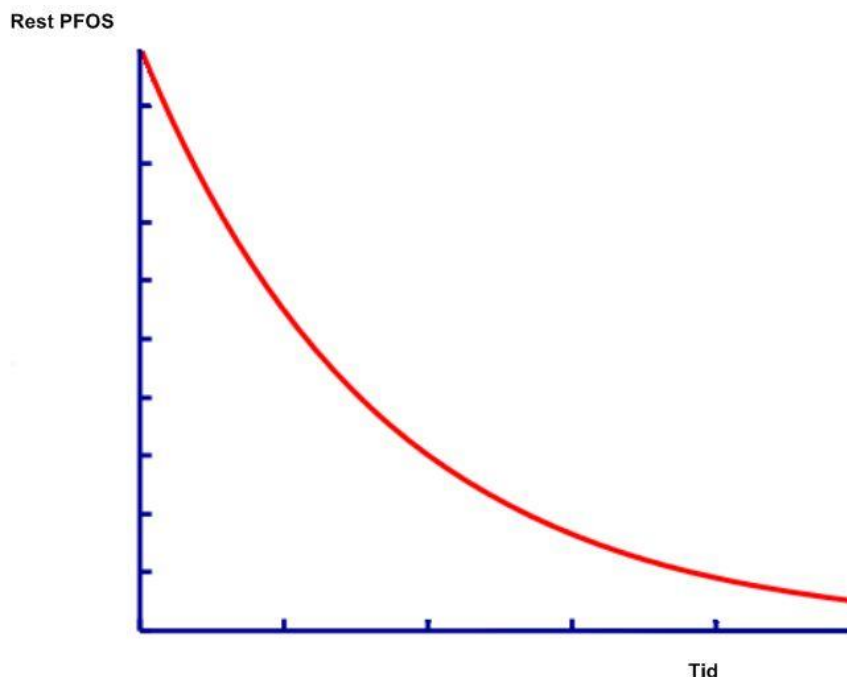
Tettheten til massene vil variere med mengden mineralsk eller organisk materiale i jordprofilen. Denne tettheten vil ha direkte innvirkning på estimatet på restmengde av PFOS på brannøvingsfeltene. God avgrensning av forurenset område horisontalt og vertikalt forutsetter en viss prøvetetthet og god plassering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

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 opptre 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. En kan stille 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 og 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 Omregning fra konsentrasjon av PFAS i muskel til konsentrasjon i hel fisk

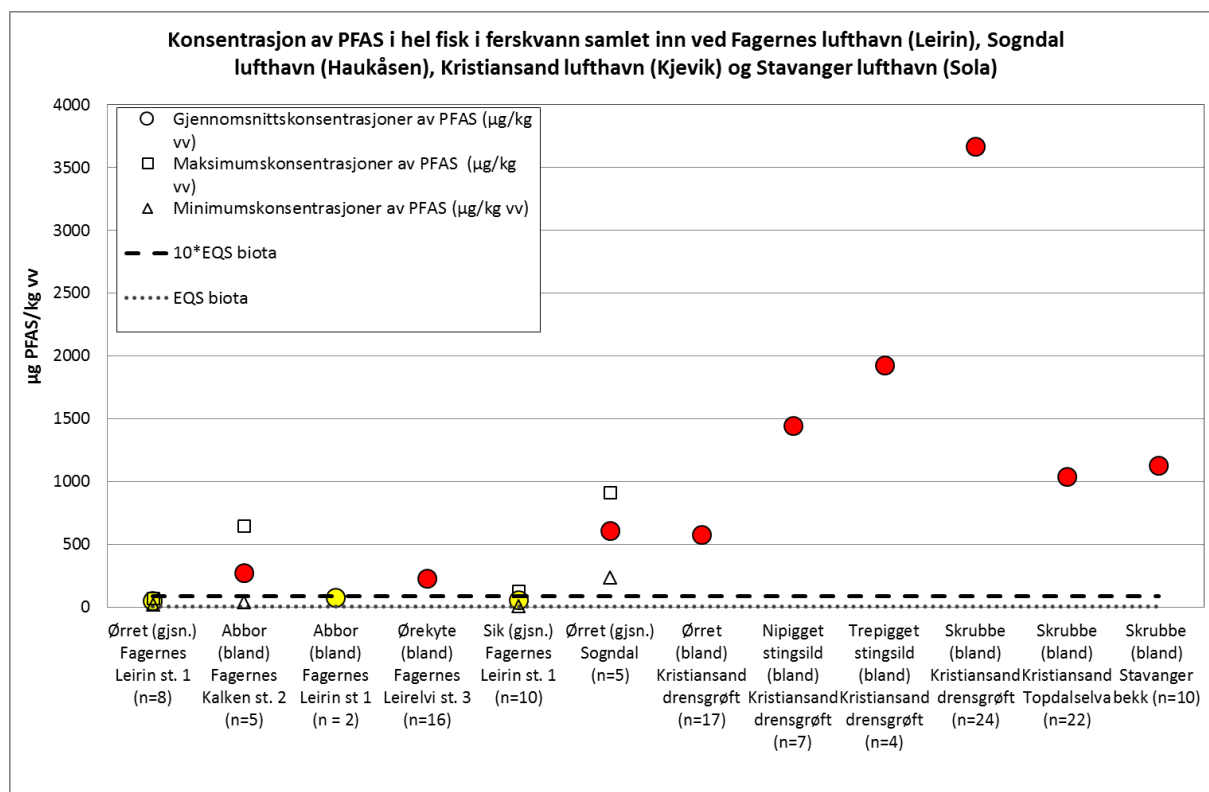
Ved vurdering av forurensingers effekt på økosystem er grunnlaget for å si noe om virkninger i stigende nivå i næringskjeden av interesse. Overgang fra et trinn til neste i næringskjeden skjer ofte via predasjon, og da er vanligvis hele individer involvert som mat. I dette prosjektet hvor analyser av fisk og fiskemuskel er sentral i forhold til vurdering av mattrygghet er naturlig nok mye av analysene basert på muskelvev fra matfisk. Men, det er og gjort noen analyser av hel fisk.

For å vurdere om muskelvevmaterialet kan si noe om effekten av overgang til neste nivå i næringskjeden er det gjort en gjennomgang av innsamlet datamateriale fra alle lufthavnene, med sammenligning mellom verdier av PFAS i muskel og i hel fisk. Dette for å se om det er mulig å finne noen generelle holdepunkt for nivå av PFAS i hel fisk ut fra konsentrasjoner av PFAS i muskelvev, og altså at resultatene kan ha en overføringsverdi til fisk i lokaliteter der slike helfisk analyser ikke er gjort. I denne rapporten tar beregningene av forholdet mellom konsentrasjon av PFAS i muskelvev og hel fisk utgangspunkt i sum PFAS som er målt i prøvene. Dette kan maskere noe av akkumuleringseffekten for de ulike PFAS fordi akkumuleringen av de ulike PFAS synes å være forskjellige. Fjeld *et al.* (2015) fant at forskjellene mellom konsentrasjonene av PFAS i muskel og lever syntes å øke med avtakende kjedelengde for karbon. Foreliggende datamateriale er likevel så lite at det foreløpig vurderes best å bruke sum PFAS i disse beregningene.

Materialet er delt i gruppe for ferskvannsfisk og marine arter, men da det ikke er analyser marine arter ved Fagernes lufthavn, presenteres kun data for ferskvannsfisk.

Ferskvannsfisk

For å presentere et bilde av hvilke nivå av PFAS som er funnet i hel fisk som er fanget i ferskvannslokaliteter ved ulike lufthavner, er analyseresultatene for ørret, sik, abbor, ørekyte, trepigget og nipigget stingsild, samt skrubbe presentert i Figur 4-2.



Figur 4-2. Gjennomsnittlig konsentrasjon av PFAS (µg/kg våtvekt), maksimum og minimumskonsentrasjoner i hel fisk fanget i ferskvann ved Fagernes, Kristiansand, Sogndal og Stavanger lufthavn i 2013. Fargekoder i henhold til Tabell 4-1.

For å få fram en best mulig sammenheng mellom innhold av PFAS i muskelvev og i hel fisk, er det sett på forholdet mellom konsentrasjonen av PFAS i muskelprøver og i hel fisk fra samme individ, og det er brukt fisk fra ulike lokaliteter. Individuer som ikke har fått påvist PFAS i muskelprøvene, men har påvisning i hel fisk er utelatt, fordi bruk av for eksempel halve deteksjonsgrensen eller null innhold ved manglende påvisning kan gi feil informasjon.

Fra innsjøen Leirin her ved Fagernes lufthavn, er det gjort analyser av seks individer av ørret og ti individer av sik med påvisning av PFAS både i hel fisk og i muskel fra samme fisk. Tilsvarende finnes fem individer av ørret fra en bekk som påvirkes av BØF ved Sogndal lufthavn (Jensen *et al.*, in prep a).

Gjennomsnitts-, maksimums- og minimumskonsentrasjonene av sum PFAS i muskelprøvene og i hel fisk for ørret og sik er vist i Tabell 4-4.

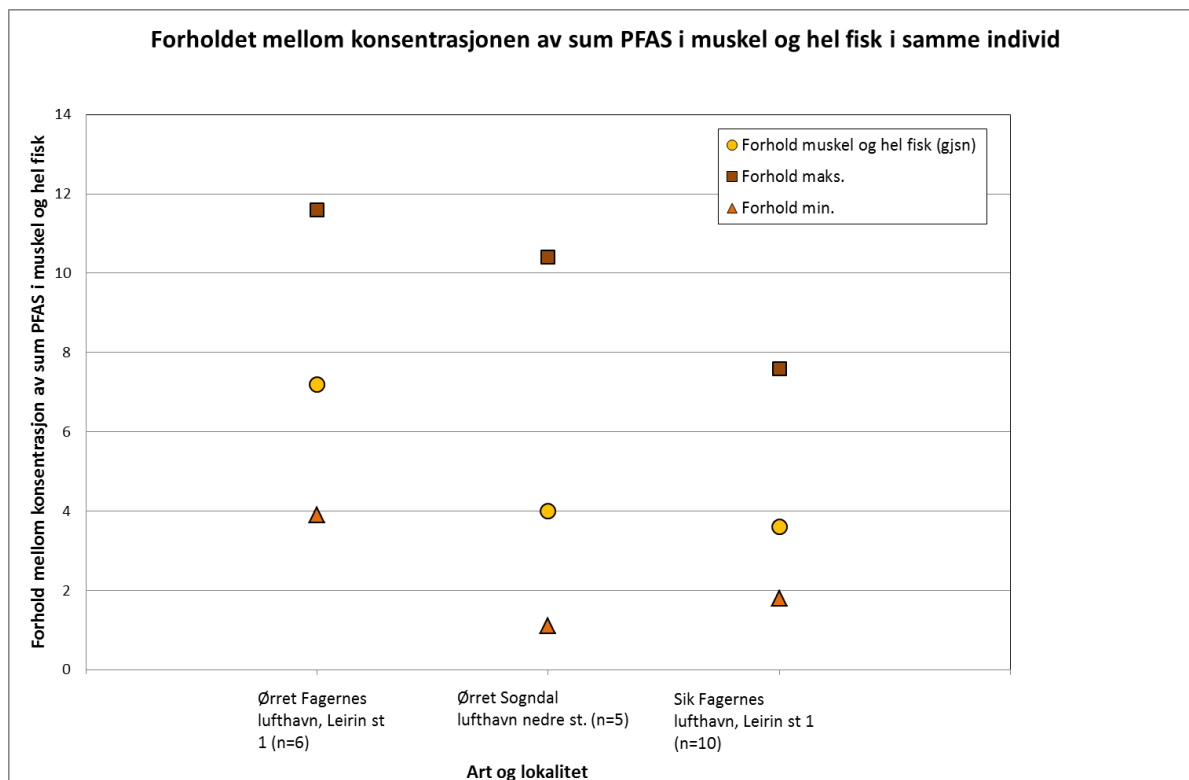
Konsentrasjonen av sum PFAS i muskel og hel fisk i de 5 små ørretene fra bekken ved Sogndal lufthavn hadde høyere konsentrasjoner enn ørreten fra Leirin, og forholdet mellom hel fisk og muskel var forskjellig (Tabell 4-4 og Figur 4-3).

Tabell 4-4. Konsentrasjon av sum PFAS (gjsn., maks., min. og stdav.) i muskel og hel fisk fra samme individ, samt gjennomsnittlig, maks. og min. forhold mellom gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i muskel og hel fisk i ørret og sik fanget i samme lokalitet ved Fagernes Lufthavn, Leirin, samt ørret fanget ved Sogndal lufthavn i 2013. Forholdstallet mellom hel fisk og muskel fra samme individ i de tre tilfellene under, er framkommet ved å regne ut gjennomsnittet av forholdstallene for alle individene av den enkelte art på de to lokalitetene (vektet gjennomsnitt).

Art / lokalitet (antall)	Sum PFAS muskel (gjsn.)	Sum PFAS muskel (maks.)	Sum PFAS muskel (min.)	Sum PFAS muskel (stdav.)	Sum PFAS hel fisk (gjsn.)	Sum PFAS hel fisk (maks.)	Sum PFAS hel fisk (min.)	Sum PFAS hel fisk (stdav.)	Forhold muskel og hel fisk (gjsn)	Forhold (maks.)	Forhold (min.)	Forhold (stdav.)
Ørret Fagernes st 1 (n=6)	9,5	18,0	5,5	4,7	60,1	75,6	39,0	13,3	7,2	11,6	3,9	2,6
Ørret Sogndal nederste st (n=5)	204,5	299,6	69,1	83,9	614,0	912,5	240,5	249,4	4,0	10,4	1,1	3,6
Sik Fagernes st 1 (n=10)	19,5	61,0	7,4	15,8	60,6	130	13,0	32,1	3,6	7,6	1,8	1,9
Gjsn.									4,9			

Det gjennomsnittlige forholdstallet mellom muskel og hel fisk fra samme individ, for ørret og sik fra fanget i Leirin og ørret fanget i bekken ved Sogndal lufthavn, er framkommet ved å regne ut gjennomsnittet av forholdstallene for alle individene av den enkelte art på de to lokalitetene. Dette tallet, som for eksempel er oppført med 7,2 for ørret fanget i Leirin (Tabell 4-4) er høyere enn om gjennomsnittskonsentrasjonen for de seks individene hel fisk (60,1 µg PFAS/kg vv) deles med gjennomsnittskonsentrasjonen påvist i muskelprøvene (9,5 µg PFAS/kg vv). Beregningsmetoden er brukt for å unngå at en spesielt høy konsentrasjon i en eller flere prøver skulle påvirke det gjennomsnittlige forholdstallet relativt mye mer enn øvrige individer. Denne måten å regne på gir et konservativt tall og sikrer en føre var tilnærming.

Det gjennomsnittlige forholdstallet mellom muskel og hel fisk fra samme individ for ørret og sike fra Leirin, samt ørret fra Sogndal er 4,9. Det understrekes at datagrunnlaget er begrenset og at forholdstallet varierer mellom arter og mellom ulike lokaliteter. Men, forskjellene er ikke særlig store, så inntil det eventuelt foreligger flere resultater fra hel fisk og muskel fra samme individ, benyttes generelt forholdstallet 4,9 for ferskvannsfisk for å regne om fra konsentrasjoner av PFAS funnet i muskel til konsentrasjoner av PFAS i hel fisk.



Figur 4-3. Forhold mellom gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i muskel og hel fisk (gjennomsnittlig, maks. og min.) fra samme individ i ørret og sik fanget i samme lokalitet ved Fagernes Lufthavn, Leirin og ørret fanget ved Sogndal lufthavn, i 2013.

4.5.2 Bioakkumulering

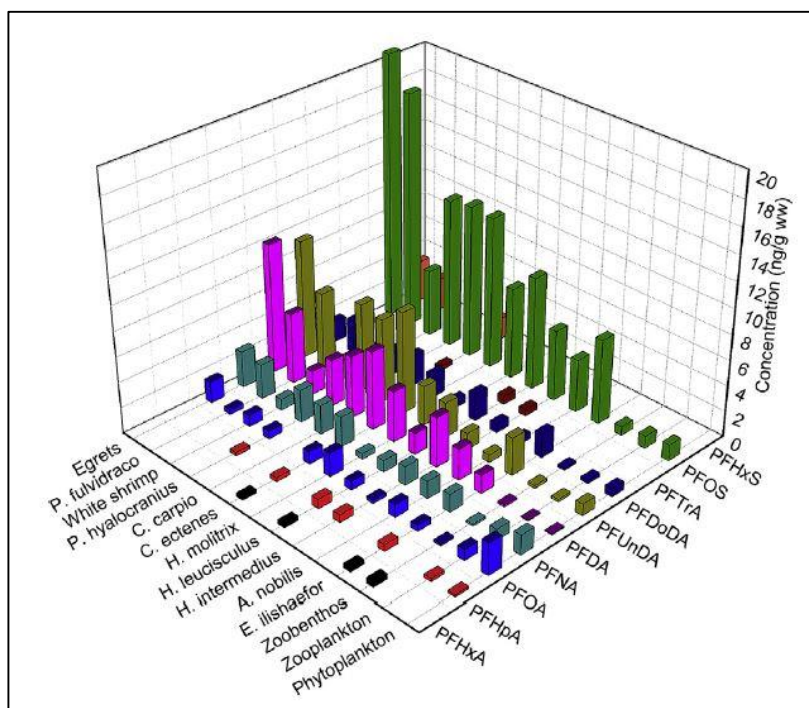
Analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste 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.

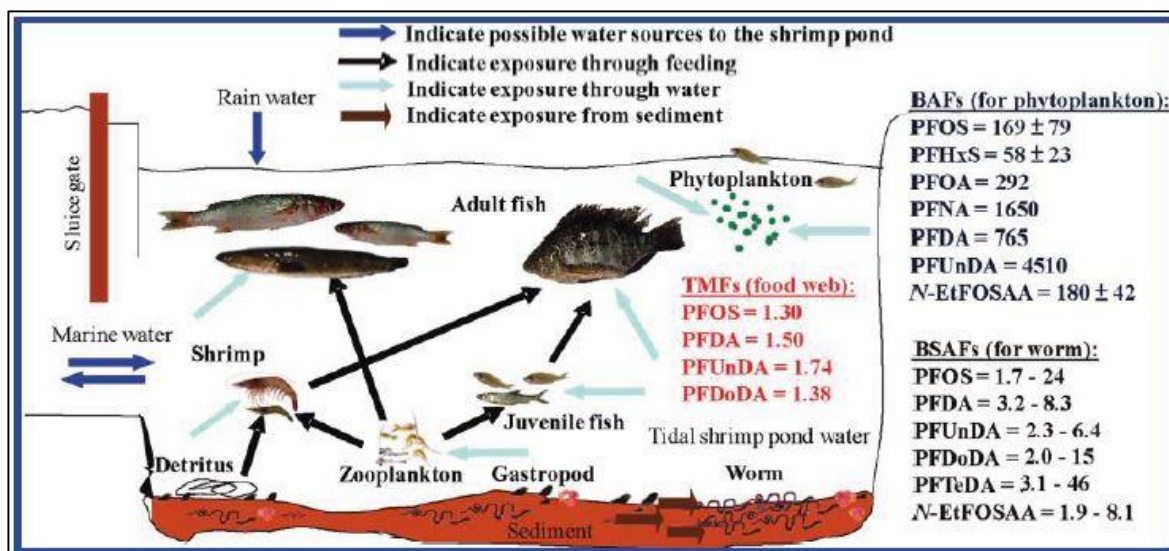
I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fytoplankton, zooplankton, bunndyr (zoobenthos), reker, ni forskjellige fiskearter (herbivore (planteetere), omnivore (plante- og kjøttetere) og carnivore (kjøttetere) og to hegrearter (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 4-4, 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. Deteksjonsgrensenene 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 4-5). 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 4-4. Konsentrasjoner og sammensetning av påviste PFAS, som ble funnet i prøver samlet inn fra næringsnettet i Taihu Lake i Kina. Figuren er hentet fra Xu *et al.* (2014).



Figur 4-5. Næringsnett, trofisk magnifiseringsfaktorer (TMFs), bioakkumuleringsfaktorer (BAFs) og biota – sediment akkumulerings faktorer (BSAFs) av ulike PFAS 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.

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 $0,15 \mu\text{g/kg}$ 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 $0,15 \mu\text{g}$ PFOS/kg kroppsvekt/dag og $1,5 \mu\text{g}$ 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 brannøvningsfelt 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 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

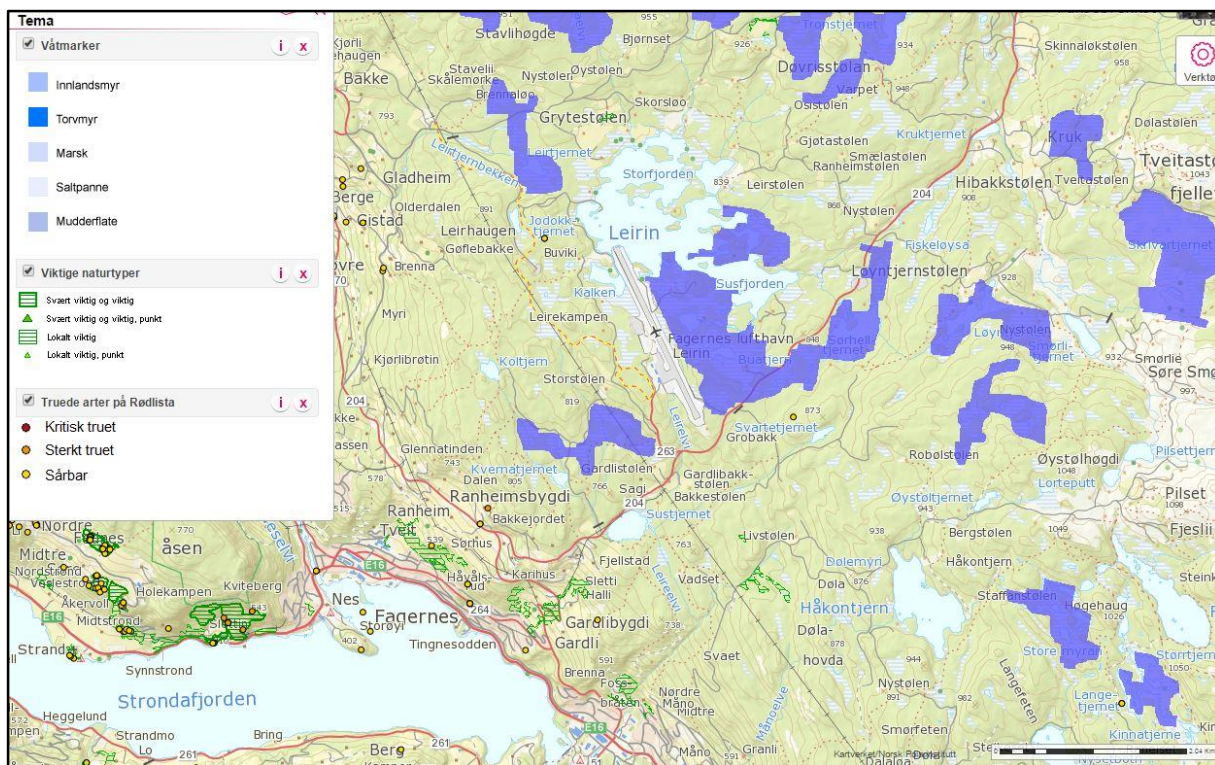
Fagernes Lufthavn Leirin ble bygget i 1987 og eies av Avinor. Lufthavnen ligger 820 moh., omkring 8 km nordøst for Fagernes sentrum i Nord-Aurdal kommune, Oppland Fylke.

