

RAPPORT

AVINOR AS

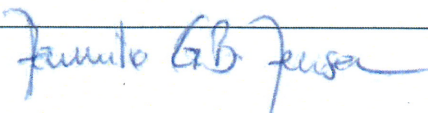
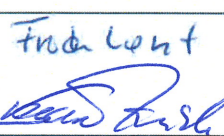
LEKNES LUFTHAVN

UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA

2016-06-14



Leknes lufthavn. Foto: Avinor

Rapport nr.: 168186-16-J8	Oppdrag nr.: 168186	Dato: 14. juni 2016	
Oppdragsnavn: Perfluorerte og polyfluorerte forbindelser ved norske lufthavner			
Kunde: Avinor AS			
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA LEKNES LUFTHAVN			
Sammendrag: Denne rapporten bygger på undersøkelser av PFAS-forurensning i jord, vann og marin biota ved Leknes lufthavn, fra perioden 2011 til 2015. Rapporten beskriver også restmengder av PFOS og gir vurderinger av spredningsforløp, samt miljøtilstand og risiko knyttet til menneskelig helse som følge av PFAS-forurensningen. Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt ca. 18 kg PFOS i perioden 1991 til 2002 og ca. 4 kg PFAS (i hovedsak fluortelomerer) i perioden 2002 til 2008. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut til myrområder vest for, og sjøen sydøst for Leknes lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 2-6 kg PFOS ved brannøvingsfeltet i dag. Det vil trolig ta 30-90 år før all PFOS har drenert ut fra det brannøvingsfeltet i sin helhet. Mattilsynet har ikke vurdert analysedata fra muslinger og strandbiota ved Leknes lufthavn. Undersøkelsene av biota begrenser seg til marint miljø. Det ble analysert diverse blandprøver av muslinger og strandbiota. Det ble kun påvist PFAS (6:2 FTS) i blandprøven av blåskjell, tilsvarende kategori III – <i>Moderat miljøtilstand</i> (nedre intervall).			
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2015-02-18	Utkast m/biota	FRG
B7	2016-03-17	Norconsults bidrag på vann, jord og spredningsvurderinger	VK
J8	2016-06-14	Endelig versjon	JJE
Utarbeidet av: Finn R. Gravem, Jannike Gry B. Jensen, Bente Breyholtz, Lars Været, Marthe-Lise Søvik, Eivind Halvorsen, Halvard Kaasa (red.), Vegard Kvisle		Sign.: 	
Kontrollert av: Frode Løset / Sweco Norge AS Vegard Kvisle / Norconsult AS		Sign.: 	
Oppdragsansvarlig / avd.: Kim Rudolph-Lund/ Sweco Norge AS Jannicke Garmann/ Norconsult AS		Oppdragsleder / avd.: Halvard Kaasa / Sweco Norge AS Vegard Kvisle / Norconsult AS	

Forord

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

For å skaffe oversikt over spredningsveier, samt å få gjort en vurdering av om spredning av disse fluorerte forbindelsene kan ha uheldige virkninger for mennesker og økosystem i nærområdene rundt lufthavnene, er det gjennomført registreringer av disse stoffene i jord, vann og levende organismer (biota). Nivået for innsamling av materialet er bestemt av Avinor.

Arbeidet som presenteres i denne rapporten bygger på data fra vann, jord og biologisk materiale som ble hentet inn i perioden 2011-2015. Rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom Norconsult AS og Sweco Norge AS. Det er ikke gjort vurderinger av mattrygghet, da det ikke er samlet inn matbiota.

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

Finn Gravem, Jannike Gry B. Jensen, Halvard Kaasa

Norconsult:

Vegard Kvisle, Bente Breyholtz, Eivind Halvorsen, Marte-Lise Søvik og Lars Været

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

14. juni 2016

Innhold

1	Innledning	8
1.1	Bakgrunn og formål	8
2	Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS)	10
2.1	Generelt	10
2.2	Egenskaper PFAS	11
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	12
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	12
2.5	PFAS i konsumvarer	15
3	Miljømål og akseptkriterier	16
3.1	Miljømål	16
3.2	Akseptkriterier i vann og biota	16
4	Metode resultatvurdering	17
4.1	Inndeling miljøtilstand biota	17
4.2	Klasseinndeling sedimenter, jord og vann	18
4.3	Spredningsvurdering	19
4.3.1	Generelt	19
4.3.2	Metode for beregning av restmengde PFOS	19
4.3.3	Usikkerheter i beregningene	20
4.3.4	Metode for tidsestimat på utlekking av all PFOS fra brannøvingsfelt til resipient ..	21
4.4	Vurderinger av økologiske konsekvenser	21
4.4.1	Bioakkumulering	22
4.5	Vurderinger av matbiota	24
5	Områdebeskrivelse	25
5.1	Beliggenhet og omgivelser	25
5.1.1	Naturverdier	26
5.2	Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter	26
5.2.1	Bruk av brannskum	26
5.2.2	Aktivt brannøvingsfelt	26
5.2.3	Andre PFAS-lokaliteter	28
5.3	Utførte tiltak	28
5.3.1	Oljeutskillere og sandfang	28
6	Undersøkelser	29

6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	29
6.2	Jord	29
6.3	Sedimenter	31
6.4	Vann.....	31
6.4.1	Grunnvann.....	31
6.4.2	Overflatevann	32
6.5	Biota	37
6.5.1	Terrestriske arter	37
6.5.2	Ferskvannsarter.....	37
6.5.3	Marine arter	38
6.5.4	Vurdering testgrunnlag biota.....	41
7	Spredningsvurdering	43
7.1	Innledning	43
7.2	Brannøvingsfeltet	46
7.2.1	Innledning	46
7.2.2	Terreng- og strømningsanalyse	46
7.2.3	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på brannøvingsfeltet	48
7.2.4	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt brannøvingsfeltet	51
7.3	Andre lokaliteter med PFOS forurensning.....	51
8	Oppsummering	52
8.1	Jord og vann	52
8.2	Restmengder i jord og spredning av PFOS	52
8.3	Oppsummering biota.....	53
8.4	Matbiota og risiko for mennesker.....	53
9	Referanser	54

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 Leknes 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.

Avinor la for noen lufthavner opp til et redusert prøveprogram for biota. Dette med bakgrunn i at analysedata og funn i utvalgte indikatorarter skulle sammenholdes med data og funn fra mer grundig undersøkte lufthavner, for slik å kunne gi indikasjoner på miljøtilstanden. Leknes lufthavn er en av lufthavnene med redusert prøveprogram for biota.

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 Leknes lufthavn er det gjennomført innsamling og analyse av muslinger og strandbiota i marint miljø utenfor Leknes lufthavn. Vannovervåkingen ble også videreført med et utvalg eksisterende og nye prøvepunkter i 2013-2015.

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)}	Perfluorononanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₇ COOH
PFDA ^{a)}	Perfluorodecanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₈ COOH
PFBS ^{a)}	Perfluorobutans sulfonic acid	CF ₃ (CF ₂) ₃ SO ₃ H
PFHxS ^{a)}	Perfluorohexane sulfonic acid	CF ₃ (CF ₂) ₅ SO ₃ H
PFOS ^{a)}	Perfluorooctanesulfonic acid	CF ₃ (CF ₂) ₇ SO ₃ H
FTS-6:2 ^{a)}	6:2 fluortelomer sulfonate	CF ₃ (CF ₂) ₅ CH ₂ CH ₂ HSO ₃
FTS-8:2 ^{a)}	8:2 fluortelomer sulfonate	CF ₃ (CF ₂) ₇ CH ₂ CH ₂ HSO ₃
PFDS ^{c)}	Perfluoro-1-decanesulfonate	CF ₃ (CF ₂) ₉ HSO ₃
PFUnDA ^{c)}	Perfluoroundecanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₉ COOH
PFDoDA ^{c)}	Perfluorododecanoic acid	CF ₃ (CF ₂) ₁₀ COOH

a) Analysert i både biota, vann og jord

b) Analysert kun i vann og jord

c) Analysert kun i biota

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

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

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

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

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

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

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

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

2.2 Egenskaper PFAS

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

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

¹ Fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann
Leknes lufthavn

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 fôringen stoppet. Halveringstiden for utskillelsen av PFAS varierte fra 3 til 43 dager, og tiden det tok å skille ut stoffene økte med antall perfluorerte karbonatomer i molekylet. BMF, biomagnifiseringsfaktoren (forholdet mellom

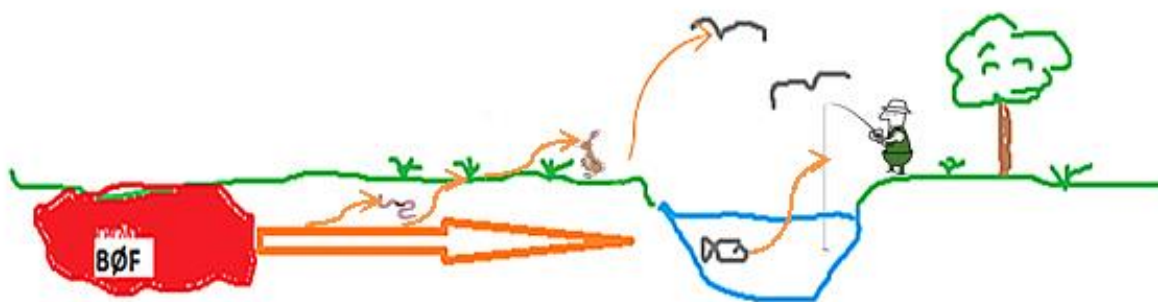
konsentrasjonen av den aktuelle kjemiske forbindelsen i organismen og i maten organismen spiser), var mindre enn 1 for alle forbindelsene. Dette antyder at de studerte stoffene ikke ble oppkonsentrert utover det nivået fôret har, når regnbueørreten kun fikk stoffene inn i kroppen gjennom maten den spiste.

