
RAPPORT

AVINOR AS

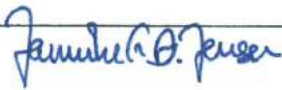
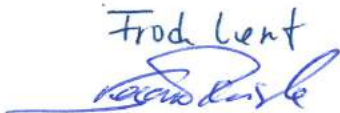
LAKSELV LUFTHAVN, BANAK

UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA

2016-06-20



Lakselv lufthavn, Banak. Foto: Avinor

Rapport nr.: 168186-20-J8	Oppdrag nr.: 168186	Dato: 20. juni 2016	
Oppdragsnavn: Perfluorerte og polyfluorerte forbindelser ved norske lufthavner			
Kunde: Avinor AS			
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA			
Lakselv lufthavn, Banak			
Sammendrag: Denne rapporten bygger på undersøkelser av PFAS-forurensning i jord, sedimenter, vann og marin biota ved Lakselv lufthavn, fra perioden 2011 til 2013. Rapporten beskriver også restmengder av PFOS og gir vurderinger av spredningsforløp, miljøtilstand, samt risiko knyttet til menneskelig helse som følge av PFAS-forurensningen. Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt ca. 810 kg PFOS i perioden 1978 til 2001 og ca. 140 kg PFAS (i hovedsak fluortelomerer) i perioden 2002 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut til Brennelvfjorden, øst for Lakselv lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 7-19 kg PFOS ved brannøvingfeltet i dag. Undersøkelsene av biota begrenser seg til marint miljø. Det ble analysert blandprøver av sandskjell, skrubbe, tang og leverprøver av små sjørret, samt individprøver av sjørretmuskel og leverprøve av stor sjørret. Det ble ikke påvist PFAS i tang, men det ble funnet PFAS (hovedsakelig PFOS) i både sandskjell, muskelprøver av sjørret og blandprøve av skrubber, tilsvarende kategori II (<i>God miljøtilstand</i>). I leverprøver av sjørret ble det funnet PFAS tilsvarende kategori III – Moderat miljøtilstand. Med referanse til internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer, er det ikke forventet at registrerte nivå av PFAS i biota ved Lakselv lufthavn vil gjøre skade på individer, arter eller tilgrensende økosystem. Mattilsynet har ikke vurdert analysedataene av fisk fra Alta lufthavn, men sammenligner en med analyser Mattilsynet har gjort av fisk med tilsvarende PFAS-innhold ved andre lufthavner synes det ikke forbundet med risiko for mennesker å innta filet fra fisk med de registrerte PFAS-nivåene ved Lakselv lufthavn.			
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2015-02-13	Utkast m/biota	JJE
A4	2015-10-15	Resultater og vurderinger på jord, vann og spredning	VK
B7	2016-06-06	Revidert på jord, vann og spredning	VK
J8	2016-06-20	Endelig utgave	JJE
Utarbeidet av: Jannike Gry B. Jensen, Håkon Gregersen, Finn R. Gravem, Marthe-Lise Søvik, Lars Været, Eivind Halvorsen, Halvard Kaasa, Vegard Kvisle			
Kontrollert av: Frode Løset Vegard Kvisle			
Oppdragsansvarlig / firma: Kim Rudolph-Lund/ Sweco Norge AS Jannicke Garmann/ Norconsult AS		Oppdragsleder / firma: Halvard Kaasa / Sweco Norge AS  Vegard Kvisle / Norconsult AS 	

Forord

Avinor har i sin oppfølging av Miljøprosjektet engasjert eksterne konsulenter til å kartlegge og vurdere virkningene av per- og polyfluorente forbindelser (PFAS) som er registrert på og rundt brannøvingsfeltene på Avinor sine lufthavner. Disse fluorente 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 fluorente 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.

Arbeidet som presenteres i denne rapporten bygger på data fra vann, jord og biologisk materiale som ble hentet inn i perioden 2011-2013. Rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom Norconsult AS og Sweco Norge AS. Vurderinger av mattrygghet er gjort basert på sammenligning med funn og Mattilsynets vurderinger fra andre lufthavner.

Prøver av vann og jord er hentet inn av Sweco, Cowi og Norconsult i samarbeid med Avinors personell ved lufthavnen. Biotaprøvene ble samlet inn i regi av Sweco Norge i to omganger. I første runde ble strandbiota samlet inn av Sweco og Norconsult med bistand fra Avinor. I andre runde samlet Sweco Norge inn marin fisk med bistand fra fisker Stein Magne Hoff. Analysene av biotaprøvene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS, og vann- og jordprøver er analysert av Eurofins. Utarbeidelse av rapporten er gjort av Sweco Norge og Norconsult, ved at Norconsult har hatt ansvar for å sammenstille og vurdere data knyttet til jord og vann, mens Sweco Norge har utarbeidet tekst og figurer knyttet til PFAS i biologisk materiale med vurdering av miljøtilstand og risikovurdering i forhold til mennesker. Sweco har også stått for sluttredigering av rapporten.

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

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

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

Norconsult:

Vegard Kvisle, Marthe-Lise Søvik, Eivind
Halvorsen, Ingvild Helland og Lars Været

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

20. juni 2016

Innhold

1	Innledning	10
1.1	Bakgrunn og formål.....	10
2	Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS).....	12
2.1	Generelt.....	12
2.2	Egenskaper PFAS.....	13
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	14
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	14
2.5	PFAS i konsumvarer.....	17
3	Miljømål og akseptkriterier	18
3.1	Miljømål.....	18
3.2	Akseptkriterier i vann og biota	18
4	Metode resultatvurdering.....	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	Vurderinger av økologiske konsekvenser	23
4.4.1	Bioakkumulering	24
4.5	Vurderinger av matbiota.....	26
5	Områdebeskrivelse.....	27
5.1	Beliggenhet og omgivelser	27
5.2	Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter	28
5.2.1	Historisk bruk av brannskum.....	28
5.2.2	Det aktive brannøvingsfeltet (BØF 3)	29
5.2.3	Andre PFAS-lokaliteter	30
5.3	Utførte tiltak	30
5.3.1	Oljeutskillere og sandfang.....	30

6	Undersøkelser	31
6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	31
6.2	Jord	31
6.3	Sedimenter	35
6.4	Vann.....	35
6.4.1	Grunnvann.....	35
6.4.2	Overflatevann	39
6.5	Biota	41
6.5.1	Terrestriske arter	41
6.5.2	Ferskvannsarter.....	41
6.5.3	Marine arter	41
6.5.4	Vurdering testgrunnlag biota.....	44
7	Spredningsvurdering	45
7.1	Innledning	45
7.2	BØF3-aktivt felt	46
7.2.1	Terreng- og strømningsanalyse for området	47
7.2.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF3.....	49
7.2.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt aktiv BØF.....	52
7.3	Andre lokaliteter med mistanke om PFOS-forurensning	52
7.4	Estimat av mengde PFOS og PFAS fra oljeutskiller.....	52
8	Oppsummering	54
8.1	Jord og vann	54
8.2	Restmengder jord/spredning	54
8.3	Biota	55
8.4	Matbiota og risiko for mennesker.....	55
9	Referanser	56

Vedlegg 1 Undersøkte arter

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Vedlegg 3 Ordliste

Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann fra undersøkelser 2011-2014

- Oversiktskart jord og sediment
- BØF jord og sediment

- Oversiktskart vann

Vedlegg 5 Oversiktskart biota fra undersøkelser 2013

1 Innledning

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

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

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

Denne rapporten oppsummerer tidligere og nye PFAS-resultater fra analyser av vann, jord og biota ved Lakselv lufthavn, Banak (heretter kalt «Lakselv 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 og det er utarbeidet en liten ordliste til dette formålet som ligger i vedlegg 3.

1.1 Bakgrunn og formål

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

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

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

vurdering av konsekvens for økosystemene rundt en del av lufthavnene økte i aktualitet, ble innsamlingen av andre typer biotaprøver utvidet.

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 Lakselv lufthavn er det gjennomført innsamling og analyse av tang, muslinger og fisk hentet i marint område nord og øst for flystripa, nærmere informasjon i kp 6.5 og i figur 6-1.

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, samt miljøstatus og å vurdere om PFAS kan ha uheldige virkninger for mattrygghet for mennesker.

2 Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS)

2.1 Generelt

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

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

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

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

a) Analysert i både biota, vann og jord

b) Analysert kun i vann og jord

c) Analysert kun i biota

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

PFAS fremstilles syntetisk, og har vært brukt i industri- og forbrukerprodukter siden 1940-tallet. Stoffene har gode overflateegenskaper, og de kan blant annet danne tynne hinner som

hindrer spredning av brann og avdamping av flyktige forbindelser. De forbedrer også produktenes vann- og smussavstøtende egenskaper. Stoffene brukes eller har vært brukt blant annet i brannskum, hydraulikkoljer, plantevernmidler, rengjøringsmidler, elektronisk utstyr, teflonbelegg, matemballasje, skismøring, samt i tekstiler og tepper.

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

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

Stoffene kommer først og fremst inn i det akvatiske miljøet via avløpsvann (industri, kloakk, spredt avrenning osv.). Miljødirektoratet pålegger nå de bedriftene som mottar og behandler flytende farlig avfall, å redusere utslippene av 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 verken er enkel å skjønne eller lett å forutsi med de modeller og forutsetninger som vanligvis benyttes. De store forskjellene i de fysiokjemiske egenskapene (bl.a. vannløselighet, K_{oc} ¹, damptrykk osv.) bidrar til at PFAS ikke kan behandles som en homogen gruppe, spesielt ved vurdering av tiltak. Fordelingen mellom ulike miljømatrikser styres av komplekse interaksjoner mellom matriksens egenskaper (f.eks. ionebytter) og stoffenes struktur og molekylære egenskaper. Dette innebærer at enkle modeller for å forutsi fordelingen mellom vann og jord, utlekkingsegenskaper og transport ikke kan benyttes.

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 og Kannan, 2001; Kerstner-Wood *et al.*, 2003; Schultz *et al.*, 2003).

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

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

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

Det er også gjort studier av effekten av PFAS på fisk. I ett tilfelle ble umodne regnebueørret gitt fôr som inneholdt tre varianter av perfluorofosfonater (PFPA) og tre varianter av perfluorofosfinater (PFPIA) i 31 dager, etterfulgt av en 32-dagers utskillingsfase. Konsentrasjonen av de ulike forbindelsene i fôret varierte mellom 420 – 533 ng/g fôr (= 420-533 µg/kg). Både lever og hel fisk ble analysert regelmessig, samt stoffenes fordeling i blod, lever, hjerte, nyrer og gjeller, etter endt fôringsperiode. Det ble ikke observert noen dødelighet, men fisk som fikk forurenset fôr vokste signifikant dårligere og fikk mindre lever enn fisk som ikke fikk forurenset fôr (Lee *et al.*, 2012). Et annet interessant trekk var at PFAS

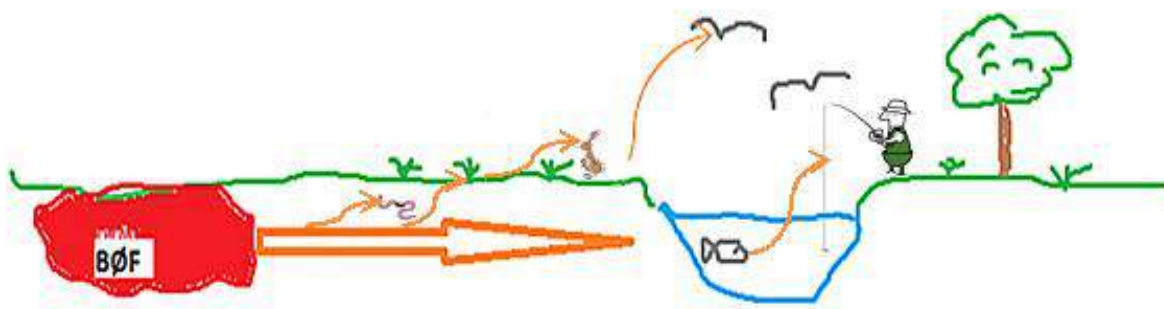
viste seg å bli skilt ut av kroppen etter at føringen stoppet. Halveringstiden for utskillelsen av PFAS varierte fra 3 til 43 dager, og tiden det tok å skille ut stoffene økte med antall perfluorerte karbonatomer i molekylet. BMF, biomagnifiseringsfaktoren (forholdet mellom konsentrasjonen av den aktuelle 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 føret 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 ble vist i forsøket med ørret (Johanson *et al.*, 2015), er også rapportert fra ferskvann i Kina (Xu *et al.*, 2014), og fra et subtropisk næringsnett i Hong Kong (Loi *et al.*, 2011). Multivariate analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007).

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



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

2.5 PFAS i konsumvarer

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

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

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

² European Food Safety Authority
Lakselv lufthavn

3 Miljømål og akseptkriterier

3.1 Miljømål

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

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

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

3.2 Akseptkriterier i vann og biota

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

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

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

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

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

³ Vedtatt 2014-09-12

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

⁵ 2014

4 Metode resultatvurdering

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

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

Kategoriinndelingen i 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 ($\text{EQS}_{\text{biota}}$) er $9,1 \mu\text{g}$ PFOS/kg biota vv. Grense for dårlig miljøtilstand er satt til $10 \cdot \text{EQS}_{\text{biota}}$, altså $91,3 \mu\text{g}$ PFOS/kg biota vv. I denne rapporten er grenseverdien den samme, men gjelder sum PFAS.

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

⁷ Kombinasjonseffekter ved påvirkning av flere ulike kjemiske stoffer samtidig

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

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

4.2 Klasseinndeling sedimenter, jord og vann

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

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

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

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

	Klasse I – Bakgrunn	Klasse II – Under kvantifiserings- grense	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).

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

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.

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

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

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

4.3 Spredningsvurdering

4.3.1 Generelt

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

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

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

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

4.3.2 Metode for beregning av restmengde PFOS

Restmengden PFOS er basert på analyseresultater fra jordprøver som ble tatt ut i 2011. Enkelte av disse kan være analysert i 2014 for å få en bedre avgrensning av forurensningen.

I hvert prøvepunkt beregnes en gjennomsnittlig konsentrasjon basert på målte PFOS-konsentrasjoner vertikalt i jordprofilet 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.