Området rundt lufthavnen preges av en tynn morene med grus sand og leire og torv/myr. Det er tilkjørt mye grus og stein ved bygging av lufthavnen. Berggrunnen i området rundt består av leirskifer, sandstein, kalkstein, feltspatførende metasandstein og konglomerat <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>.

Den nordlige delen av rullebanen har avrenning via innsjøen Kalken og videre til innsjøen Leirin (Figur 5-1). Den sørlige delen av flyplassen har avrenning til Leirelvi som renner ut fra Leirin via Susfjorden, videre til Sustjernet og ned til Strondafjorden ved Fagernes. Overvannsdraineringen går via fyllmasser og til dels videre i myr før utløp til resipient.

Skogen rundt Fagernes lufthavn er dominert av gran og furu med innslag av lauvskog <http://kilden.skogoglandskap.no/map>. Rett øst for rullebanen og øst for Leirin finnes store våtmarksområder med torvmyr. Større torvmyrområder finnes også nordvest og sørvest for lufthavna (Figur 5-1). Fylkesmannen i Oppland nevner blant annet Nord-Aurdal som en kommune med myrkomplekser som har særlig verdi for biologisk mangfold. På disse myrkompleksene forekommer gjerne arter som myrhauk (*Circus cyaneus*) (sårbar), fjellmyrløper (*Limicola falcinellus*) (nær truet), dobbeltbekkasin, (*Gallinago media*) (nær truet) og trane (*Grus grus*) <http://prosjekt.fylkesmannen.no/PlanOppland/Nasjonale-og-regionale-foringer/Naturverdier/Biologisk-mangfold>. Disse fugleartene er imidlertid ikke lagt inn i databasen til Miljøstatus i Norge (<http://www.miljostatus.no/kart/>), når det gjelder torvmyrene rundt Fagernes lufthavn. Det betyr imidlertid ikke at disse fugleartene ikke finnes der.

I den samme databasen er det innenfor en radius på ca. 1,5 km registrert rødlistede arter som huldrestarr (*Carex heleonastes*) i sydøst, fossefjelllav (*Fuscopannaria confusa*) i sydøstlig retning og tyrkerdue (*Streptopelia decaocto*) (sårbar) og sanglerke (*Alauda arvensis*) (sårbar) nordvest for rullebanen. Punktene for disse observasjonene er angitt i Figur 5-1. Av viktige naturtyper i nærheten av lufthavna finnes to mindre områder med naturtypen: bjørkeskog med høystaude ved Grytstølen (5,9 daa), ca. 1,5 km nord for lufthavna og Raukøllallé (3,0 daa) ca. 1,5 km syd for lufthavna. Disse naturtypene ligger såpass langt fra lufthavna at de neppe blir påvirket av virksomheten der.



Figur 5-1. Forekomst av viktige naturtyper (grønnstiplede områder), rødlistearter (små oransje sirkler) og torvmyr (blållilla arealer) rundt Fagernes lufthavn. Kilde: Miljøstatus i Norge (<http://miljostatus.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.

Ved Fagernes lufthavn er det registrert ett brannøvingsfelt, som vist på kart i Figur 7-3.

5.2.2 Brannøvingsfeltet (BØF)

Brannøvingsfeltet (BØF) ved Fagernes lufthavn har vært i drift siden lufthavnen ble bygget i 1987, og kan nå benyttes i begrenset omfang etter tillatelse fra Fylkesmannen. Det

gjennomføres 3-4 øvelser i året, samt jevnlige tester av skumkanoner. Feltet benyttes kun av Avinor.

Feltet er lagt på en flate som er sprengt ut, og ligger mellom to og ti meter lavere enn det opprinnelige terrenget. Det er ikke asfaltert eller anlagt oppsamlingssystem for kjemikalier. Grunnvannsstanden ligger 1-2 m under terreng.

Det er estimert at det totalt er brukt ca. 76 kg PFOS og ca. 24 kg PFAS på brannøvingsfeltet.

5.2.3 Andre PFAS-lokaliteter

Vask av brannbil og testing av kanonen/innstilling av skumbildet på kanonen har jevnlig blitt utført på gressområdene ved terminalområdet.

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.

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 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

Prinsippet for de miljøtekniske grunnundersøkelsene ved brannøvingsfeltene (utført i DP2) var sjaktning, nedsetting av grunnvannsbrønner, og prøvetaking i fire retninger i forhold til selve brannøvingsfeltet. Én av de fire retninger skulle velges som forlenget akse, med prøvetaking lengre fra brannøvingsfeltet. Denne retningen ble valgt ut fra kunnskap om sannsynlig spredningsretning, f.eks. strømningsretning for grunnvannet, fremherskende vindretning eller opplysninger om i hvilken retning brannskum ble blåst under øvelsene. Det skulle om mulig sjaktes ned til grunnvann. Noen steder var gamle øvingsfelt overfylt med mange meter grove masser.

Målsettingen var å sette miljøbrønner i minst tre sjakter der det var grunnvann, en oppstrøms og to nedstrøms brannøvingsfeltet. Det viste seg at dette ideelle oppsettet bare var mulig noen ganger, til dels fordi det ikke var enkelt å anslå noen sikker strømningsretning og til dels fordi det ikke var grunnvann i porøse masser over fjelloverflaten. Brønner ble i de fleste tilfellene satt ned i sjakter utført med gravemaskin. Det har vist seg at gravearbeider fører til betydelig mobilisering av PFAS, og analyseresultater av vannprøver tatt i slike brønner kan gi PFAS-konsentrasjoner som er høyere enn de man ellers ville finne i grunnvannet.

Prøver av vann i flere punkter har blitt tatt i perioden 2011- 2014, med den hensikt å påvise PFAS og avdekke dreneringsveiene for PFAS ved lufthavnen. Det ble lagt opp til prøvetaking av overflatevann for å kartlegge vannstrømmer og forhold i resipientene. Dette inkluderte prøvetaking i omkringliggende ferskvann og vassdrag, samt i kulverter på lufthavnens område. De fleste prøvepunktene for vann er videreført i 2013 og 2014, men har de to siste årene også inkludert private grunnvannsbrønner i området. Siden spredningsmodeller ikke var utarbeidet da prøvetakingsprogram ble opprettet, har prøveprogrammet basert seg på feltobservasjoner og observasjon av mulige kilder.

Endringen i prøvepunkter underveis i overvåkingen gjenspeiler forsøket på å avdekke aktuelle spredningsveier, da PFAS ble oppdaget i områder hvor en ikke forventet å finne disse.

6.2 Jord

Prøvetaking av jord ved Fagernes lufthavn ble utført i 2011 og 2012 og de fleste analysene ble gjennomført i perioden rett etter. Noen av prøvene ble lagret hos laboratoriet i påvente av analyse. Enkelte av disse ble analysert i 2014 med tanke på ytterligere avgrensning av forurensningen på brannøvingsfeltet. Resultatene av analyserte jordprøver er vist i kart vedlagt denne rapporten. Det er ikke tatt supplerende jordprøver i løpet av 2013 og 2014. Fargekodene angitt i avsnitt 4.2 er benyttet for å illustrere konsentrasjonsvariasjon. Fargene indikerer ikke tilstandsklasser.

Da undersøkelsene startet var det begrenset med kunnskap om andre PFAS enn PFOS og PFOA. Analyseresultatene er derfor i stor grad begrenset til disse to parametrene. Analyser av nyere dato inkluderer imidlertid 12 PFAS.

6.2.1 Brannøvingsfeltet (BØF)

Det ble funnet moderat forurensning av PFOS/PFAS i overflate- og dypereliggende masser i de sentrale sjaktene ved brannøvingsfeltet. I tillegg er det påvist PFOS/PFAS i dypereliggende masser noe utenfor det sentrale området av feltet.

I forbindelse med vask av brannbil og testing av kanonen med brannskum, ble det tatt en overflateprøve av massene på gressområdet ved terminalområdet. Analyseresultatene viste moderat forurensning av PFOS/PFAS.

Overflateprøver av myrmassene mellom brannøvingsfeltet og Kalken viser at det kun er påvist PFOS/PFAS over normverdi i massene nær grøfta fra brannøvingsfeltet (pkt S10-Ø, 165 µg/kg).

Tabell 6-1. Analyseresultater fra jord ved BØF

Parameter	Enhet	BØF 1		BØF 2		BØF 3	BØF 4		BØF 5	BØF 6		BØF 8		BØF 9	BØF 12	BØF 13	BØF 14	BØF 15
Dato		13-10-2011																
Dybde	cm	10	210	10	100	80	10	150	200	10	220	10	200	10	10	10	10	10
Jordtype		Sprengstein	Sprengstein	Sprengstein	Fjell	Fjell	Sprengstein	Fjell	Fjell	Sprengstein	Sprengstein	Sprengstein	Fjell	Grus	Grus	Grus	Grus	Grus
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	8,5	<2,4	<2,0	<1,7	20	<2,3	<2,4	<2,0	<2,5	<1,7	2,9	2,2	<2,5	<2,4	<2,3	<2,0	<2,4
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	1070	84,5	34,9	105	838	5,4	5,6	279	37,3	5,9	710	127	6,5	4,7	<2,3	10,5	4,8
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell 6-2. Analyseresultater fra jord ved BØF, forts.

Parameter	Enhet	Ref1	SK. Testpkt.
Dato		21-05-2014	
Dybde	cm	10	
Jordtype		Skog	Jord
6:2 FTS	µg/kg	-	24,1
8:2 FTS	µg/kg	-	24,6
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	<3,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	<2,0
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	10,5
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	14,2
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	3,9
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	<2,0
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	5,1
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,5	9,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	<2,5	786
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	3,2
Sum PFAS eks LOQ		-	880

Tabell 6-3. Analyseresultater fra myr mellom BØF og Kalken

Parameter	Enhet	V5	S10-Ø	V10-V	V10,5	V11
Dato		2014-05-21				
Dybde	cm	10	10	10	10	10
Jordtype		myr				
6:2 FTS	µg/kg	<2,8	7,4	<3,2	<3,8	<3,8
8:2 FTS	µg/kg	<3,8	<4,4	<4,2	<5,1	<5,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	<2,8	<3,3	<3,2	<3,8	<3,8
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	<1,9	<2,2	<2,1	<2,5	<2,5
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	<1,9	<2,2	<2,1	<2,5	<2,5
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	<2,8	14,9	<3,2	<3,8	<3,8
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	<1,9	<2,2	<2,1	<2,5	<2,5
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	<1,9	<2,2	<2,1	<2,5	<2,5
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	<1,9	<2,2	<2,1	<2,5	<2,5
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<1,9	3,1	<2,1	<2,5	<2,5
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	46,8	138	6,9	2,8	7,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	<1,9	<2,2	<2,1	<2,5	<2,5
Sum PFAS eks LOQ		46,8	163	6,9	2,8	7,0

6.3 Sedimenter

Det tatt prøver av sedimenter fra bekkesystemet til/fra Leirin og Leirelvi. PFOS/PFAS er ikke påvist over normverdi i noen av prøvene.

Tabell 6-4. Analyseresultater fra sediment

Parameter	Enhet	Sed 1	Sed 2	Sed 3	Sed 4
Dato		13.10.2011			
Dybde	cm	10	10	10	10
Jordtype		Sediment	Sediment	Sediment	Sediment
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<1,9	<1,9	<2,3	<2,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	<1,9	<1,9	24,2	<2,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-

6.4 Vann

Ved Fagernes lufthavn ble det i 2011 og 2012 utført analyser av overflatevann og drikkevann. Det ble påvist betydelig PFOS-forurensning i grøftevann nær brannøvingsfeltet, men konsentrasjonen avtok med avstanden fra feltet. Det ble ikke påvist PFOS/PFAS i drikkevann.

Basert på disse resultatene, ble det valgt ut prøvepunkter for vann for ytterligere dokumentasjon av Norconsult i 2013. Fire av punktene ble videreført fra de tidligere undersøkelsene. I tillegg ble det lagt til ett punkt. Beliggenhet av brannøvingsfelt og prøvepunkter, samt analyseresultater av PFOS/PFAS er vist i vedlagte oversiktskart for vann, med utsnitt for brannøvingsfeltene.

6.4.1 Grunnvann

Sørvest for terminalområdet ligger lufthavnens vannforsyningsbrønn. Analyseresultater (tabell 6-5) fra brønnen viser at det ikke er påvist PFOS/PFAS i lufthavnens drikkevann.

Tabell 6-5: Analyseresultater fra grunnvann

Parameter	Enhet	V7	
Dato		23-05-2012	21-06-2013
6:2 FTS	ng/l	<7,5	<7,5
8:2 FTS	ng/l	<7,5	<10,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	<7,5	<7,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	<5,0	<5,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<5,0	<5,0
Sum PFAS eks LOQ		i.p.	i.p.

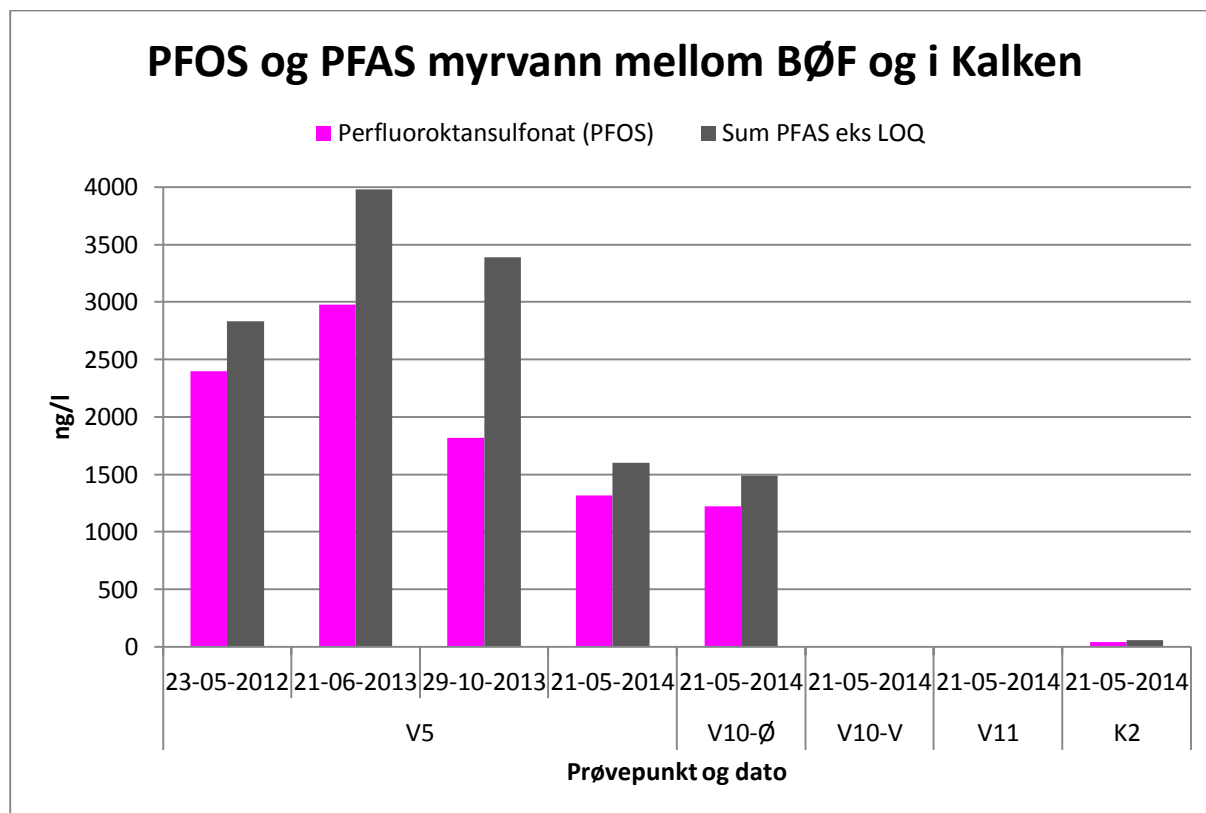
6.4.2 Overflatevann

Overflate vann fra brannøvingsfeltet renner mot myrområdet og Kalken i nord via grøften langs rullebanen. Fra Kalken renner vannet ut i Leirin. Innsjøen har utløp nord for lufthavnen og følger et bekke-/grøftsystem som fører vannet tilbake til og under lufthavnen sør for terminalområdet. Deretter følger vannet Leirelvi ned til Sustjernet og Strondafjorden. Vannsystemet er vist i Figur 5-1. Oversiktskart for vann i vedlegg 4 viser i tillegg prøvepunkter og resultater. Detaljert oversikt over analyseresultater av overflatevann er vist i figurene og tabellene nedenfor.

Punkt V5 representerer overvann og grunnvann fra brannøvingsfeltet og myrområdet som renner inn i Kalken. Her er det påvist høye konsentrasjoner av PFOS/PFAS, snittkonsentrasjon hhv. ca. 2400 og 3300 ng/l. Supplerende vannprøver av vann fra myrområdet viser høye konsentrasjoner av PFOS/PFAS nærmest brannøvingsfeltet og grøfta (V10-Ø). I de øvrige prøvene er det ikke påvist PFOS/PFAS. PFOS utgjør

hovedandelen av PFAS-konsentrasjonen i avrenningen fra brannøvingsfeltet, men det er også påvist konsentrasjoner av 6:2 FTS.

For å få et innblikk i PFOS/PFAS-forurensningen i Kalken, ble det tatt en prøve i vannets nordlige del, vekk fra både innløp og utløp. Her (pkt. K2) ble det påvist lave konsentrasjoner av PFOS/PFAS (39,6 / 61 ng/l).

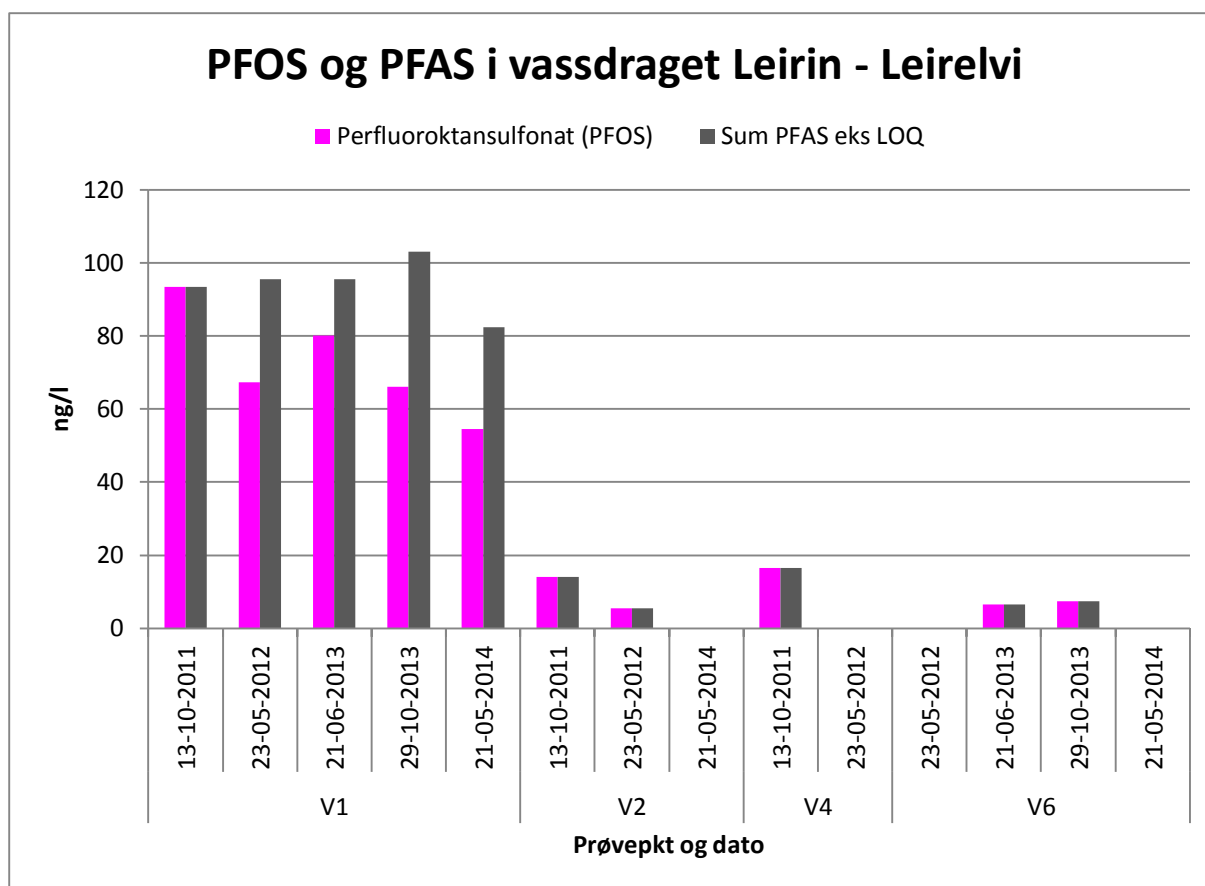


Figur 6-1. PFOS/PFAS i prøvepunkter mellom BØF og i Kalken.

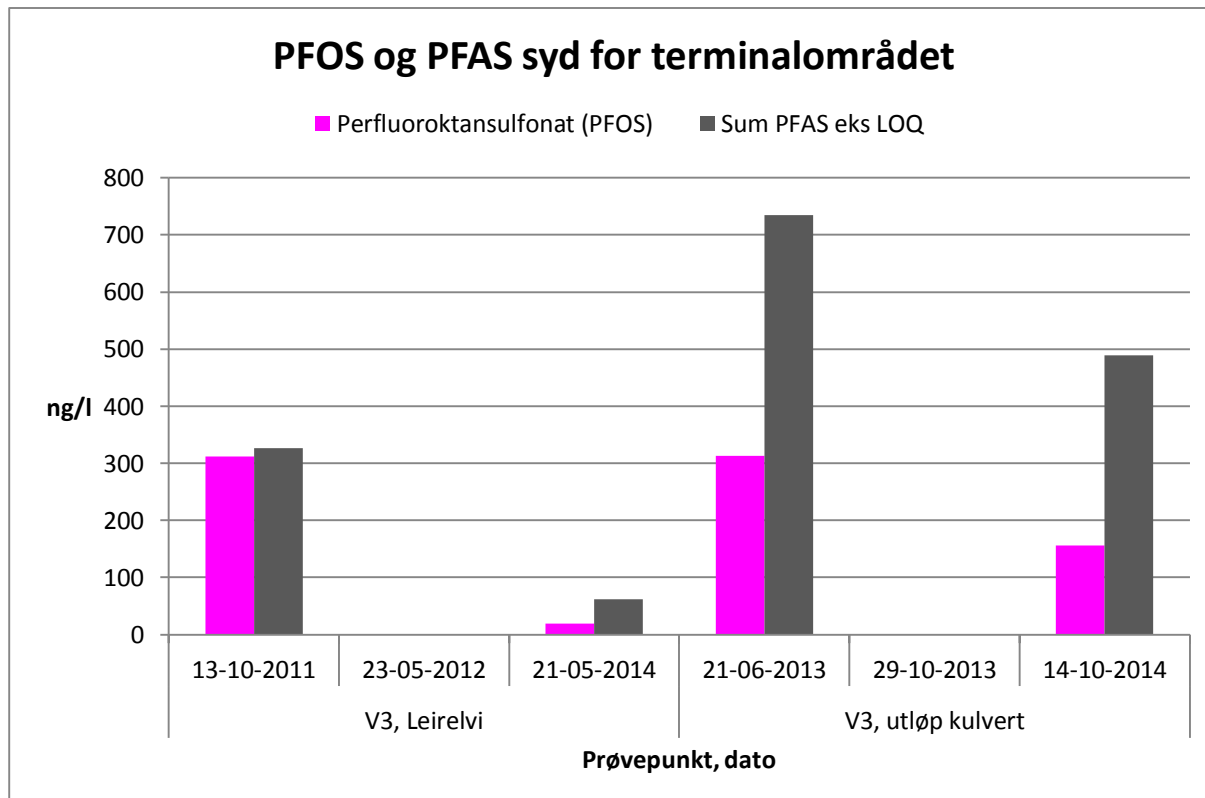
Videre er det tatt prøver av vannet ved innløp til Leirin (V1), i strandkanten i Leirin (V2), i bekken før den går under rullebanen (V4) og i Leirelvi nedstrøms lufthavnen (V6). Resultatene er fremstilt grafisk i Figur 6-2 og viser at det er påvist høyere konsentrasjon av PFOS/PFAS i vann fra Kalken til Leirin enn i resten av vassdraget. Konsentrasjonene ligger hovedsakelig under 100 ng/l.