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

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

Tilsvarende bioakkumulering og overføring til høyere trofiske nivå som 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 celle og vevsdød), gulfarging og redusert vekst med økende dose (Stahl *et al.*, 2009). Opptaket av PFAS i plantene hadde dermed synlige negative konsekvenser for plantene.

² European Food Safety Authority
Leknes 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 – livslangt 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). Laveste klasse i denne inndelingen tilsvarer normverdien. Selv om denne klasseinndelingen

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

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.

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

Forplantningsusikkerheter beregnes generelt etter denne formelen:

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

Der x og y er faktorer i summen z.

4.3.3 Usikkerheter i beregningene

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

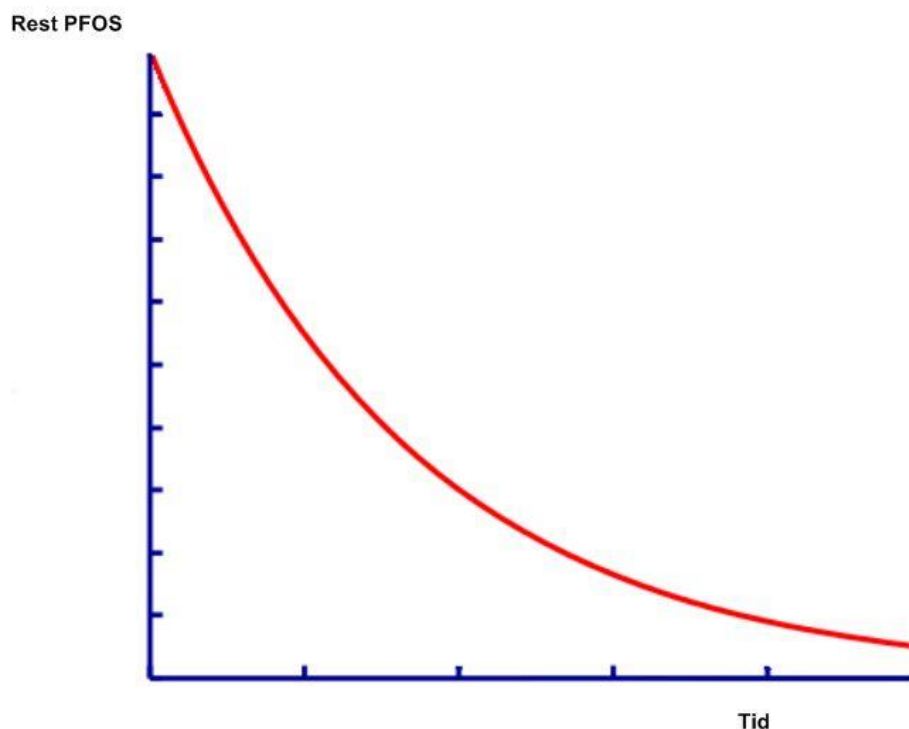
Tettheten til massene vil variere med mengden mineralsk eller organisk materiale i jordprofilet. Denne tettheten vil ha direkte innvirkning på estimatet på restmengde av PFOS på brannøvingsfeltene. God avgrensning av forurensset område horisontalt og vertikalt forutsetter en viss prøvetetthet og god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

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

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



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

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

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

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

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

4.4 Vurderinger av økologiske konsekvenser

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

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

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

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

4.4.1 Bioakkumulering

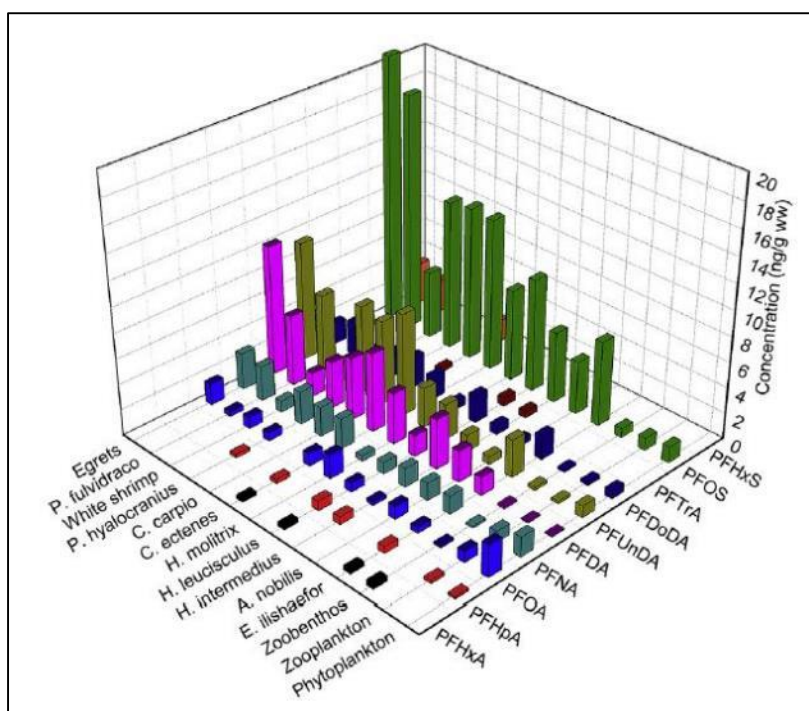
Analysen viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste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

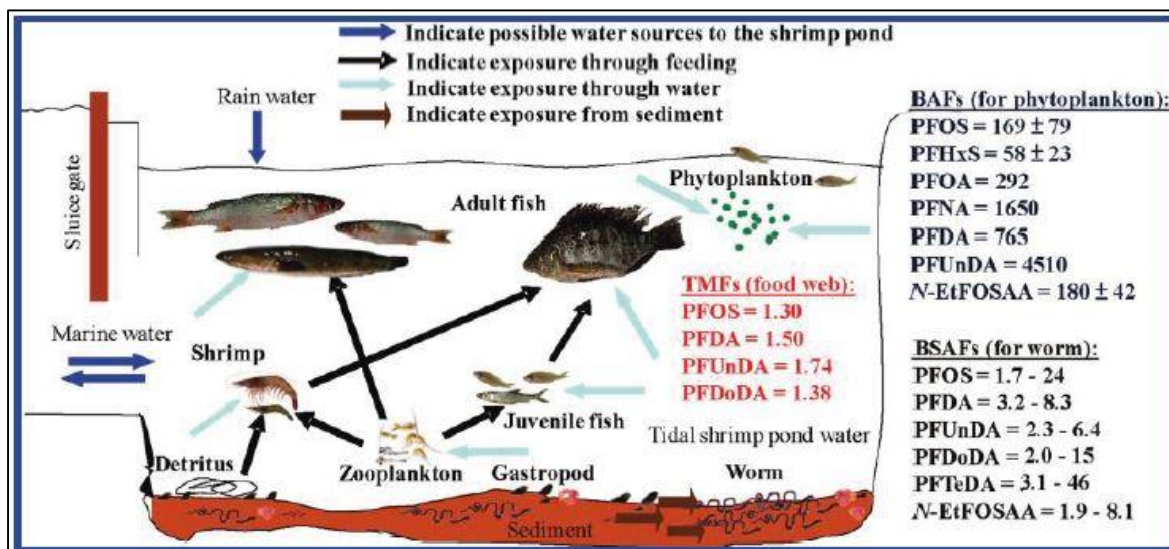
I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fytoplankton, zooplankton, bunndyr (zoobenthos), reker, ni forskjellige fiskearter (herbivore (planteetere), omnivore (plante- og kjøttetere) og carnivore (kjøttetere) og to hegrearter (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 Leknes lufthavn, og en vurdering gjøres derfor på et generelt grunnlag og basert på funn av PFAS i innsamlet biota ved lufthavna.

Om sitt grunnlag for vurderingene sier mattilsynet blant annet:

«Det er ikke fastsatt grenseverdier for PFAS forbindelser i sjømat eller ferskvannsfisk. EFSA (European Food Safety Authority) gav i 2008 ut en vitenskapelig vurdering av PFAS-forbindelser: Perfluooctane sulfonate (PFOS), Perfluooctanoic acid (PFOA) and their salts. EFSA Journal (2008) 653, 1 – 131 of 21. february 2008. Rapporten etablerte et tolerabelt inntak (TDI) for PFASforbindelsen PFOS på $0,15 \mu\text{g/kg}$ 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