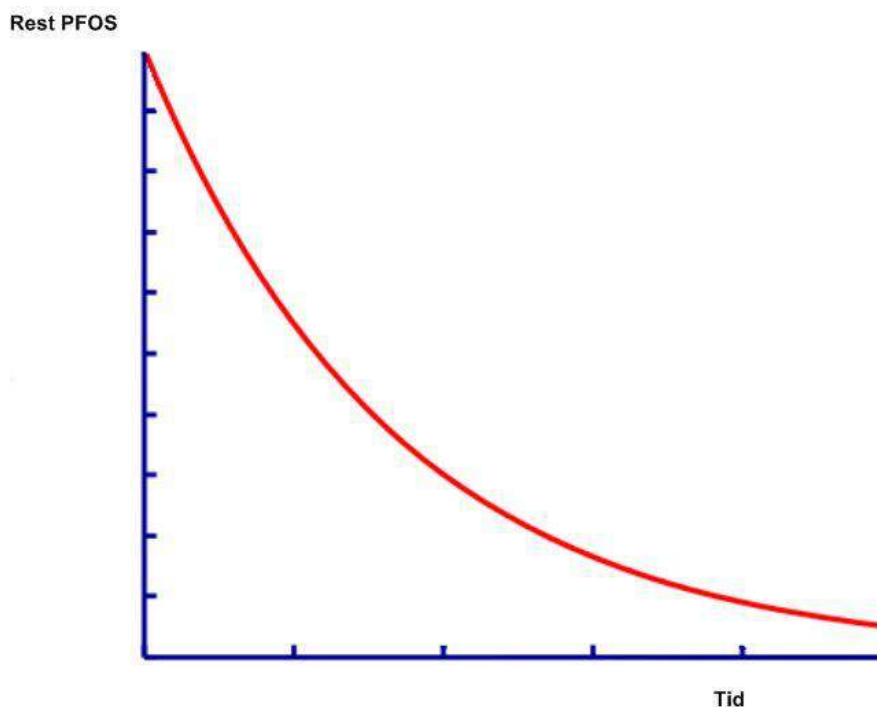
Tettheten til massene vil variere med mengden mineralsk eller organisk materiale i jordprofilet. Denne tettheten vil ha direkte innvirkning på estimatet på restmengde av PFOS på brannøvingsfeltene. God avgrensning av forurensset område horisontalt og vertikalt forutsetter en viss prøvetetthet og god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

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

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

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

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



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

4.3.4 Metode 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 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. Det kan stilles spørsmål ved om dette kan være medvirkende årsak til at det er funnet anrikning av PFOS på gjeller hos fisk. Svar på noen av disse spørsmålene kan bidra til å finne ut om eventuelle tiltak skal tilpasses lokalitetenes miljøforutsetninger for å redusere eventuell risiko.

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

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

4.4.1 Bioakkumulering

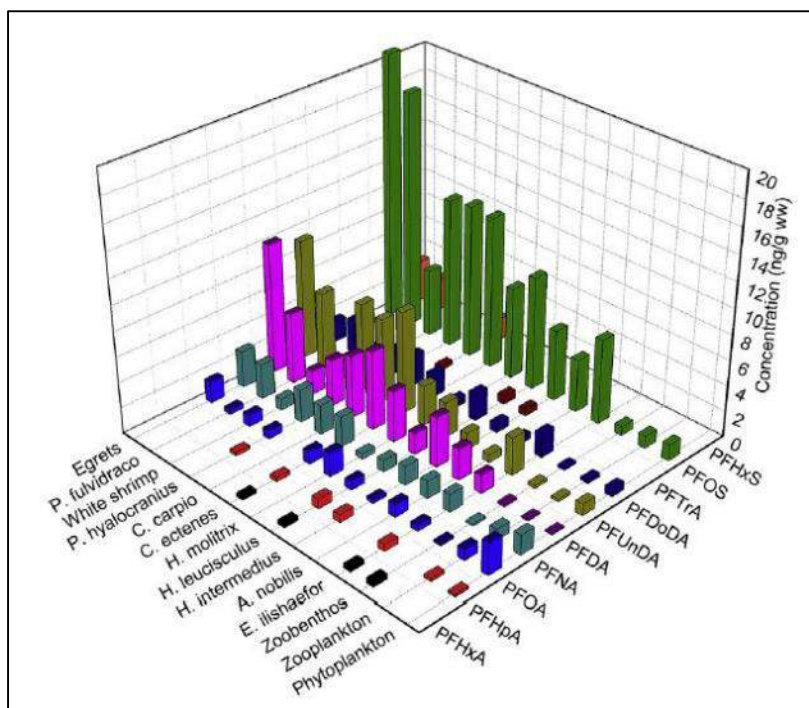
Analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste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

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

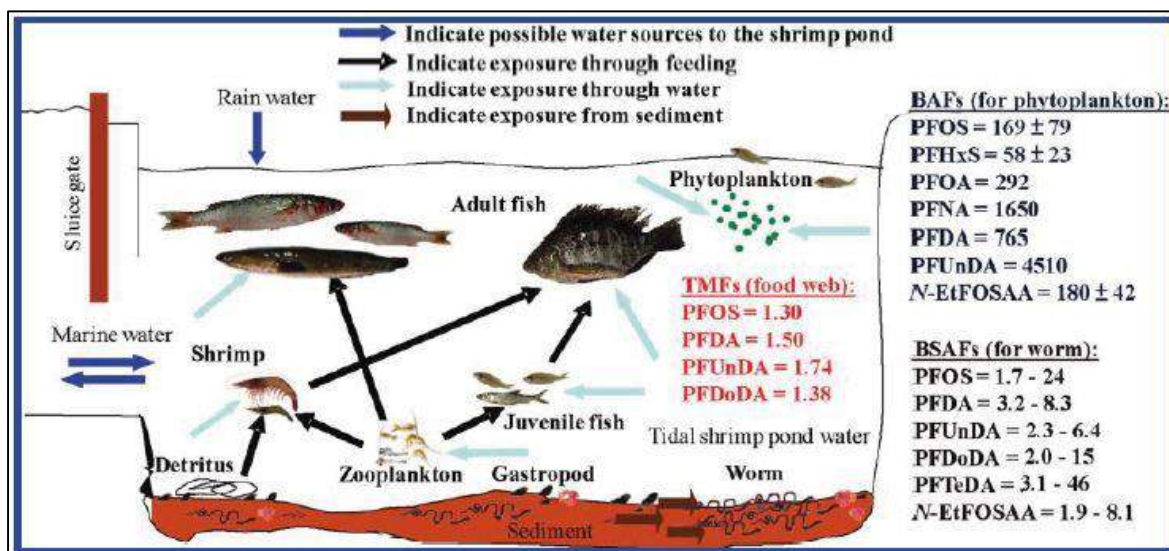
I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fytoplankton, zooplankton, bunndyr (zoobenthos), reker, ni forskjellige fiskearter (herbivore (planteetere), omnivore (plante- og kjøttetere) og carnivore (kjøttetere) og to hegrearter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

Deteksjonsgrensene kan således bidra til å maskere innhold av PFAS i for eksempel zooplanktonprøver fra de lokalitetene der dette er samlet inn. Konsentrasjonen av PFOS i vann lå i området $3,5 \pm 2,6$ ng/L (nedre intervall i klasse III – *Moderat* (Tabell 4-2)).

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



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



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

4.5 Vurderinger av matbiota

Mattilsynet har på forespørsel fra Avinor gjennomført vurderinger av mattrygghet for områder i tilknytning til flere lufthavner. Mattilsynet har ikke gjort en vurdering av mattrygghet ved Lakselv lufthavn. En vurdering gjøres derfor på et generelt grunnlag og basert på funn av PFAS i innsamlet biota ved lufthavna og ved å se på situasjonen i forhold til funn ved andre 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 brannøvingfelt og andre PFAS-lokaliteter, plassering av prøvepunkter for jord, sediment, grunnvann og overflatevann, samt analyseresultater av PFOS og PFAS. I vedlegg 5 er det kart som viser plassering av prøvepunkter og konsentrasjonsnivåer for analysert 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

Lakselv lufthavn, Banak, ligger i Porsanger kommune i Finnmark. Lufthavnen ligger ca. 8 moh., innerst i den 123 km lange Porsangerfjorden, og grenser i sør mot tettstedet Lakselv, i øst og nord mot Brennelvfjorden, og i vest mot Seinesmoen og Lakselva.

Lufthavnen brukes i dag både til sivil og militær lufttrafikk. Den ble opprinnelig etablert av Hæren i 1938 med en grusstripe og ble deretter kraftig utbygd, for senere å bli ødelagt av tyskerne under krigen. I 1963 ble lufthavnen gjenåpnet for sivil rutetrafikk. Avinor overtok driftsansvaret for lufthavnen fra Luftforsvaret i 2000-2001, og kjøpte arealer fra Forsvaret i 2008. Avinors driftsområde og eiendom omfatter i dag privat hangar (for gyrokopter), garasje for Widerøe, garasje for Statoils drivstoffkjøretøy, og Statoils drivstoffanlegg for fly (etablert, men ikke tatt i bruk), mens de resterende områdene eies av Forsvaret (se også Figur 5-1).

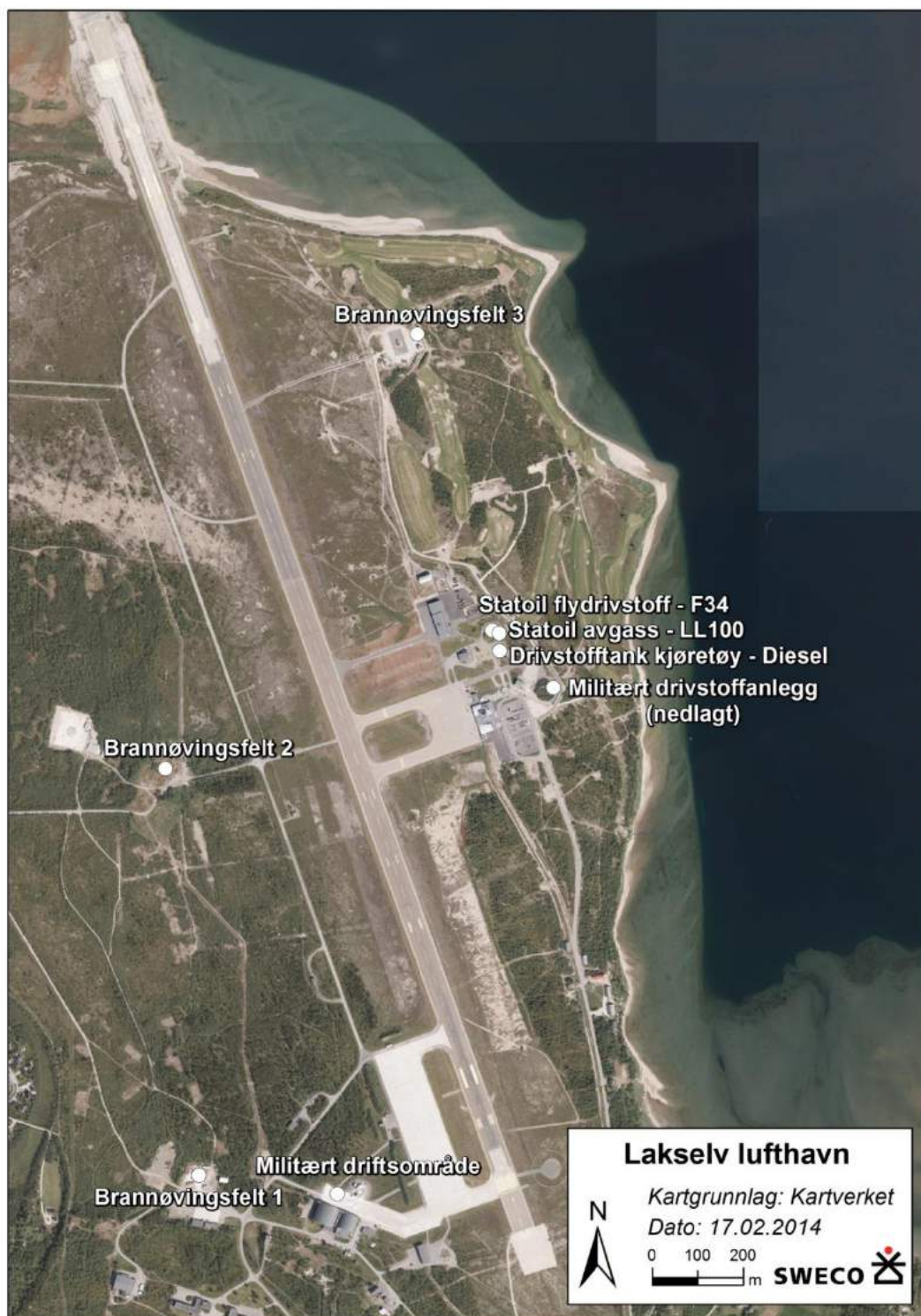
Brennelvfjorden er den innerste delen av Vesterbotn og Porsangerfjorden. Fjorden er oppkalt etter Brennelva, som renner ut innerst i fjorden, like ved flyplassen. Fjorden er 24 meter på det dypeste, helt ytterst i fjorden, og har langgrunne strandsoner.

Flyplassen ligger på elveavsetninger dominert av sand- og grusavsetninger. Overflaten er flat og består i hovedsak av sandige masser med spredt bjørkeskog, samt lyng- og gressvegetasjon. Avrenning fra lufthavnen skjer hovedsakelig som grunnvann og antatt avrenningsretning fra flystripa er mot øst til Brennelvfjorden. Dette fjordsystemet tilføres en del ferskvann fra Brennelva og til dels Lakselva.

En sonderboring rett nordøst for Avinors driftsbygg, viser i NGUs database veksling fra siltig leir til grus og det er konkludert med at området ikke egner seg for store uttak av grunnvann eller grunnvarme, og at det er mer enn 70 m til fast fjell (www.ngu.no).

Vind fra sør (ut fjorden) er dominerende ved lufthavnen (www.eklima.no).

Av naturverdier, er det registrert en del sårbare og truede fuglearter i tilknytning til strandsonene og deltaområdene (svært viktig naturtype).



Figur 5-1. Oversikt over Lakselv lufthavn, Banak, med plassering av brannøvingsfelt og tankanlegg.

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 i Avinor før 2001 inneholdt 4 % PFAS.

Det er ukjent hvor stor andel av dette som var PFOS. Avinor har ikke informasjon om type og mengde skum som har vært i bruk hos Forsvaret. I beregninger i denne rapporten er det gitt samme forutsetninger som for skumbruk ellers i Avinor i samme periode. Det er i estimering av mengde skum forutsatt at skumforbruk i perioden før 2001 var tilsvarende det i perioden etter 2001.

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 tatt i regi av Miljøprosjektet i Avinor 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 er utregningene basert på 4 % PFOS i skum benyttet før 2001 (all PFAS er PFOS for denne skumtypen). Siden PFOS er ansett som den giftigste av PFAS, anses dette som 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.

Historisk sett har det vært tre brannøvingsfelt på Lakselv lufthavn, som vist på kart i Figur 5-1.

- Brannøvingsfelt 1 ligger på Forsvarets grunn og var i bruk fra ca. 1968 - 1978.
- Brannøvingsfelt 2 ligger på Forsvarets grunn ble tatt i bruk fra ca. 1978. Fra ca. 1978 - 2005 ble både brannøvingsfelt 2 og 3 brukt.
- Brannøvingsfelt 3 ligger på Avinors område, og er det eneste brannøvingsfeltet som har vært benyttet etter 2005.

Det er Brannøvingsfelt 3 som vil dokumenteres i denne rapporten. Feltet vil bli omtalt som aktivt BØF eller BØF 3.

5.2.2 Det aktive brannøvingsfeltet (BØF 3)

Aktivt BØF ble utbedret, utvidet og masser ble skiftet ut etter en risikoanalyse i 2007. Det ble da registrert en del sprekker i betongen og det ble antatt av det hadde vært lekkasjer til grunnen.

Simulatoren står på betongfundament og en plate av betongstein på ca. 15 x 15 m. Både under fundament og betongstein er det en HDPE-membran med to lag fiberduk både over og under. Området har fire sluk som samler opp væske og kjemikalier og fører dette til avløpsnett.