Punktet V3, Leirelvi ligger syd for terminalområdet og prøven er tatt langs elvebredden i Leirelvi. I tillegg er det prøvetatt vann fra en kulvert som drenerer snødeponiet (V3 utløp kulvert) og renner ut i Leirelvi. Begge punkter viser lave til moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS. Vannet kan motta PFOS/PFAS fra gressområdene på terminalområdet som er blitt benyttet til vask av brannbil/test av kanoner, samt fra aktiviteter ved verkstedsområdet. PFOS utgjør hovedandelen av PFAS-konsentrasjonen i avrenningen, men det er også påvist konsentrasjoner av 6:2 FTS.

Det er påvist meget lave konsentrasjoner (<10 ng/l) av PFOS/PFAS i Leirelvi nedstrøms lufthavnen.



Figur 6-2. PFOS/PFAS i prøvepunkter i Leirin - Leirelvi.



Figur 6-3. PFOS/PFAS i prøvepunkter i syd for terminalområdet.

Tabell 6-6: Analyseresultater fra overflatevannvann.

Parameter	Enhet	V5				V10-Ø	V10-V	V11	K2
Dato		23-05-2012	21-06-2013	29-10-2013	21-05-2014	21-05-2014	21-05-2014	21-05-2014	21-05-2014
6:2 FTS	ng/l	97,8	400	548	32,3	106	<7,5	<15	<7,5
8:2 FTS	ng/l	<10,0	16,1	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<20	<10,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5	8	12,3	<7,5	<7,5	<7,5	<15	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	9	37,2	73,8	14,9	13,4	<5,0	<10	7,6
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<10	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	59,7	84	120	56,4	28,7	<7,5	<15	<7,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	64,9	113	206	45,4	32,2	<5,0	<10	5,1
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	39	64,9	80,1	22,3	14,2	<5,0	<10	<5,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	8,2	9,6	11,5	<5,0	<5,0	<5,0	<10	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	44,1	64,1	76,7	31,9	21,8	<5,0	<10	<5,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	2400	2980	1820	1320	1220	<5,0	<10	39,6
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	98,4	207	439	68	54	<5,0	<10	8,7
Sum PFAS eks LOQ		2830	3980	3390	1600	1490	i.p.	i.p.	61

Tabell 6-7: Analyseresultater fra overflatevann.

Parameter	Enhet	V1					V2			V4		V6			
		13-10-2011	23-05-2012	21-06-2013	29-10-2013	21-05-2014	13-10-2011	23-05-2012	21-05-2014	13-10-2011	23-05-2012	23-05-2012	21-06-2013	29-10-2013	21-05-2014
6:2 FTS	ng/l	-	7,9	< 7,5	<7,5	7,6	-	<7,5	<7,5	-	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5
8:2 FTS	ng/l	-	<10,0	10	<10,0	<10,0	-	<10,0	<10,0	-	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<7,5	7,5	<7,5	<7,5	-	<7,5	<7,5	-	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	<5,0	5	<5,0	5,1	-	<5,0	<5,0	-	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<5,0	0	<5,0	<5,0	-	<5,0	<5,0	-	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	<7,5	7,5	<7,5	<7,5	-	<7,5	<7,5	-	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	8,3	6,7	12,3	5,8	-	<5,0	<5,0	-	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	<5,0	5	5,4	<5,0	-	<5,0	<5,0	-	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	<5,0	5	<5,0	<5,0	-	<5,0	<5,0	-	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<5,0	<5,0	0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	93,4	67,3	80	66	54,6	14	5,4	<5,0	16,5	<5,0	<5,0	6,5	7,4	<5,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	12	8,8	19,1	9,3	-	<5,0	<5,0	-	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Sum PFAS eks LOQ		93,4	95,5	95,5	103	82,4	14	5,4	i.p.	16,5	i.p.	i.p.	6,5	7,4	i.p.

Tabell 6-8: Analyseresultater fra overflatevann.

Parameter	Enhet	V3, Leirelvi			V3, utløp kulvert		
		13-10-2011	23-05-2012	21-05-2014	21-06-2013	21-06-2013	14-10-2014
6:2 FTS	ng/l	-	<7,5	10,9	38,1	<7,5	11,8
8:2 FTS	ng/l	-	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	<5,0	<5,0	34,3	<5,0	23,9
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	<7,5	<7,5	12,2	<7,5	18,0
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	<5,0	9,8	72,4	<5,0	63,5
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	<5,0	<5,0	41	<5,0	32,4
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	<5,0	<5,0	9,2	<5,0	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	15	<5,0	<5,0	45,6	<5,0	20,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	312	<5,0	19,1	313	<5,0	156
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	<5,0	21,9	169	<5,0	163
Sum PFAS eks LOQ		327	i.p.	61,7	735	i.p.	489

6.5 Biota

Undersøkelsens opprinnelige formål var å kartlegge innhold av PFAS i matbiota, og det er derfor tatt prøver av et begrenset antall arter. Prøvene omfatter i stor grad muskelvev av konsumfisk, og noen arter som kan ha direkte påvirkning for opptaket av PFAS i disse. Undersøkte arter er beskrevet i vedlegg 1. Oversiktskartet i vedlegg 5 viser hovedresultater og fangststed.

6.5.1 Terrestriske arter

Det ble ikke samlet inn terrestriske arter ved Fagernes lufthavn i 2013.

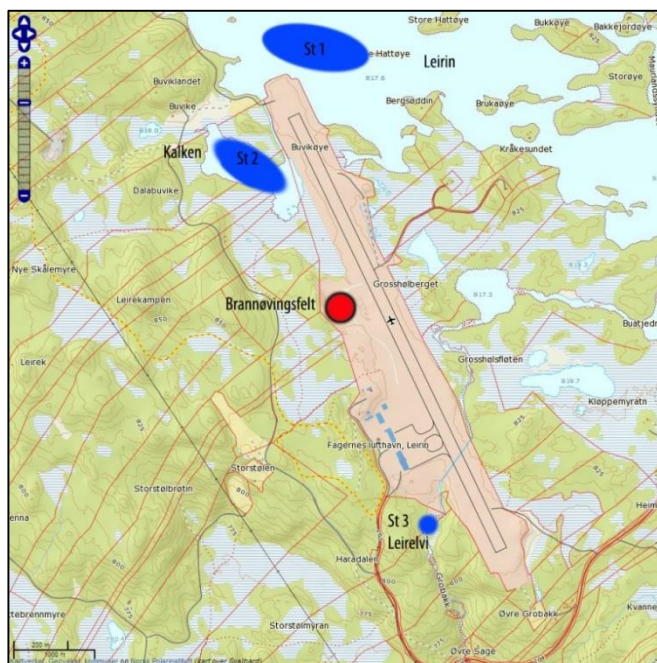
6.5.2 Ferskvannsarter

6.5.2.1 Metodikk og datainnsamling

13. – 14. juni 2013 ble det benyttet bunngarn for innsamling av fisk i Leirin (nord for rullebanen) og Kalken (vest for rullebanen) (Figur 6-4). Alle garn ble satt på egnede steder fra land og ut, og dybdeforholdene varierte fra ganske grunt til 3-4 meter. Særlig Kalken var svært grunn.

Det ble fanget ørret, sik og abbor i Leirin (stasjon 1) og ørret og abbor i Kalken (stasjon 2). I tillegg ble det samlet inn fisk med elektrisk fiskeapparat fra Leirelvi (stasjon 3). Her ble det kun fanget ørekyte.

Det er analysert 62 prøver fra stasjon 1 (Leirin), 17 prøver fra stasjon 2 (Kalken), og én blandprøve fra stasjon 3 (Leirelvi) (Tabell 6-9).



Figur 6-4. Oversikt over prøvetakingsstasjoner rundt Fagernes lufthavn og brannøvningsfeltet.

Tabell 6-9. Oversikt over innsamlet og analysert materiale ved Fagernes lufthavn.

Innsamlet		Analysert		Kommentar
Art	Antall	Antall	Prøvetype	
Sik	10	10	10 prøver av hel fisk og muskelprøve fra samme fisk	Vekt av hel fisk og av muskelprøven er notert.
Ørret	17	13	13 muskelprøver, 5 leverprøver og 8 homogeniserte prøver hel fisk	12 muskelprøver fra Leirin og 1 prøve fra Kalken. Før de 8 homogeniserte fiskene ble analysert ble det først tatt en muskelprøve av 7 av individene.
Abbor	20	20	13 muskelprøver, 10 leverprøver av individer og én blandprøve av 2 individer og 7 homogeniserte prøver av individer	7 muskelprøver fra Leirin, 6 muskelprøver fra Kalken. 5 av de homogeniserte fiskene ble det ikke tatt andre prøver fra.
Ørekyte	16	16	Blandprøve	Leirelvi, hel fisk

6.5.2.2 Presentasjon av data fra alle innsamlingsrunder

Ørret

Det ble fanget 16 ørret i Leirin (st 1), og én ørret i den mindre innsjøen Kalken (st 2). Lengden på den analyserte ørreten varierte mellom 207 og 360 mm, med et gjennomsnitt på 267 mm. Vekta varierte mellom 93 og 357 g, med et gjennomsnitt på 196 g. Analysereresultater vises i Tabell 6-10, Tabell 6-11 og Tabell 6-12.

Tabell 6-10. Analyseresultater fra muskelprøver tatt av ørret, som ble fanget i juni 2013 i Leirin (st 1: 1.1M – 1.12M og 7-L1-M) og Kalken (st 2: 2.1M)) ved Fagernes lufthavn. Fargekodene i henhold til tabell 4-1. Lengden på fisken er også oppgitt. Merk en del høye deteksjonsgrenser.

Data fra fiskeri og fagdata oppgitt. Merk en del målte deteksjonsgrenser.																		
ELEMENT µg/ kg våttvekt	1.1M Ørret, muskel	1.2M Ørret, muskel	1.3M Ørret, muskel	1.4M Ørret, muskel	1.5M Ørret, muskel	1.6M Ørret, muskel	1.7M Ørret, muskel	1.8M Ørret, muskel	1.9M Ørret, muskel	1.10M Ørret, muskel	1.11M Ørret, muskel	1.12M Ørret, muskel	7-L1-M Ørret, muskel	2.1M Ørret, muskel	Ørret muskel gjsn. (n=14)	Ørret muskel maks. (n=14)	Ørret muskel min. (n=14)	Ørret muskel stdav. (n=14)
FTS-6:2	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<2.0	<20	<20	<20	<20	
FTS-8:2	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<2.0	<10	<10	<10	<10	
PFBS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<2.0	<20	<20	<20	<20	
PFHxS	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<1.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOS	18	20	<5.0	6,4	<5.0	19	7,8	8,5	7,1	44	5,5	6,5	12	18	12,3	44	<5.0	11,3
PFDS	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<1.0	<30	<30	<30	<30	
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHxA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<2.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<1.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFNA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<1.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<1.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFUnDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<2.0	<1.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFDoDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<2.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
Sum PFAS	18	20	ND	6,4	ND	19	7,8	8,5	7,1	44	5,5	6,5	12	18	12,3	44	ND	11,3
Lengde (mm)	210	290	260	207	219	309	238	360	211	348	248	298	319	217	267	360	207	53

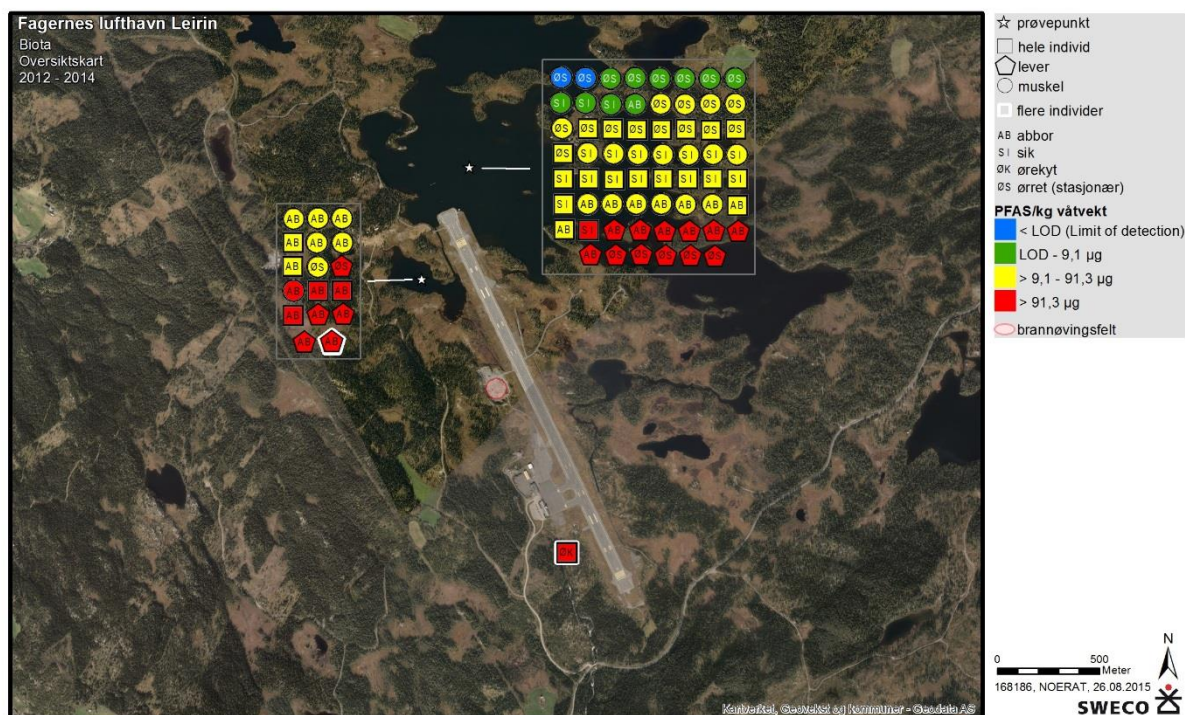
I de tretten muskelprøvene av ørret fra Leirin, ble det påvist PFOS i elleve av individene (maks. 44, min. <5,0, gjsn. / stdav. 11,9 ± 12,1 µg/kg vv). Det ble også påvist PFOS i ørreten fanget i Kalken (18,0 µg/kg vv) (Tabell 6-10). Det ble ikke påvist andre PFAS-forbindelser. Deteksjonsgrensene for FTS-6:2, FTS-8:2, PFBS og PFDS var imidlertid så høye, at eventuelle forekomster av disse stoffene teoretisk sett kunne vært høyere enn påvist innhold av PFOS. De praktiske deteksjonsgrensene ved disse spesifikke analysene er høyere enn det som var avtalt med laboratoriet. Slike forhøyede deteksjonsgrenser gir dermed en større

usikkerhet ved summering av totalt innhold av PFAS, da konsentrasjoner under deteksjonsgrenser oppgis som null ved summering. Summen av usikkerhet gjør at klassifisering av miljøtilstand kunne endres fra de to laveste klassene til moderat miljøtilstand dersom disse deteksjonsgrensene skjuler at stoffene er tilstede. Usikkerheten er imidlertid ikke så stor at det er grunn til å forvente at en på bakgrunn av disse prøvene kunne kommet opp i kategorien dårlig miljøtilstand. Dessuten ble det analyserte ett individ (7-L1-M) der deteksjonsgrensene var lave, uten at det ble påvist andre PFAS, noe som kan indikere at andre PFAS ikke var til stede i muskelprøvene.

Kart over individdata for muskelprøvene fra ørret fanget i Leirin, som også illustrerer kategoriene av innhold av PFAS med hensyn på risiko for human helse og økosystem, er sammen med funnene for andre vevstyper og arter vist i Figur 6-5.

Av de fjorten ørretene det ble tatt muskelprøver av, ble et utvalg på åtte individer homogenisert og analysert individuelt etter at muskelprøven var tatt. I alle de åtte individene ble det påvist konsentrasjoner av PFOS på mellom 2,7 og 8,3 ganger høyere enn EQS_{biota}, noe som tilsier kategori III – *Moderat miljøtilstand*. Maksimums-, minimums- og gjennomsnittskonsentrasjon for PFAS (kun PFOS) hos de åtte fiskene var henholdsvis 75,6, 25 og $53,7 \pm 17,0$ µg/kg vv (Tabell 6-11).

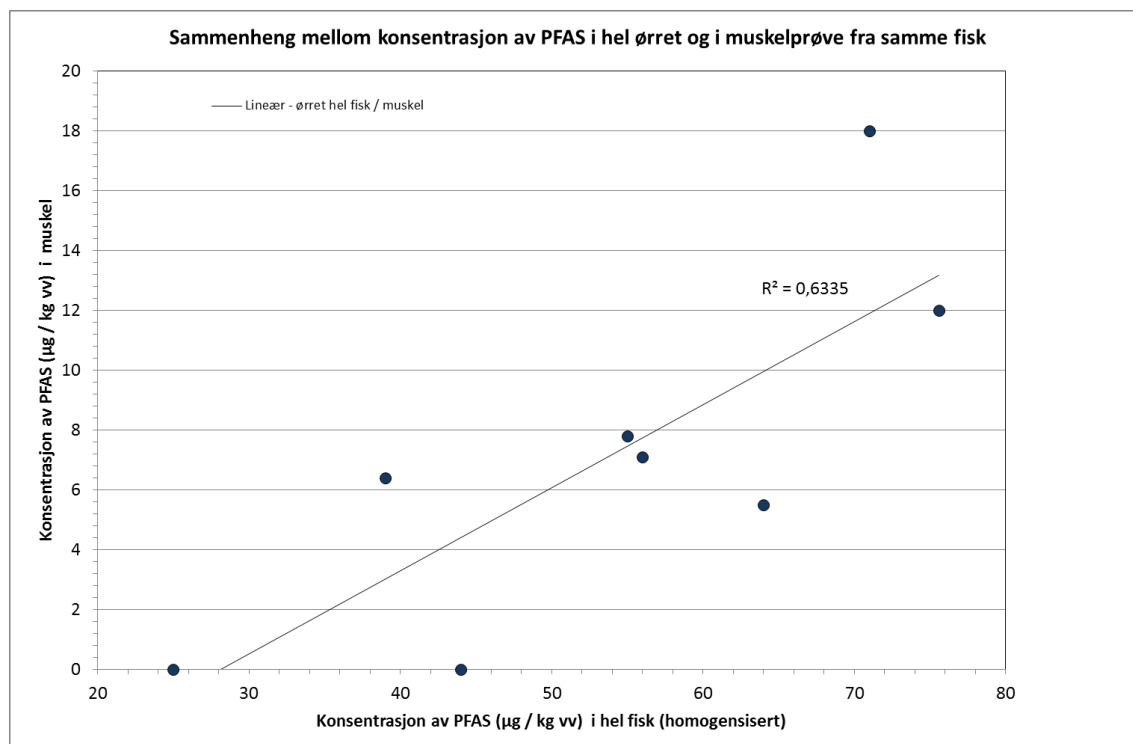
For å se om det var noen sammenheng mellom konsentrasjon av PFOS i hel fisk og i muskel fra samme fisk, ble de to verdiene plottet mot hverandre (Figur 6-6). Den lineære trendlinjen har en r^2 -verdi på 0,63, noe som antyder en relativt god korrelasjon. Forholdstallet er funnet å være 7,2 (se også avsnitt 4.5.1). Ved å se på sammenhengen mellom fiskelengde og innhold av PFAS i hel fisk og i muskelprøvene, er det en tendens til at konsentrasjonen av PFOS i hel fisk og i muskel øker med økende lengde (Figur 6-7). R^2 -verdiene for begge de lineære trendlinjene er imidlertid så lave at sammenhengen er svært usikker.



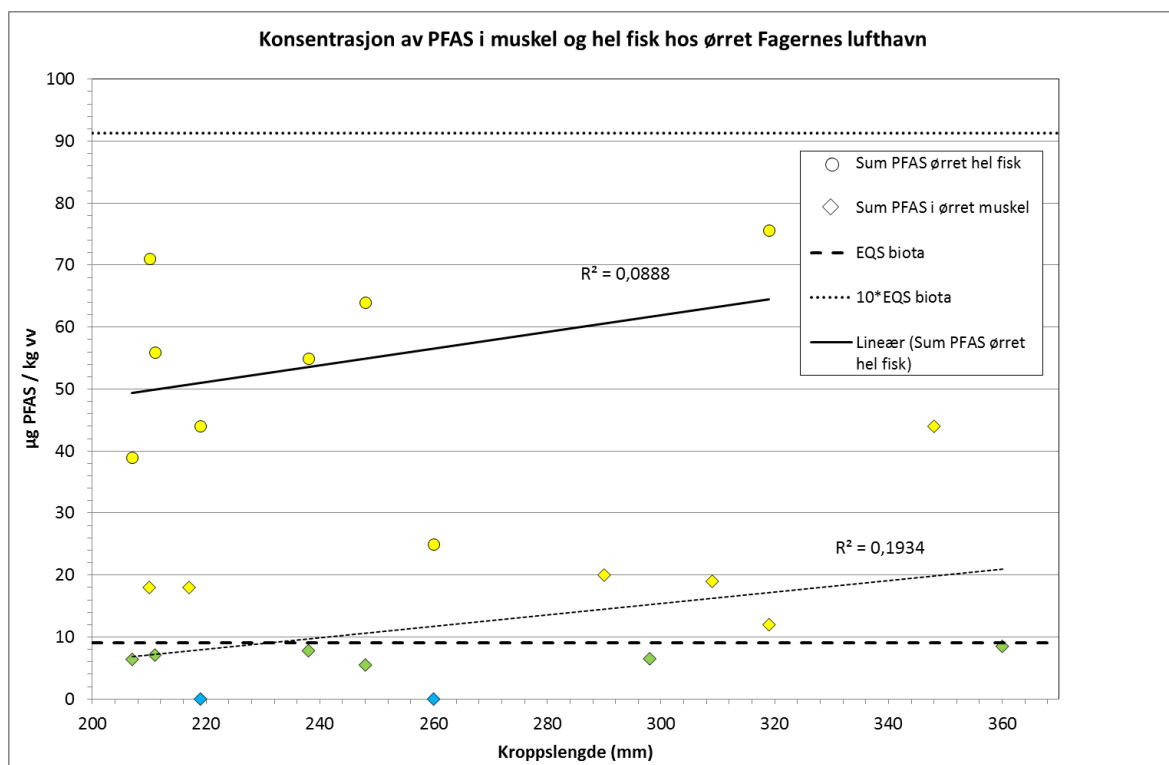
Figur 6-5. Oversikt over Fagernes lufthavn med inntegnet brannøvningsfelt og påviste konsentrasjoner i hele individer av sik, ørret, abbor og ørekyt, muskelprøver av ørret, sik og abbor og leverprøver av ørret og abbor.