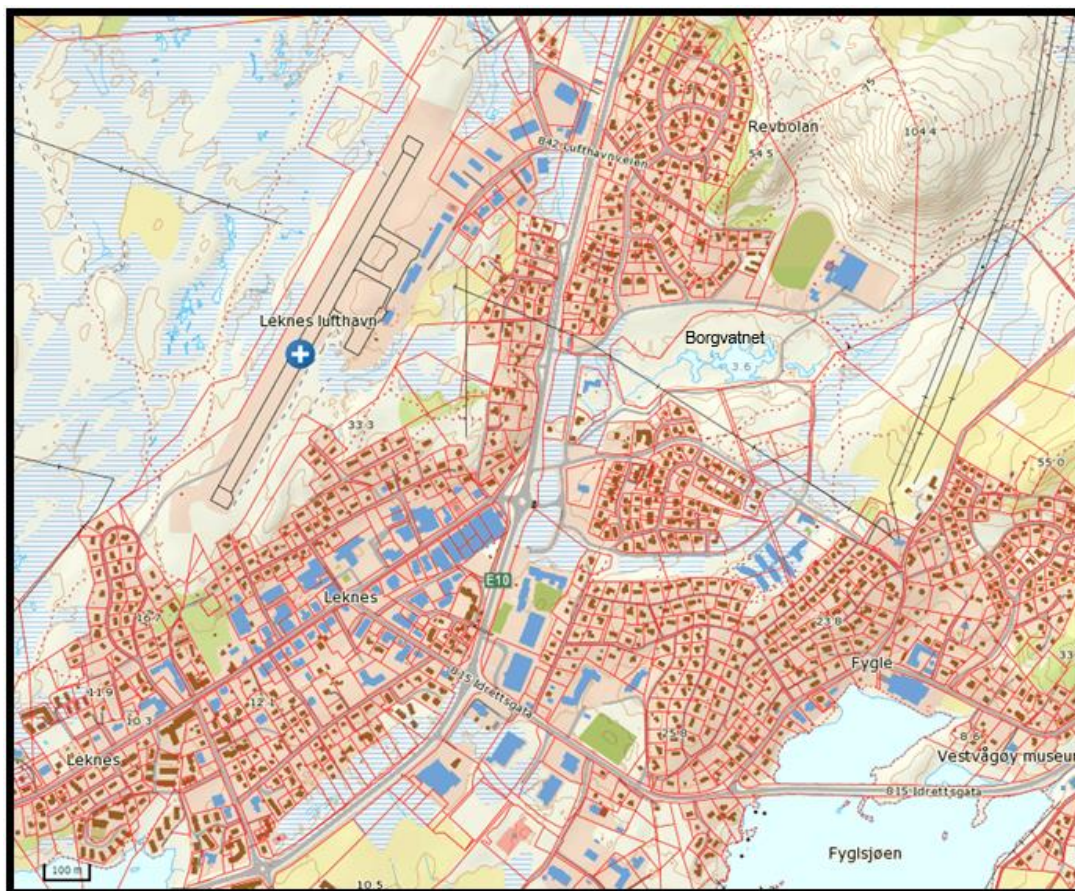
I vedlegg 4 til denne rapporten ligger det kart for lufthavnen og omegn. Kartene inkluderer plassering av brannøvingsfelt og andre PFAS-lokaliteter, plassering av prøvepunkter for jord, sediment, grunnvann og overflatevann, samt analyseresultater av PFOS og PFAS. I vedlegg 5 til denne rapporten ligger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

5.1 Beliggenhet og omgivelser

Leknes lufthavn ligger i Vestvågøy kommune i Lofoten. Flyplassen ligger på Avinors eiendom, rett nordvest for bebyggelsen i Leknes, med et stort våtmarksområde i vest og nord. Flyplassen er i tillegg omgitt av sjøen både i nord, vest og syd. I nord og syd er disse fjordområdene svært grunne og forholdsvis store områder blir blottlagt ved fjære sjø.

På selve lufthavnområdet er det stedvis et tynt dekke av overliggende masser over fast berg, særlig i nord, mens det i sørenden av flyplassen er påvist opptil 15 m torv i forbindelse med arbeider ved flyoppstillingsplassen for F-16 fly.

Lufthavnen ligger på en høyderyg, og avrenning skjer både mot nordvest og sydøst. Overvannsavrenningen langs landingsbanen ledes ut til åpen grøft i lufthavnens nordøstre ende, videre ut i Borgvatnet og derfra ut i Fyglsjøen (Figur 5-1).



Figur 5-1. Beliggenheten til Leknes lufthavn. Kilde: www.norgeskart.no.

Det har tidligere ligget et tjern nordvest for brannøvingsfeltet. Tjernet er nå drenert og det er lagt et betongdekke på et større areal som tilhører Forsvaret. Dreneringsledning går fra under betongdekket vestover under rullebanen med utløp i myrområdene på andre siden av rullebanen.

5.1.1 Naturverdier

Det er ingen verneområder i direkte tilknytning til lufthavnen, men i vest ligger myrområdet Bollemyrene som har kvaliteter av nasjonal verdi. Syd for myrene ligger Storeidvatnet som er et naturreservat. Den frodige veksten i Storeidvatnet er med å danne grunnlag for et særdeles rikt og interessant fugleliv. Det er registrert flere fuglearter som er svært sjeldne for landsdelen (<http://faktaark.naturbase.no/>).

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

5.2.1 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 viser PFOS-konsentrasjoner i størrelsesorden 1-2 mg/l i helt nyåpnede fat med AFFF-skum (referanse).

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 mest giftige 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.

5.2.2 Aktivt brannøvingsfelt

Brannøvingsfeltet ligger øst for landingsbanen og syd for terminalbygning og driftsområdet, i et område hvor grunnen opprinnelig besto av mektige torvmasser, men hvor noe masseutskifting må ha blitt gjort da øvingsfeltet ble startet. De øvre 1-2 m av massene sentralt i brannøvingsfeltet er i tillegg skiftet ut med nye fyllmasser for noen få år siden. Det er ikke kjent hvor de utskiftede massene er deponert.

Feltet ble opprettet i 1991 og var i aktivt bruk med bruk av fuel og brannskum frem til 2008. Feltet var fortsatt i bruk i 2011, mest av Fiskerifagskolen, men det lages bare røyk til øvelsene ved brenning av trevirke og slukkes kun med vann.

Grunnet topografien på feltet var det vanligst å sprøyte brannskum mot sørvest under øvelser.

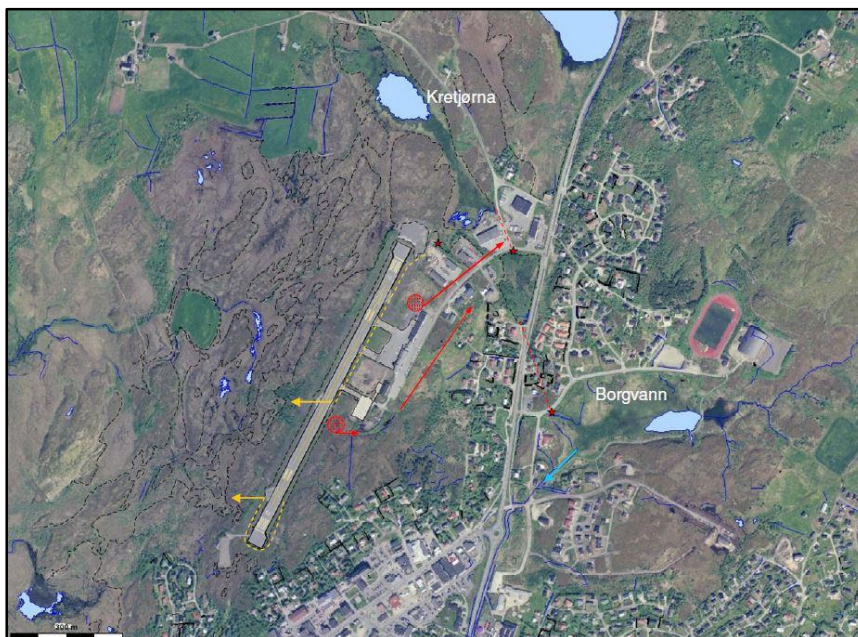
Området der flykroppen/flysimulatoren stod (der røykcontainerne står i dag) er dekket av et betongdekke, så arealet der belastningen av brannskum var størst var av tett dekke. Fra dette dekket går et overvannsrør sørøstover ut i en grøft som omgir feltet i øst og sør. Grøfta drenerer mot nordøst til et mindre myrområde i øst, mellom flyplassen og bebyggelsen. I følge Avinor skjer dreneringen av myrområdet i øst via bekk til Borgvatnet i øst og videre til sjø. Borgvatnet, som ifølge topografisk kart delvis er uttørket, har imidlertid ikke noe naturlig elveutløp, og det synes som om vannet ledes i kulvert til Fyglsjøen (Vestfjorden) 5-600 m i sydøst.

Det er imidlertid også drenering fra en dam mot vest under landingsbanen, så det ser ut til at vannet i dammen drenerer to veier. Denne dreneringen går ut i et stort myrområde, med vannene Vallsetvatnet (ca. 1 km fra BØF etter dreneringsveien), Gunnarsvann (ca. 2 km fra BØF etter dreneringsveien), Svarthammarvann og Klevann (i nevnte rekkefølge), og ender til slutt i fjordarmen Offersøystraumen i vest, mer enn 4 km fra BØF.

I lufthavnens driftstillatelse fra Fylkesmannen i Nordland fra 2005 forutsettes det at brannøvingsfeltet skal ha tett dekke. Det ble i 2008 kjørt bort 1 m av overflatemassen, som ble erstattet av ren masse, til dels over fiberduk. Mektigheten av fyllmassene varierer avhengig av opprinnelig topografi. Under de nye fyllmassene er det til dels gamle fyllmasser over naturlig torv, og under torva sand eller mer siltige masser. Det er foreløpig ikke lagt på noe tett dekke over de nye fyllmassene.

Brannøvingsfeltet er undersøkt av Norconsult i 2008 og registrert i Miljødirektoratets database, men undersøkelsen inkluderte ikke PFAS-forurensning.

Fra 1991 til 2002 ble det ved brannøvelser trolig brukt PFOS-holdig brannskum. I løpet av dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 18 kg ren PFOS på BØF. Fra 2002 til 2008 ble det brukt brannskum med andre typer PFAS. I dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 4 kg PFAS på BØF.



Figur 5-2. Avrenningskart med oversikt over bygg og områder på Leknes lufthavn (Brevik og Østedal, 2009). Den røde sirkelen lengst i sør markerer brannøvingsfeltet.

5.2.3 Andre PFAS-lokaliteter

Det har som ved andre lufthavner sannsynligvis blitt utført innstilling av skytebilde og testing av kanoner i lengderetning av rullebanen.

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

Det er én oljeutskiller ved Leknes lufthavn som er tilknyttet driftsbygningen. Prøver tatt fra utløpet av denne har ikke blitt analysert for PFAS-forbindelser. Avløpet går til kommunalt nett.

6 Undersøkelser

6.1 Metodikk for prøvetaking i vann og jord

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

Ved Leknes lufthavn ble det tatt jordprøver i fire akser, og de to lengste aksene ble i retningene sørvest og nordøst. Det ble også tatt en referanseprøve (0-20 cm dybde) nord for rullebanen.

Målsettingen i DP2-prosjektet var å sette miljøbrønner i minst tre sjakter der det var grunnvann, en oppstrøms og to nedstrøms brannøvingsfeltet. Ved Leknes ble det satt ned to miljøbrønner sentralt i brannøvingsfeltet.