Spillplaten er ca. 30 x 55 m asfalt og med fall mot sentrum. Også her er det samme type membran og fiberduk og området er avgrenset med betongkantstein i et høybrekk. Spillplaten omkranses av et 15 meter bredt trafikkområde med grusdekke og fiberduk med fall ut fra området. Imidlertid er membransonen forlenget noen meter inn i grusområdet slik at det som faller rett utenfor spillplaten også drenerer mot sentrum og videre til avløpssystemet.

Avløp for forurenset vann fra øvelse (parafin og slukkeskum) ledes via fire sluk på feltet, videre via oljeutskiller og utslippsledning til Brennelvfjorden i et område med god innblanding i vannmassene. Anlegget ble oppgradert i 2014 med to nye buffertanker og oljeutskiller med koalesensfilter.

Brannøvingsfeltet drenerer mot øst til Brennelvfjorden.

Fra 1978 til og med 2001 ble det ved brannøvelser brukt PFOS-holdig brannskum. I løpet av dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 810 kg ren PFOS på BØF3. Fra 2002 til 2012 ble det brukt brannskum med andre PFAS. I dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 140 kg PFAS på BØF3.

BØF3 er i bruk en gang pr. uke i sesongen fra mars til november. I tillegg til egen øving, benyttes feltet av Hammerfest-, Honningsvåg- og Mehamn lufthavner.

5.2.3 Andre PFAS-lokaliteter

Det er ingen andre kjente PFAS-lokaliteter ved Lakselv lufthavn. PFAS-forbindelser som er påvist på andre områder av lufthavnen stammer sannsynligvis fra diffus spredning fra vasking av brannbiler/utstyr, påfylling av brannskum, o.l.

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 skum helt uten perfluorerte forbindelser.

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

5.3.1 Oljeutskillere og sandfang

Overflatevann fra plattformen til brannøvingsfeltet samles opp og føres til en buffertank (20 m³) før det går inn i en oljeutskiller (10 m³) og så videre ut i Brennelvfjorden med en dykket ledning. Etter at anlegget ble bygget i 2007, har det vært overskridelser av utslippskravet for olje på < 50 mg/L. Promitek kontrollerte anlegget og utarbeidet en tilstandsrapport i november 2010. Det ble under kontrollen påvist en rekke feil og mangler ved anlegget. Hele anlegget ble oppgradert i 2014, som beskrevet i avsnitt 5.2.2.

6 Undersøkelser

I vedlegg 4 til denne rapporten ligger 3 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 er det kart som viser plassering av prøvepunkter og konsentrasjonsnivåer for analysert biotamateriale. Disse kartene, sammen med figurer og tabeller i rapporten, vil lette lesbarheten av teksten i de følgende kapitler. Det henvises derfor til alle vedlagte kartene her, og ikke i teksten som følger.

6.1 Metodikk for prøvetaking i vann og jord

Det ble gjennomført miljøtekniske grunnundersøkelser ved alle Avinors lufthavner i perioden 2011 – 2013. Forurensninger på brannøvingsfeltene var i fokus, og det ble utført en utvidet prøvetaking av masser i ulike dyp og avstand fra senter på brannøvingsfeltene, med særlig fokus på spredningsretning. Det ble etablert grunnvannsbrønner i tre retninger (vest, sør og øst) rundt BØF og supplert med vannprøver der dette var hensiktsmessig.

Resultatene fra undersøkelsene dannet grunnlag for estimering av gjenværende PFOS-mengde i grunnen, samt beregning av en stedsspesifikk Kd (utlekkingspotensialet fra jord til vannfasen (fordelingskoeffisient)). Dette ble videre benyttet til å gjennomføre en risikovurdering mht. spredning i vann i henhold til veileder 99:01 (SFT, 1999) hvor de stedsspesifikke parameterne i beregningsverktøyet ble justert iht. de lokale forhold.

6.2 Jord

Det ble i 2011 tatt jordprøver fra syv sjakter, tre prøver fra hver sjakt. Det ble i tillegg tatt 20 overflateprøver fra ytterligere punkter. Prøvene besto i hovedsak av sandige masser. Det ble i første runde i 2011 analysert på 16 jordprøver, deretter ble det analysert på ytterligere ni av de lagrede prøvene i 2014.

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 parameterne. Analyser av nyere dato inkluderer imidlertid 12 PFAS.

Prøvene ble alle tatt ved og rundt brannøvingsfeltet (plattformen) i alle retninger for å avgrense utspredning av ev. PFAS-forurensning.

Det er påvist høyest konsentrasjoner nord/nordvest for midten av feltet. Den dominerende vindretningen fra sør kan ha hatt en innvirkning på denne fordelingen. Det kan også hende at hovedretningen for sprøytingen har vært rettet fra sørsiden av simulatoren og nordvestover.

Høyeste konsentrasjon av PFOS på 1220 µg/kg er påvist i prøve L BØF Sp 21 som ble tatt ca. 30 m vest for midten av BØF. I dette området skal det tidligere ha vært gjennomført øvelser (ref. Ingvild Helland) noe som har ført til forurensning av grunnen på denne siden av BØF da det ikke har vært tette dekker eller membran.

Forurensningen i grunnen er moderat i ca. 30-40 m radius mot vest og nord fra midten av feltet. PFAS-forbindelsene er påvist i høyest konsentrasjoner i dybder på 10-240 cm, se

Tabell 6-1 og Tabell 6-2. I punkter hvor det er analysert på prøver fra flere dybder, inneholder de grunneste prøvene de høyeste konsentrasjonene av PFAS/PFOS.

Tabell 6-1. PFAS i jordprøver på aktivt BØF.

Parameter	Enhet	L BØF Sj 1			L BØF Sj 2			L BØF Sj 3			L BØF Sj 4			L BØF Sj 5		L BØF Sj 6	
Dato		2011-10-11/12															
Dybde	cm	200- 270	300- 320	90- 200	200- 250	300	115- 230	230- 290	300- 320	90- 170	170- 240	300- 320	150-250	100- 220	250- 310		
Jordtype		Mellomsand/ fin sand		Fin sand/silt			Fin sand			Mellomsand			M. sand	Grov sand			
6:2 FTS	µg/kg	-	<3,3	13,6	-	<3,1	48,8	-	<3,3	14,9	-	<3,0	-	<3,1	-		
8:2 FTS	µg/kg	-	<4,4	<4,4	-	<4,2	<4,1	-	<4,4	7,2	-	<4,0	-	<4,1	-		
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	<3,3	<3,3	-	<3,1	<3,1	-	<3,3	<3,2	-	<3,0	-	<3,1	-		
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	<2,2	<2,2	-	<2,1	<2,1	-	<2,2	<2,1	-	<2,0	-	<2,1	-		
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	<2,2	<2,2	-	<2,1	<2,1	-	<2,2	<2,1	-	<2,0	-	<2,1	-		
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	<3,3	<3,3	-	<3,1	5,6	-	<3,3	8,9	-	<3,0	-	<3,1	-		
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	2,6	<2,2	-	<2,1	2,5	-	<2,2	4,4	-	<2,0	-	<2,1	-		
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	<2,2	<2,2	-	<2,1	<2,1	-	<2,2	<2,1	-	<2,0	-	<2,1	-		
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	<2,2	<2,2	-	<2,1	<2,1	-	<2,2	<2,1	-	<2,0	-	<2,1	-		
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,0	<2,2	<2,2	<2,0	<2,1	3,1	2,3	<2,2	<2,1	3,6	<2,0	<1,9	<2,1	<2,0		
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	<2,0	<2,2	16,9	<2,0	3,5	283	139	<2,2	936	724	5,2	<1,9	168	209		
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	<2,2	<2,2	-	<2,1	<2,1	-	<2,2	<2,1	-	<2,0	-	<2,1	-		
Sum PFAS eks LOQ		-	2,6	30,5	-	3,5	343	-	i.p.	971	-	5,2	-	168	-		

Parameter	Enhet	L BØF Sj 7	L BØF Sj 17	L BØF Sp 8	L BØF Sp 13	L BØF Sp 16	L BØF Sp 18	L BØF Sp 21	L BØF Sp 22	L BØF Sp 24	L BØF Sp 26	L BØF Sp 27
Dato		2011-10-11/12										
Dybde	cm	250-300	20-30	10-30	20-30	20-30	30-40	10-30	20-30	10-30	20-30	20-30
Jordtype		Grov sand	-	Mellom sand	Mellomsand/grov sand	M. sand/grov sand	M. sand/grov sand	M. sand/grov sand	M. sand/grov sand	M. sand/grov sand	M. sand/grov sand	M. sand/grov sand
6:2 FTS	µg/kg	-	16,8	-	-	-	<2,7	-	<2,8	-	<2,7	<2,7
8:2 FTS	µg/kg	-	<4,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	<3,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	<2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	<2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	<3,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	<2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	<2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	<2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,0	<2,2	<2,0	<2,0	2,6	<1,8	<2,0	<1,9	<1,9	<1,8	<1,8
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	<2,0	121	10	9,2	481	10,8	1220	<1,9	11	15,5	<1,8
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	<2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		-	138	-	-	-	17,7	-	i.p.	-	15,5	i.p.

Tabell 6-2. PFAS i jordprøver på aktivt BØF.

Det ble tatt ut slam fra oljeutskilleren tilknyttet aktivt BØF for analyse av PFAS. Det ble påvist en PFOS-konsentrasjon på 5741 µg/kg som utgjorde drøye 94 % av PFAS i slammet (Tabell 6-3).

Tabell 6-3. PFAS i slam tatt ut fra oljeutskiller ved BØF.

Parameter	Enhet	Slam oljeutskiller
Dato		2013-05-29
6:2 FTS	µg/kg	236
8:2 FTS	µg/kg	91,9
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	i.p.
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	i.p.
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	5,29
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	1,4
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	0,38
Perfluoronansyre (PFNA)	µg/kg	2,78
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	i.p.
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	5 741
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-
Sum PFAS eks LOQ		6 089

6.3 Sedimenter

Det er ikke tatt prøver av sedimenter i noen av resipientene ved Lakselv lufthavn.

6.4 Vann

Det er tatt prøver både fra grunnvannsbrønner, sjakter, kummer og oljeutskiller ved lufthavnen. Oljeutskilleren, som er tilknyttet brannøvingsfeltet, er prøvetatt flere ganger ved "normaltilstand", men også en anledning ved øvelse.

6.4.1 Grunnvann

Det er tatt prøver fra fem grunnvannsbrønner, se resultater i Tabell 6-4. Tre av brønnene ligger rundt aktivt BØF, mens de to siste ligger sørøst for terminalområdet.

Brønnene som ligger rundt det aktive BØF, situert vest, sør og øst for feltet, inneholder betydelige konsentrasjoner av PFAS. De aller høyeste konsentrasjonene er påvist i grunnvann fra brønn Sj 6 som ligger oppstrøms strømningsretning for BØF, rett vest for feltet. Det skal ha vært gjennomført øvelser i dette området tidligere, noe som kan ha resultert i disse konsentrasjonene. Det er forbindelsene PFOS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), PFOA og 6:2 FTS som dominerer. Sum PFAS ble analysert til 41 900 ng/l siste prøvetaking i september 2013. PFOS-konsentrasjonen utgjorde 37 700 ng/l av disse.

I den andre brønnen som ligger oppstrøms aktivt BØF, Sj 7, ble det i september 2013 påvist konsentrasjon av sum PFAS på 708 ng/l, hvorav PFOS utgjorde 325 ng/l.

I brønn nedstrøms BØF, Sj 5, ble det påvist 3940 ng/l PFAS i september 2013. Her er det perfluorheksansulfonat (PFHxS) som dominerer av PFAS-forbindelsene med 1100 ng/l.

Det ble i 2007 registrert sprekker i daværende betongplate på BØF 3. Brannskum har dermed kunnet sige ned i grunnen og grunnvannet under feltet. I tillegg har det tidligere vært gjennomført øvelser ved grunnvannsbrønn Sj 6. Da det her ikke har vært tett dekke og oppsamling av brannskum (eller parafin) vil dette ha trukket ned i grunnen.

Det er også tatt prøver av grunnvann i sjakt, Sj 3, og kum, BØF Utløp, se resultater i Tabell 6-5. Her har grunnvannet sivet inn fra omkringliggende masser.

Sj 3 ligger rett utenfor asfaltdekket på brannøvingsfeltet i nordlig retning. Her ble det påvist svært høy konsentrasjon av PFOS, 58 900 ng/l. Ved graving i jordmasser med PFAS vil forbindelsene erfaringsmessig mobiliseres lett slik at en prøve av grøftevannet vil inneholde høye konsentrasjoner.

I kum hvor prøvene BØF Utløp er tatt har vannet sivet inn fra massene rundt. Det er påvist moderate konsentrasjoner av PFAS/PFOS i vannet. Dette kan enten stamme fra naturlig spredning i grunnvann fra BØF, men også fra at grunnvannet fra BØF lettere strømmer i de drenerende massene rundt utløpsrør/pumpeledning. Det mistenkes ikke å være lekkasje fra pumpeledningen da denne er i PE.

De to siste grunnvannsprøvene, LT1 og LT2, er tatt fra grunnvannsbrønner som ligger øst for terminalområdet og ca. 650 meter sør for aktivt BØF. Det ble tatt prøver her i forbindelse med DP2-prosjektet hvor det ble gjennomført undersøkelser av forurensset grunn ved lufthavnen. Brønnene er satt her grunnet drivstofftanker på stedet. Det ble imidlertid påvist PFAS-forbindelsene perfluorpentansyre, perfluorheksansyre og perfluorheptansyre i grunnvannsprøve LT1 i konsentrasjoner på hhv. 66,1 ng/l, 26,2 ng/l og 19 ng/l, se Tabell 6-6. Kilden til forurensningen på denne lokaliteten er ukjent. Det er imidlertid mulig at brannbiler brukt på aktivt BØF kjører i dette området for parkering i garasje, vask, påfylling, etc.

Det ble ikke påvist PFAS i LT2.

Det er utarbeidet et avrenningskart for lufthavnen som viser naturlige strømningsveier for vann. I følge dette vil vann fra terminalområdet og østre side av rullebanen føres mot sjøen i nordøstlig retning. Det antas dermed at PFAS i LT1 kan stamme fra terminal- og garasjeområder for deretter å ende i sjøen nordøst for terminalen og sørøst for BØF.

Tabell 6-4. PFAS og PFOS i grunnvannsprøver.

Parameter	Enhet	L BØF Sj 7			L BØF Sj 6			L BØF Sj 5			LT1	LT2
Dato		2012-05-31	2013-06-05	2013-09-04	2012-05-31	2013-06-05	2013-09-04	2012-05-31	2013-06-05	2013-09-04	2012-05-31	2012-05-31
6:2 FTS	ng/l	<7,5	9,1	<15,0	441	1 410	585	95,2	557	582	<15,0	<15,0
8:2 FTS	ng/l	-	<10,0	<20,0	-	<100	<66,7	-	<10,0	<20,0	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	21	<7,5	<15,0	491	<75,0	192	283	196	167	<15,0	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	52,9	23,5	15	310	74	68	132	93,3	84,4	<10,0	<10,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0	<5,0	<10,0	<25,0	<50,0	<33,3	<5,0	<5,0	<10,0	<10,0	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	162	106	89,2	5 790	6 260	1 780	1 520	1 200	1 100	<15,0	<15,0
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	222	81,7	70,4	1 450	329	508	853	686	658	26,2	<10,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	75,7	75,1	49,6	438	157	189	119	161	162	19	<10,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	8,3	47,9	50,2	<25,0	225	52	436	359	355	<10,0	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	14,7	43,1	28,6	1 170	2 860	381	149	202	200	<10,0	<10,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	167	145	325	19 000	55 900	37 700	355	294	337	<10,0	<10,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	242	109	80,8	884	261	361	416	307	297	66,1	<10,0
Sum PFAS eks LOQ		966	640	708	30 000	67 500	41 900	4 360	4 050	3 940	111	i.p.