Tabell 6-11. Analyseresultater fra enkeltindivider av homogenisert ørret (hel fisk), som det først ble tatt en muskelprøve av. Ørreten ble fanget i juni 2013 i Leirin (st 1) ved Fagernes lufthavn. Fargekoder i henhold til Tabell 4-1. Lengden på fisken som det ble tatt prøver av er også oppgitt.

ELEMENT µg/ kg våtvekt	1.1H Ørret, hel fisk	1.3H Ørret, hel fisk	1.4H Ørret, hel fisk	1.5H Ørret, hel fisk	1.7H Ørret, hel fisk	1.9H Ørret, hel fisk	1.11H Ørret, hel fisk	8-L1- Ørret hel fisk	Ørret hel fisk gjsn. (n=8)	Ørret hel fisk maks. (n=8)	Ørret hel fisk min. (n=8)	Ørret hel fisk stdav. (n=8)
FTS-6:2	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<2.0	<20	<20	<20	
FTS-8:2	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<2.0	<10	<10	<10	
PFBS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<2.0	<20	<20	<20	
PFHxS	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<1.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOS	71	25	39	44	55	56	64	71	53,1	71	25	16,2
PFDS	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<1.0	<30	<30	<30	
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHxA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<2.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<1.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFNA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<1.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	1,2	<5.0	<5.0	<5.0	
PFUnDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	3,4	<5.0	<5.0	<5.0	
PFDoDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<2.0	<5.0	<5.0	<5.0	
Sum PFAS	71	25	39	44	55	56	64	75,6	53,7	75,6	25	17,0
Lengde (mm)	210	260	207	219	238	211	248	319	239	319	207	38



Figur 6-6. Sammenheng mellom konsentrasjonen av PFAS i prøver tatt av muskel av ørret og konsentrasjonen i resten av fisken etter at muskelprøven var tatt. Ørreten ble fanget i Leirin (st 1) i juni 2013. I to av muskelprøvene ble det ikke påvist PFAS og verdien er satt til 0. Fargekoder i henhold til Tabell 4-1.



Figur 6-7. Forholdet mellom kroppslengde (mm) og påvist konsentrasjon av PFAS (her bare PFOS) i $\mu\text{g/kg vv}$ i muskel og i hel ørret fanget i Leirin (st 1) og i Kalken (st 2) ved Fagernes lufthavn i juni 2013. Fargekodene i henhold til Tabell 4-1.

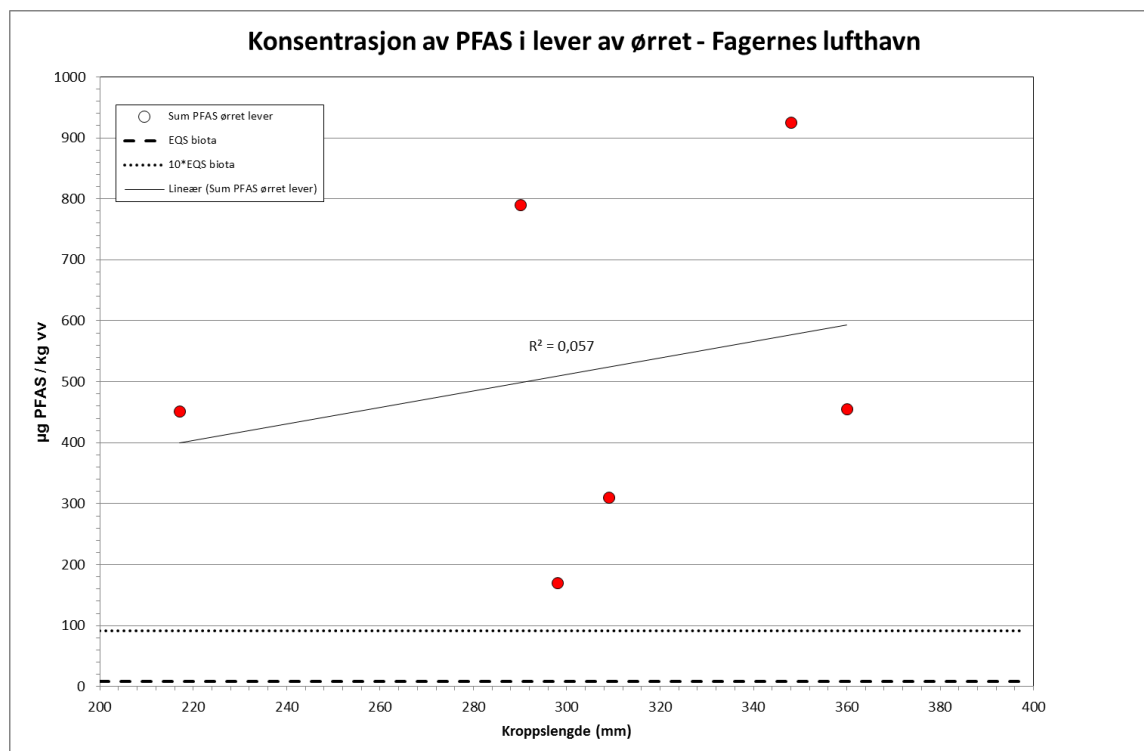
I alle de fem leverprøvene fra ørret fanget i Leirin (st 1), og i det ene individet fanget i Kalken (st 2), ble det påvist langt høyere konsentrasjoner av PFAS (maks $926 \mu\text{g/kg vv}$, min. $170,0$, gjsn. $520,9 \pm 292,0$) (Tabell 6-12) enn i hel fisk og i muskelprøver. Konsentrasjonen av PFAS i leverprøven i det ene individet som ble fanget i Kalken var $452 \mu\text{g/kg vv}$, og lå noe lavere enn gjennomsnittet for de fem individene fanget i Leirin ($534,7 \pm 324,0$).

Til forskjell fra muskelprøvene og prøvene av hel fisk ble det påvist PFHxS ($n=1$), PFDA ($n=2$) og PFUnDA ($n=3$) i leverprøvene. Ingen av konsentrasjonene av disse forbindelsene lå over to ganger $\text{EQS}_{\text{biota}}$.

Selv om trendlinja som beskriver sammenhengen mellom kroppslengde på ørreten og konsentrasjonen av PFAS i lever antyder at mengden øker med kroppslengden, viser en lav r^2 -verdi ($0,20$) at korrelasjonen er svak (Figur 6-8). Antall prøver var lavt og variasjonen i konsentrasjonen av PFAS varierte mye, spesielt hos individer rundt 300 mm . Lever benyttes sjelden som mat for mennesker, men kan spises av andre pattedyr, fugl og fisk.

Tabell 6-12. Analyseresultater fra leverprøver fra enkeltindivider av ørret, som ble fanget i juni 2013 i Leirin (st 1) og Kalken (st 2) ved Fagernes lufthavn. Fargekodene i henhold til tabell 4.1. For enkelte av forbindelsene er deteksjonsgrensen større enn 5,0 µg/kg vv. Lengden på fisken, som det ble tatt prøver av, er oppgitt.

ELEMENT µg/ kg våtvekt	1.2L Ørret, lever	1.6L Ørret, lever	1.8L Ørret, lever	1.10L Ørret, lever	1.12L Ørret, lever	2.1L Ørret, lever	Ørret lever gjsn. (n=6)	Ørret lever maks. (n=6)	Ørret lever min. (n=6)	Ørret lever stdav. (n=6)
FTS-6:2	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	
FTS-8:2	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	
PFBS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	
PFHxS	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	12	2,0	12	<5.0	
PFOS	790	310	450	900	170	440	510,0	900	170	281
PFDS	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHxA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFNA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFDA	6,2	<5.0	<5.0	8	<5.0	<5.0	2,4	8	<5.0	
PFUnDA	16	<5.0	5,3	18	<5.0	<5.0	6,6	18	<5.0	6,8
PFDODA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
Sum PFAS	812,2	310	455,3	926	170	452	520,9	926	170	292
Lengde (mm)	290	309	360	348	298	217	260	360	9	51



Figur 6-8. Forholdet mellom kroppslengde og påvist konsentrasjon av PFAS µg/kg vv i lever fra ørret fanget i Leirin og i Kalken ved Fagernes lufthavn i juni 2013. Fargekoder i henhold til Tabell 4-1.

Sik

Sik ble kun fanget i innsjøen Leirin. Lengden på siken varierte mellom 234 og 400 mm, med et gjennomsnitt på 312 mm. Vekta varierte mellom 118 og 707 g, med et gjennomsnitt på

331 g. Det ble påvist PFOS (eneste forbindelse over deteksjonsgrensen) i muskelprøver fra alle de 10 individene som ble analysert (gjsn. 19,5, maks. 61, min. 7,4, stdav. 15,8 µg/kg vv) (Tabell 6-13).

Etter at muskelprøvene ble tatt, ble resten av fisken sendt til analyselaboratoriet der den ble homogenisert og analysert. Konsentrasjonene av PFAS i den hele fisken lå i snitt 3,6 ganger høyere enn i muskelprøvene (gjsn. 60,6, maks. 130, min. 13,0, stdav. 32,1 µg/kg vv) (

Tabell 6-14 og avsnitt 4.5.1).

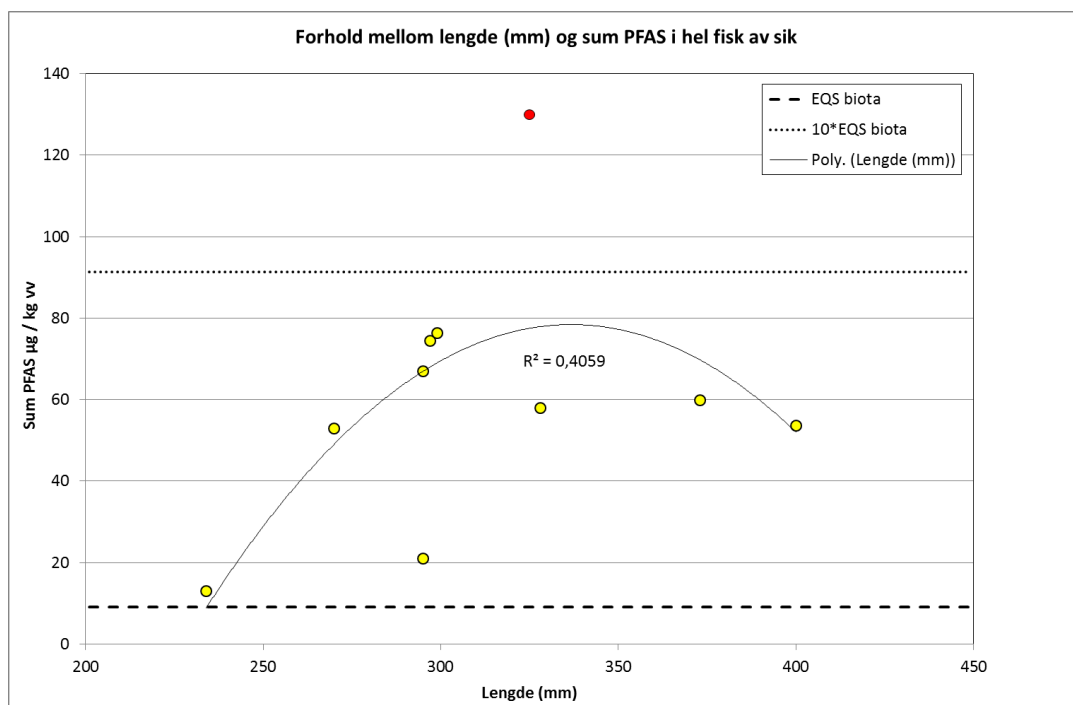
Tabell 6-13. Analyseresultater fra muskelprøver tatt av sik, som ble fanget i juni 2013 i Leirin ved Fagernes lufthavn. Fargekodene i henhold til Tabell 4-1.

ELEMENT (µg/kg)	1-L1- Fagernes, Leirin-M Sik muskel	3-L1- Fagernes, Leirin-M Sik muskel	5-L1- Fagernes, Leirin-M Sik muskel	9-L1- Fagernes, Leirin-M Sik muskel	17-L1- Fagernes, Leirin-M Sik muskel	19-L1- Fagernes, Leirin-M Sik muskel	60- L1 Fagernes- M Sik muskel	11-L2- Fagernes, Leirin-M Sik muskel	13-L2- Fagernes, Leirin-M Sik muskel	15-L2- Fagernes, Leirin-M Sik muskel	Gjsn. (n=10)	Maks. (n=10)	Min. (n=10)	Stdav. (n=10)
PFPeA	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PFHxA	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
PFHpA	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PFOA	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFNA	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFDA	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFBS	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
PFHxS	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFOS	19	25	22	8,8	13	8,8	12	61	18	7,4	19,5	61	7,4	15,8
FTS-6:2	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
FTS-8:2	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
PFDS	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFUnDA	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
PFDoDA	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
SUM PFAS	19	25	22	8,8	13	8,8	12	61	18	7,4	19,5	61	7,4	15,8
Lengde (mm)	400	373	328	295	270	295	297	325	299	234	311,6	400	234	48,0
Vekt (g)	707	537	453	245	170	236	248	343	252	118	331	707	118	182,5

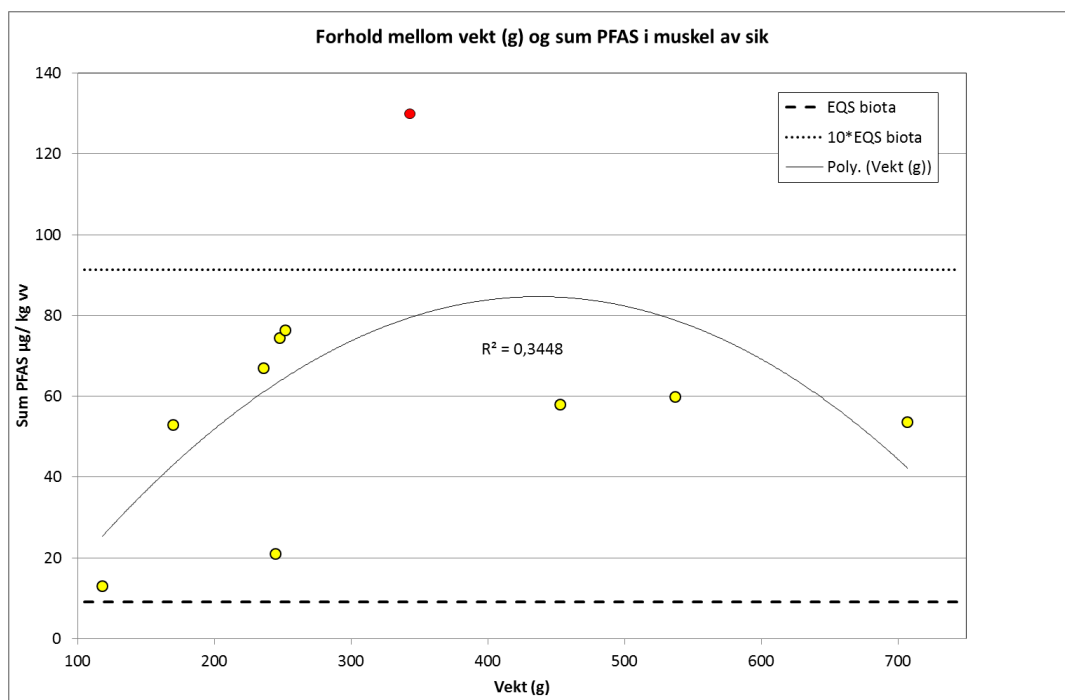
Tabell 6-14. Analyseresultater fra hele individer (homogenisert) av sik, som ble fanget i juni 2013 i Leirin ved Fagernes lufthavn. Fargekodene i henhold til Tabell 4-1.

ELEMENT (µg/kg)	2-L1- Fagernes, Leirin-H Sik hel fisk	4-L1- Fagernes, Leirin-H Sik hel fisk	6-L1- Fagernes, Leirin-H Sik hel fisk	10-L1- Fagernes, Leirin-H Sik hel fisk	18-L1- Fagernes, Leirin-H Sik hel fisk	20-L1- Fagernes, Leirin-H Sik hel fisk	61- Fagernes L1 -H Sik Hel fisk	12-L2- Fagernes, Leirin-H Sik hel fisk	14-L2- Fagernes, Leirin-H Sik hel fisk	16-L2- Fagernes, Leirin-H Sik hel fisk	Sik hel fisk gjsn. (n=10)	Sik hel fisk maks. (n=10)	Sik hel fisk min. (n=10)	Sik hel fisk stdav. (n=10)
PFPeA	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PFHxA	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
PFHpA	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PFOA	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFNA	1,7	2,4	1,7	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,1	<1,0	0,8	2,4	2,1	
PFDA	2	1,1	1,3	<1,0	<1,0	<1,0	1,2	<1,0	1,5	<1,0	0,6	2	1,5	
PFBS	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
PFHxS	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFOS	49	57	54	21	53	67	71	130	73	13	58,8	130	13	31,9
FTS-6:2	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
FTS-8:2	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<1,0	<1,0	
PFDS	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<2,0	<2,0	<2,0
PFUnDA	4,6	2,9	3,9	<2,0	<2,0	<2,0	3,4	<2,0	3,4	<2,0	1,8	4,6	<2,0	
PFDoDA	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	
SUM PFAS	53,6	59,9	57,9	21	53	67	74,4	130	76,4	13	60,6	130	13	32,1
Lengde (mm)	400	373	328	295	270	295	297	325	299	234	312	400	234	48,0
Vekt (g)	707	537	453	245	170	236	248	343	252	118	331	707	118	182,5

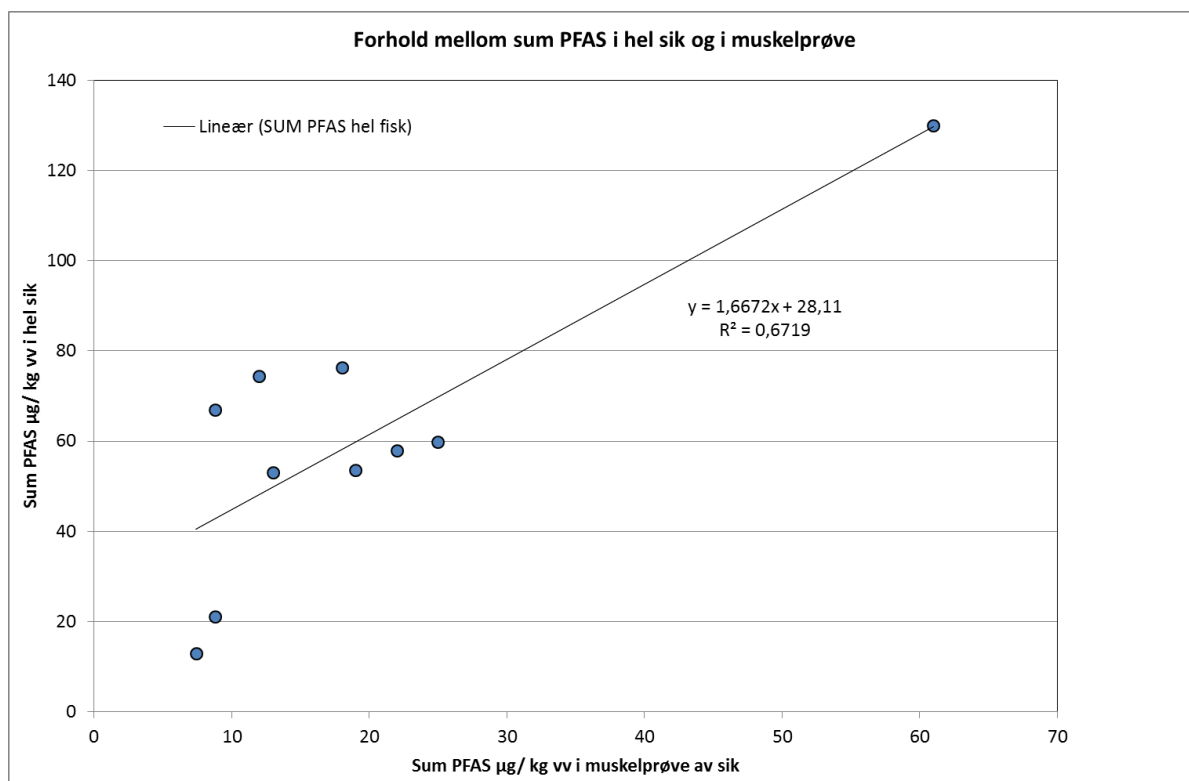
Det var en tendens til at konsentrasjonen av PFAS i hel fisk økte med økende lengde og vekt, fram til enn viss lengde og vekt, for deretter å avta (Figur 6-9 og Figur 6-10). Datamaterialet er imidlertid relativt lite, særlig av den største fisken, og r^2 -verdien for polynomene som beskriver sammenhengen er relativt lav, så korrelasjonen er svak. Derimot var det en bedre lineær korrelasjon mellom konsentrasjonen av PFAS i hel fisk og i muskel fra samme fisk ($r^2=0,67$) (Figur 6-11).



Figur 6-9. Forhold mellom lengden (mm) på sik og konsentrasjonen av sum PFAS i hel fisk fanget i innsjøen Leirin ved Fagernes lufthavn i juni 2013. Fargekodene på punktene er i henhold til Tabell 4-1.



Figur 6-10. Forhold mellom vekten (g) på sik og konsentrasjonen av sum PFAS i hel fisk fanget i innsjøen Leirin ved Fagernes lufthavn i juni 2013. Fargekodene på punktene er i henhold til Tabell 4-1.



Figur 6-11. Forholdet mellom sum PFAS i hel fisk av sik og muskelprøve fra samme individ fanget i innsjøen Leirin ved Fagernes lufthavn i juni 2013.

Abbor

Det ble fanget ni individer abbor på stasjon 1 (Leirin), og elleve individer på stasjon 2 (Kalken). Lengden på abboren varierte mellom 125 og 260 mm, med et gjennomsnitt på 207 mm. Vekta varierte mellom 18 og 274 g, med et gjennomsnitt på 135 g.

Fordi innsjøen Kalken ligger nærmere brannøvingsfeltet enn Leirin, er fisk fanget i de to lokalitetene behandlet hver for seg.