Prøver av vann i flere punkter har blitt tatt i perioden 2011- 2015, med den hensikt å påvise PFAS og avdekke dreneringsveiene for PFAS ved lufthavnen. Det ble lagt opp til prøvetaking av overflatevann for å kartlegge vannstrømmer og forhold i resipientene. Dette inkluderte prøvetaking i omkringliggende ferskvann/grøftevann. Siden spredningsmodeller ikke var utarbeidet da prøvetakingsprogram ble opprettet, har prøveprogrammet basert seg på feltobservasjoner og observasjon av mulige kilder.

6.2 Jord

Prøvetaking av jord ble gjennomført i 2011. Det ble gravd syv sjakter og tatt overflateprøver i ytterligere elleve punkter. Det ble tatt i alt 29 jordprøver (hvorav én prøve fra grøftebunn) og analysert på 22 av disse. Toppmasser på sentrale deler av brannøvingsfeltet skal være byttet ut i årene i forkant av prøvetakingen.

Jordprøvene er, med unntak av tre stykker, kun analysert på PFOS og PFOA, se Tabell 6-1 og Tabell 6-2. Høyeste PFOS-konsentrasjon, 1600 µg/kg, er påvist i punkt 1-2 ved 50-90 cm dybde. Dette punktet ligger sørvest for flysimulatoren i hva som var hovedretning for sprøyting av skum (langs akse 1). Toppmassene på feltet skal være byttet ut i forkant av prøvetakingen, men konsentrasjon i toppmassene i punkt 1-2 er på 209 µg/kg. Det ligger en jordvoll på vestsiden av brannøvingsfeltet som kan ha hindret spredning videre i denne retningen, da det i punkt 1-3 og 1-4 i aksene kun er påvist lave konsentrasjoner.

Spredning av PFAS-forurensning er imidlertid påvist i aksene mot sørøst fra brannøvingsfeltet (langs akse 4). Det er moderate konsentrasjoner av PFOS i punktene 4-2 (30-160 cm dyp) og 4-4. Sistnevnte punkt ligger ca. 70 m unna midten av brannøvingsfeltet. I punktet 4-2 er det i dypere masser (180-200 cm) påvist PFOS-konsentrasjon på 54,8 µg/kg.

De fleste prøvene fra toppmassene (0-20 cm) ved feltet viser lave PFAS-konsentrasjoner, som kan tilskrives skifte av toppmassene.

Tabell 6-1. PFAS i jord ved brannøvingsfelt.

Tabell 6-1: PFAS i jord ved brannøvningsstet.

Parameter	Enhet	L-BØF 0		L-BØF 1-1		L-BØF 1-2		L-BØF 1-3	L-BØF 1-3B	L-BØF 1-4	L-BØF 1-5	L-BØF 1-6	L-BØF 2-1	L-BØF 2-2
Dato		2011-09-12/13												
Dybde	cm	90-180 Fyllmasser. Steinblokker, grus, sand	180-200 Sand og stein under grense mot grunnvann.	80-160 Fyllmasser. Stein, grus, sand	170-190 Sand og stein under grense mot grunnvann.	0-20 Fyllmasser	50-90 Torv	0-20 Fyllmasser. Stein, grus, sand	0-20 Torv	0-20 Torv	0-20 Torv/ strøsand	0-20 Torv/ strøsand	0-20 Torv	0-20 Torv
Jordtype														
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<2,9	<3,9	-	-	-	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<2,9	<3,9	-	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<1,9	<2,6	-	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<1,9	<2,6	-	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<2,9	<3,9	-	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<1,9	<2,6	-	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<1,9	<2,6	-	-	-	-
Perfluorononansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<1,9	<2,6	-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,2	<1,7	<2,1	<2,1	<2,2	6	<2,3	<1,9	<2,6	<2,2	<2,0	3,3	<2,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	7,7	3,3	18,4	70,5	209	1600	14,9	<1,9	10,9	2,5	<2,0	146	7,5
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<1,9	<2,6	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-	-	-	-	i.p.	10,9	-	-	-	-

Tabell 6-2. PFAS i jord ved brannøvingsfelt, forts.

Tabell 6-2: PFAS i jord ved grunningsstet, terts.												
Parameter	Enhet	L-BØF 3-1		L-BØF 3-2		L-BØF 3-3	L-BØF 4-1	L-BØF 4-2		L-BØF 4-4	L Nord ref	L-BØF Grøft 1
Dato		2011-09-12/13										
Dybde	cm	120-130	280	20-140	140-160	0-20	170-180	30-160	180-200	0-20	0-20	0-20
		Torv under fyllmasser	Sand (i grunnvann- sonen)	Torv	Sandig silt	Sandig jord	Fyllmasser. Steinblokker, grus, sand	Sand		Torv	Sand/grus	Grøftebunn. Mye organisk materiale
Jordtype												
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<3,5	-	-	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<4,7	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<3,5	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<2,4	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<2,4	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<3,5	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	3,5	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<2,4	-	-	-
Perfluorononansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<2,4	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,1	<2,0	<2,4	<2,1	<2,0	<2,2	<2,0	<2,4	<5,8	<2,0	<2,3
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	7,8	<2,0	13,6	<2,1	3,6	25,9	335	54,8	360	<2,0	221
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	<2,4	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-	-	-	-	58,2	-	-	-

6.3 Sedimenter

Det er ikke tatt sedimentprøver ved Leknes lufthavn.

6.4 Vann

Det er analysert på PFAS i prøver tatt både av grunnvann og overflatevann ved Leknes lufthavn.

6.4.1 Grunnvann

Det ble satt to grunnvannsbrønner sentralt på brannøvingsfeltet under DP2-undersøkelsene i 2012. Disse brønnene er ikke prøvetatt etter 2012, men viste den gang at grunnvannet var/er forurensert med flere PFAS-forbindelser. Brønnen på vestsiden av brannøvingsfeltet, L-BØF 1-2, har flere ganger så høy PFAS-konsentrasjon som den nordøst for feltet, se Tabell 6-3. Konsentrasjon av PFAS var på 11 600 ng/l, hvorav PFOS-andelen var på 66 %. Sprøyteretningen for skummet/vannet på (de fleste) øvelser har vært mot vest. Grunnvann på vestsiden av feltet kan følge drenerør videre vestover under rullebanen og ut i myrområdene. Det er påvist PFAS i vann i drenerøret på vestsiden av rullebanen, se avsnitt 6.4.2. Grunnvannet kan også gå østover og ende i grøften som omkranser sørøstsiden av brannøvingsfeltet og følge vannet her nordøstover til myrområdene, videre til Borgvatnet og ende i fjorden i sør.

Grunnvann vest for brannøvingsfeltet kan også følge overvannssystemet som går sørover parallelt med rullebanen dersom det når drenerende masser her. Dette overvannssystemet følger rullebanen sørover til enden og går dermed vestover ut i myrområdene. Det er imidlertid ikke tatt noen prøver fra overvannssystemet for å dokumentere eventuell PFAS-spredning i denne retningen.

I L-BØF 0-brønnen ble det påvist 1620 ng/l PFAS. Hovedandelen bestod at perfluorpentansyre (PFPeA). Det er ikke kjent hvorvidt strømningsretningen på grunnvannet ved L-BØF 0 går mot vest eller øst. Dersom det går mot vest, vil det sannsynligvis følge drenerledningen som går under rullebanen og videre ut i myrområdene. Mot øst vil vannet mest sannsynlig gå ut i myrområdene for deretter å renne ut i Borgvatnet og videre til fjorden i sør.

Tabell 6-3. PFAS i grunnvannsbrønner ved brannøvingsfelt.

Parameter	Enhet	L-BØF 0	L BØF 1-2
		2012-05-22	
6:2 FTS	ng/l	124	234
8:2 FTS	ng/l	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<15,0	182
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	80,4	150
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<10,0	<25,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	124	1870
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	155	489
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	90,3	246
Perfluoronansyre (PFNA)	ng/l	<10,0	<25,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	32,4	191
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	466	7660
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	564	542
Sum PFAS eks LOQ		1620	11600

6.4.2 Overflatevann

Det er tatt overflatevannprøver fra syv punkter ved Leknes lufthavn. Flere av disse er prøvetatt flere ganger i perioden 2011-2015.

PFAS fra BØF har spredd seg via grunn- og overflatevann både vestover til myrområdene og tjernene på andre siden av rullebanen, samt nordøstover i grøft via myrområder til Borgvatnet. Fra Borgvatnet antas det å gå en kulvert (da det ikke er noe synlig naturlig elveutløp herfra) til fjorden i sør, se Figur 6-3.