Tabell 6-5. PFAS i grunnvannsinnsig i sjakt og kum.

Parameter	Enhet	L BØF Sj3	L BØF UTLØP (kum)	
Dato		2011-10-11	2011-10-11	2012-06-01
6:2 FTS	ng/l	-	-	8,7
8:2 FTS	ng/l	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	-	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	-	6,3
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	-	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	-	10
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	-	47,1
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	-	18
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	-	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	3 600	11,2	7,4
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	58 900	372	112
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	-	42,7
Sum PFAS eks LOQ		-	-	253

Tabell 6-6 PFAS i grunnvannsprøver fra driftsområdet.

Parameter	Enhet	LT1	LT2
Dato		2012-05-31	2012-05-31
6:2 FTS	ng/l	<15,0	<15,0
8:2 FTS	ng/l	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<15,0	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<10,0	<10,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<10,0	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	<15,0	<15,0
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	26,2	<10,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	19	<10,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<10,0	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<10,0	<10,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	<10,0	<10,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	66,1	<10,0
Sum PFAS eks LOQ		111	i.p.

6.4.2 Overflatevann

Det er tatt prøver fra vann i avløpsvann fra oljeutskiller tilknyttet BØF, kommunalt vann ved renseanlegg og sjøvann/brakkvann på strand nedenfor BØF, se Tabell 6-7.

Første prøve fra oljeutskiller som ble analysert for PFAS, fra mai 2012, inneholdt høy konsentrasjon av PFAS, 45 000 ng/l. Denne prøven ble tatt i forbindelse med øvelse på brannøvingsfeltet. Øvelsen så ut til å ha mobilisert PFAS i overvannssystemet og oljeutskilleren.

Ved senere prøvetaking er det påvist høye PFAS-konsentrasjoner ved normal drift av oljeutskilleren, men konsentrasjonen tilsvarer ikke nivået som ble påvist i forbindelse med øvelse, med maksimal konsentrasjon på 20 700 ng/l i mai 2014. Konsentrasjonene av de ulike PFAS-forbindelsene var betydelig lavere ved siste prøvetaking gjennomført i juli 2015 sammenlignet med juni 2013. Konsentrasjonen av PFAS/PFOS i utløpsvannet fra BØF kan ha en sammenheng med volumet av vann som flusher gjennom membransonen under BØF-feltet og overvannssystemet. Høyere vannmengder kan føre til økt utvasking av PFAS.

Vannprøven tatt fra sjakt på stranden rett nord for aktivt BØF inneholdt moderate nivåer av PFAS, 95,4 ng/l, hvorav konsentrasjon av perfluorbutansyre (PFBA) dominerte. Konsentrasjonene anses som høye til å være sjøvann, men da prøven er tatt fra sjakt, kan det også her muligens ha foregått en mobilisering av PFAS i sandmassene. Konsentrasjonen representerer ikke nødvendigvis konsentrasjonen i sjøvannet utenfor.

De to prøvene som er tatt fra kommunalt renseanlegg (benevnt Komm. RA) er tatt for å kontrollere om påvist PFAS i fisk i sjøen utenfor lufthavnen kan stamme fra andre kilder enn lufthavnen. Det ledes ikke avløp med PFAS-forbindelser fra lufthavnen til dette renseanlegget. Dersom det hadde blitt påvist PFAS i prøvene fra renseanlegget, hadde dette tydet på andre kilder i området. Det ble imidlertid ikke påvist PFAS i prøvene, men deteksjonsgrensene for de ulike forbindelsene var en del høyere enn vanlig ved analyse av prøven tatt september 2013.

Tabell 6-7. PFAS i overflatevann.

Parameter	Enhet	Avløpsvann BØF OU øvelse	Avløpsvann BØF OU normal				Komm. RA		Strand 1
Dato		2012-05-29	2013-06-05	2014-05-16	2014-09-18	2015-07-15	2013-06-05	2013-09-04	2012-06-01
6:2 FTS	ng/l	36 400	12 100	17 600	1 790	1 674	<15,0	<75	<15,0
8:2 FTS	ng/l	2 860	1 090	1 080	128	146	<20,0	<100	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	i.p.	i.p.	51,7	<7,5	<15,0	<15,0	<75	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	i.p.	760	48	<5,0	<10,0	<10,0	<50	34,5
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	-	37,3	9	<10,0	<10,0	<50	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	480	210	430	<7,5	27,4	<15,0	<75	19,9
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	890	230	202	50,2	19	<10,0	<50	<10,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	190	100	24,7	27,7	<10,0	<10,0	<50	15,3
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	i.p.	10	36,3	9,6	<10,0	<10,0	<50	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	i.p.	280	173	18,5	11,6	<10,0	<50	<10,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	3 940	2 230	764	29,5	162	<10,0	<50	25,7
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	-	171	57,8	42	<10,0	<50	<10,0
Sum PFAS eks LOQ		45 000	14 700	20 700	2 120	2 080	i.p.	i.p.	95,4

6.5 Biota

6.5.1 Terrestriske arter

Det er ikke samlet inn terrestriske arter ved Lakselv lufthavn.

6.5.2 Ferskvannsarter

Det er ikke samlet inn limniske arter ved Lakselv lufthavn.

6.5.3 Marine arter

6.5.3.1 Metodikk og datainnsamling

Det ble gjennomført innsamling av muslinger og tang 05. juni 2013, og av fisk 27.-28. august 2013. Innsamlingsarbeidet er gjennomført av Norconsult. Områder der innsamling av materiale ble gjennomført er valgt med tanke på avrenning fra aktiv BØF (BØF 3) og er avmerket på kartet i Figur 6-1. Innsamlingen av fisk ble gjort med garn av ulike maskevidder, satt på egnede steder fra land og ut.

I Tabell 6-8 vises en oversikt over analysert biologisk materiale ved Lakselv lufthavn.

Tabell 6-8. Oversikt over analysert biologisk materiale fra Lakselv lufthavn, Banak.

Art	Analysert, antall	Kommentar
Sjørørret	13	10 muskelprøver, 1 blandprøve av lever fra 10 sjørørret (i størrelsesorden 2-300 gram), og 1 individprøve lever og 1 individprøve muskel av sjørørret (ca. 1 kilo)
Skrubbe	1	Blandprøve, n=3
Vanlig sandskjell	1	Blandprøve, n=21
Spiraltang	1	Blandprøve



Figur 6-1. Kart som viser område for garnfiske og innsamling av musling og tang ved Lakselv lufthavn, Banak.

6.5.3.2 Presentasjon av data fra alle innsamlingsrunder

Resultatene fra analysert materiale samlet inn i 2013 vises i Tabell 6-9 og 6-10.

Tabell 6-9. Analyseresultater for muskelprøver av 11 sjørørret, fanget utenfor BØF 3 – aktiv BØF, Lakselv lufthavn. Resultater er fargeillustrert i henhold til Tabell 4-1.

Kjemisk forbindelse, µg/kg våtvekt	9M Muskel sjørørret	10 M muskel sjørørret	11 M muskel sjørørret	12 M muskel sjørørret	13 M muskel sjørørret	14 M muskel sjørørret	15 M muskel sjørørret	16 M muskel sjørørret	17 M muskel sjørørret	19 M muskel sjørørret	21 M muskel sjørørret
FTS-6:2	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0
FTS-8:2	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0
PFBS	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	1,2	<1.0	1,5	1	<1.0	<1.0	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDS	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0
PFPeA	<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
PFHpA	<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
PFNA	<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
PFUnDA	<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
Sum PFAS	1,2	nd	1,5	1	nd	nd	1	nd	nd	nd	nd
Lengde, mm	525	294	414	497	445	407	444	430	377	388	319

Tabell 6-10. Analyseresultater for diverse biotaprøver tatt utenfor BØF 3 – aktiv BØF, Lakselv lufthavn. Resultater er fargeillustrert i henhold til Tabell 4-1.

Kjemisk forbindelse, µg/kg våtvekt	Skrubbe, blandprøve n=3	Lever sjørørret, blandprøve n=10	Lever sjørørret, n=1	Spiraltang, blandprøve	Vanlig sandskjell, blandprøve n=21
FTS-6:2	<6.0	<6.0	<6.0	<2.0	2,2
FTS-8:2	<4.0	<4.0	<4.0	<2.0	<2.0
PFBS	<7.0	<7.0	<7.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	2,9	22	39	<1.0	5,7
PFDS	<9.0	<9.0	<9.0	<1.0	<1.0
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	2,4	3	1,6	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	1,8	<1.0	<1.0
PFUnDA	<2.0	2,8	6	<2.0	<2.0
PFDODA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
Sum PFAS	5,3	27,8	48,4	nd	7,9

Analyseresultatene viser at det ble gjort funn av PFAS i både fisk og muslinger tatt utenfor det aktive brannøvningsfeltet (BØF3), mens det i tangen plukket rett øst for BØF ikke ble funnet PFAS over deteksjonsgrensene.

I 7 av de 11 ørretmuskelp prøvene ble det påvist PFAS i form av PFOS, dog er konsentrasjonen lav (kategori I-II; *Bakgrunn – God miljøtilstand*), og nivået jevnt (se Tabell 6-9). Det ble ikke påvist andre PFAS-forbindelser enn PFOS i muskelvev fra ørret.

I skrubbe, sandskjell og muskel fra sjørørret, er funnene av PFAS høyere enn deteksjonsgrensen, men lavere enn EQS_{biota}. Konsentrasjonen i ørretlever er ca. 3-5 ganger

høyere enn EQS_{biota}. I tillegg til PFOS, ble det i leverprøvene også funnet innhold av PFNA, PFDA og PFUnDA.

For sjørret, ble det funnet høyere konsentrasjoner av PFOS/PFAS i den største fisken (både i muskel og lever), enn i de mindre ørretene. Dette antyder at det kan være en sammenheng mellom alder/lengde på fisken og innhold av PFAS i muskel, og dermed bioakkumulering i fiskekjøttet. Dog er analysematerialet svært lite, spesielt for den største fisken og usikkerheten dermed stor.

6.5.3.3 Vurdering

Analysene som er gjort av biotaprøver fra ulike organismsamfunn, viser at ulike PFAS-forbindelser er registrert i miljøet rundt Lakselv lufthavn, Banak. Funnene er som forventet høyere i lever av fisk enn i muskelkjøttet. Det ble registrert høyere konsentrasjoner av PFAS i både muskel og lever i den største sjørreten sammenlignet med de mindre.

I sandkjellene sanket nord for BØF, ble det også påvist PFAS, hovedsakelig PFOS, men også FTS-6:2. Dette stemmer godt overens med sjø/brakkevannsprøven tatt samme sted, hvor det ble funnet moderate nivåer av PFAS.

6.5.4 Vurdering testgrunnlag biota

Det er ikke samlet inn terrestrisk biota rundt Lakselv lufthavn, og det er ingen ferskvannslokaliteter som er aktuelle å hente prøver fra.

Fra marint miljø ble det analysert på fisk (hel, lever og muskel), muslinger og tang. I blandprøven av tang og sandkjell er prøvemengden/individantallet stor nok til at analysene gir et brukbart bilde av tilstanden for disse artsgruppene i nærområdet til BØF. I blandprøven av skrubber er det kun 3 individer, noe som er for lite til å gi et godt representativt bilde av situasjonen, men det gir en indikasjon av tilstanden. For individprøvene av sjørret muskel, samt blandprøven av lever fra små sjørret, anses antallet stort nok til at dette gir et representativt bilde av tilstanden i området. Analyse av lever fra en stor sjørret gir en indikasjon, men dårlig representativitet i forhold til å se forskjell på stor og liten ørret.

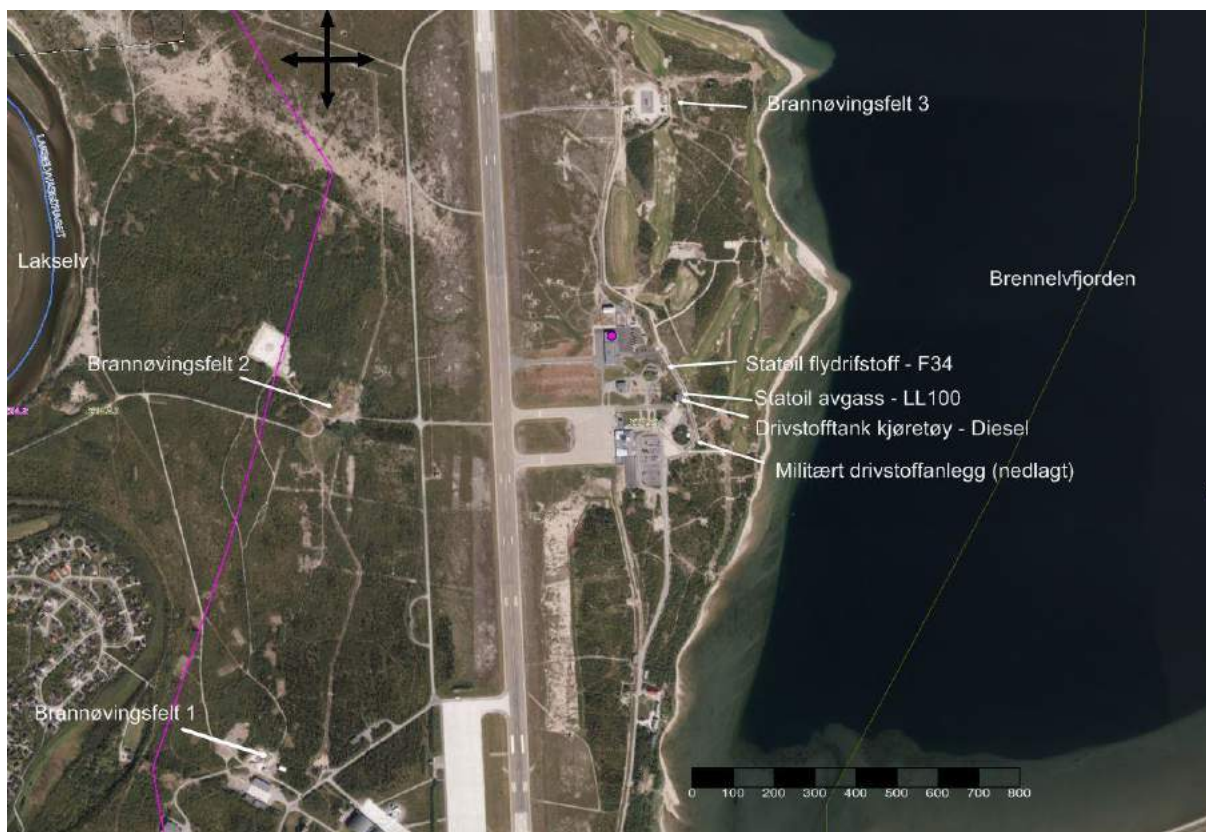
7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

Det er utført en spredningsvurdering for aktivt brannøvingsfelt på Lakselv lufthavn. Topografi, vannbalanse, grunnvannsforhold, menneskeskapte dreneringsveier og generelle grunnforhold vurderes for å finne dreneringsveiene fra kildeområdet (brannøvingsfeltet) til resipient. Disse dreneringsveiene kan være bekk, grunnvann, grøfter og avløpsledninger. Transportveiene fra kildeområde til resipient er definert som spredningsområdet.