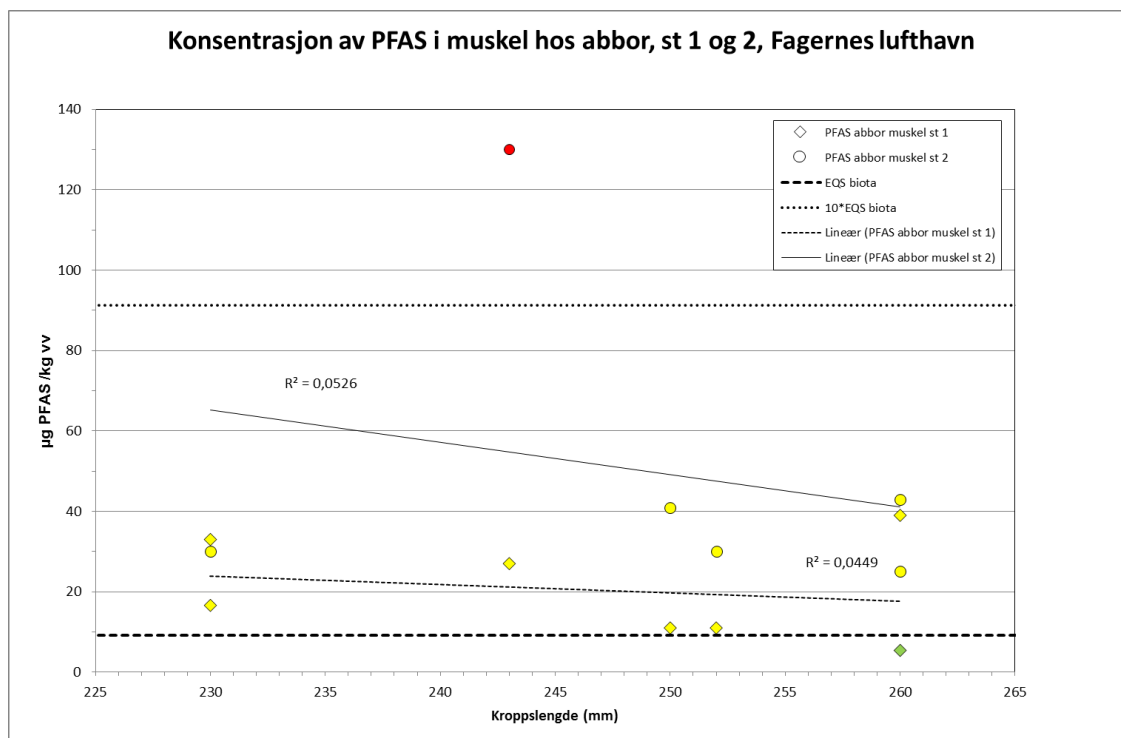
Det ble funnet PFAS i alle muskelprøver av abbor fanget i Leirin (gjsn. $20,4 \pm 21,7$, maks. 39 og min. $5,4 \mu\text{g/kg vv}$) (Tabell 6-15). I abbor fanget i Kalken, ble det påvist også PFAS (kun PFOS) i alle muskelprøvene. Konsentrasjonene her var imidlertid gjennomgående høyere (gjsn. $49,8 \pm 39,9$, maks. 130 og min. $25 \mu\text{g/kg vv}$) enn i Leirin (Tabell 6-16 og Figur 6-12). I begge lokalitetene viser trendlinja en svak nedadgående trend i konsentrasjon av PFAS i forhold til økende kroppslengde, men lave r^2 -verdier tyder på at korrelasjonen her også er svak (Figur 6-12).

Tabell 6-15. Analyseresultater fra muskelprøver tatt av abbor, fanget i juni 2013 i Leirin (st 1) ved Fagernes lufthavn. Fargekodene i henhold til tabell 4-1. For enkelte av forbindelsene er deteksjonsgrensen større enn 5,0 µg/kg vv. For enkelte av forbindelsene er deteksjonsgrensen større enn 5,0 µg/kg vv. Lengden på fisken er også oppgitt.

ELEMENT µg/ kg våtvekt	1.13M Abbor, muskel	1.14M Abbor, muskel	1.16M Abbor, muskel	1.17M Abbor, muskel	1.19M Abbor, muskel	1.20M Abbor, muskel	1.18M Abbor, muskel	Abbor muskel gjsn. (n=7)	Abbor muskel maks. (n=7)	Abbor muskel min. (n=7)	Abbor muskel stdav. (n=7)
FTS-6:2	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	
FTS-8:2	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	
PFBS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	
PFHxS	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOS	27	5,4	9,5	11	39	11	33	19,4	39	5,4	13,3
PFDS	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHxA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFNA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFDA	<5.0	<5.0	7,1	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	1,0	7,1	<0,5	
PFUnDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFDoDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
Sum PFAS	27	5,4	16,6	11	39	11	33	20,4	39	5,4	12,7
Lengde (mm)	243	260	230	252	260	250	230	246,4	260	230	12,7

Tabell 6-16. Analyseresultater fra muskelprøver tatt av abbor, fanget i juni 2013 i Kalken (st 2) ved Fagernes lufthavn. Fargekodene i henhold til tabell 4-1. For enkelte av forbindelsene er deteksjonsgrensen større enn 5,0 µg/kg vv. For enkelte av forbindelsene er deteksjonsgrensen større enn 5,0 µg/kg vv. Lengden på fisken er også oppgitt.

ELEMENT µg/ kg våtvekt	2.2M Abbor, muskel	2.3M Abbor, muskel	2.4M Abbor, muskel	2.5M Abbor, muskel	2.6M Abbor, muskel	2.7M Abbor, muskel	Abbor muskel gjsn. (n=6)	Abbor muskel maks. (n=6)	Abbor muskel min. (n=6)	Abbor muskel stdav. (n=6)
FTS-6:2	<20	<20	<20	<30	<20	<20	<30	<20	<20	
FTS-8:2	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	
PFBS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	
PFHxS	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOS	130	25	30	30	43	41	49,8	130	25	39,9
PFDS	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHxA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFNA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFUnDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFDoDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
Sum PFAS	130	25	30	30	43	41	49,8	130	25	39,9
Lengde (mm)	243	260	230	252	260	250	249,2	260	230	11,4



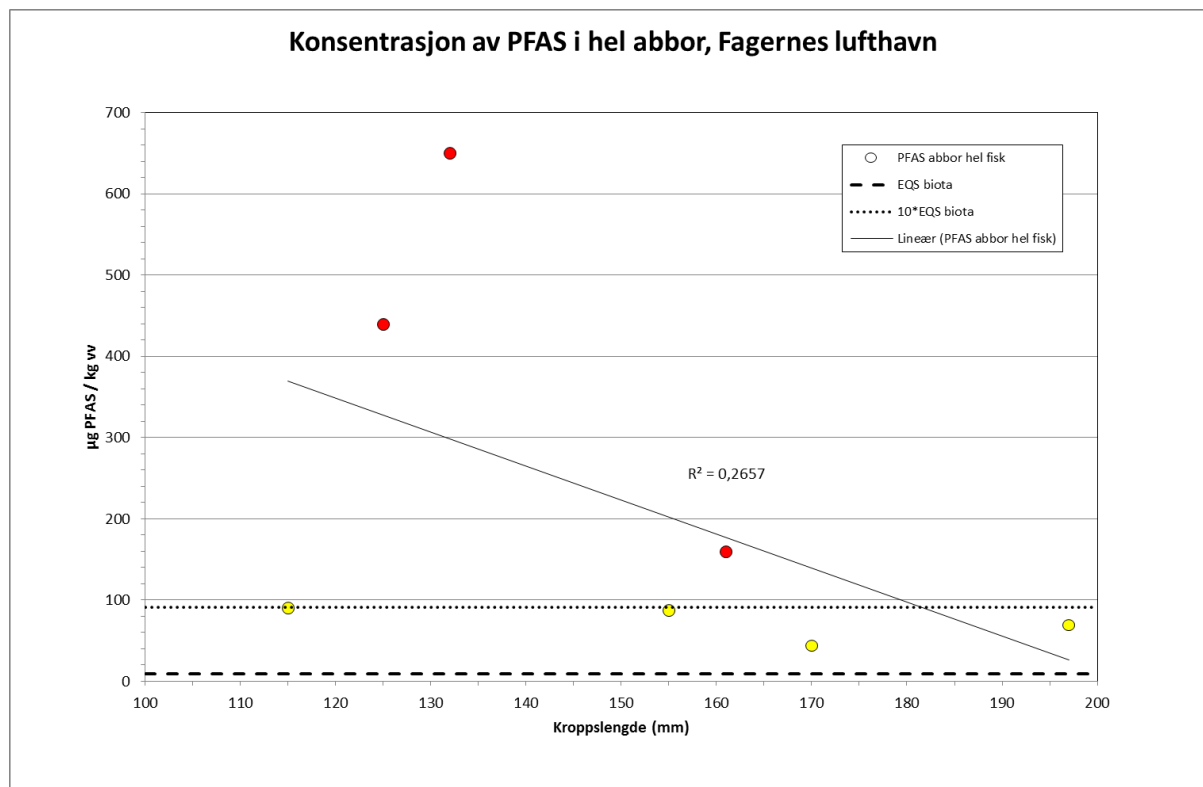
Figur 6-12. Forholdet mellom kroppslengde og påvist konsentrasjon av PFAS (her bare PFOS) i $\mu\text{g/kg vv}$ i muskel hos abbor fanget i Leirin (st 1) og i Kalken (st 2) ved Fagernes lufthavn i juni 2013. Fargekodene i henhold til Tabell 4-1.

Det ble påvist PFOS i alle individene som ble analysert av hel abbor fanget på st. 1 og st. 2 (Tabell 6-17). Som hos ørret, ble det påvist høyere konsentrasjon av PFAS (kun PFOS) i hel fisk av abbor (gjsn. $220 \pm 232,8$, maks. 650, min. 44 $\mu\text{g} / \text{kg vv}$), enn i muskelprøver. Dette er naturlig da hel fisk har lever, som normalt inneholder høyere konsentrasjoner av PFAS enn muskel.

Selv om trendlinja som beskriver sammenhengen mellom kroppslengde og konsentrasjonen av PFAS antyder at konsentrasjonen avtar med kroppslengden, viser en lav r^2 verdi (0,27) at korrelasjonen er svak (Figur 6-13).

Tabell 6-17. Analyseresultater fra enkeltindivider av homogenisert abbor, fanget i juni 2013 i Leirin (st 1) og i Kalken (st 2) ved Fagernes lufthavn. Fargekodene i henhold til Tabell 4-1. For enkelte av forbindelsene er deteksjonsgrensen større enn 5,0 µg/kg vv. Lengden på fisken er også oppgitt.

ELEMENT µg/ kg våtvekt	1.15H Abbor, hel fisk, st.1	1.21H Abbor, hel fisk, st.1	2.8H Abbor, hel fisk, st.2	2.9H Abbor, hel fisk, st.2	2.10H Abbor, hel fisk, st.2	2.11H Abbor, hel fisk, st.2	2.12H Abbor, hel fisk, st.2	Abbor hel fisk gjsn. (n=7)	Abbor hel fisk maks.	Abbor hel fisk min.	Abbor hel fisk stdav. (n=7)
FTS-6:2	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	
FTS-8:2	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	
PFBS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	
PFHxS	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOS	90	69	440	87	44	650	160	220	650	44	232,8
PFDS	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHxA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFNA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFUnDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFDoDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
Sum PFAS	90	69	440	87	44	650	160	220	650	44	232,8
Lengde (mm)	115	197	125	155	170	132	161	150,7	197	115	29



Figur 6-13. Forholdet mellom kroppslengde og påvist konsentrasjon av PFAS i µg/kg vv i hel abbor fanget i Leirin (st 1) og i Kalken (st 2) ved Fagernes lufthavn i juni 2013. Fargekodene i henhold til Tabell 4-1.

I alle leverprøvene av abbor fanget i Leirin (st 1) og Kalken (st 2) ble det påvist høye verdier av PFAS. I prøvene fra Leirin (st. 1) lå verdiene gjennomgående lavere (gjsn. $532 \pm 158,7$, maks 738, min. $310 \mu\text{g/kg vv}$) (Tabell 6-18), enn i fisk fanget i Kalken (st. 2) ($1172,3 \pm 474,3$, maks. 1709,1, min $566,5 \mu\text{g/kg vv}$) (Tabell 6-19). Gjennomsnittsverdien påvist i leverprøver fra Leirin lå likevel 2,4 ganger over det som ble påvist i homogenisert fisk, og vel 22 ganger høyere enn i muskelprøver.

Forskjellen i konsentrasjon i leverprøver fanget i de to områdene framkommer tydelig i Figur 6-14. Trendlinjene som beskriver sammenhengen mellom kroppslengde og konsentrasjonen av PFAS i lever hos abbor, antyder at konsentrasjonen øker med kroppslengden i Leirin (st. 1) $r^2=0,84$. Forholdet er motsatt i Kalken. Få punkter og lav r^2 verdi (0,27) tyder på at korrelasjonen der er svak (Figur 6-14).

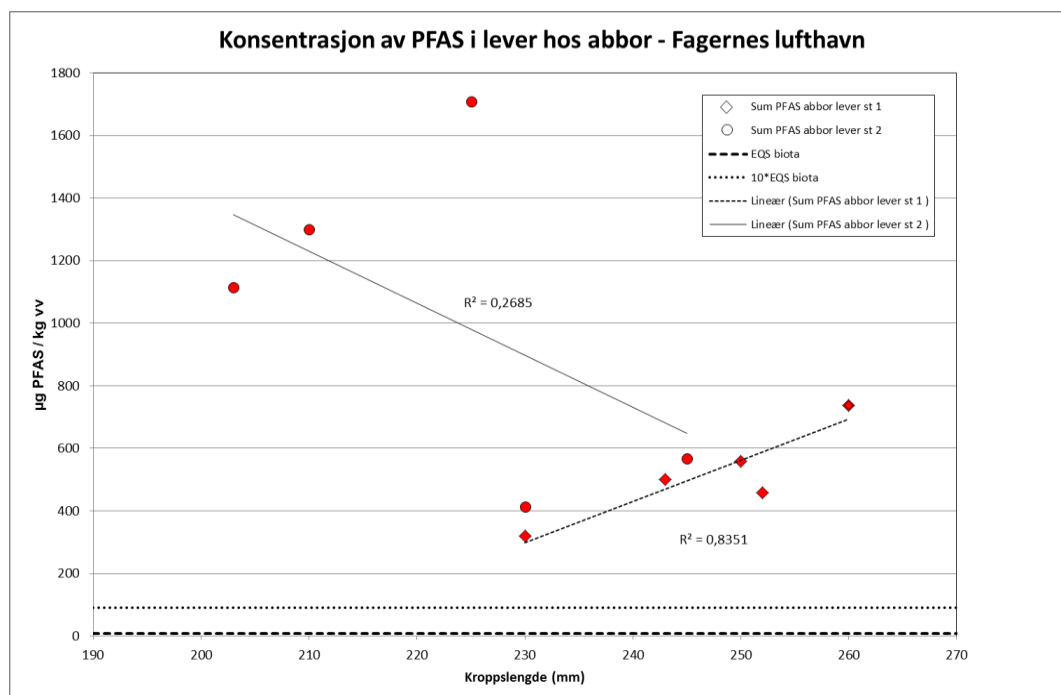
Tabell 6-18. Analyseresultater fra enkeltindivider av leverprøver fra abbor fanget juni 2013 i Leirin (st 1) ved Fagernes lufthavn. Fargekodene i henhold til tabell 4-1. For enkelte av forbindelsene er deteksjonsgrensen større enn $5,0 \mu\text{g/kg vv}$. Lengden på fisken er også oppgitt.

ELEMENT $\mu\text{g/kg}$ våtvekt	1.13L Abbor, lever	1.14L Abbor, lever	1.16L Abbor, lever	1.17L Abbor, lever	1.19L Abbor, lever	1.20L Abbor, lever	1.18L Abbor, lever	Abbor muskel gjsn. (n=7)	Abbor muskel maks. (n=7)	Abbor muskel min. (n=7)	Abbor muskel stdav. (n=7)
FTS-6:2	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	
FTS-8:2	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	
PFBS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	
PFHxS	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	25	3,6	25	<5.0
PFOS	490	720	310	450	720	550	380	517,1	720	310	158,3
PFDS	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHxA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFNA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	5,2	<5.0	<5.0	0,9	5,2	<0,5	
PFUnDA	11	18	8,9	8,1	12	7,8	8,3	10,586	18	7,8	3,6
PFDODA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
Sum PFAS	501	738	318,9	458,1	737,2	557,8	413,3	532,0	738	318,9	158,7
Lengde (mm)	243	260	230	252	260	250	230	246	260	230	12,7

PFOS dominerte i alle prøvene av lever hos abbor (Tabell 6-18 og Tabell 6-19). I tillegg ble det påvist PFHxS og PFDA i ett individ i hver av de to innsjøene og PFDODA i alle individene fra Leirin og i halvparten av individene (en blandprøve og ett individ) fra Kalken.

Tabell 6-19. Analyseresultater fra enkeltindivider av leverprøver fra abbor fanget juni 2013 i Kalken (st 2) ved Fagernes lufthavn. Fargekodene i henhold til tabell 4-1. For enkelte av forbindelsene er deteksjonsgrensen større enn 5,0 µg/kg vv. Lengden på fisken er også oppgitt.

ELEMENT µg/ kg våtvekt	2.5/2.7 Abbor, bland- prøve lever	2.2L Abbor, lever	2.3L Abbor, lever	2.4L Abbor, lever	Abbor muskel gjsn. (n=4)	Abbor muskel maks. (n=4)	Abbor muskel min. (n=4)	Abbor muskel stdav. (n=4)
FTS-6:2	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	
FTS-8:2	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	
PFBS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	
PFHxS	<5.0	9,1	<5.0	<5.0	2,3	9,1	<5.0	
PFOS	1100	1700	1300	560	1165	1700	560	474,2
PFDS	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHxA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFNA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFDA	5	<5.0	<5.0	<5.0	1,3	5	<5.0	
PFUnDA	8,7	<5.0	<5.0	6,5	3,8	8,7	<5.0	
PFDoDA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
Sum PFAS	1113,7	1709,1	1300	566,5	1172,3	1709,1	566,5	474,3
Lengde (mm)		225	210	245	227	245	210	18



Figur 6-14. Forholdet mellom kroppslengde og påvist konsentrasjon av PFAS i µg/kg vv i leverprøver fra abbor fanget i Leirin (st 1) og i Kalken (st 2) ved Fagernes lufthavn i juni 2013. Alle konsentrasjonen lå godt over 10*EQS_{biota} på 91,3 µg/kg vv (stiplet strek), og er derfor markert som røde.

De påviste gjennomsnittskonsentrasjonene i hel abbor i Kalken er så høye at miljøtilstanden der tilsvarer kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*.

Ørekyte

I Leirelvi (st. 3) ble det kun fanget ørekyte. Analyseresultatene fra denne blandprøven viser at det kun ble påvist PFOS, men at gjennomsnittsverdien for de 16 homogeniserte individene som ble analysert lå vel 25 ganger høyere enn EQS_{biota} (Tabell 6-20). Leirelvi tilhører også kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*.

Tabell 6-20. Analyseresultater fra blandprøve av 16 individer av ørekyte. Fisken ble fanget i juni 2013 i Leirinbekken (st. 3) ved Fagernes lufthavn. Fargekoden i henhold til tabell 4-1.

ELEMENT	FTS-6:2	FTS-8:2	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDS	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnDA	PFDoDA	Sum PFAS
µg/ kg våtvekt	<20	<10	<20	<5.0	230	<30	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	230

6.5.3 Vurdering datagrunnlag biota

Det er gjort forholdsvis omfattende undersøkelser av fisk i tilknytning til Fagernes lufthavn. Det er analysert på flere ulike fiskeslag, og både muskel-, og leverprøver, samt hele individer. Analyseresultater viser at det er forholdsvis høye konsentrasjoner av PFAS i fisken. I hvilken grad PFAS er tatt opp i biota på ulike trofiske nivåer er ukjent.

Undersøkelsene er egnet til å beskrive forurensningssituasjonen i matfisk i området, men da det ikke er fanget arter som er høyere i næringskjeden (f.eks. fugl eller pattedyr) er det vanskelig å gi en fullverdig risikovurdering for økosystemene. Det er ikke hentet inn data fra referansestasjoner, eller fra terrestrisk biota.

7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

Det er utført en spredningsvurdering for brannøvingsfeltet på Fagernes lufthavn. Topografi, vannbalanse, grunnvannsforhold, menneskeskapte dreneringsveier og generelle grunnforhold vurderes for å finne dreneringsveiene fra kildeområdet (brannøvingsfeltet) til resipient. Disse dreneringsveiene kan være grunnvann, grøfter og lignende da det ikke er etablert avløpsledninger fra dette feltet. 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 brannøvingsfeltet 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.

Lufthavnen ble bygget i 1987. Det er estimert at det totalt er brukt ca. 76 kg PFOS og ca. 24 kg PFAS på brannøvingsfeltet.

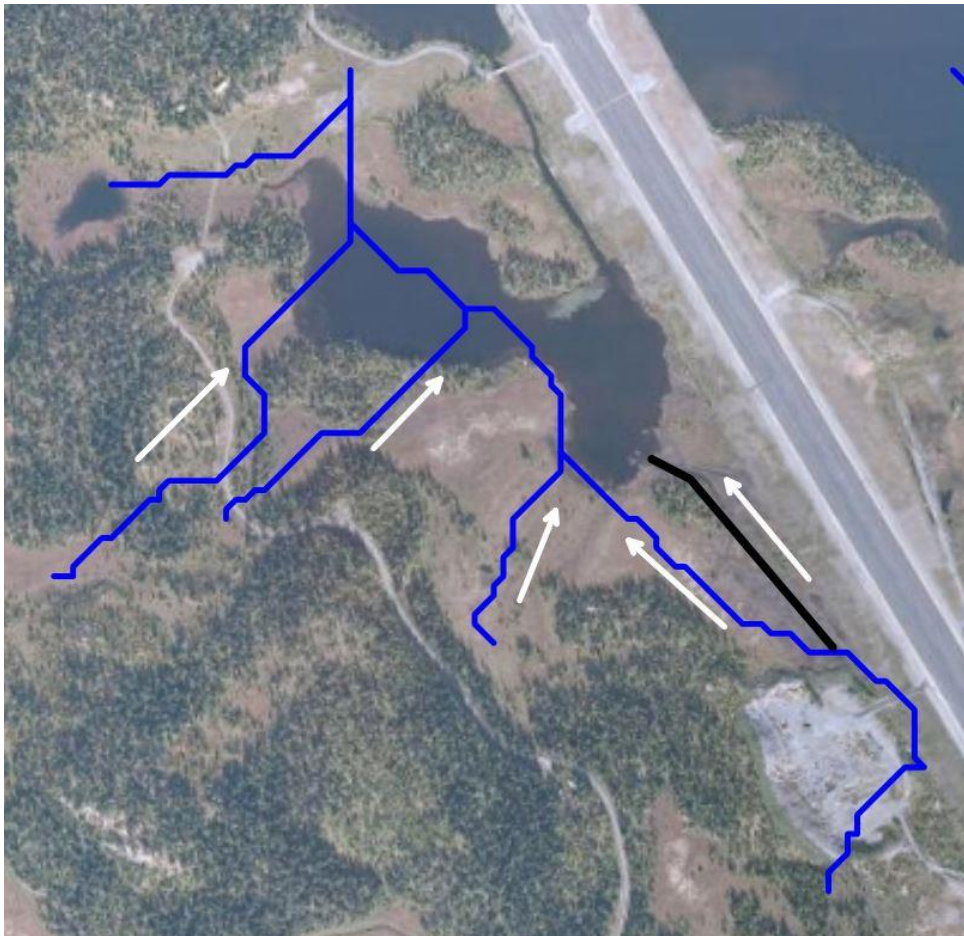
7.2 Terreng- og strømningsanalyse for området

Figur 7-1 viser oversikten over terrengets gradient i området på og rundt Fagernes lufthavn, og viser sannsynlig dreneringsretning der det ikke er grøfter og overvannsledninger. Det er sannsynlig at grunnvannet følger overflatetopografien i dette området. Midlere nedbør for Evenes er 520 mm/år. Ved å trekke fra evapotranspirasjonen beregnet etter Tamms formel, blir avrenningen 231 mm/år. Imidlertid viser NVEs avrenningskart en avrenning 452 mm/år, og vi har valgt å benytte NVEs data for videre beregninger da vi tror dette er en sikrere verdi.