6.4.2.1 Vann som drenerer østover

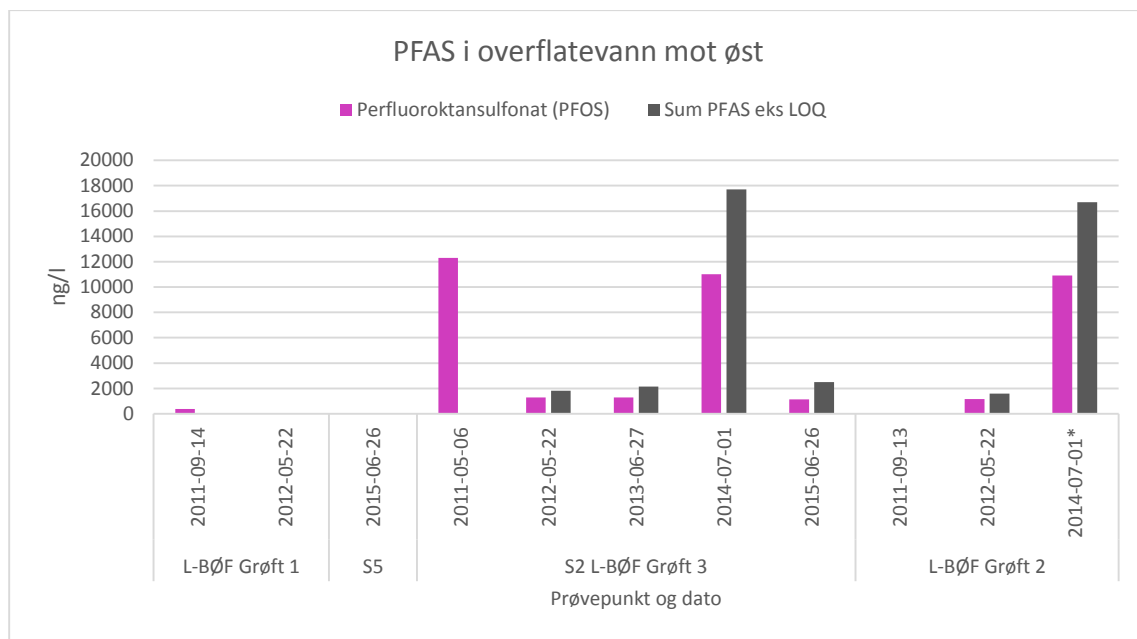
Prøvepunkt L-BØF Grøft 1 er tatt der grøft som kommer sørfra svinger mot øst for å omkranse brannøvingsfeltet i sørøst. Det ble her påvist PFOS/PFAS i både 2011 og 2012, men konsentrasjonen var mye lavere i 2012 enn 2011, med 374 ng PFOS/l i 2011 og 41 ng PFOS/l i 2012, se Figur 6-1 og Tabell 6-4. Da punktet L-BØF Grøft 1 ikke er prøvetatt etter 2012, er det ikke mulig å si om avrenning med PFAS har avtatt årlig siden 2011/2012.

Prøvepunkt S5 ble valgt for å dokumentere ev. avrenning av avisingskemikalier etc. fra snødeponiet nordvest for brannøvingsfeltet. Prøven er tatt i vestlig del av grøft som omkranser brannøvingsfeltet, nedstrøms L-BØF Grøft 1. Det er påvist påvirkning av avisingskemikalier i prøven som tyder på avrenning fra nord, men det er ikke påvist PFAS.

Grøften som omkranser sørøstsiden av brannøvingsfeltet er videre prøvetatt lenger mot øst ved punkt L-BØF Grøft 3/S2. Dette er rett etter at vann fra overvannsrør fra betongplaten på brannøvingsfeltet renner ut i grøften. Her er det påvist høye konsentrasjoner av PFAS i hele perioden fra 2011 til 2015, men med to prøvedatoer som utmerker seg i 2011 og 2014. I disse prøvene ble det påvist hhv. 12 300 ng/l og 11 000 ng/l PFOS. Dette er i størrelsesorden ti ganger så høye konsentrasjoner som er påvist de øvrige årene.

Vannet i grøften renner videre nordover før det ender i et myrområde. Prøvepunkt L-BØF Grøft 2 er plassert i grøft før vannet renner ut i myrområdet. Her er det også påvist høye konsentrasjoner av PFAS, men noe lavere enn punktet oppstrøms. Det ble også her påvist svært høy konsentrasjon av PFOS i 2014, 10 900 ng/l.

Disse høye konsentrasjonene kan ha sammenheng med øvelser hvor større mengder vann skyller gjennom rørsystemet fra betongdekket på brannøvingsfeltet. Slike øvelser kombinert med tørt vær og lite vann i grøfta kan muligens føre til episoder med høye PFAS-konsentrasjoner.



Figur 6-1. PFAS i overflatevann som drenerer mot øst.

Tabell 6-4. PFAS i overflatevann som drenerer østover fra BØF/lufthavn.

Parameter	Enhet	L-BØF Grøft 1		S5	S2 L-BØF Grøft 3					L-BØF Grøft 2		
		2011-09-14	2012-05-22	2015-06-26	2011-05-06	2012-05-22	2013-06-27	2014-07-01	2015-06-26	2011-09-13	2012-05-22	2014-07-01*
6:2 FTS	ng/l	-	<15,0	<75,0	-	253	341	2460	924	-	161	2110
8:2 FTS	ng/l	-	-	<100	-	-	<50,0	321	110	-	-	269
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<15,0	<75,0	-	<15,0	<37,5	112	<25,0	-	<15,0	94
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	24,5	<50,0	-	39,3	28	74,7	20,3	-	34,7	67,3
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<10,0	<50,0	-	<10,0	<25,0	<16,7	<16,7	-	<10,0	<16,7
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	<15,0	<75,0	-	98,9	190	2500	98,6	-	102	2180
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	<10,0	<50,0	-	42,2	90	514	68,5	-	47,3	457
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	<10,0	<50,0	-	21	37,5	72,7	28,1	-	24,4	72,3
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	<10,0	<50,0	-	<10,0	<25,0	<16,7	<16,7	-	<10,0	<16,7
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	79,8	<10,0	<50,0	52	25,1	47	373	22,9	<5,0	26,8	326
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	374	41	<50,0	12300	1300	1300	11000	1140	16,7	1150	10900
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	<10,0	<50,0	-	51,5	114	215	88,6	-	53,9	183
Sum PFAS eks LOQ		-	65,5	i.p.	-	1830	2140	17700	2500	-	1600	16700

* prøve tatt noe lenger mot prøvepunkt S2 L-BØF Grøft 3 («oppstrøms»)

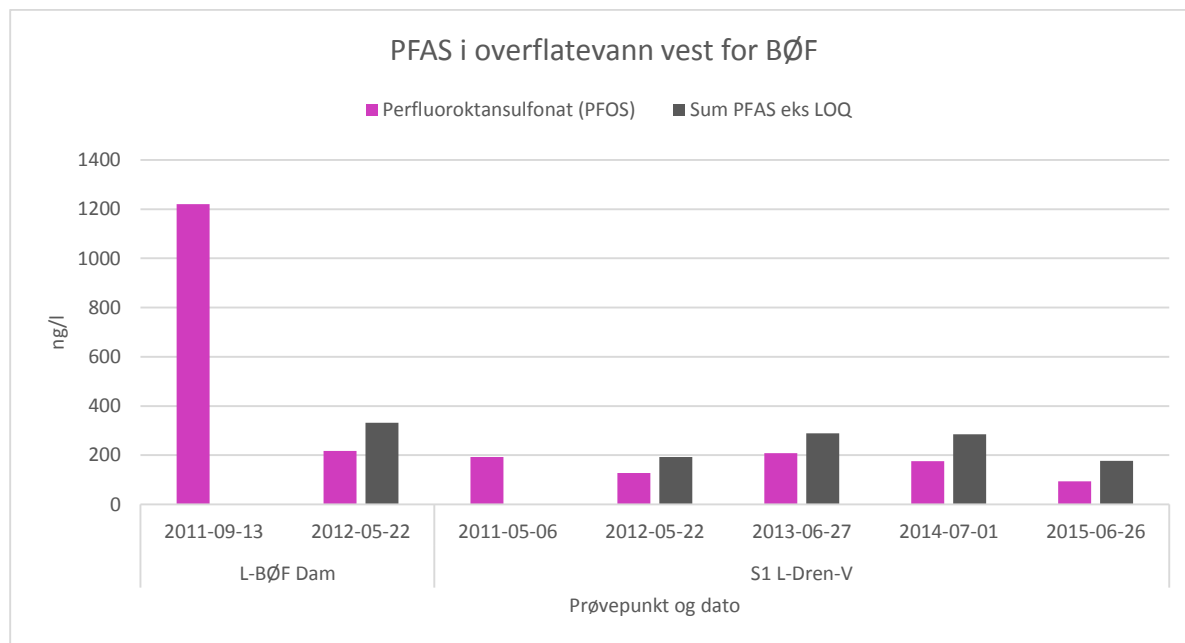
6.4.2.2 Vann som drenerer vestover

Det har tidligere vært et lite tjern under betongdekket som tilhører Forsvaret rett nord for BØF. Det er av denne grunn lagt drensledninger fra dette området, under rullebanen mot vest med utslipp i myrområdene. En del vann på vestsiden av brannøvingsfeltet antas å følge denne drensledningen vestover. Vannet kan imidlertid også følge overvannssystemet som går sørover parallelt med rullebanen og videre rundt til de samme myrområdene. Det er imidlertid ikke tatt noen prøver fra overvannssystemet for å dokumentere eventuell PFAS-spredning i denne retningen.

Punktene vest for brannøvingsfeltene er kun prøvetatt på samme dag ved én anledning. Det er dermed ikke mulig å si noe om dreneringshastighet fra den ene til andre siden av rullebanen, eller om PFAS i L-BØF Dam faktisk går til drensledningen og ut i punktet S1 L-Dren-V.

Høyeste konsentrasjon av PFOS, 1220 ng/l, er påvist i L-BØF Dam i september 2011, se Figur 6-2 og Tabell 6-5. Påfølgende prøve fra mai 2012 inneholder kun 1/6 av denne konsentrasjonen. I prøven fra utløpet av drensledningen på andre siden av rullebanen (S1 L-Dren-V) er PFOS-konsentrasjonen i mai 2012 noe lavere enn i «dam»-prøven. Det er naturlig at konsentrasjonen avtar med avstand til kilden. Påfølgende prøvetaking av vann fra dette utløpet viser noe økning i 2013 og 2014, og tilsvarende konsentrasjon i 2015 som i 2012.

For å få oversikten over eventuell PFAS-spredning med overvannssystemet sørover parallelt med rullebanen, bør det prøvetas vann fra dette systemet.



Figur 6-2. PFAS i overflatevann som drenerer mot vest.

Tabell 6-5. PFAS i overflatevann som drenerer vestover fra BØF/lufthavn.