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

Lakselv lufthavn ligger innerst i Porsangerfjorden og grenser i sør mot tettstedet Lakselv, øst og nord mot Brennelvfjorden og vest mot Seinesmoen og Lakselva. Lufthavnen brukes i dag til både sivil og militær lufttrafikk. Figur 7-1 viser oversiktskart over Lakselv lufthavn. Figuren viser også tankanlegg og militært driftsområde. Det er ikke registrert brønner i nærheten av lufthavnen, men nordøst for Avinors driftsbygg er det i en sonderboring registrert mektige avsetninger med kornstørrelser fra siltig leir til grus. Det er der mer enn 70 meter til fast fjell. Det er registrert tre brannøvingsfelt på Lakselv Lufthavn. Brannøvingsfelt 1 ligger på Forsvarets grunn og var i bruk fra ca. 1968 - 1978. Det er sannsynligvis ikke PFOS på dette feltet da brannskum med PFOS ble tatt i bruk ca. 1978. Brannøvingsfelt 2 ligger også på Forsvarets grunn og ble tatt i bruk fra ca. 1978. I tidsrommet 1978-2005 ble både brannøvingsfelt 2 og 3 brukt. Det er sannsynligvis PFOS og andre PFAS'er i grunnen rundt brannøvingsfelt 2. Det er antatt at brannøvingsfelt 2 ligger under Forsvarets ansvarsområde. Etter 2005 har bare brannøvingsfelt 3 blitt brukt som brannøvingsfelt. Brannøvingsfelt 3 ligger på Avinors område. I denne spredningsvurderingen er det fokus på det aktive feltet brannøvingsfelt 3. Det ligger øst for rullebanen og ca. 200 meter fra Brennelvfjorden. Vindretningene varierer mellom inn eller ut fjorden, det er ikke kjent at noen av vindretningene er dominerende.



Figur 7-1. Lakselv lufthavn med plassering av brannøvingsfelt og tankanlegg. Rosa strek viser skille mellom nedbørsfelt (kilde: NVE Regime).

Spredningsvurderingen har hovedfokus på spredning av PFOS-forurensning fra brannøvingsfeltet BØF3.

Midlere netto nedbør (evapotranspirasjon er trukket fra total nedbørsmengde) for Lakselv er ca. 350 mm/år (NVE).

7.2 BØF3-aktivt felt

Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for BØF3. BØF3 brukes en gang pr. uke i sesongen fra mars til november. I tillegg til egen øving, benyttes feltet av Hammerfest-, Honningsvåg- og Mehamn lufthavner. Brannøvingsfeltet ble tatt i bruk i 1978. Fra 1978 til 2001 ble det ved brannøvelser brukt PFOS-holdig brannskum. I løpet av dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 810 kg ren PFOS på BØF3. Fra 2001 til 2012 ble det brukt brannskum med andre PFAS. I dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 140 kg PFAS på BØF3.

BØF3 ble utbedret og utvidet i 2007. Det ble i 2007 registrert en del sprekker i betongen og det ble antatt av det hadde vært lekkasjer til grunnen. Feltet ble masseutskiftet og det ble etablert en membran. Innerste del av brannøvingsfeltet består i dag av betong og det er etablert asfalt på utsiden av betongen.



Figur 7-2. Brannøvingsfeltet sett mot nord. Kilde: DP2

7.2.1 Terreng- og strømningsanalyse for området

Flyplassen ligger på elveavsetninger dominert av sand- og grusavsetninger. Overflaten er flat og består i hovedsak av sandige masser med spredt bjørkeskog, samt lyng- og gressvegetasjon. BØF3 ligger på ca. 6 moh. Grunnvannsnivået er ca. 2,5 meter under terreng. Det er ca. 200 meter fra BØF3 til Brennelvfjorden.

Avrenning fra BØF3 skjer hovedsakelig som grunnvann mot øst til Brennelvfjorden. Overflatevann fra plattformen til brannøvingsfeltet samles opp og føres til en buffertank (20 m³) før det går inn i en oljeutskiller (10 m³) og så videre ut i Brennelvfjorden med en dykket ledning. Det er flo/fjære variasjoner i Brennelvfjorden som vil påvirke den hydrauliske gradienten fra BØF3 mot fjorden. Det er ikke sannsynlig grunnvannsnivået eller grunnvannet ved BØF3 er påvirket av flo/fjære da avstanden til fjorden er for stor.

Antatt nedbørsfelt til feltet er på ca. 60 000 m² (Figur 7-3). Dette er et usikkert estimat da det er flatt terreng. Med en avrenning på 350 mm/år blir vannvolumet som drenerer gjennom nedbørsfeltet ca. 21 000 m³/år. Figur 7-3 viser mulige spredningsveier fra BØF3 til Brennelvfjorden. Den største helningen mot Brennelvfjorden er mot nord, nordøst og mot øst-sørøst. Rett øst for feltet er terrenget litt høyere og det gir noe lavere gradient mot fjorden i østlig retning. Det er sannsynlig at PFOS fra BØF3 kan ha relativt forskjellige strømningsveier etter som hvor på feltet en befinner seg (Figur 7-3).

Grunnvannsprøver rett vest, øst og sør for feltet (L BØF Sj6, L BØF Sj5 og L BØF Sj7) viser relativt høye konsentrasjoner av PFOS og PFAS med høyeste konsentrasjoner i L BØF Sj6 (i denne sjakten er gjennomsnitt av målte konsentrasjoner på henholdsvis 37 530 ng/l PFOS og 46 470 ng/l PFAS) som ligger ca. 20 meter vest for feltet (det er også målt de høyeste konsentrasjonene i jord i dette området vest for feltet). De laveste målte konsentrasjonene i grunnvann er ved L BØF Sj7 (ca. 45 meter sørvest for asfaltkant, gjennomsnitt av målte konsentrasjoner i sjakten er på henholdsvis 212 ng/l PFOS og 780 ng/l PFAS). Rett øst for feltet (ca. 30 meter øst for asfaltkant) er det i L BØF Sj5 gjennomsnitt av målte konsentrasjoner på henholdsvis 329 ng/l PFOS og 4 120 ng/l PFAS. I sjakten L BØF Sj3 (rett nord for feltet, ca. 5 meter nord for asfaltkant) er det tatt en vannprøve som viste høy PFOS-konsentrasjon på 58 900 ng/l. Det kan ut fra disse prøvene se ut som om feltet drenerer i størst grad mot nord/nordøst. Det er også tatt to prøver i en utløpskum (L BØF Utløp ved Brennelvfjorden) for avrenning fra oljeutskilleren. Gjennom denne kummen drenerer det overvannet som fanges opp på tette flater på brannøvingsplattformen (i rør). Prøvene i denne kummen representerer grunnvann og ikke avrenning fra oljeutskilleren. Da røret er en pumpeledning i PE antas det at det ikke vil forekomme lekkasjer fra denne. Vannstanden i kummen har variert ved de to prøvetakingene. Vannivået representerer trolig grunnvannsnivået i området. Prøvene tatt i utløpskummen har gjennomsnittlig PFOS - konsentrasjon på 250 ng /l. PFOS-konsentrasjonen i vannprøven fra kummen er ca. 1/100 av gjennomsnittskonsentrasjonen fra brønnene L BØF Sj5, L BØF Sj6, L BØF Sj7 og sjakten L BØF Sj3. Det er mulig at dette viser naturlig fortynning, men det kan også være et uttrykk for at spredningsretningen fra feltet kan ha en noe mer nordlig retning. Prøvepunktet Strand 1 har målt PFOS-konsentrasjon på 26 ng/l. Vannprøven Strand 1 representerer trolig sjøvannet i strandsonen.

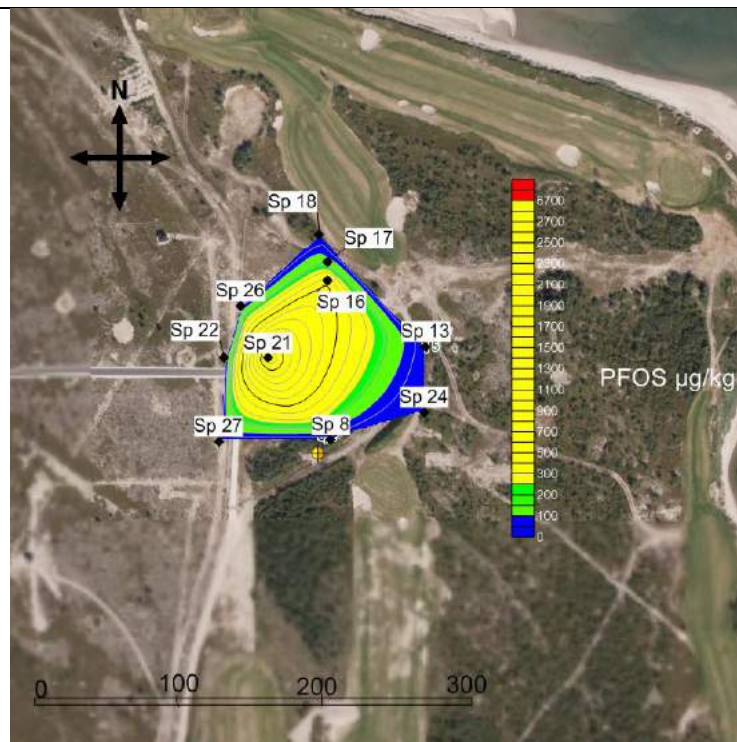


Figur 7-3. Viser antatt nedbørsfelt til BØF med blått polygon. Potensielle spredningsveier fra BØF3 vises med lyseblå piler. Sirkel markert med kryss er brønner. Sirkel med loddrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS-klasse, mens høyre side av sirkel har fargekode for PFAS-klasse. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet.

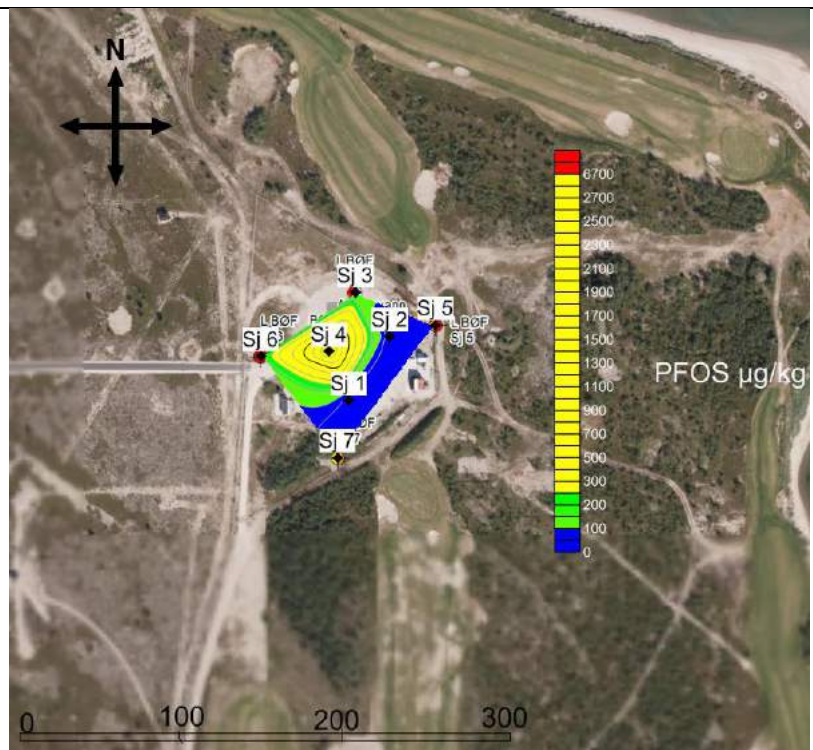
7.2.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF3

Det er beregnet et estimat på mengde PFOS igjen i grunnen på BØF3 basert på målte verdier i jord. Hvert prøvepunkt har fått beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon ut fra PFOS konsentrasjonene målt i forskjellige dybder nedover i jordprofilen.

Det ble gravd 7 sjakter (tatt 3 prøver i hver sjakt) og tatt overflateprøver i ytterligere 20 punkter (41 prøver). Av disse er det analysert 24 prøver. Det ble ikke tatt prøver gjennom membranen. Prøvene ble tatt på utsiden av asfalt og membran. Massene der prøvene er tatt er sandige. Den høyeste PFOS-konsentrasjonen (1220 µg/kg) er funnet i punkt L BØF Sp 21 i dybde 0,1-0,3 m under terreng. Punktet ligger ca. 30 m vest for plattformen. Det er funnet de høyeste PFOS-konsentrasjonene vest og nord for selve brannøvingsplattformen. Selv om det er funnet lave verdier for PFOS i masseprøver fra sjiktet over grunnvannsnivå er det relativt høye verdier i grunnvannet. Dette kan komme av at PFOS lekker ut fra dette sjiktet. Figur 7-4 viser en interpolering av PFOS-forurensning på BØF3 for 0-0,3 meter under terreng. Forurensningen er relativt godt avgrenset av prøvetakingen i xy-retning. Sjaktene L BØF Sp21 og L BØF Sp16 har de høyeste konsentrasjonene av PFOS i denne dybden. Figur 7-5 viser en interpolering av PFOS-forurensning for 0,9 - 3,2 meter under terreng (det er ikke tatt prøver mellom 0,3 m og 0,9 meter under terreng). Det er i dette dypet målt de høyeste PFOS-konsentrasjonene i L BØF Sj4 (gjennomsnitt målt PFOS-konsentrasjon i sjakten på 830 µg/kg). Det er 7 sjakter som har analyser fra dette dypet. Sjaktene L BØF Sj1, L BØF Sj2, L BØF Sj5 og L BØF Sj7 har PFOS-konsentrasjoner under normverdi. I dette dypet ser det ut som forurensningen er godt avgrenset i sør og øst, men ikke i vest og nord.