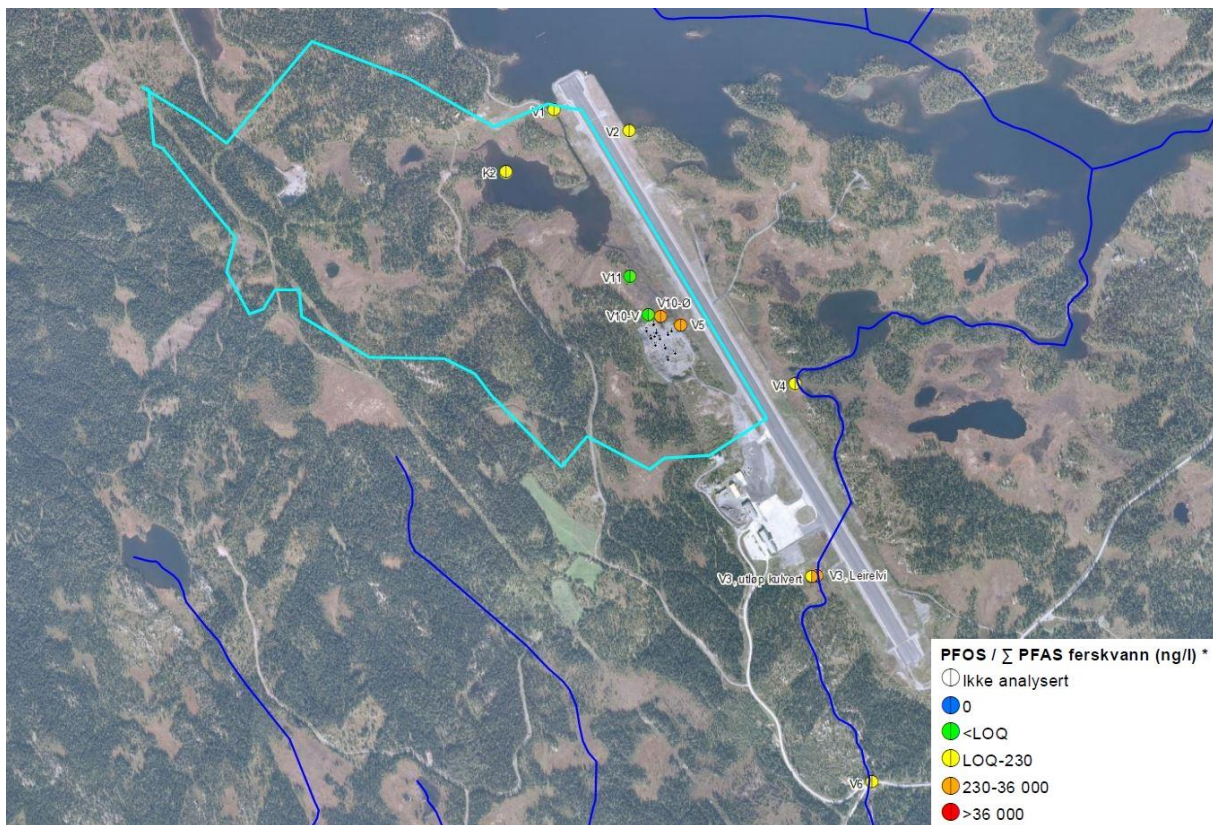
Figur 7-1. Dreneringskart for Fagernes lufthavn og området rundt. De blå strekene er generert i programvaren Surfer ut fra en 10*10 meters terrengmodell og viser gradienten til terrenget. Hvite piler markerer strømningsvei. Nedbørsfeltet til BØF og området rundt er vist med lyseblått polygon. Figuren tar ikke hensyn til grøfter og lignende dreneringsveier.

Dreneringskartet tyder på at det er en generell drenering fra innsjøen Kalken like nord for BØF og i sørøstlig retning, rundt BØF og videre til rullebanen og deretter til elva Leirelvi. Imidlertid er det svært flatt i området mellom BØF og Kalken, og små variasjoner i grunnvannstand kan føre til at dreneringen like gjerne kan gå andre veien, fra BØF og nordover til Kalken. Figur 7-2 viser lokal dreneringsvei i området rundt BØF og Kalken hvis man kun tar utgangspunkt i den lokale topografien.



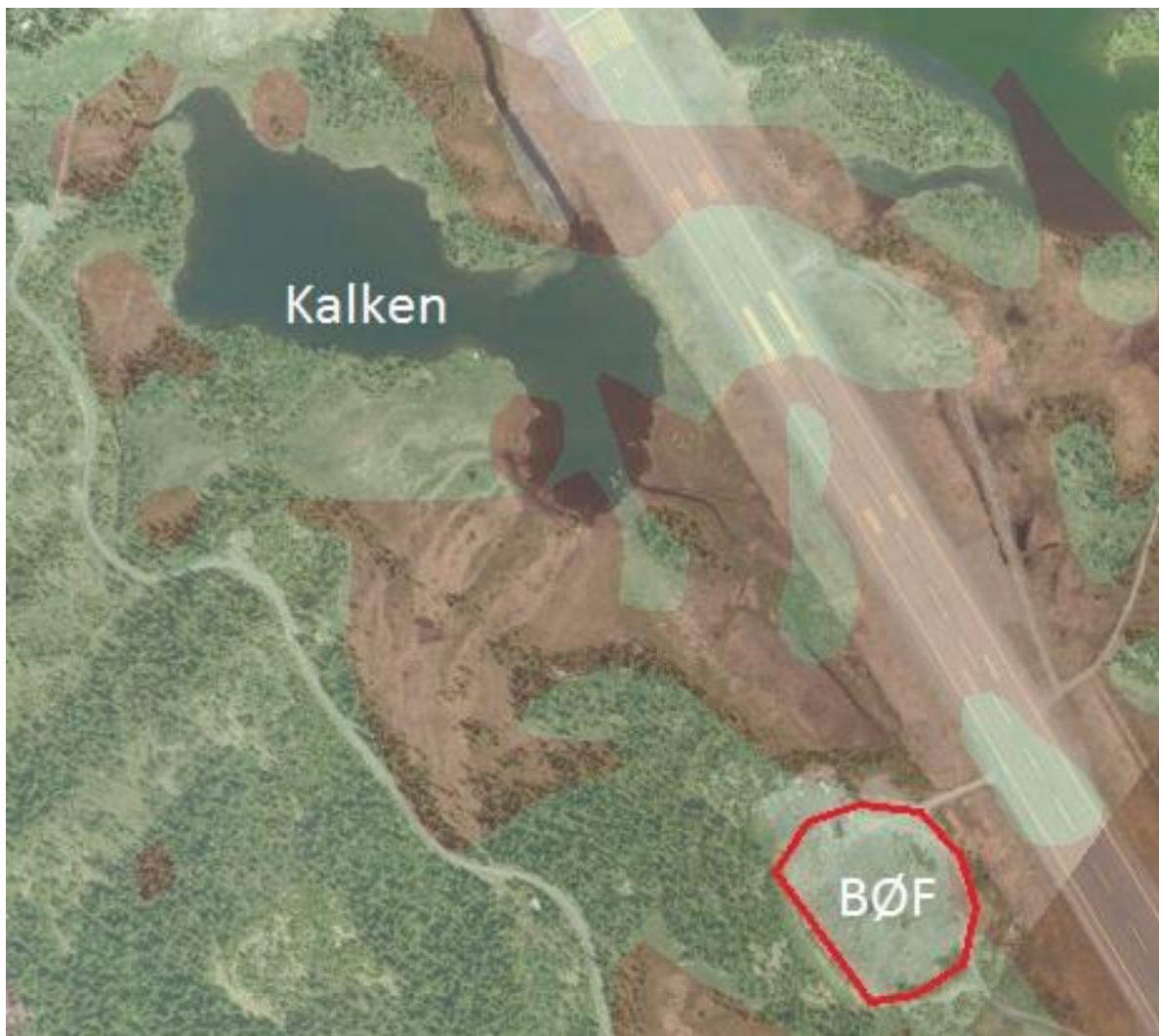
Figur 7-2. Lokalt dreneringskart for området umiddelbart rundt BØF og Kalken. De blå strekene er generert i programvaren Surfer ut fra en 10*10 meters terrengmodell og viser gradienten til terrenget. Hvite piler markerer strømningsvei. Den svarte streken markerer en grøft som går fra BØF til Kalken. De genererte strømningslinjene tar ikke hensyn til grøfter og lignende dreneringsveier.

Det lokale dreneringskartet tyder på at det er en lokal strømning fra BØF mot Kalken som drenerer videre til vannet Leirin. I og med at området er så flatt, kan små endringer i nedbørsituasjon og grunnvannstand gi endringer i foretrukken strømningsretning for grunnvannet.



Figur 7-3. Oversikt over vannprøvelokaliteter på Fagernes lufthavn Leirin. Brannøvingsfeltet er markert med gult, strømningsretningen fra BØF til vannet Kalken er markert med sort pil. Vannet Leirin er nord for rullebanen. Nedbørsfeltet til BØF og området rundt er vist med lyseblått polygon. Leirelvi som drenerer fra Leirin er markert med blå strek (Kilde: NVE Elvenett). Sirkel 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. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet.

Området mellom BØF og Kalken består av myr og tynn morene (Figur 7-4). Mesteparten av høydeforskjellen mellom BØF og Kalken skyldes at BØF er bygget opp på en sprengsteinsfylling. Feltet har en bratt skråning i nordenden ved overgang til myr. Deretter er det flatt terreng mot Kalken. Deler av vannet fra BØF infiltrerer antakelig bakken og ender direkte i grunnvannet, hvor det transporteres videre mot vannet Kalken. Det kan også foregå noe transport via myrområdet, men denne vil være svært langsom. Myrmasser har både lav hydraulisk ledningsevne og høy adsorpsjon av PFOS, og det er sannsynlig at PFOS-forurensninger som transporteres via myrmassene, vil holdes tilbake i disse.



Figur 7-4. Flyfoto med løsmasser registrert som myr markert med brunt. Resten av løsmassene er registrert som tynn morene (kilde: NGU). Vannet Kalken er i øvre del av bildet. BØF er i nedre høyre del av bildet.

Det er en bekk/dreneringsgrøft mellom prøvepunktet V5 og Kalken (Figur 7-3). Denne vil også transportere PFOS fra BØF mot Kalken (mye raskere transporttid enn med grunnvannet), spesielt i våte perioder. Deretter transporteres vannet fra Kalken i bekk videre nord til Leirin.

Dreneringsgrøften/bekken ser stedvis tørr ut. Da er den stedvis over grunnvannsspeilet og kun betydelig drenerende i våte perioder. Dette innebærer at mye av transporten fra BØF antakelig skjer via grunnvannet. Ettersom den foretrukne strømningsretningen er noe usikker og kan variere over tid, vil også grunnvannet i perioder kunne transportere PFOS sørover mot terminalen og Leirelvi, noe som vil kunne forklare de forhøyede PFOS-konsentrasjonene i V3.

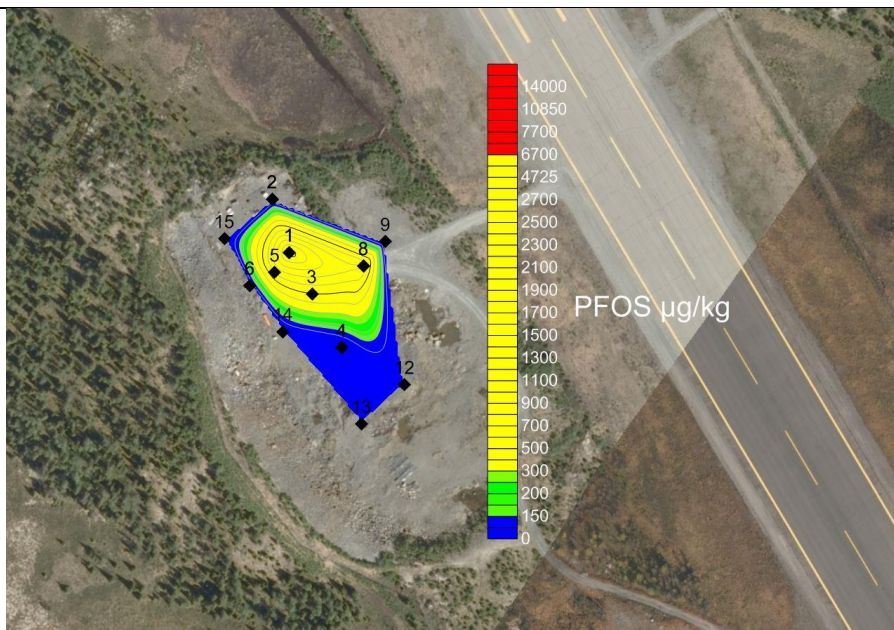
Noe grunnvann vil også kunne transporteres i fjellsprekker, men hoveddelen av vannet vil trolig ende opp i myrområdet før det renner ut i Kalken. Den høyeste PFOS-konsentrasjonen målt i vann som drenerer fra BØF er fra punktet V5 (Figur 7-3). V1 som ligger ved utløpet til Kalken mot Leirin har betydelig lavere konsentrasjoner.

De forholdsvis lave PFOS-konsentrasjonene i vann ved prøvepunktet V1 kan skyldes både fortynning og adsorpsjon av PFOS i myrmassene mellom BØF og Kalken. Over 95 % av vannet som drenerer til Kalken kommer fra andre steder enn selve BØF (Figur 7-3). Ved punktet V1 er det ikke påvist PFOS i sedimentene. Dette kan tyde på at vannet fra Kalken ikke har nok PFOS til at sedimentene får forhøyede konsentrasjoner. Dersom det er slik at hoveddelen av vannet går gjennom myrområdet før det ender opp i Kalken, vil PFOS-forurensningene kunne holdes igjen i myrmassene og forsinke spredning videre til Kalken og Leirin. Det er imidlertid viktig å huske på at myrtorv har lav egenvekt og dermed ikke vil kunne holde på særlig store mengder PFOS, selv ved høye konsentrasjoner.

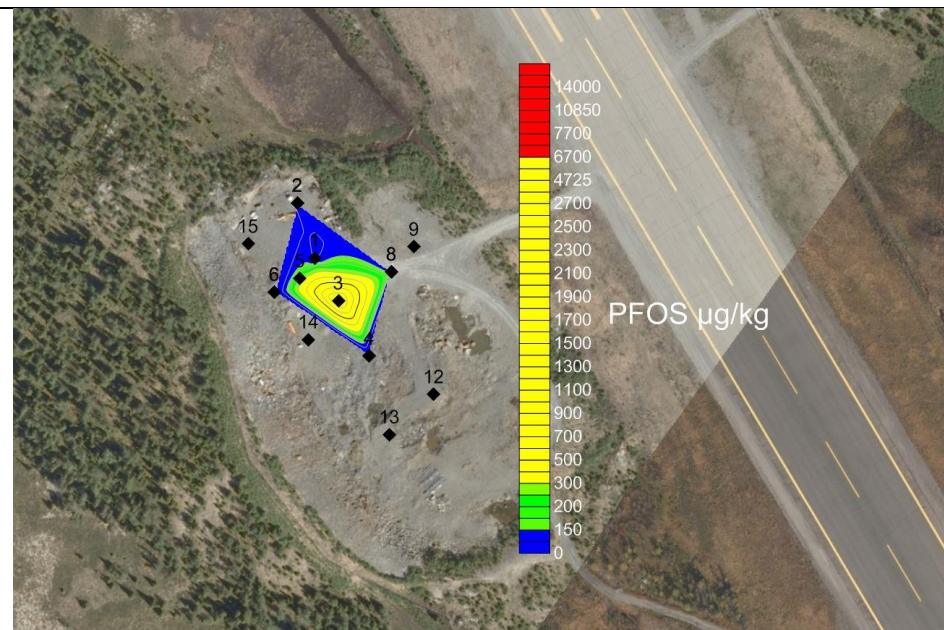
7.3 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på brannøvingsfeltet

Det er beregnet et estimat på mengde PFOS som er igjen i grunnen på og rundt BØF 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 at PFOS-forurensningene ligger i de øverste 3 meter av jordprofilet.

Feil! Fant ikke referansekilden. Figurene 7-5 og 7-6 viser en interpolering av målt PFOS-konsentrasjon i punkter på og rundt BØF. Det er målt høyest PFOS-konsentrasjon på selve BØF og mindre i utkantene av området. Forurensningen er godt avgrenset av prøvepunktene på overflaten. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er 307 µg/kg, og utstrekningen av det forurensede området er estimert til 5 300 m².



Figur 7-5: Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF fra 0-10 cm dyp. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer, og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor".



Figur 7-6: Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF fra 80-220 cm dyp. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer, og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor".

Tettheten til massene er vurdert til 1 800 kg/m³ (sprengstein). Dette gir en rest av PFOS igjen på 8,5 ± 3 kg. Det er relativt store usikkerheter forbundet med dette estimatet. Det er naturlig at det i slike undersøkelser kan være PFOS-forurensede masser som ikke blir oppdaget og tettheten på massene vil variere. Avgrensningen av forurensningen i dybden er usikker på grunn av få prøvepunkter dypere enn 2 meter under terreng.

7.4 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra brannøvingsfeltet til vannet Leirin

Viktige parametere for tidsestimatet er mengde PFOS i jord og vann.

I avsnitt 7.3 ble det estimert en rest av PFOS igjen i grunnen på og rundt BØF fra 8,5 ± 3 kg.

Vannvolumet som drenerer fra området er også en viktig parameter. Vannvolumet er basert på et estimert nedbørsfelt til målepunktet V1 ved utløpet av Kalken (Figur 7-3.) og en årlig infiltrasjon på 0,45 m/år. Basert på målinger ved punktet V1 som ligger ved utløpet av Kalken i Leirin er det estimert at det lekker ut ca. 0,07 µg PFOS per liter vann som renner ut fra området. Med et estimert vannvolum som drenerer ut fra Kalken på 5,5 * 10⁵ m³/år gir dette en utlekking av ca. 40 g PFOS per år. Med en rest av PFOS på mellom 8,5 ± 3 kg vil det ta mellom 150 og 300 år før all PFOS har lekket ut fra BØF (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). Dette betyr at det kan være spor av PFOS på feltet lenger tid enn 300 år.

Tabell 7-1. Parametere for utlekking PFOS per år fra området ved og rundt BØF til vannet Leirin.

Vekt PFOS totalt	8,5 ± 3	kg
Infiltrasjon	0,45	m/år
Areal nedbørsfelt til V1	1,23*10 ⁶	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	5,5*10 ⁵	m ³ /år
Gjennomsnitt målt PFOS i utløpet fra Kalken, punkt V1	0,07	µg/l
Utlekking PFOS fra BØF	40	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	150-300	år

7.5 Konklusjon spredningskapittel

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt 76 kg PFOS i perioden 1987 til 2001 og 24 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i vannene Kalken og Leirin ved Fagernes lufthavn. Basert på målinger i jord er det beregnet at det ligger igjen 8,5± 3 kg PFOS ved brannøvingsfeltet i dag.

Det årlige forbruket i 1987-2001 var gjennomsnittlig ca. 5,6 kg PFOS, som følge av øving med brannskum.

PFOS-forurensningen på brannøvingsfeltet er godt avgrenset i utstrekning, men dårligere avgrenset i dybden. Det er estimert at det er en rest av PFOS på feltet på $8,5 \pm 3$ kg og at det vil ta mellom 150 år og 300 år før all PFOS har lekket ut. Utlekking av PFOS per år vil avta etter hvert som det blir en mindre rest av PFOS igjen. Dette betyr at det kan være spor av PFOS i området lenger tid enn 300 år.

Det kommer sannsynligvis "pulser" med PFOS fra myrområdet og dreneringsgrøften ut i Kalken og videre ut i Leirin når det er våte perioder (høst og vår).

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. Fordamping av PFAS under normale naturlige forhold er lav og luftprøver er derfor ikke med i undersøkelsen. Et eksempel på videre spredning til økosystemet kan være at meitemark som blir spist av både fugler og dyr kan oppta forurensingen fra vann, jord og organisk materiale på den forurensede lokaliteten, og slik bidra til transport av forurensing til nye økosystemnivå. Spredningen av forurensingen foregår 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.

Naturen rundt Fagernes lufthavn, er preget av myrer, våtmarksområder, vann og bekker. Dette er økosystemer med flere viktige biologiske funksjoner. Eksempelvis kan dette være områder med fuglearter som trane og myrhauk. For ytterligere områdebeskrivelse, se avsnitt 5.1.

Undersøkelsene av jord, vann og biota på og rundt flyplassen, viser at det har foregått en spredning av PFAS fra de opprinnelige kildeområdene ved brannøvingsfeltene, til resipientene. Utfordringen med å gi en vurdering av konsekvensene den aktuelle forurensingen kan ha på tilgrensende økosystem er blant annet knyttet til begrenset kunnskap om disse.

8.1.1 Terrestrisk miljø

Fagernes lufthavn har vært i drift siden lufthavnen ble bygget i 1987, og totalt har det vært sluppet ut ca. 190 kg PFOS og 60 kg PFAS fra brannøvingsfeltet. Det har vært gjort en spredningsvurdering for overflatevann og grunnvann for brannøvingsfeltet. Den viser at gjennomsnittskonsentrasjonen av PFOS i grunnen er 307 µg/kg, og at utstrekningen av det forurensede området er estimert til 5 300 m². Det er estimert at det er en rest av PFOS på feltet på 8,5 ± 3 kg og at det vil ta mellom 150 år og 300 år før all PFOS har lekket vekk.

Det er i overflatelagene det er størst biologisk aktivitet. Røtter fra trær kan bidra til å trekke forurensing opp fra dypere jordlag til løvet som bidrar til strøfall og organisk materiale som igjen er næring for organismer som lever i det øvre sjiktet.

Det har ikke vært undersøkt terrestrisk biota i tilknytning til lufthavnsområdet på Fagernes lufthavn, og terrestriske undersøkelser fra Kristiansand lufthavn benyttes derfor som støtte.

I jord ved Kristiansand lufthavn ble det funnet en gjennomsnittskonsentrasjon ved interpolering av de ulike prøvepunktene på 165 µg/kg ved BØF 1 og 135 µg/kg ved BØF 2. De beregnede spredningsområdene for forurensingen var hhv. 10 000 ± 4 000 m² og 15 000 ± 4 000 m² (Gravem *et al.*, 2015). Dette er altså lavere gjennomsnittskonsentrasjoner enn ved Fagernes lufthavn, men betydelig større arealer.