Parameter	Enhet	L-BØF Dam		S1 L-Dren-V				
		2011-09-13	2012-05-22	2011-05-06	2012-05-22	2013-06-27	2014-07-01	2015-06-26
6:2 FTS	ng/l	-	<37,5	-	<7,5	<37,5	<25,0	15,6
8:2 FTS	ng/l	-	-	-	-	<50,0	<33,3	<20,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<37,5	-	<7,5	<37,5	<25,0	<15,0
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	68	-	14,5	<25,0	<16,7	<10,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<25,0	-	<5,0	<25,0	<16,7	<10,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	47,1	-	26,2	47,5	59	29,8
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	<25,0	-	9,1	<25,0	17,7	13
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	<25,0	-	<5,0	<25,0	<16,7	<10,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	<25,0	-	<5,0	<25,0	<16,7	<10,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<50,0	<0,25	5,1	6,6	<25,0	<16,7	<10,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	1220	217	193	127	208	176	94
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	<25,0	-	8,9	34	32,7	24,4
Sum PFAS eks LOQ		-	332	-	193	289	285	177

6.4.2.3 Overflatevann nord for rullebanen

Det er i tillegg tatt prøve av vann i en kulp helt nord på lufthavnen, L-Dren-N. Her er det målt moderate til høye konsentrasjoner av PFOS, se Tabell 6-6. Konsentrasjonen i mai 2012 var lavere enn september 2011, men da punktet ikke er tatt prøver av videre er det ikke mulig å vite om konsentrasjonen har avtatt videre.

Overvannssystemet som går parallelt med rullebanen nordover (fra vannskillet) og forbi terminalområdet ser ut til deretter å lede mot øst ved prøvepunkt L-Dren-N og ende i bekkeresipient som drenerer til Borgvatnet.

Da dette punktet er nord for vannskillet på lufthavnen, vil PFAS som påvises her stamme fra andre kilder enn brannøvingsfeltet. Da det har vært vanlig å teste kanoner og stille inn skumbilde på forlengelse av rullebanene ved flere av Avinors lufthavner, antas dette å være en mulig kilde også ved Leknes. Eventuell vasking av utstyr/biler på terminalområdet eller søl med brannskum her vil kunne ende i overvannssystemet som ender nord på lufthavnen.

Tabell 6-6. PFAS i grøftevann nord for rullebanen.

Parameter	Enhet	L-Dren-N	
		2011-09-14	2012-05-22
6:2 FTS	ng/l	-	<7,5
8:2 FTS	ng/l	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	13,6
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	23,7
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	8,1
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	<5,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	41,3	5,9
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	321	73,1
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	6,4
Sum PFAS eks LOQ		-	131

6.5 Biota

6.5.1 Terrestriske arter

Det er ikke samlet inn terrestriske arter ved Leknes lufthavn.

6.5.2 Ferskvannsararter

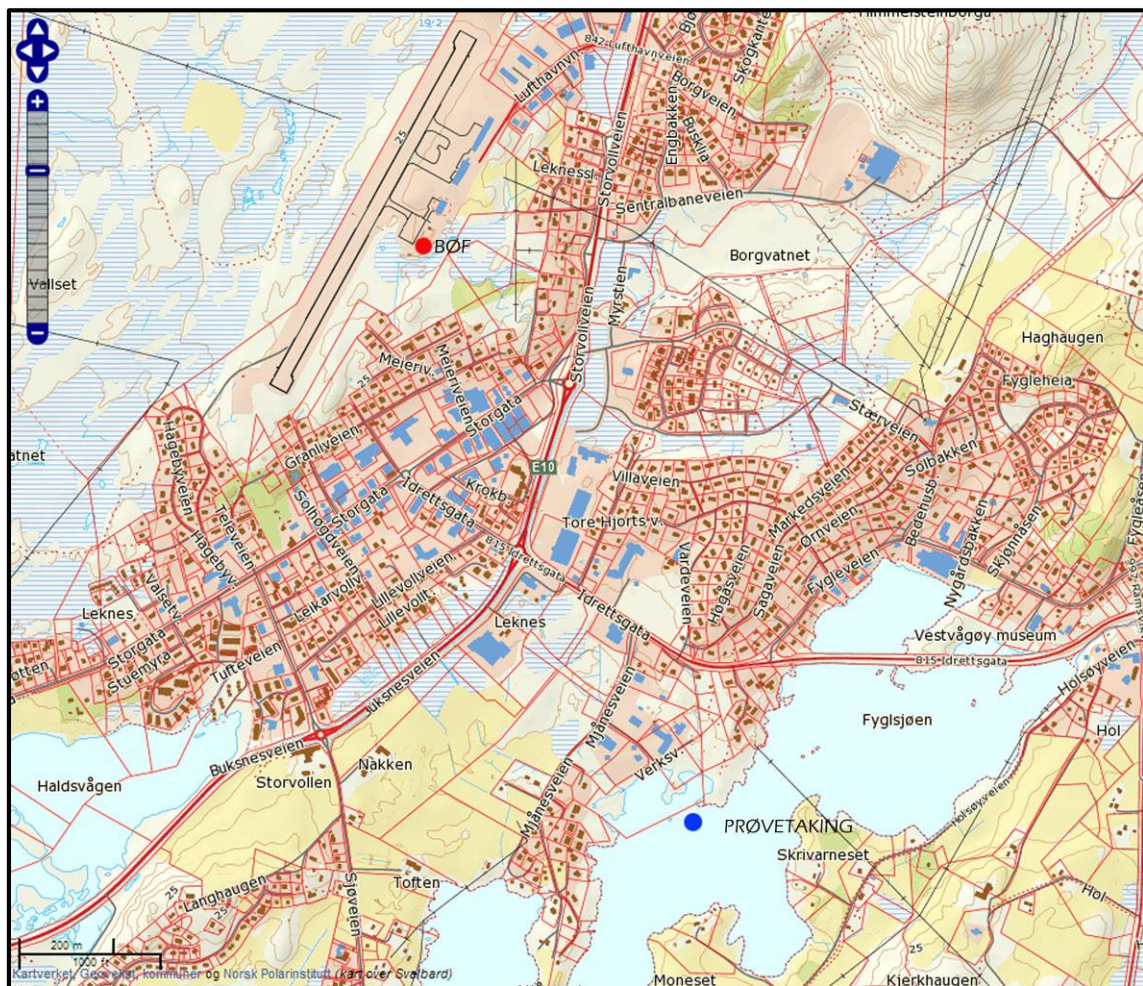
Det er ikke samlet inn limniske arter ved Leknes lufthavn.

6.5.3 Marine arter

6.5.3.1 Metodikk og datainnsamling

Området der biotaprøvene ble tatt, ble valgt ut fra hvor i sjøen det er mest sannsynlig at avrenningen fra brannøvingsfeltet munner ut. Prøveområdet er markert på kartet som et blått punkt i Figur 6-4. Området var langgrunt og godt egent for å samle inn strandbiota. Substratet besto av sand og fin grus, samt en del stein. Store deler av strandområdet under flomålet var dekket av tang (se Figur 6-4). Det ble funnet tegn til at det slippes ut urensset kloakk i nærheten.

Fra stranda på fjære sjø ble det samlet inn blåskjell, strandsnegl, strandkrabbe og vanlige tanglopper (Figur 6-5). Det ble også gravd opp fjæremark (7 til 15 cm lange). For en nærmere beskrivelse av artene, se Vedlegg 1.



Figur 6-3. Kart over Leknes lufthavn med området rundt. Brannøvingsfeltet (BØF) er markert som et rødt punkt og området der prøvene ble tatt er markert som et blått punkt.



Figur 6-4. Prøveområde ved fjære sjø sett utover fjorden syd for Leknes lufthavn. Foto: Finn Gravem.

Tabell 6-7. Oversikt over innsamlet og analyserte arter fra sjøen ved Leknes lufthavn.

Art	Antall analysert	Kommentar
Blåskjell	1	Blandprøve, n=10
Strandsnegl	1	Blandprøve, n=20. Store individer.
Vanlig tangloppe	1	Blandprøve, n=50
Strandkrabbe	1	Blandprøve, n=10
Fjæremark	1	Blandprøve, n=10. 7-15 cm lengde



Figur 6-5. Strandbiota samlet i strandområdet i fjorden syd for Leknes flyplass. Øverst til venstre – strandkrabber, øverst til høyre – vanlige tanglopper, nederst til venstre – fjæremark og blåskjell og nederst til høyre – strandsnegler.

6.5.3.2 Presentasjon av data fra alle innsamlingsrunder

Det har ikke vært samlet inn biotisk materiale fra Leknes lufthavn tidligere. Resultatene av analysene av biota fra 2013 vises i Tabell 6-8.

Tabell 6-8. Forekomst av PFAS-forbindelser i biotaprøver samlet inn i sjøen utenfor Leknes lufthavn oktober 2013. ND = not detected (ikke påvist)

ELEMENT (µg/kg våtvekt)	Fjæremark, blandprøve n=10	Strand- snegl, blandprøve n=20	Tang- lopper, blandprøve n=50	Strand- krabbe, blandprøve n=10	Blåskjell, blandprøve n=10
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	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	12
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFUnDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
Sum PFAS	ND	ND	ND	ND	12

Det ble ikke påvist PFAS i noen av biotaprøvene, med unntak av i blåskjell. I blåskjellene ble det kun påvist FTS-6:2 (Tabell 6-8), tilsvarende kategori III – *Moderat miljøtilstand* (nedre intervall).

6.5.3.3 Vurdering av analyseresultater

Manglende funn av de vanligste PFAS-forbindelsene som PFOS og PFOA, tyder på at eventuell avrenning fra lufthavnområdet ut i dette fjordområdet er liten. Om FTS-6:2 stammer fra bruk av brannskum på flyplassen er usikkert. Fluortelomersulfonater (FTS) som 6:2 og 8:2 FTS er overflateaktive forbindelser som brukes blant annet i rengjøringsprodukter, til overflatebehandling, og som erstatningsstoff for PFOS i brannslukningsmidler, og kilden til funnet kan derfor komme fra kloakkutslipp som ble observert i det aktuelle området.