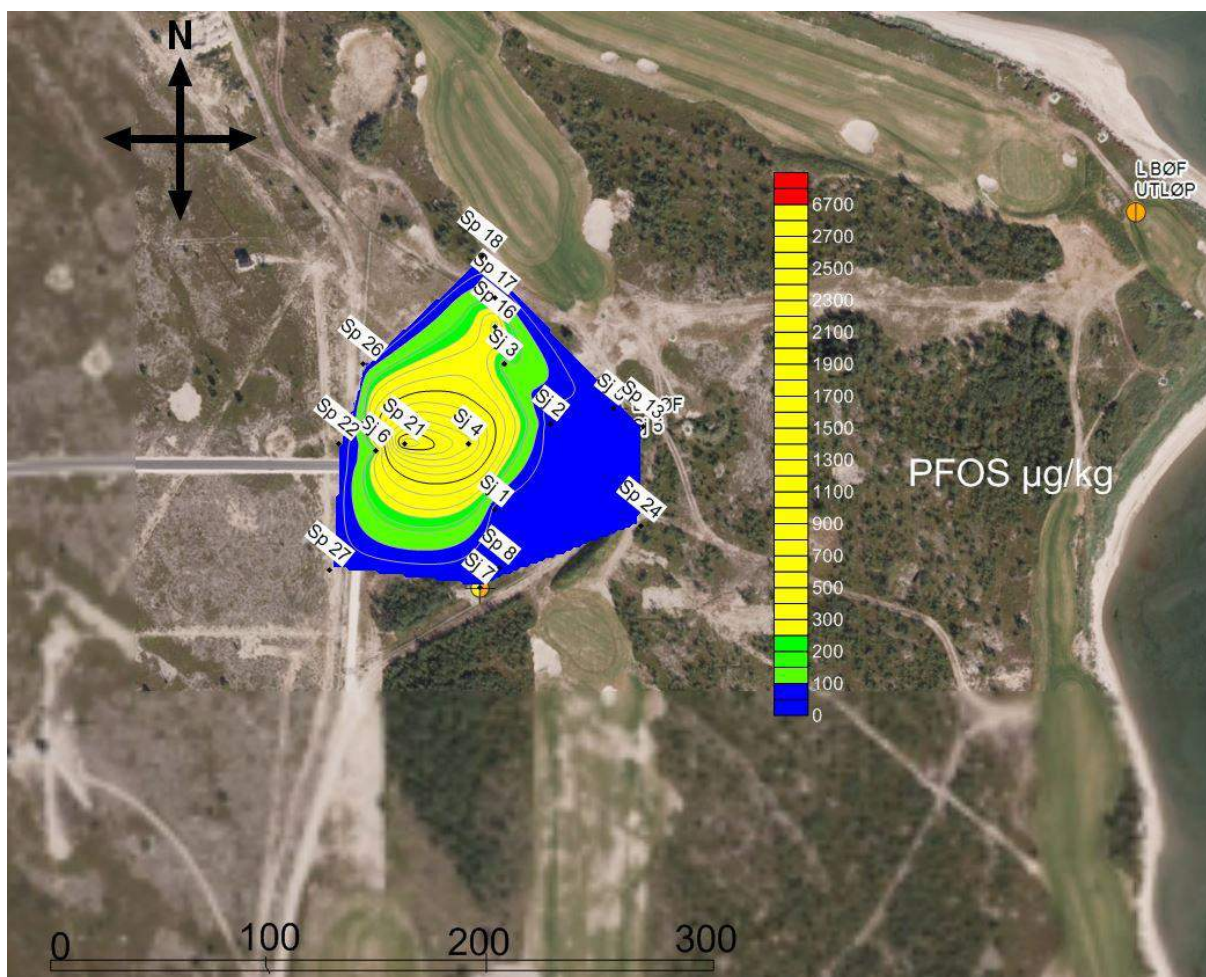


Figur 7-4. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF3 for dybde 0-0,3 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbour". Fargene er basert på klassene i Tabell 4 3.



Figur 7-5. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF3 for dybde 0,9-3,2 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbour". Fargene er basert på klassene i Tabell 4 3.

Figur 7-6 viser interpolering av PFOS for hele jordprofilet (begge lag slått sammen). Interpoleringen er basert på gjennomsnittskonsentrasjoner i hvert prøvepunkt nedover i jordprofilet.



Figur 7-6. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF3 basert på gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i hvert prøvepunkt. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbour".

Beregning av restmengde PFOS på BØF3 er basert på denne interpoleringen i Figur 7-6. Årsaken til at lagene i Figur 7-4 og Figur 7-5 er slått sammen er at usikkerhetene i en mer kompleks beregning basert på to lag vil være like store som i denne beregningen og mindre oversiktlig. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er 201 µg/kg. Utstrekningen av interpolert område er $14\,000 \pm 3\,000 \text{ m}^2$. Usikkerheten i areal er satt skjønnsmessig. Selve plattformen og membranen som ikke er prøvetatt er på ca. $1\,300 \text{ m}^2$ og usikkerheten i areal omfatter dette området. Dybden på forurensset område vil kunne variere, men har blitt vurdert til 3 ± 1 meter som et gjennomsnitt. Grunnvannsnivået er på ca. 2,5 meter under terreng og det er antatt at det ikke er PFOS dypere ned enn 4 meter under terreng. Tettheten til massene er vurdert til $1\,600 \pm 200 \text{ kg/m}^3$. Usikkerheten i tettheten til massene er basert på at massenes beskaffenhet vil variere. Massene her er sannsynligvis dominert av sand og tettheten er basert på dette.

Dette gir en rest av PFOS for BØF3 på $13 \pm 6 \text{ kg}$ (se avsnitt 4.3.2 for metode for utregning).

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

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

I avsnitt 7.2.2 ble det estimert en rest PFOS for BØF3 på 13 ± 6 kg.

Vannvolumet som drenerer gjennom området er basert på et estimert nedbørsfelt til BØF3 på 60 000 m² (Figur 7-3) og en årlig infiltrasjon på 350 mm/år. Basert på PFOS-konsentrasjoner i brønnene L BØF Sj5, L BØF Sj6, L BØF Sj7 og i sjakten L BØF Sj3 er det estimert at det lekker ut ca. 24 µg PFOS per liter vann som renner ut fra feltet.

Med et estimert vannvolum som drenerer gjennom nedbørsfeltet til BØF3 på ca. 21 000 m³ per år gir dette en utlekking av ca. 500 g PFOS per år. Med en rest av PFOS på 13 ± 6 kg vil det ta mellom 15 til 40 år før all PFOS har lekket ut fra selve feltet (Tabell 7-1). I tillegg kommer tiden PFOS i grunnvannet bruker på å nå Brennelvfjorden. Denne størrelsen er usikker.

En feilkilde er at utlekkingen av PFOS per år vil minke etter hvert som det blir mindre PFOS igjen på BØF (se avsnitt 4.3.3 for beskrivelse av usikkerheter).

Tabell 7-1. Parametere for utlekking PFOS per år fra BØF3.

Vekt PFOS BØF3	13 ± 6	Kg
Infiltrasjon	350	mm/år
Areal nedbørsfelt til BØF3	60 000	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	21 000	m ³ /år
Gjennomsnitt målt PFOS som drenerer fra BØF3	24	µg/l
Utlekking PFOS fra BØF	500	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	15-40	år

7.3 Andre lokaliteter med mistanke om PFOS-forurensning

Det er funnet PFAS-konsentrasjon på 111 ng/l i vannprøve LT 1 i nærheten av Statoils tank for flydrivstoff. Årsaken til denne forurensningen er ukjent. Det er ikke mistanke om andre lokaliteter med PFOS eller PFAS forurensning.

7.4 Estimert av mengde PFOS og PFAS fra oljeutskiller

Drensvann fra brannøvingsfeltet ledes til oljeutskilleren og deretter til Brennelvfjorden via ledning. Det er tatt vannprøver i oljeutskilleren under øvelse (PFOS-konsentrasjon 3 940 ng/l, PFAS-konsentrasjon 45 000 ng/l) og utenom øvelse (PFOS-konsentrasjon 2 230 ng/l,

PFAS-konsentrasjon 14 700 ng/l). Det er estimert at det brukes ca. 788 500 liter vann til øvelse hvert år. Størrelsen på tette flater som drenerer til oljeutskiller er ca. 1 300 m². Dette gir med en midlere avrenning på 350 mm/år et vannvolum på ca. 455 000 liter/år som renner av plattformen og gjennom oljeutskilleren via nedbør. Disse målte PFAS-konsentrasjonene og estimerte vannvolumene gir en total utlekking på ca. 4 g PFOS/år og ca. 42 g PFAS/år via oljeutskiller til Brennelvfjorden.

8 Oppsummering

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

8.1 Jord og vann

Under prøvetaking i 2011 ble det påvist moderate konsentrasjoner av PFAS i en radius av 30-40 m nord og vest for BØF. Dominerende forbindelse er PFOS, med høyeste påviste konsentrasjon på 1220 µg/kg i 10-30 cm dybde. Det er ikke analysert nok dypereliggende prøver ved feltet til å anslå utbredelsen av forurensningen, men av det som er analysert ser forurensningen ut til å være høyest i øvre lag.

Det er tatt prøver både fra grunnvannsbrønner, sjakter, kummer og oljeutskiller ved lufthavnen. Grunnvannsprøver er tatt hovedsakelig i 2012 og 2013, vann fra sjakter er tatt i 2011 og 2012, overflatevann i 2012 og 2013, og avløpsvann fra oljeutskiller ved det aktive brannøvingsfeltet tas årlig (sist i juli 2015).

Hovedspredningen fra BØF 3 er i østlig retning – mot Brennelvfjorden. Det er likevel påvist høye konsentrasjoner av PFAS i grunnvannsprøve vest for BØF. Sør og øst for BØF er det påvist moderate konsentrasjoner. De høye konsentrasjonene vest for BØF stammer antakeligvis fra øvelser som tidligere ble gjennomført her. Det er også påvist moderate til høye konsentrasjoner av PFAS i vann fra oljeutskiller som går i rør direkte ut i sjøen øst for feltet.

I grunnvann som har sivet inn i sjakt rett nord for BØF er det også påvist høye konsentrasjoner av PFOS, 58 900 ng/l. Her er det sannsynlig at graving i grunnen har mobilisert PFOS/PFAS i massene rundt.

I grunnvann som har sivet inn i kum er det påvist PFAS i moderate konsentrasjoner. Her kan PFAS stamme fra naturlig spredning i grunnen fra BØF eller fra en oppkonsentrert spredning av PFAS fra BØF i drenerende masser rundt pumpeledningen.

Det er også tatt vannprøve av sjøvann som har sivet inn i sjakt på stranden nord for BØF. Her er konsentrasjonen av PFAS moderat på 95,4 ng/l. Graving og etterfølgende mobilisering av PFAS antas å ha bidratt til å øke konsentrasjonen, og prøven anses ikke å være representativ for sjøvannet utenfor. Det viser imidlertid på at det er PFAS i masser på stranden, og at denne lett mobiliseres og spres.

Det er analysert på to ytterligere grunnvannsprøver (tatt i 2011) fra driftsområdet på lufthavnene, i umiddelbar nærhet til et nedlagt militært drivstoffanlegg. Her ble det kun påvist PFAS i én av prøvene. Konsentrasjonen var lav-moderat, 111 ng/l. Kilden til forurensningen antas å være diffus, f.eks. vasking av utstyr, påfylling av brannskum, o.l.

8.2 Restmengder jord/spredning

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt 810 kg PFOS i perioden 1978 til og med 2001, og 140 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2002 til 2012.

Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i Brennelvfjorden. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 7-19 kg PFOS ved det aktive brannøvingsfeltet i dag. Det årlige forbruket i 1978-2001 var gjennomsnittlig ca. 30 kg PFOS som følge av øving med brannskum. Målinger og beregninger estimerer at det er igjen en aktiv spredning fra grunnforurensning ved brannøvingsfeltet i størrelsesorden 0,5 kg PFOS per år. Det er sannsynlig at den årlige spredningsmengden er avtagende. Hoveddelen av PFOS-utlekking skjer sannsynligvis i forbindelse med mye nedbør og snøsmelting.

8.3 Biota

Undersøkelsene av biota begrenser seg til marint miljø. Det ble analysert diverse prøver av fiskekjøtt, fiskelever, hel fisk, sandskjell og tang samlet i 2013.

Det ble ikke påvist PFAS i tang, men det ble funnet PFAS (hovedsakelig PFOS) i både sandskjell, blandprøve av skrubber, samt i muskelprøver av sjøørret tilsvarende kategori II – *God miljøtilstand*. Som forventet ble det funnet høyere konsentrasjoner i leverprøvene av sjøørret (tilsvarende kategori III – *Moderat miljøtilstand*).

Strandsona nord og øst for brannøvingsfeltene der funnene er gjort utgjør et lite areal i forhold til tilgrensende marine strandområder. Det litorale området er sterkt påvirket av tidevannet, men det ble likevel påvist PFAS-konsentrasjoner over EQS_{biota} i fisk fra de frie vannmassene. Dette er nivå av PFAS, som med utgangspunkt i internasjonal kunnskap om toksiske effekter på ulike organismer, ikke gjør det sannsynlig å forvente skader på individer og likeledes at spredning av PFAS fra Lakselv lufthavn i liten grad forventes å gi skade på arter eller tilgrensende økosystem.

8.4 Matbiota og risiko for mennesker

Lakselv lufthavn ligger innerst i Porsangerfjorden. Det foregår sannsynligvis en del fritids- og yrkesfiske i området.

For matbiota er det gjennomført analyser av muskelvev fra sjøørret med hensyn på PFAS i forbindelse med denne undersøkelsen. Det ble påvist PFAS, men i lave konsentrasjoner.

Mattilsynet har ikke vurdert analysedataene av fisk fra marint nærområde til Lakselv lufthavn, men Mattilsynets vurderinger av matbiota fra andre lufthavner med tilsvarende nivå av PFAS i muskelvev hos fisk tilsier at det ikke er forbundet med risiko for mennesker å innta filet fra fisk med slike lave konsentrasjoner av PFAS som er påvist i denne undersøkelsen.

Mat fra terrestrisk biota som jaktbart vilt og husdyr inngår ikke i denne undersøkelsen.

9 Referanser

Andersson, S., Persson, M., Moksnes, P. O., Baden, S. (2009). The role of the amphipod *Gammarus locusta* as a grazer on macroalgae in Swedish seagrass meadows. *Mar Biol* (2009) 156:969–981.

ATSDR (2009). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Draft toxicological profile for perfluoroalkyls. U.S. department of health and human services Public Health Service. Report 404 pp.

Aquateam (2011). Forslag til normverdier og helsebaserte tilstandsklasser for perfluorerte organiske forbindelser i forurenset grunn. Aquateam rapport 11-004.

Beach SA, Newsted JL, Coady K, Giesy JP (2006). Ecotoxicological evaluation of perfluorooctanesulfonate (PFOS). *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 186: 133–174.

Borg, D., and Håkansson, H. (2012). Environmental and health risk assessment of perfluoroalkylated and Polyfluoroalkylated Substances (PFASs) in Sweden. Naturvårdsverket Rapport 6513. ISBN 978-91-620-6513-3.

Direktoratsgruppen (2013). Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. 263 s.

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

Du, G., Hu, J., Huang, H., Qin, Y., Han, X., Wu, D., Song, L., Xia, Y. and Wang, X. (2013). Perfluorooctane sulfonate (PFOS) affects hormone receptor activity, steroidogenesis, and expression of endocrine-related genes in vitro and in vivo. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 32, No. 2, pp. 353–360.

EPA (2009). Provisional Health Advisories for Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS). 5 p.

European Food Safety Authority (2008). Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food chain on Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts, *The EFSA Journal* (2008). Journal number, 653, 1-131.

European Food Safety Authority (2012). Perfluoroalkylated substances in food: occurrence and dietary exposure. *EFSA Journal* 2012; 10(6):2743. [55 pp.] doi:10.2903/j.efsa.2012.2743.

Fjeld, E., Bæk, K., Rognerud, S., Rundberget, J.T., Schlabach, M. og Warner, N.A. (2015). Miljøgifter i store norske innsjøer, 2014. M-349, 101 s.