Analyser fra Kristiansand viste at PFAS i liten grad ble tatt opp i blader av svartor, mens konsentrasjonen i bjørkeblader generelt var høyere, noe som viser at også vegetasjonen tar

opp PFAS, og at det trolig skjer en biomagnifisering der. Det ble også tatt prøver av meitemark ved Kristiansand lufthavn, som viste relativt høye konsentrasjoner av PFAS, og analyseresultatene tyder på at biomagnifiseringsfaktoren til meitemark kan være mellom 5 og 7 (Gravem *et al.*, 2015). Prøver av lever fra storskogmus viste også høye konsentrasjoner av PFAS ($> 100 \mu\text{g PFAS/kg vv}$ i 7 av 10 prøver).

I det terrestre økosystemet rundt Fagernes lufthavn finnes trolig flere musearter, rovfugl og andre fuglearter, rådyr, elg, hjort og mink, som alle kan være mottakere av forurensingen via næringskjeden. Fra en undersøkelse gjennomført i USA (Kannan *et al.*, 2002) ble det eksempelvis funnet opp til $5140 \mu\text{g/kg vv}$ av PFOS i lever i mink, som i stor grad lever av fisk. Det ble også funnet andre PFAS, men i mindre konsentrasjoner. I den samme undersøkelsen ble det funnet konsentrasjoner av PFOS i lever fra elvelevende oter som varierte mellom 25 til $994 \mu\text{g/kg vv}$. Dette eksempelet viser at det er registrert høye verdier av PFOS hos dyr på høyt nivå i næringskjeden.

Selv om gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS innenfor det forurensede området ved brannøvingsfeltet ved Fagernes lufthavn var forholdsvis høy, sammenlignet med for eksempel brannøvingsfeltene ved Kristiansand lufthavn, virker det som om utbredelsen av forurensingen i jordlagene er begrenset. Av kartene over området (vedlegg 4) ser det også ut som om dette området er sparsomt dekket av vegetasjon. I hvilken grad terrestre organismer er påvirket av denne forurensingen er derfor usikkert.

På bakgrunn av foreliggende konsentrasjoner av PFAS i jord ved brannøvingsfeltet, og sammenligninger gjort med funn ved Kristiansand lufthavn, forventes konsentrasjoner av PFAS i terrestrisk biota tilsvarende kategori IV – *Dårlig miljøtilstand*.

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 brannøvingsfeltet ved Fagernes lufthavn være av relativt beskjeden karakter. Basert på analyserte konsentrasjoner i jord, samt lite sårbare naturverdier i området, tilsier dette at risikoen for skade på tilgrensende terrestriske økosystem vurderes som lav.

8.1.2 Ferskvann

Selv om det forurensede området i jord omkring brannøvingsfeltet synes relativt lite og avgrenset, viser vannprøver at overflatevann fra brannøvingsfeltet renner mot myrområdet og Kalken i nord via grøften langs rullebanen. Fra Kalken renner vannet ut i Leirin via en bekk i nord. Innsjøen Leirin har utløp nord for lufthavnen og følger et bekke-/grøftsystem som fører vannet tilbake til og under lufthavnen sør for terminalområdet. Her følger vannet Leirelvi ned til Sustjernet og Strondafjorden. Det er ikke tatt vannprøver der.

I dette ferskvannssystemet finnes ørekyte, abbor, ørret og sik. I en vannprøve tatt i Kalken (K2), hvor det antas at hovedmengden av forurensingen drenerer til, er det påvist konsentrasjoner av PFOS/PFAS på 61 ng/l , men bare én prøve foreligger (21.05.2014).

I utløpet av bekken som kommer fra Kalken, der den renner inn i Leirin, er det årlig tatt én til to vannprøver i perioden 2011 - 2014. Her er det gjennomgående påvist konsentrasjoner av PFAS på i underkant av 100 ng/l (gjennomsnitt $94,2 \text{ ng/l}$).

I vannprøver fra Leirin øst for der denne bekken renner ut, var konsentrasjonen lavere, mellom $5,4$ og 14 ng/l PFAS (gjsn. $9,7 \text{ ng/l PFAS}$). I Leirelvi er det også påvist lave konsentrasjoner av PFAS ($6,5 - 7,4 \text{ ng/l}$).

Til tross for relativt lave konsentrasjoner av PFAS i vannprøver i alle de tre ferskvannslokalitetene, ble det påvist forholdsvis høye konsentrasjoner i fisken. Innholdet av PFAS i hel fisk av abbor, ørret og sik fra Leirin tilsier at miljøkvaliteten der klassifiseres til Kategori i III – *Moderat miljøtilstand*, mens miljøkvaliteten i Kalken og Leirelvi klassifiseres til Kategori IV – *Dårlig miljøtilstand* (Tabell 8-1).

Tabell 8-1. Ulike arter av fisk fanget i innsjøene Leirin og Kalken og i Leirelvi, gjennomsnittlig konsentrasjon av PFAS i hel fisk ($\mu\text{g/kg}$ vv) og i vannprøver (ng/l) der disse fiskeartene lever, samt forholdet mellom konsentrasjonen av PFAS i vann og hel fisk. Fargekoding iht. Tabell 4-1.

Lokalitet	Art / antall prøver	Gjennomsnittlig konsentrasjon av PFAS i hel fisk ($\mu\text{g/kg}$ vv)	Gjennomsnittlig konsentrasjon av PFAS i vannprøver (ng/l)	Ca. biomagnifisering fra vann til hel fisk
Kalken	Abbor (n=5 (individer))	276,2	61	4500
Leirin	Abbor (n=2 (individer))	79,5	9,7	8000
Leirin	Ørret (n=8 (individer))	53,7	9,7	5500
Leirin	Sik (n=10 (individer))	53,7	9,7	5500
Leirelvi	Ørekyte(n=16 (bland))	230	7	33000

Forholdet mellom konsentrasjonen av PFAS målt i vann og i hel fisk viser mye høyere konsentrasjon i hel fisk enn i vannet den lever i. Dette tyder på at det har skjedd oppkonsentrering av PFAS fra vann til fisk. Det er kjent at fisk kan ta opp PFAS direkte fra forurenset vann (Hellstad *et al.*, 2015). Men, fisk tar også opp disse stoffene via maten, som vist i fôringsforsøk med regnbueørret (Lee *et al.*, 2012). Fra Leirin er det få vannprøver, og vannprøvene ble ikke tatt samtidig som fisken ble fanget. Det er heller ikke tatt prøver av næringsdyr i lavere nivå i næringskjeden. Dette medfører at å regne på biomagnifisering innebærer usikkerhet. Sammenholdes likevel forholdet mellom de målte konsentrasjonene av PFAS i vann og i fisk, viser oppkonsentrering av PFAS i hel fisk i Leirin en faktor på 5500 for ørret og sik, og 8000 for abbor. For abbor fra Kalken er tilsvarende faktor 4500. For ørekyt fra Leirelvi er denne faktoren ca. 33000. Den høye oppkonsentreringen fra innholdet i vann til ørekyt fanget i Leirelvi er av interesse i et økosystemperspektiv da dette vannet ender opp i andre vannforekomster som Sustjernet og Strondafjorden, lenger nede i vassdraget.

De forholdsvis høye konsentrasjonene som ble påvist i de ulike fiskeartene i forhold til i konsentrasjonen i vannet der fisken lever tyder på at en del PFAS må ha blitt tatt opp fra maten fisken spiser, og som befinner seg på lavere trofiske nivå. Det er derfor også trolig at andre dyr fugler og pattedyr, og som henter sin næring i innsjøene Leirin og Kalken og fra Leirelvi, risikerer å få i seg PFAS.

Fisken som ble fanget i Leirin ble tatt fra et relativt begrenset område og det er derfor usikkert om dataene som er framkommet er representative for fisken i innsjøen som helhet. Det er likevel kjent at disse artene forflytter seg innen innsjøene de lever i, og at de innsamlede prøvene således kan gi et relativt brukbart bilde av tilstanden i innsjøene. Trolig

kan det også være en viss utveksling av fisk mellom Kalken og Leirin. Påvirkningen på økosystemet både i Kalken, Leirin og Leirelvi kan derfor ikke utelukkes.

Konsentrasjonene av PFAS i individene som er analysert viser imidlertid verdier som trolig ikke er høye nok til å gi uheldige effekter på økosystemet, slik det pr i dag er beskrevet i internasjonal litteratur (Loi *et al.*, 2011; Xu *et al.*, 2014). Dette kan imidlertid ikke utelukkes, men totalt vurderes risikoen som lav.

8.2 Matbiota og risiko

I Kalken og Leirin er ørret en ettertraktet sportsfisk som benyttes til konsum. Abbor er trolig i mindre grad benyttet som matfisk, men kan være populær hos noen fiskere i enkelte deler av landet. Hvordan dette forholder seg rundt Fagernes lufthavn, er ikke kjent. I tillegg til ørret og abbor ble det også fanget sik og ørekyte. Sik er også matfisk, mens ørekyta ikke benyttes til konsum.

Datagrunnlaget med hensyn på muskel er lite for ørret fra Kalken, men relativt bra for abbor. Datamaterialet er også forholdsvis godt for abbor, ørret og sik fra Leirin. I muskelprøver av ørret, sik og abbor fanget i Leirin og Kalken lå alle gjennomsnittskonsentrasjonene av PFAS høyere enn grensen for god vannkvalitet (9,1 µg/kg vv) (Figur 6-5) og vannforekomsten havner i klasse III *Moderat miljøtilstand*. Konsentrasjonene var noe lavere i muskel i fisken fanget Leirin enn i tilsvarende art fanget i Kalken. Der ble det dessuten påvist ett individ av abbor med en konsentrasjon av PFAS tilsvarende klasse IV *Dårlig miljøtilstand*. Dette henger trolig sammen med at Kalken ligger nærmere kilden for forurensingen enn Leirin. Konsentrasjonen av PFAS i vannprøvene i Kalken var dessuten i snitt 6 ganger høyere enn i Leirin (Tabell 8-1).

Det forekommer imidlertid en viss variasjon i konsentrasjonen av PFAS fra fisk til fisk og mellom arter. Det er med andre ord en usikkerhet i materialet som kommer fram i standardavvikene, som er oppgitt i datatabellene i avsnitt 6.5. Rapporten gir således ikke et fasitsvar, men resultatene synes å gi brukbar indikasjon på forholdene.

Det er ikke påvist andre fiskearter enn ørekyte med høye konsentrasjoner av PFAS i Leirelvi, men trolig finnes også ørret der. Ørekyte er en art både abbor og ørret spiser. Skulle disse matfiskene befinne seg i denne bekken kan de være påvirket dersom de ernærer seg av ørekyte. Det er også et åpent spørsmål hvor langt ned i vassdraget forurensingen når.

Det er heller ikke kjent om det finnes andefugl, skogsfugl eller hjortevilt som benytter området i tilknytning til Fagernes lufthavn, og som det drives jakt på.

8.2.1 Mattrygghet

Høyeste gjennomsnittskonsentrasjon av PFAS som ble påvist der var 49,8 µg/kg vv i muskel av abbor fanget i Kalken. Mattilsynet sier i sitt brev til Avinor av 09.02.2015 (Mattilsynet, 2015b) at dette viser at det er forurensing av PFOS i området, men langt under TDI/TWI-verdien (73 µg), som er den maksimale mengden av PFOS i mat som er trygt å innta.

Med utgangspunkt i gjennomsnittsverdier for muskel fra ørret og abbor fra Kalken og Leirin uttaler Mattilsynet om konsum av fisk følgende:

«Ingen advarsel er nødvendig for filet av abbor og ørret på grunn av perfluoroktylsyre (PFOS)».

Mattilsynet har ikke hatt resultatene fra analyse av sik til vurdering, men disse PFAS konsentrasjonene er lavere enn funn gjort i abbor som Mattilsynet anser som ufarlig å spise.

9 Oppsummering

Denne rapporten bygger på data fra tidligere undersøkelser ved Fagernes lufthavn som omhandler registrering av PFAS forurensning i biota, jord og vann. I tillegg er det presentert nye data fra vannprøver og vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFAS.

9.1 Oppsummering jord og vann, restmengder og spredning

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt 76 kg PFOS i perioden 1987 til 2001 og 24 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i vannene Kalken og Leirin ved Fagernes lufthavn.

På brannøvingsfeltet er det påvist moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS i massene på senter av feltet, samt lave konsentrasjoner av PFOS/PFAS i myrmasser ved grøft fra brannøvingsfelt til Kalken. I tillegg er det påvist moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS i masser ved terminalområdet hvor vask av brannbil /testing av kanon med brannskum er blitt utført jevnlig. PFOS-forurensningen på brannøvingsfeltet er godt avgrenset i overflaten, Det er færre dypere prøver, men datagrunnlaget for jord ansees adekvat for å utføre denne risikovurderingen. Det er estimert at det er en rest av PFOS på feltet på $8,5 \pm 3$ kg og at det vil ta mellom 150 år og 300 år før all PFOS har lekket vekk.

Vannprøvene viser transport av PFOS/PFAS fra brannøvingsfeltet til Kalken og videre til Leirin. Deretter blir forurensningen blandet inn i store vannmasser og det påvises kun lave konsentrasjoner. I tillegg er det sett transport av PFOS/PFAS i vann fra terminalområdet, uten at dette kommer til uttrykk i Leirelvi. PFOS utgjør hovedandelen av PFAS-konsentrasjonen i avrenningen fra både brannøvingsfeltet og terminalområdet, men det er også påvist konsentrasjoner av 6:2 FTS.

Det kommer sannsynligvis "pulser" med PFOS fra myrområdet og dreneringsgrøften ut i Kalken og videre ut i Leirin når det er våte perioder (høst og vår). Deretter blir forurensningen blandet inn i store vannmasser og det påvises kun lave konsentrasjoner. PFOS utgjør hovedandelen av PFAS-konsentrasjonen i avrenningen fra både brannøvingsfeltet og terminalområdet, men det er også påvist konsentrasjoner av 6:2 FTS.

I Leirelvi er det påvist ubetydelige konsentrasjoner av PFOS/PFAS (<10 ng/l). Her er det ikke påvist konsentrasjoner av 6:2 FTS over rapporteringsgrensen.

9.2 Mattrygghet

Med utgangspunkt i gjennomsnittsverdier for muskel fra ørret og abbor fra Kalken og Leirin uttaler Mattilsynet om konsum av fisk følgende (Mattilsynet, 2015b):

«Ingen advarsel er nødvendig for filett av abbor og ørret på grunn av perfluoroktylsyre (PFOS)»

Mattilsynet har ikke hatt resultatene fra analyse av PFAS i filett av sik til vurdering. Konsentrasjonen er imidlertid lavere enn funn gjort i abbor, som Mattilsynet anser som ufarlig å spise.

9.3 Risiko for økosystem

Miljøtilstanden i naturmiljøet rundt brannøvingsfeltet ved Fagernes lufthavn er med bakgrunn i analyseresultatene av ørret og abbor fra innsjøen Kalken klassifisert til kategori IV, som er *Dårlig miljøtilstand*. For innsjøen Leirin er miljøtilstanden klassifisert til kategori III, som er *Moderat miljøtilstand* (Tabell 4-1). Tilstandsklassen er basert på analyser av hel fisk av abbor, sik og ørret. Det er grunn til å anta at dette også gjelder for det terrestre miljøet på og ved brannøvingsfeltene, innenfor et begrenset område.

Hvilke effekter de påviste konsentrasjonene i fisk kan ha på organismene som lever i økosystemene, er vanskelig å gi et godt svar på. De relativt høye konsentrasjonene i fisk tyder imidlertid på at organismer på lavere og høyere trofiske nivå også er påvirket. Utfordringen 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 konsentrasjonene som er målt i biota ved Fagernes lufthavn sannsynliggjør at det kan oppstå konsekvenser av økologisk eller individuell karakter for tilstedeværende arter. Det er imidlertid sannsynlig at det skjer en magnifisering av PFAS i biota, også i det terrestre miljøet rundt brannøvingsfeltet, slik det er tilfelle i de tilgrensende innsjøene.

Det er også trolig at organismer som befinner seg på et høyere trofisk nivå enn de som er analysert i denne undersøkelsen, kan inneholde høyere konsentrasjoner av PFAS enn de som er målt i fisk. Dette gjelder for eksempel fiskepisende fugl, rovfugl, rev og mink dersom de tar sin føde fra dette området. Det foreligger ikke data som kan bekrefte eller avkrefte en slik antagelse.

I forhold til Avinor sin målsetning om å ivareta god vannkvalitet (9,1 µg PFAS/kg vv) viser innsamlede data til dels langt høyere verdier i biota enn denne normen. I kapittel 7 er det konkludert med at den årlige spredningsmengden er avtagende, og at det vil ta lang tid før spredningen opphører helt. Med et slikt utgangspunkt er det over tid grunn til å forvente avtagende innhold av PFAS i fisk og i andre arter som tar opp disse forbindelsene.

Med foreliggende konsentrasjonsnivå av PFAS målt i biota, og med utgangspunkt i internasjonal litteratur, er det ikke grunnlag for å fastslå at forurensingen av PFAS fra Fagernes lufthavn gir uheldige økologiske konsekvenser, men det kan heller ikke utelukkes. For ferskvannsmiljøet er det heller ikke grunnlag for å anta at konsentrasjonene av PFAS i biota kan føre til økologiske konsekvenser, men det kan heller ikke utelukkes, da kunnskapen om dette er mangelfull. Fra det terrestre miljøet mangler data fra biota, men forholdsvis høye konsentrasjoner av PFAS i jord ved brannøvingsfeltene, sannsynliggjør høye konsentrasjoner av PFAS i for eksempel meitemark, slik det er påvist ved Kristiansand lufthavn (Gravem *et al.*, 2015) og Trondheim lufthavn (Jensen *et al.*, in prep a). Der ble det imidlertid konkludert med at området der forurensingen ligger er forholdsvis lite og konsentrasjonene av PFAS synes å avta ganske fort når en kommer utenfor dette området. Følgelig er det et begrenset antall terrestriske arter og få individer til stede. I et økosystemperspektiv er det altså relativt få individer som kan påvirke tilgrensende økosystem. Dette er trolig også tilfelle for det terrestre miljøet rundt brannøvingsfeltet ved Fagernes lufthavn, Leirin. Risikoen for de tilgrensende økosystemene rundt Fagernes lufthavn, Leirin, anses derfor som 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.

Dr. Sthamer (2014), skriftlig korrespondanse, Hamburg (<http://www.sthamer.com>).

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

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

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., Gregersen, H., Gravem, F.R., Søvik, M.-L., Været, L., Halvorsen, E., Kvisle, V. og Kaasa, H. (in prep a). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Trondheim lufthavn, Værnes. 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.R. og Grootjans, K. (in prep b). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Sogndal lufthavn, Haukåsen. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

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., Breyholtz, B., Været, L., Halvorsen, E., Gravem, F.R., Kaasa, H. (in prep d). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Ålesund lufthavn, Vigra. 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., 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.

Jonsson, B. & A. Semb-Johansen (red.) (1992). Fiskene 1 krypdyr, amfibier, ferskvannsfisker – Norges dyr, Cappelen, Oslo. 199 s.

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 ved 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 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 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.

Mattilsynet (2015b). Korrigert vurdering av PFAS i fisk ved Avinor AS lufthavn på Fagernes lufthavn (Leirin). Ref. 2014/90780. Brev datert: 09.02.2015.

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

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.

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.

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, AP., Benil, C. (2013). Årsrapport 2012 för prosjektet RE-PATH. Mätningar av PFAS o närområdet til Göteborg Landvetter Airport och Stockholm Arlanda Airport.

Oug (2011). Guide to identification of Lumbrineridae (Polychaeta) in Norwegian and adjacent waters. Norwegian Polychaete Forum Guides. 22 p.

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 Fagernes lufthavn, Leirin. SWECO rapport 168180-310-1. 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)

Internetthenvisinger

<http://prosjekt.fylkesmannen.no/PlanOppland/Nasjonale-og-regionale-foringer/Naturverdier/Biologisk-mangfold>

<http://kilden.skogoglandskap.no/map>

<http://miljostatus.no/>

<http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>.

<http://no.wikipedia.org/wiki/Abbor>

<http://no.wikipedia.org/wiki/%C3%98rekyte>

<http://kilden.skogoglandskap.no/map>

<http://no.wikipedia.org/wiki/Sik>

<https://snl.no/sik>

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.

Ørret (*Salmo trutta*) er vanlig i hele Norge. Arten finnes både som en stasjonær form der den tilbringer hele livet i ferskvann, og en variant der en del av bestanden foretar årlige næringsvandring ut i sjøen (anadrom form eller sjørørret). Sjørørreten vandrer ut som smolt fra det vassdraget der den er født og spiser seg stor i havet for å vandre tilbake å gyte i elva den ble født i (Jonsson og Semb-Johansson, 1992; Pethon, 2005). I havet er den ofte kystnær. I ferskvann finner den i nær sagt alle vassdrag og innsjøer i innlandet. Den viktigste næringen når den lever i ferskvann er insekter, bunndyr, dyreplankton og småfisk. Hvis den når en viss lengde kan den gå over på fiskediett. I havet vil dietten være mer variert, men ved en viss lengde vil den ernære seg for det meste av fisk. Alder ved kjønnsmodning varierer fra 2 til 10 år og den gyter for det meste på rennende vann om høsten. Stor ørret kan vandre over store områder både i ferskvann og i sjøen.



Ørreten (*Salmo trutta*) er vanlig i hele Norge både i ferskvann og i saltvann. Foto: Finn R. Gravem

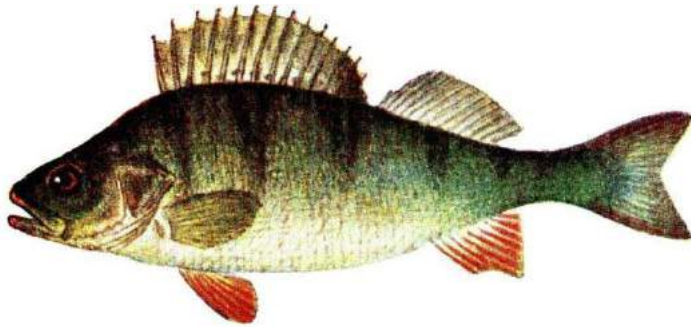
Abbor (*Perca fluviatilis*) er en rovfisk i abborfamilien som i hovedsak lever i ferskvann. Den kan imidlertid også leve i brakkvann. Abborens størrelse varierer betydelig fra vann til vann og individ til individ. I noen vann finnes såkalte tusenbrødrebestander, der kun få individer blir større enn 20-25 cm. I andre bestander er det vanlig med fisk på opptil 45 cm (vekt fra 900 – 1400 gram). Faktorer som påvirker dette er blant annet tilgangen på mat og om det finnes rovfisk i samme lokalitet som spiser abbor <http://no.wikipedia.org/wiki/Abbor>.

Abboren spiser kun animalsk føde, og dietten endres etter hvert som abboren blir større. Det første året, eller fram til den er ca. 5 cm lang, spiser den mest dyreplankton. Deretter begynner den å spise ulike bunndyr, og fra den er ca. 15 cm, går den over til å spise småfisk, inkludert småabbor.

Abboren liker seg best der det er vannplanter, eller sunkne trær hvor den kan finne gjemmesteder. Småabbor går helst i stim når de jakter på mat, mens større fisk oftere er solitære eller den lever sammen med tilsvarende eksemplarer i småstimer. Arten er mest aktiv om dagen.