6.5.4 Vurdering testgrunnlag biota

Som nevnt tidligere er lufthavna omgitt av en drenggrøft. Grøfta drenerer mot nordøst til et mindre myrområde i øst, mellom flyplassen og bebyggelsen. I følge Avinor skjer dreneringen av dette myrområdet via en bekk til Borgvatnet i øst og videre til sjø. Borgvatnet, som ifølge topografisk kart delvis er uttørket, har imidlertid ikke noe naturlig bekkeutløp, og det synes som om vannet ledes i kulvert til Fyglisjøen (Vestfjorden) 5-600 m i sydøst. Valg av prøvested ble truffet ut fra de foreliggende opplysningene om den mest sannsynlige avrenningsretningen.

Det er ikke samlet inn terrestrisk biota rundt Leknes lufthavn, og det er ingen ferskvannskolonier som er aktuelle å prøveta, da Borgvatnet er delvis uttørket og kun inngår i et grøfte-/kulvertsystem.

Fra marint miljø (Fyglsjøen/Vestfjorden), ble det samlet inn muslinger og strandbiota. Av alle artene ble det samlet inn 10-50 individer, hvor det ble analysert på én blandprøve pr. art. Prøvegrunnlaget er således relativt bra for de artsgruppene det er analysert for, og analysene gir et brukbart bilde av tilstanden for disse i det aktuelle innsamlingsområdet.

Sammenlignet med analyser av strandbiota ved andre lufthavner i denne undersøkelsen, skulle artsutvalget være tilstrekkelig til å fange opp en eventuell forurensing fra brannøvingsfeltet ved Leknes lufthavn om dreneringen hadde havnet i Fyglsjøen. Avstanden fra brannøvingsfeltet til prøvestedet for biota er imidlertid ganske lang, og kan være en medvirkende årsak til at det ikke ble påvist funn av de vanligste PFAS-forbindelsene som PFOS og PFOA, og bare ett funn av FTS-6:2 i blåskjell. Funnet av FTS-6:2 kan muligens stamme fra en annen kilde enn brannøvingsfeltet.

7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

Det er utført en spredningsvurdering for brannøvingsfeltet på Leknes lufthavn (Figur 7-1). Topografi, vannbalanse, grunnvannsforhold, menneskeskapte dreneringsveier og generelle grunnforhold vurderes for å finne dreneringsveiene fra kildeområdet (brannøvingsfeltet) til resipient. Disse dreneringsveiene kan være bekk, grunnvann, grøfter og lignende da det ikke er etablert avløpsledninger fra feltet. Transportveiene fra kildeområde til resipient er definert som spredningsområdet.

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

Spredningsvurderingen har hovedfokus på spredning av PFOS-forurensning fra brannøvingsfeltet. Vannprøver fra andre steder på lufthavnen indikerer imidlertid at det også er andre lokasjoner med PFOS-forurensning rundt på lufthavnen.



Figur 7-1. Oversiktskart Leknes lufthavn



Figur 7-2. Overordnede dreneringsretninger ved Leknes lufthavn vist med hvite piler. Grøfter og overvannsledninger vises med sort stiplet linje. BØF er vist med gul sirkel. Grønne piler viser retning avrenning fra rullebanen. Blå linjer er bekker. Grønn stiplet linje er spillvannsledning.

Spredningsvurderingen omfatter et estimat av hvor lang tid det tar før all PFOS har lekket ut fra brannøvingsfeltet (BØF), basert på de målinger som er utført. Dette estimatet er kun gjort for området rundt BØF, og tar ikke hensyn til andre områder på lufthavnen da det ikke er tatt tilstrekkelig med jordprøver til å kunne estimere restmengde av PFOS i grunnen.

7.2 Brannøvingsfeltet

7.2.1 Innledning

Brannøvingsfeltet ligger ca. 100 m øst for rullebanen rett sørøst for oppstillingsplassen for F16 fly (Figur 7-1). Masser 1-2 meter fra terrengoverflaten har blitt gravd vekk og erstattet med nye grovere fyllmasser for noen år siden. Det er ikke kjent hvor disse massene er deponert. Området har mektige torvmasser. Ved etablering av F16 flyoppstillingsplass ble det påvist 15 meter til fjell. Brannøvingsfeltet ble etablert i bruk i 1991. Det har vært i bruk frem til 2008.

Fra 1991 til 2002 ble det ved brannøvelser trolig brukt PFOS-holdig brannskum. I løpet av dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 18 kg ren PFOS på BØF. Fra 2002 til 2008 ble det brukt brannskum med andre typer PFAS. I dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 4 kg PFAS på BØF.

I tillegg til brannøvingsfeltet er det registrert PFOS i vannanalyser vest for rullebanen i drensledning nord og vest for rullebanen.

7.2.2 Terreng- og strømningsanalyse

Figur 7-2 viser de overordnede dreneringsretningene i området med hvite piler. Disse er basert på en terrengmodell fra Statens kartverk med oppløsning 10m x 10m. Lufthavnen ligger på en liten høyde slik at avrenning går i hovedsak fra lufthavnen til områdene rundt. Avrenning av overvann langs rullebanen går ut i overvannsystem som følger østsiden av rullebanen. Avrenning fra nordre del av rullebanen går ut i åpen grøft i nordøstre del av rullebanen. Det er et grøftesystem langs med BØF (øst og sør for feltet) som leder vann fra brannøvingsfeltet nordøstover og ender i Borgvatnet øst for lufthavnen (Figur 7-2). Vann vest for BØF går til en dam og via den vestover under rullebanen i dreneringsrør. Området ved dammen er et vått myrområde. Det er sannsynlig at grunnvannstanden i området korrelerer med vann-nivået i dammen. Beskrivelser av prøvesjaktene på BØF tyder på at grunnvannstanden ved BØF er ca. 1,7 meter under terreng ved punktene L-BØF-1-1 og L-BØF-0. Sannsynligvis korrelerer nivået på grunnvannet også med nivået på grøften rundt BØF. Antatt nedbørsfelt for BØF og grøften som drenerer BØF er på ca. 37 900 m² (Figur 7-3). Med en gjennomsnittlig avrenning på 1 100 mm/år (kilde: NVE Atlas) blir vannvolumet som drenerer gjennom nedbørsfeltet ca. 41 700 m³/år.



Figur 7-3. Viser nedbørsfeltet til brannøvingsfeltet og vannprøver i nærområdet med lyseblått polygon. Sirklene med kryss er grunnvannsbrønner. Sirkel med lodrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS klasse. Høyre side av sirkel har fargekode for PFAS klasse. Grøfter og overvannsledninger vises med sort stiplede linje. Grønne piler viser retning avrenning fra rullebanen. Grønn stiplede linje er spillvannsledning.

Mye av PFOS-forurensningen fra brannøvingsfeltet har trolig drenert ut i grøfta som omkranser BØF i sør og øst. Denne drenerer nordøstover på østsiden av lufthavnen mot punktet L-BØF Grøft 2. L-BØF Grøft 2 ligger ved utløpet av grøften til en myr. Fra myra drenerer det ned til Borgvatnet som ligger ca. 650 meter øst for lufthavnen. Det er påvist relativt høye PFOS-konsentrasjoner i grunnvannet (høyest i punktet L-BØF 1-2 som ligger i vestlig del av BØF, gjennomsnitt 7 660 ng/l), dammen vest for BØF (gjennomsnitt 719 ng/l) og i grøften sør og øst for BØF. Det er høyest PFOS-konsentrasjoner påvist i punktet L-BØF Grøft 3 (gjennomsnitt 4 970 ng/l) som ligger øst for BØF. Det er også påvist relativt høye PFOS-konsentrasjoner i prøvepunktet L-BØF Grøft 2 (gjennomsnitt 583 ng/l) som ligger ca. 50 meter nord for L-BØF Grøft 3.

PFOS er også registrert i vannprøver vest for rullebane i punkt L-Dren-V.

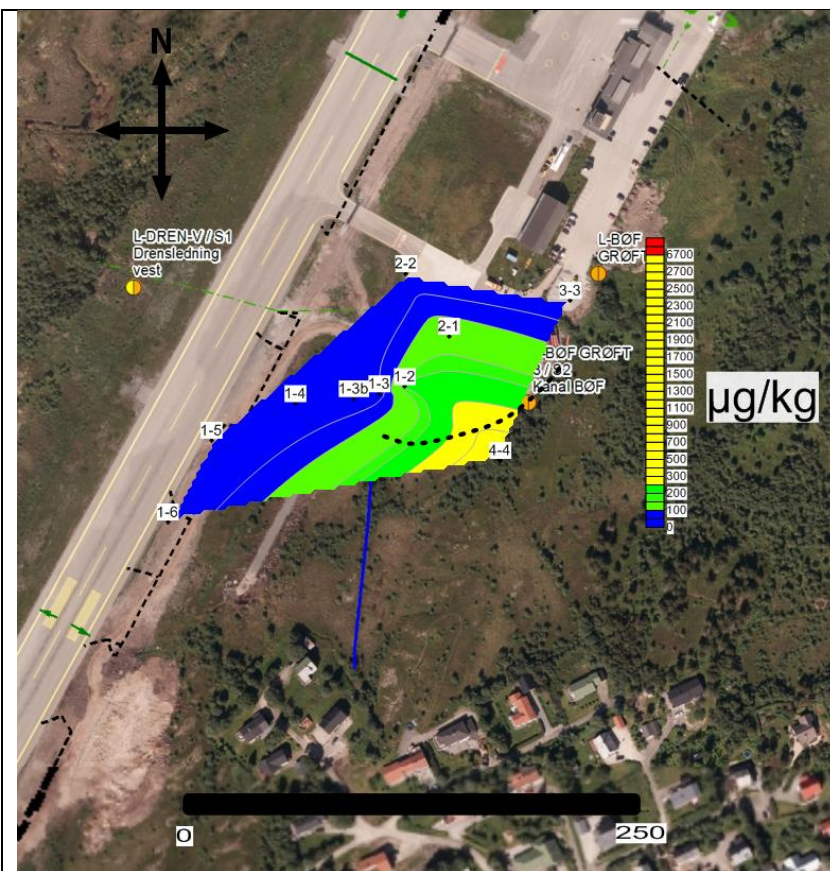
7.2.3 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på brannøvingsfeltet

Det er beregnet et estimat på mengde PFOS som er igjen i grunnen på BØF basert på målte verdier i jord. Hvert prøvepunkt har fått beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon ut fra PFOS konsentrasjonene målt i lag nedover i jordprofilen. Massene ved BØF varierer mellom grove fyllmasser i grus –og sandfraksjonen og torvmasser. Under fyllmasser er det sannsynligvis mektige torvmasser ned mot fjell (registrert 15 meter til fjell i området).