Giesy, JP, Kannan, K. (2001) Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environ. Sci. Technol.* 2001, **35**, 1339 – 1342.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Kallenborn B, Järnberg. 2004. Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the Nordic 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 perfluorbutane sulfonate, perfluorhexanesulfonate, 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 forurening 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 innholdet av PFAS i fisk i fiskevann rundt Harstad/Narvik Lufthavn, Evenes. Ref. 2015/44730. Brev datert: 09.04.2015.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Rylander, C., Duong, T. P., Odland, J. O., and Sandanger, T. M. (2009). Perfluorinated 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 forurenset 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 - LAKSELV LUFTHAVN. Rapport 168180-370-1.

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

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

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

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

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

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

Internett

Livsmedelverket: www.slv.se

Miljøstatus: www.miljostatus.no/kart

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

Vedlegg 1 Undersøkte arter ved Lakselv lufthavn

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*). Ørret (se Figur 1) er vanlig i hele Norge både i ferskvann og i saltvann. I havet er den ofte kystnær, og man finner den i nær sagt alle vassdrag og innsjøer i innlandet. I ferskvann lever ørreten av 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. Gytealder spenner fra 2 til 10 år og den gyter for det meste på rennende vann om høsten. Store ørret kan vandre over store områder. Sjøørreten vandrer ut som smolt fra sin barndoms elv og spiser seg stor i havet for å vandre tilbake å gyte i elva den ble født i (Jonsson, B. and Semb-Johansson, A., 1992; Pethon, 1985).



Figur 1. Ørreten er vanlig i hele Norge, både i ferskvann og i saltvann. Foto: Finn R. Gravem

Skrubbe (*Platichius flesus*). Skrubbe (se Figur 2) er vanlig langs hele kysten og om sommeren er unge individer ofte på næringssøk langt opp i elver. Den kan således påtreffes i innsjøer hvor det er fri vandringsvei til havet. Dietten består av bunndyr som tanglopper, børstemark, slangestjerner og muslinger samt småfisk som kutlinger. Dietten i ferskvann og brakkvann består for det meste av små krepsdyr og larver av dansemygg (Pethon, 1985). Man finner skrubbe for det meste på sand- og slambunn ned til 75 meters dyp. Sommer og høst er den på grunne områder, mens den på vinter og vår foretrekker dypere områder. Skrubba regnes allikevel som en stasjonær fisk. Den kjønnsmodner fra to til fem år og gyter en gang i mars til juni på 25 til 75 meters dyp. Det pelagiske larvestadiet varer rundt to til tre måneder. Yngelen bunnsår på grunt vann ved ca. 1 cm lengde (Jonsson, B. and Semb-Johansson, A., 1992).



Figur 2. Skrubbe er vanlig i hele Norge, både i ferskvann og i saltvann. Foto: Finn R. Gravem.

Vanlig sandskjell (*Mya arenaria*) lever nedgravd i sand og muddersand blandet med grus. De liker seg best på grunt vann ned til 20 meters dyp. De graver seg dypt ned i sand og mudder, slik at bare de lange, sammenvokste ånderørene (sifonene) stikker opp så munningene ser ut som to huller i sandflaten. Sandskjell er vanlige i europeiske farvann, og det finnes tre arter i Norge. Vanlig sandskjell, *Mya arenaria*, blir 14 cm brede, og er hvite med konsentriske striper. I USA og Canada kalles sandskjell for clams, hvor de fiskes kommersielt og regnes for god mat.



Figur 3. Vanlig sandskjell. Bilde hentet fra www.miljolare.no

Spiraltang (*Fucus spiralis*), også kjent som kaurtang, er en brunalge som blir 5-30 cm høy, og ligner blæreløse former av blæretang, men noe mindre. Skuddene er todelt forgrenet, ofte kruset og spiralsnodde. Spiraltang danner sammenhengende soner i den øvre delen av fjære, overnfor blæretangen eller delvis blandet med denne.



Figur 4. Spiraltang. Bilde hentet fra naturbildebasen.lokus123.no

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.

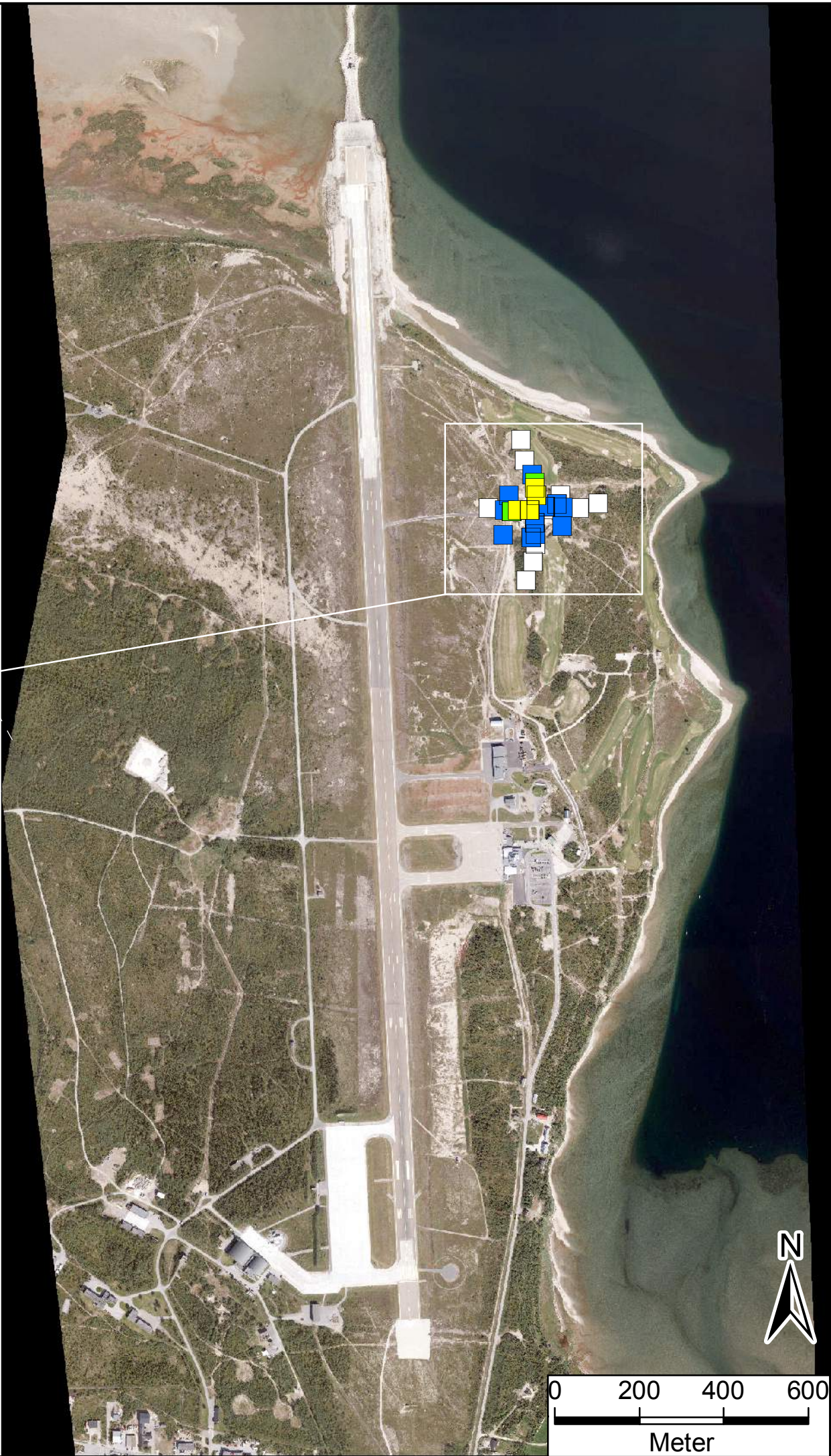
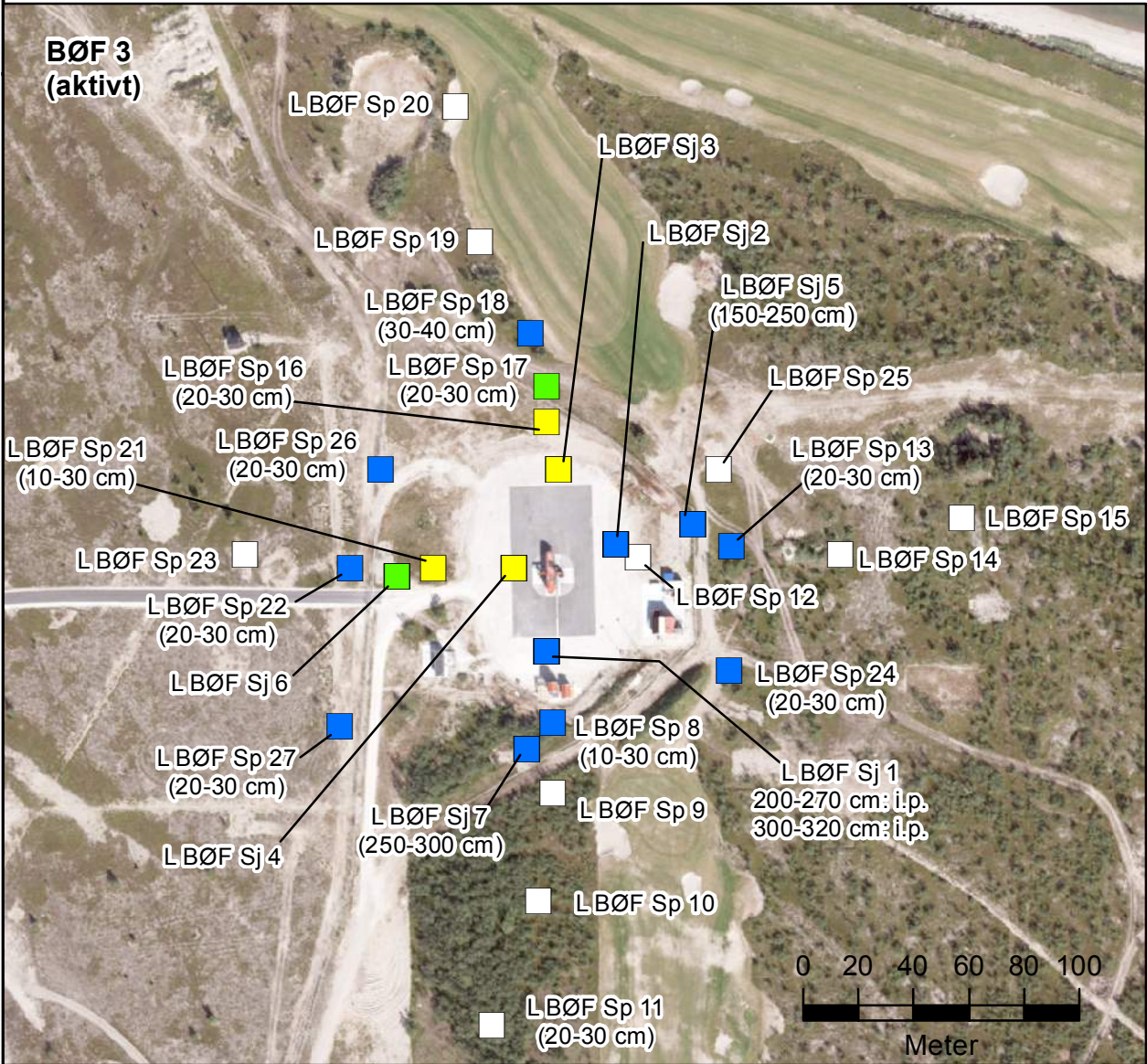
µg/kg våtvekt: milliontedels gram pr kg analysert prøve.

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

Lakselv lufthavn
Banak (ENNA)

Oversiktskart

Jord og sediment



PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

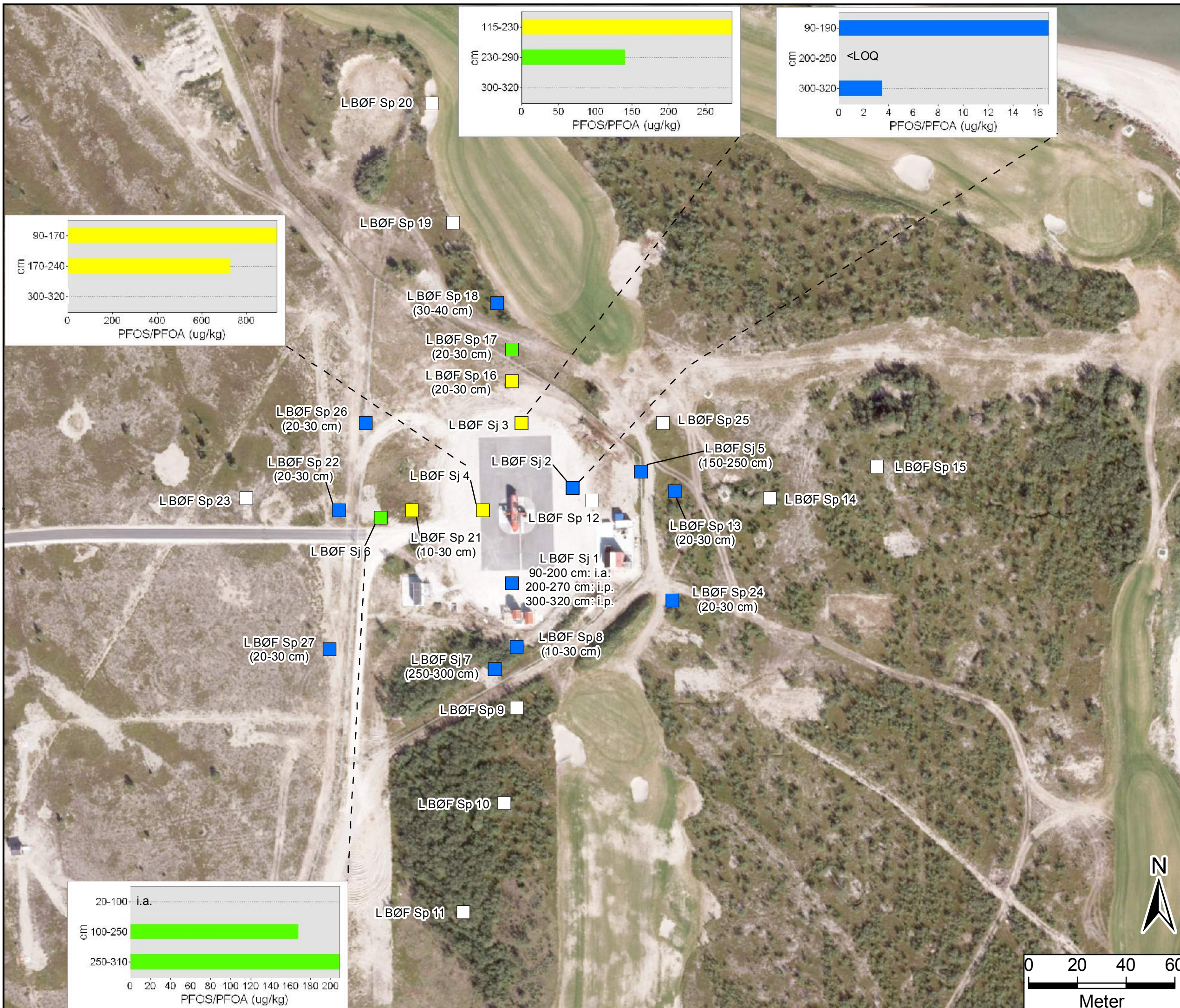
- <100 (normverdi)
- 100-250
- 250-6700
- >6700
- Ikke analysert