Abboren blir kjønnsmoden i 2–4-årsalderen. Da er den gjerne 10–15 cm lang. Hannene blir normalt kjønnsmodne 1–2 år tidligere enn hunnene. Abboren gyter om våren, etter at isen har gått. Den gyter helst på relativt grunt vann. Eggene er kapslet inn i et geléliggende stoff,

slik at de henger sammen i en lang remse som henger seg fast i siv og andre planter. Normalt klekkes eggene ca. 1–2 uker etter gyting, men hvis det er varmt i vannet, dvs 10–15 C, klekkes de etter omtrent 1 uke.



Abbor (*Perca fluviatilis*). Kilde: <http://no.wikipedia.org/wiki/Fil:Abborre>

Ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) er en karpefisk. Den lever i ferskvann og blir opptil 15 cm lang, men det normale er en lengde på cirka 8–10 cm. Sidelinja er vanligvis ufullstendig bak midten av kroppen og skjellene er små. Rygg- og gattfinne har rett eller konkav profil. Buken er hvit eller gråhvit, ryggen er mørk brun og langs sidene har fisken 10–20 tverrbånd. Finnene og sidelinja er lyse. Hannene og hunnene har gytevorter på oversiden av hodet og foran på brystfinnene. Kjønnsmodne hanner får rødlig buk og bryst og ryggen blir mørk, nesten svart.

Kjønnsmodningen inntreffer fra 1–2 årsalderen. Hunnen gyter om sommeren 200–1000 gule egg, ca. 1 mm i diameter som klekkes etter rundt 1 uke.

Ørekyten lever i stim både i rasktflytende elver, bekker og i innsjøer med stein og grusbunn. Der spiser den alt fra insektlarver, krepsdyr, rogn og fiskeyngel til planter. I Norge har den blitt benyttet som levende agn for annen fisk, selv om dette er forbudt.

Fisken går i stim langs land og regnes som en betydelig konkurrent i matfatet for ørretyngel, som den deler diett med. Arten er svært tilpasningsdyktig <http://no.wikipedia.org/wiki/%C3%98rekyte>. Arten er i utgangspunktet en konkurransesvak art i flerartssamfunn, men i næringsfattige vannforekomster med få fiskearter utkonkurrerer den ørreten i strandsonen, noe som var bakgrunnen for at den ble svartelistet i 2007.



Ørekyte (*Phoxinus phoxinus*). Kilde <https://www.google.no/search?q=ørekyte>.

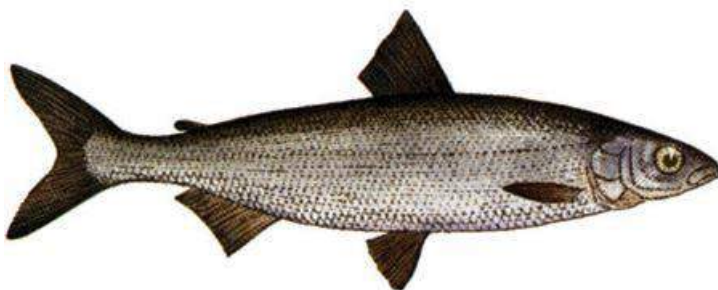
Sik (*Coregonus lavaretus*)

Sik er en benfiskart i laksefamilien, utbredt over hele den nordlige halvkule. Siken skiller seg fra laks, ørret og røye ved sine større skjell, mangel på tenner i munnen og sin blanke farge uten flekker. Halefinnen er tydelig kløftet. Fra harr kjennes den på en mindre og kortere ryggfinne <https://snl.no/sik>.

Siken lever i innsjøer og store elver. Enkelte kan vandre etter næring ut i brakkvann. I store innsjøer er det ofte flere gytebestander av sik, som har liten eller ingen omgang med hverandre. De lever på forskjellige måter; såkalt siksild i større vannmasser, som beiter på krepsdyrplankton. Disse er ofte mer småvokst, mens bunnsik lever nær bunnen og spiser forskjellige bentiske, virvelløse dyr. Stor sik tar også fiskeyngel. Eksempel på småvokste former er siksilda i Isteren og skadden i Krøderen. Femunden har minst fem bestander, og Neidenelva og nedre Glomma har sikformer som vandrer ut i sjøen <http://no.wikipedia.org/wiki/Sik>.

Siken er som regel høstgyter, men gytetiden varierer fra vassdrag til vassdrag, og innen de forskjellige bestander. Mest vanlig gyter siken i oktober–november, men vinter- og vårgytende sik er også kjent. Rognen gytes med tilfeldige hanner i motsetning til pardannelsen hos laks og ørret. Veksten varierer sterkt; sik på over 6 kg kjennes, men den blir sjelden over 1 kg.

Siken var tidligere ikke mye brukt som matfisk, men har i senere år både blitt oppdaget for sine kvaliteter, og har blitt mer populær.



Sik (*Coregonus lavaretus*). Kilde: www.snl.no/sik.

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.

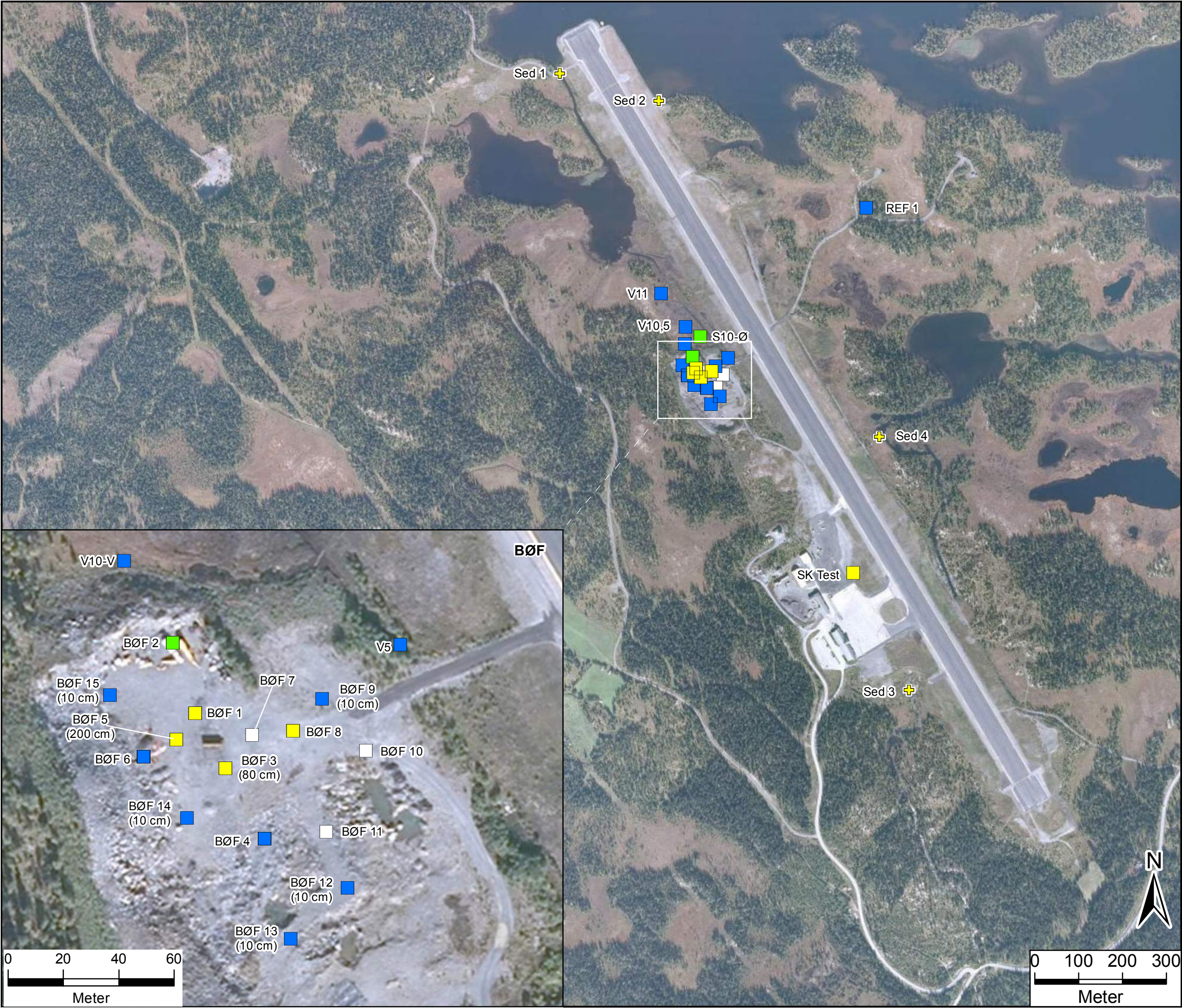
µg/kg våtvekt: milliontedels gram pr kg analysert prøve.

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

Fagernes lufthavn
Leirin (ENFG)

Oversiktskart

Jord og sediment



Fagernes lufthavn
Leirin (ENFG)

Brannøvingsfelt

Jord



Ferskvann							
Punkt	Parameter	2011-10-13	2012-05-23	2013-06-21	2013-10-29	2014-05-21	2014-10-14
V1	PFOS	93.4	67.3	80	66	54.6	i.a.
	ΣPFAS	93.4	95.5	95.5	103	82.4	i.a.
V2	PFOS	14	5.4	i.a.	i.a.	<LOQ	i.a.
	ΣPFAS	14	5.4	i.a.	i.a.	<LOQ	i.a.
V3, Leirelvi	PFOS	312	<LOQ	i.a.	i.a.	19.1	i.a.
	ΣPFAS	327	<LOQ	i.a.	i.a.	61.7	i.a.
V3, utløp kulvert	PFOS	i.a.	i.a.	313	<LOQ	i.a.	156
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	735	<LOQ	i.a.	489
V4	PFOS	16.5	<LOQ	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	16.5	<LOQ	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
V5	PFOS	i.a.	2400	2980	1820	1320	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	2541.9	3980	3390	1600	i.a.
V6	PFOS	i.a.	<LOQ	6.5	7.4	<LOQ	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	<LOQ	6.5	7.4	<LOQ	i.a.
K2	PFOS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	39.6	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	61	i.a.
V10-Ø	PFOS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	1220	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	1490	i.a.
V10-V	PFOS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	<LOQ	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	<LOQ	i.a.
V11	PFOS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	<LOQ	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	<LOQ	i.a.

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

Grunnvannsbrønner			
Punkt	Parameter	2012-05-23	2013-06-21
V7	PFOS	<LOQ	<LOQ
	ΣPFAS	<LOQ	<LOQ

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l



Fagernes lufthavn Leirin (ENFG)

Oversiktskart

Vann

PFOS / Σ PFAS grunnvannsbrønn (ng/l) *

- Ikke analysert
- 0
- <LOQ
- LOQ-230
- 230-36 000
- >36 000

PFOS / Σ PFAS ferskvann (ng/l) *

- Ikke analysert
- 0
- <LOQ
- LOQ-230
- 230-36 000
- >36 000

Avlopsledning

- Avløp annet
- Avløp Felles
- Drensvann
- Glykolholdig overvann
- Glykolholdig spillvann
- Overvann
- Pumpespillvannsledning
- Spillvann

Avrenning

- Deponi glykolforurensset snø
- Overvannsledning
- Avrenningsveg glykol
- Bekkeresipient
- Overvannssystem
- Vannskille rullebane
- Antatt avrenningsveg baneavising
- Mulig PFAS-lokalitet

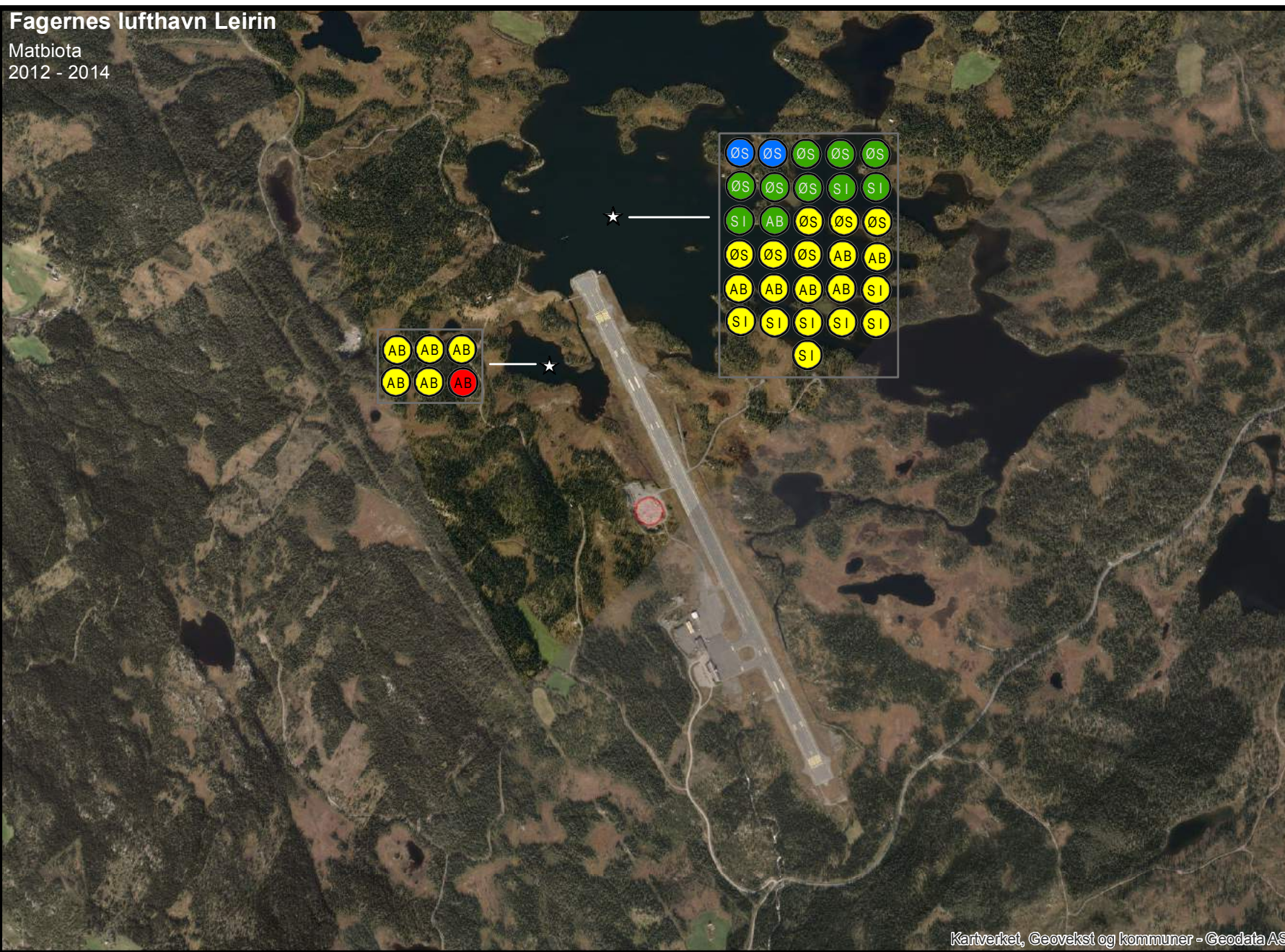
* Venstre halvdel = PFOS
Høyre halvdel = ΣPFAS

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

Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2012 - 2014

Fagernes lufthavn Leirin

Matbiota
2012 - 2014



☆ prøvepunkt

○ muskel

AB abbor

SI sik

ØS ørret (stasjonær)

PFAS/kg våtvekt

■ < LOD (Limit of detection)

■ LOD - 9,1 µg

■ > 9,1 - 91,3 µg

■ > 91,3 µg

○ brannøvningsfelt

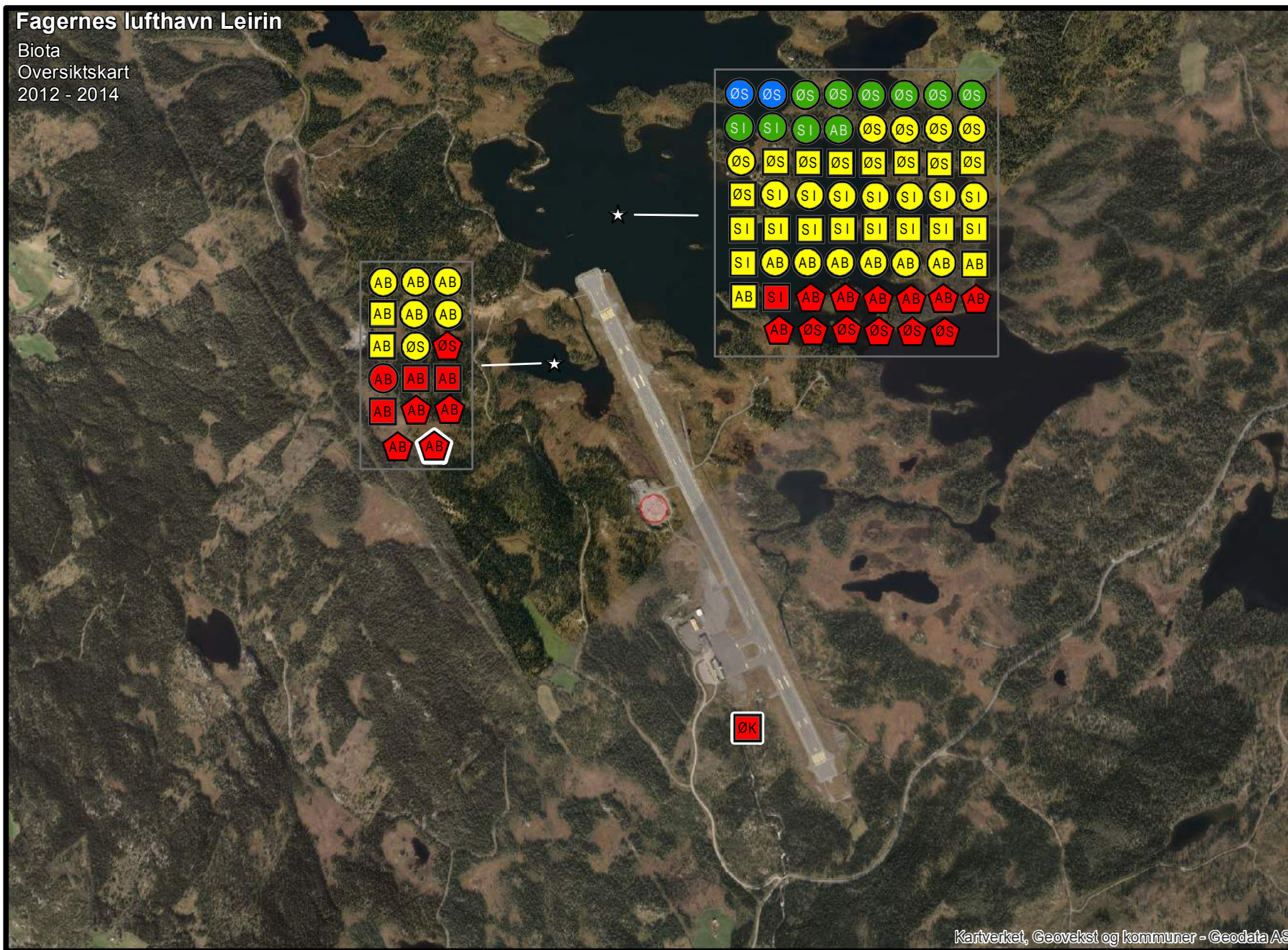
0 500
Meter

168186, NOERAT, 26.08.2015

SWECO

Fagernes lufthavn Leirin

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



☆ prøvepunkt

□ hele individ

⬠ lever

○ muskel

□ flere individer

AB abbor

SI sik

ØK ørekyt

ØS ørret (stasjonær)

PFAS/kg våtvekt

■ < LOD (Limit of detection)

■ LOD - 9,1 µg

■ > 9,1 - 91,3 µg

■ > 91,3 µg

○ brannøvingsfelt

0 500
Meter

168186, NOERAT, 26.08.2015

SWECO

Vedlegg 6 Brev Mattilsynet

Avinor AS
Postboks 150
2061 Gardermoen

Deres ref: «REF»
Vår ref: 2014/90780
Dato: 09.02.2015
Org.nr: 985 399 077

Attn. Bente Wejden

Statens tilsyn for planter, fisk, dyr og næringsmidler



KORRIGERT VURDERING AV PFAS I FISK VED AVINOR AS LUFTHAVN PÅ FAGERNES LUFTHAVN (LEIRIN)

Mattilsynet ble gjort oppmerksom på at vurdering av 29. januar d.å. for Fagernes lufthavn, Leirin, måtte være feil. Det er helt korrekt, siden det er registrert og analysert for lave verdier.

I brevet av 29. januar d.å. med vurderinger for Ålesund lufthavn (Vigra), Sogndal lufthavn (Haukåsen) og Fagernes (Leirin), ble det for Fagernes lufthavn (Leirin) gitt feile advarsler:

- *Fagerlufthavn (Leirin)*
Advarsel: Ikke spis abbor fra lokasjonen Leirin 1 pga. betydelig innhold av pollyfluorerte forbindelser (PFAS) med vekt på perfluoroktylsyre (PFOS).
Ingen advarsel er nødvendig for ørret fra lokasjonen Leirin 1.
- *Advarsel: Ikke spis abbor fra lokasjonen Leirin 2 pga. betydelig innhold av pollyfluorerte forbindelser (PFAS) med vekt på perfluoroktylsyre (PFOS).*
For lite prøver av ørret for vurdering fra lokasjon Leirin 2.

Det er analysert verdier ved lokaliteten Leirin 1 for ørret gir et snitt på 12,3 µg/kg v.v., og for abbor med analysert snittverdi på 20,4 µg/kg v.v. Begge disse er langt under det som TDI/TWI verdier langt under TDI/TWI-verdiene (±73,5 µg) som er den maksimale mengde av PFOS i mat som er trygt å spise.

I analyseresultatene for lokaliteten Leirin 2 er det åpenbart en feil i analysematerialet for filet av abbor, der en verdi er 10 – 20 ganger høyere enn resten. (566,5 µg/kg v.v.) Denne verdien tas ut av vurderingen, og vi får da en analysert snittverdi på for resten på 49,8 µg/kg v.v. Verdien viser at er forurensing av PFOS i området, men langt under TDI/TWI-verdien (±73,5 µg) som er den maksimale mengde av PFOS i mat som er trygt å innta.

Rådet fra Mattilsynet den 29. januar d.å. var dermed feil for Fagernes lufthavn, Leirin.

Når feilen for lokaliteten Leirin 1 er opprettet, og endring i grunnlaget for lokaliteten Leirin 2, vil da gi følgende oppdaterte råd fra Mattilsynet:

- **Fagernes lufthavn, Leirin:**
Ingen advarsel er nødvendig for filet av abbor og ørret på grunn av perfluoroktylsyre (PFOS).

Vi ber om at denne opprettingen legges til grunn som vurdering av PFOS for Fagernes lufthavn, Leirin.

Vurderingene for de to andre lufthavnene, Sogndal lufthavn (Haukåsen) og Ålesund lufthavn (Vigra), er korrekte og blir stående som gitt i brevet av 29. januar d.å.

Mattilsynet beklager sterkt denne feilen, og den er herved opprettet.

Med hilsen

Lise Torkildsen
seksjonssjef
Kopi til:

Regionkontoret Hedmark og Oppland
Miljødirektoratet