* PFOS er dominerende parameter

Lakselv lufthavn Banak (ENNA)

Brannøvingsfelt 3
(aktivt)

Jord og sediment

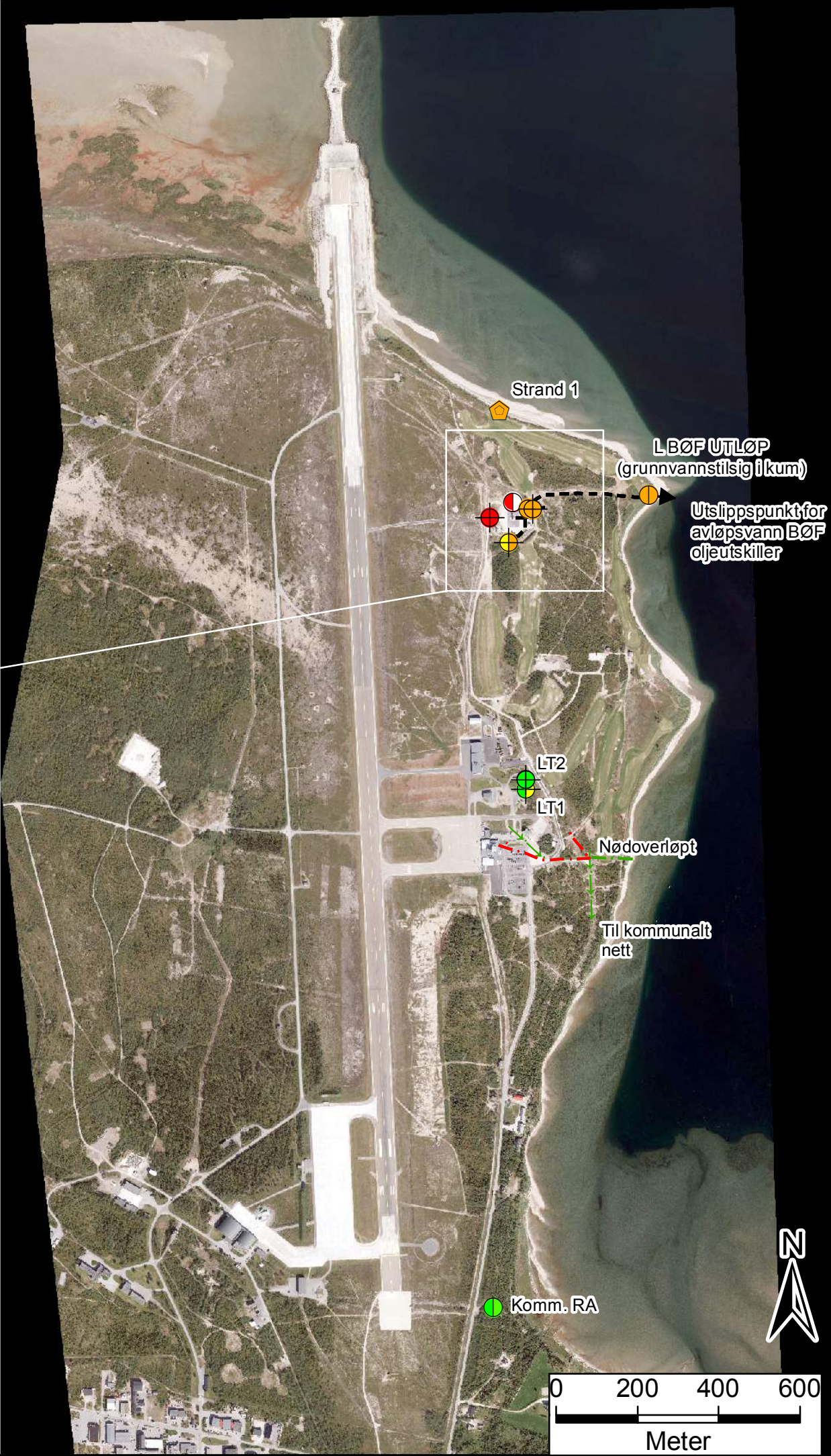
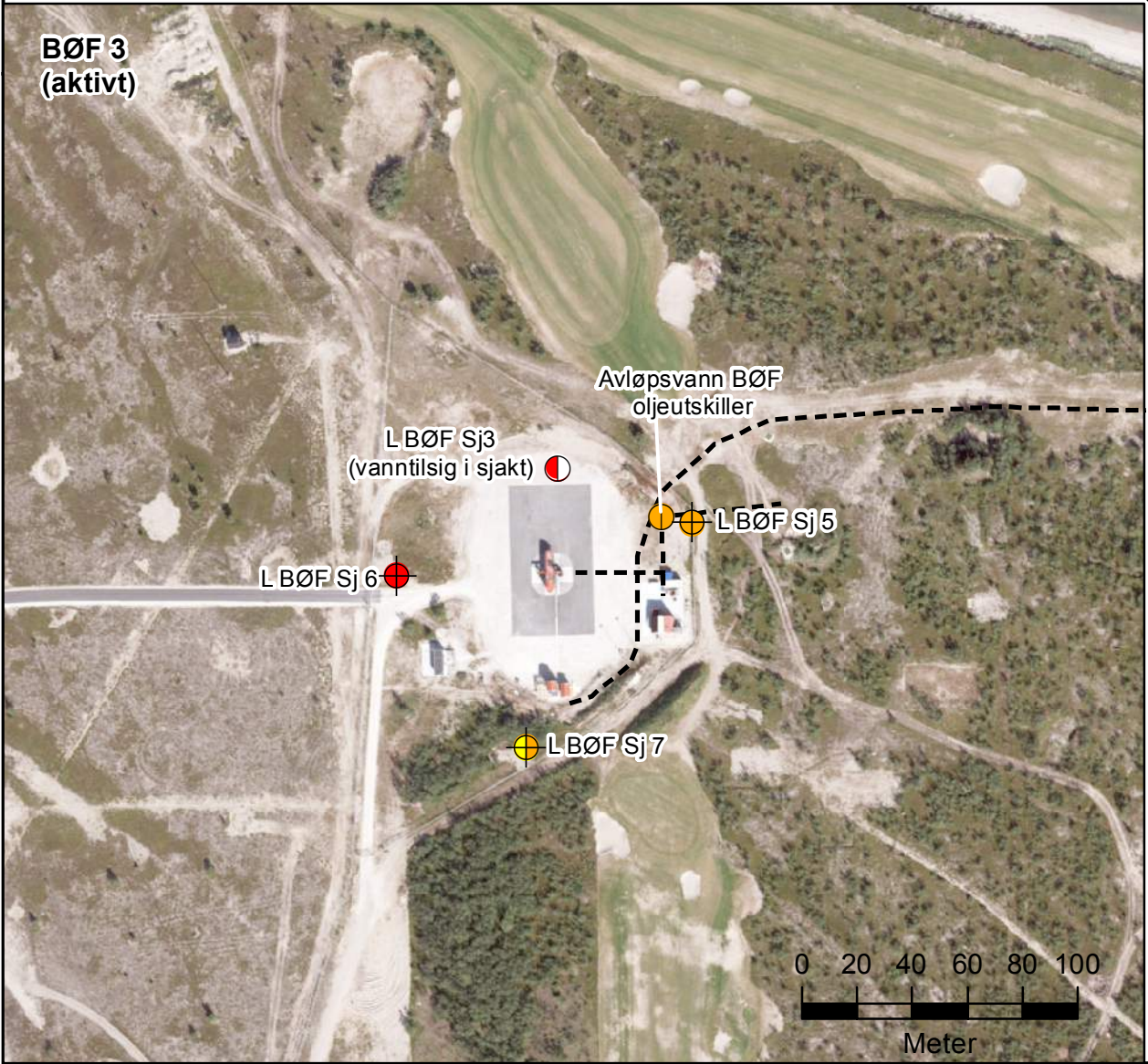


Grunnvannsbrønner						
Punkt	Parameter	2011-10-11	2012-05-29	2012-05-31	2013-06-05	2013-09-04
L BØF Sj 5	PFOS	i.a.	i.a.	355	294	337
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	4360	4050	3940
L BØF Sj 6	PFOS	i.a.	i.a.	19000	55900	37700
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	30000	67500	41900
L BØF Sj 7	PFOS	i.a.	i.a.	167	145	325
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	986	640	708
LT1	PFOS	i.a.	i.a.	<LOQ	i.a.	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	111	i.a.	i.a.
LT2	PFOS	i.a.	i.a.	<LOQ	i.a.	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	<LOQ	i.a.	i.a.
Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l						

Ferskvann									
Punkt	Parameter	2011-10-11	2012-05-31	2013-05-29	2013-06-05	2013-09-04	2014-05-16	2014-09-18	2015-07-15
L BØF UTLØP	PFOS	383	112	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	253	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
L BØF Sj3	PFOS	58900	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Komm. RA	PFOS	i.a.	i.a.	i.a.	<LOQ	<LOQ	i.a.	i.a.	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	i.a.	<LOQ	<LOQ	i.a.	i.a.	i.a.
Avløpsvann BØF oljeutskiller, normal	PFOS	i.a.	i.a.	i.a.	2230	i.a.	764	29.5	162
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	i.a.	14700	i.a.	20700	2120	2080
Avløpsvann BØF oljeutskiller v/øvelse	PFOS	i.a.	i.a.	3940	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	Σ PFAS	i.a.	i.a.	45000	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l									

Sjøvann		
Punkt	Parameter	2012-05-31
Strand 1	PFOS	25.7
	Σ PFAS	95.4
Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l		

Fargekode for Avløpsvann BØF i kartutsnitt representerer konsentrasjoner i prøve tatt under normale forhold. Konsentrasjoner og tilhørende fargekode for prøve tatt under øvelse er gitt i tabell for ferskvann over.



Lakselv lufthavn Banak (ENNA)

Oversiktskart inkl. brannøvingsfelt 3 (aktivt)

Vann

PFOS / Σ PFAS grunnvannsbrønn (ng/l) *

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

* Venstre halvdel = PFOS
Høyre halvdel = PFAS

PFOS / Σ PFAS ferskvann (ng/l) *

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

* Venstre halvdel = PFOS
Høyre halvdel = PFAS

PFOS / Σ PFAS sjøvann (ng/l) **

- Ikke analysert
- 0
- <LOQ
- LOQ-23
- 23-7 200
- >7 200

** Senter = PFOS
Ytre ramme = PFAS

Avlopsledning

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

Avrenning

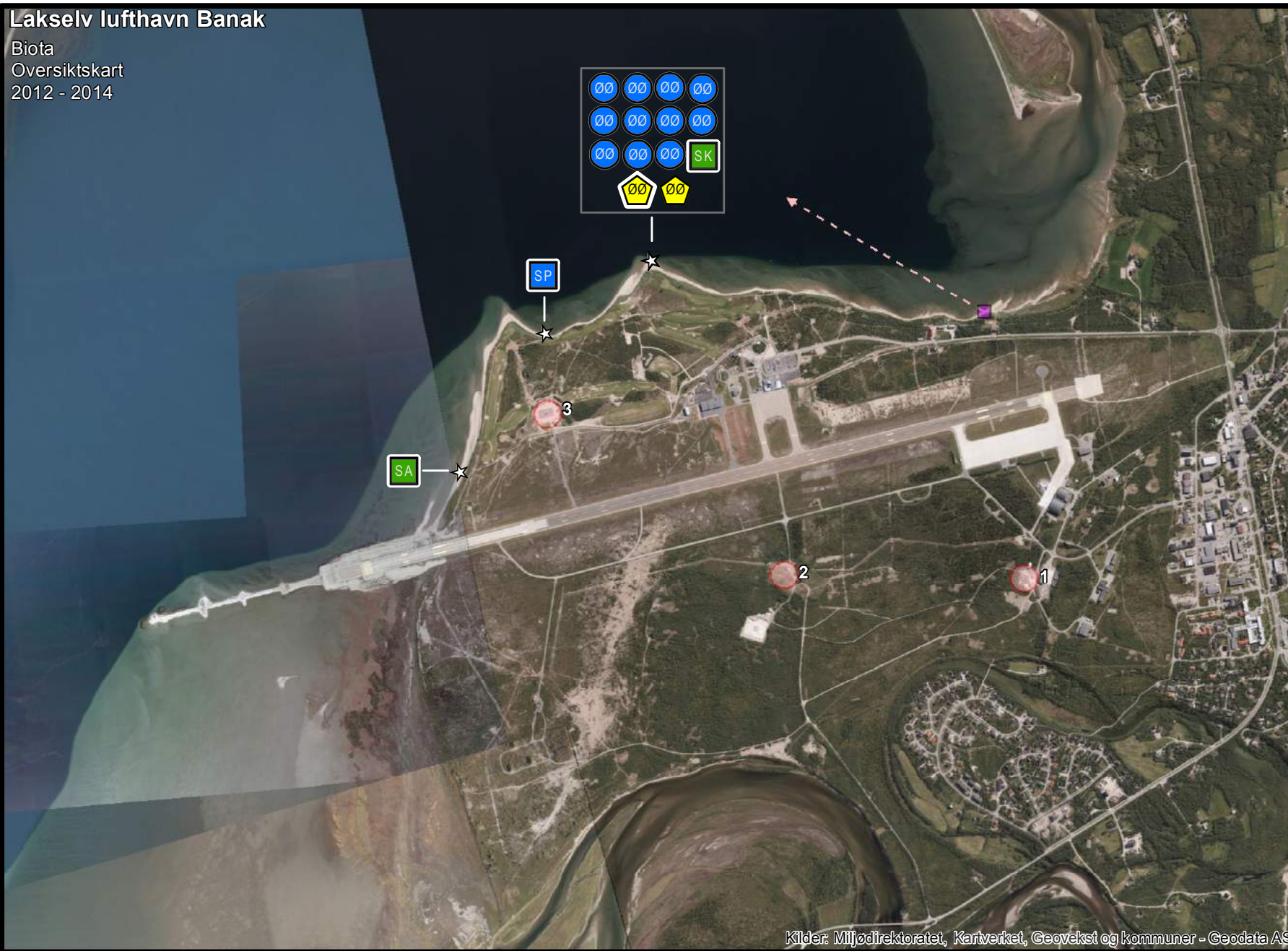
- Deponi glykolforurenset snø
- Overvannsledning
- Avrenningsveg glykol
- Bekkeresipient
- Overvannssystem
- Vannskille rullebane
- Antatt avrenningsveg baneavising

i.a. = ikke analysert
LOQ = rapporteringsgrense

Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2012 - 2014

Lakselv lufthavn Banak

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



☆ prøvepunkt

□ hele individer

⬠ lever

○ muskel

□ flere individer

SA sandskjell (spp.)

SK skrubbe

SP spiraltang

00 sjørøtt

PFAS/kg våtvekt

■ < LOD (Limit of detection)

■ LOD - 9,1 µg

■ > 9,1 - 91,3 µg

■ > 91,3 µg

■ avløpsanlegg

--- utløp (avløpsanlegg)

0 500 Meter

168187, NOERAT, 08.04.2016

SWECO

Kilder: Miljødirektoratet, Kartverket, Geovekst og kommuner - Geodata AS