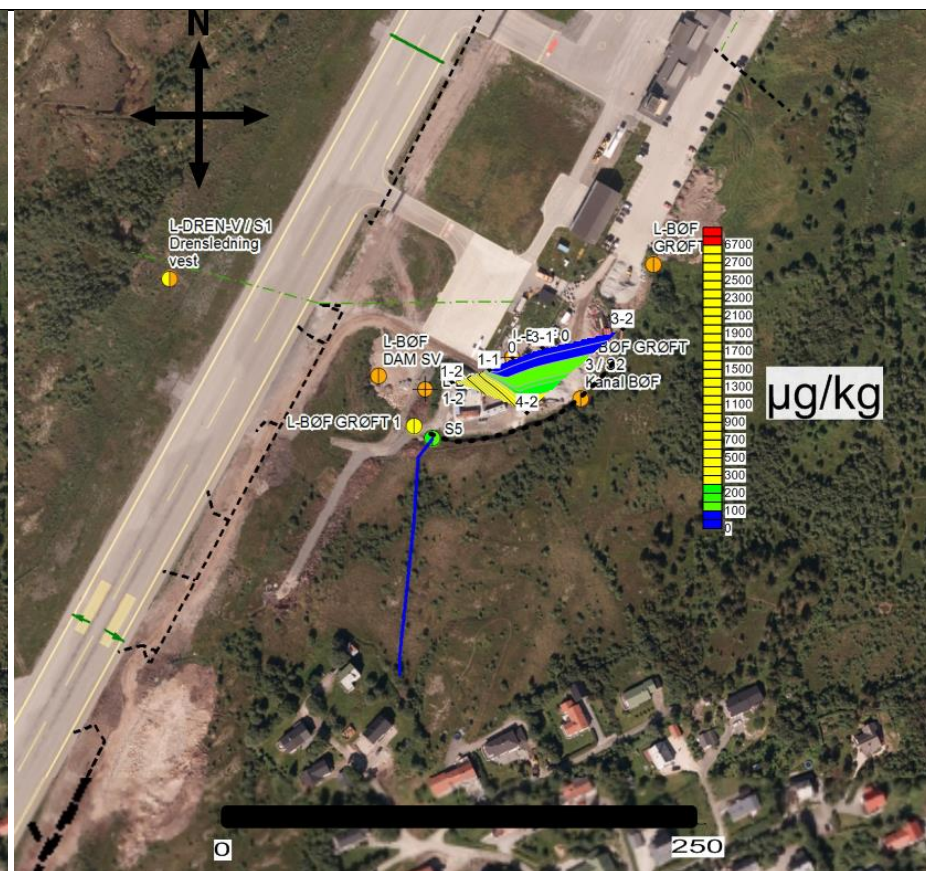
Det er analysert 10 overflateprøver fra 0-0,2 meter under terreng. Tre av prøvene har PFOS-konsentrasjoner over normverdien for PFOS i jord (100 µg/kg). Den høyeste konsentrasjonen er målt i punktet L-BØF 4-4 (360 µg/kg). Dette punktet ligger på andre siden av grøften (sørøst). Figur 7-4 viser en interpolering av disse punktenes PFOS-konsentrasjoner. Dette laget er ikke godt avgrenset i sør og sørøst.

Det er 7 analyser fra dyp 0,2-1,7 m under terreng. To av prøvene har PFOS-konsentrasjoner over normverdien for PFOS i jord (100 µg/kg). L-BØF 1-2 har høyest konsentrasjon med 1 610 µg/kg og L-BØF 4-2 har målt PFOS konsentrasjon på 335 µg/kg. Figur 7-5 viser en interpolering av disse punktenes PFOS-konsentrasjoner. Forurensningen er ikke godt avgrenset i sør og sørøst.

Det er 5 punkter som har prøver fra lag dypere enn 1,7 meter under terreng. Dette er punktene L-BØF 0, L-BØF 1-1, L-BØF 1-1, L-BØF 4-1 og L-BØF 4-2 som alle ligger sentralt på feltet på samme side av grøften som BØF. Ingen av disse har PFOS-konsentrasjoner over normverdi. Dette kan tyde på at konsentrasjonen av PFOS blir lavere i nivå med grunnvannsspeilet. Dette er naturlig på grunn av fortykning og transport (sannsynligvis til grøftesystem) vekk fra feltet med grunnvannet.

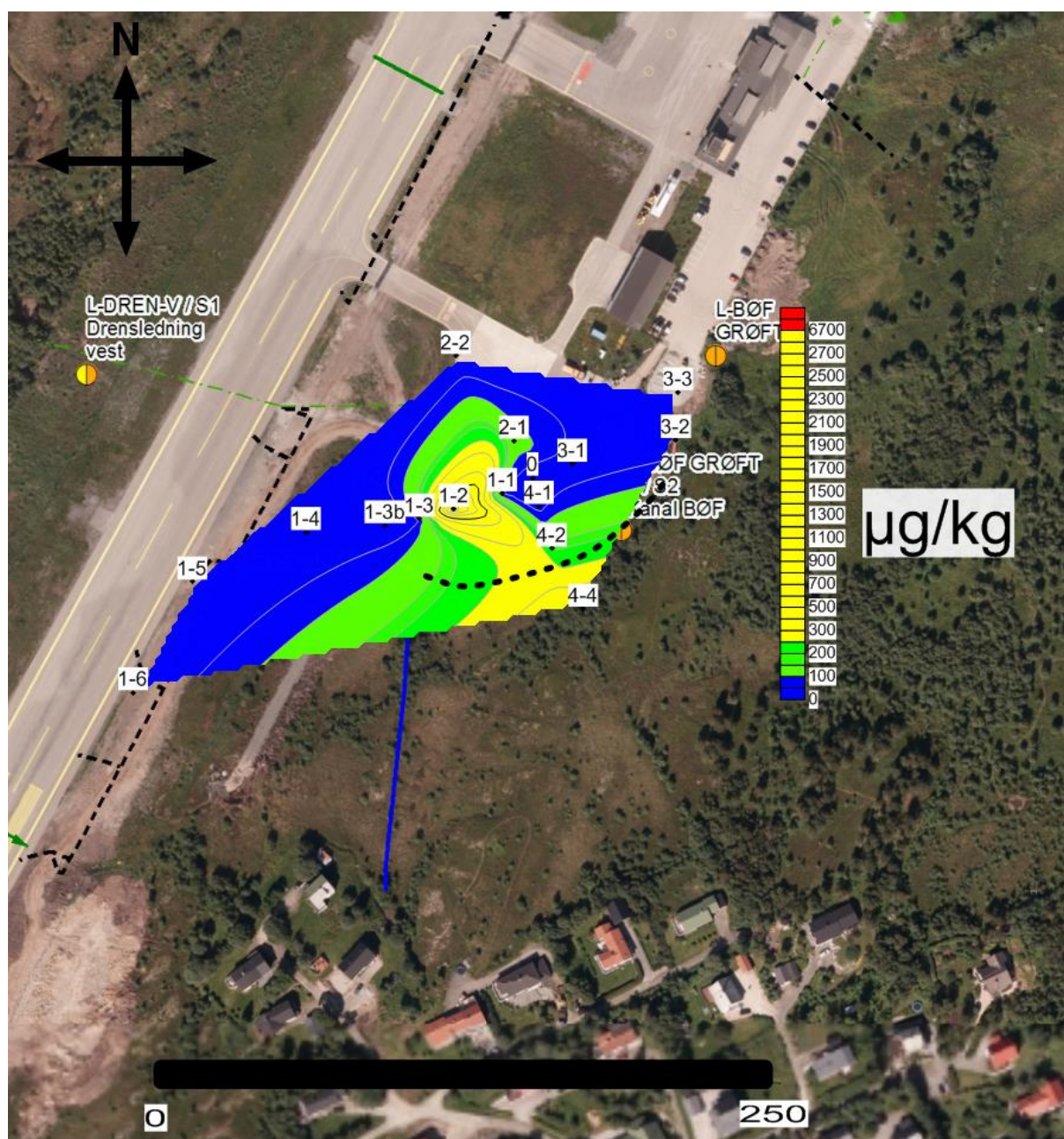


Figur 7-4. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF for dybde 0-0,2 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i Tabell 4-3



Figur 7-5. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF for dybde 0,2-1,7 meter under terreng. Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i Tabell 4-3.

Figur 7-6 viser en interpolering av PFOS for hele jordprofilet (alle punktene). Interpoleringen er basert på gjennomsnittskonsentrasjoner i hvert prøvepunkt nedover i jordprofilet.



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

Beregning av restmengde PFOS på BØF er basert på interpoleringen i Figur 7-6. Årsaken til at lagene er slått sammen er at usikkerhetene i en mer kompleks beregning basert på flere lag vil være like store som i denne beregningen og mindre oversiktlig. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er $114 \mu\text{g/kg}$. Utstrekningen av interpolert område er $13\,000 \pm 3\,000 \text{ m}^2$. Dybden på forurenset område vil variere, men har blitt vurdert til $2 \pm 0,5 \text{ meter}$. Tettheten til massene er vurdert til $1\,400 \pm 400 \text{ kg/m}^3$. Dette gir en rest av PFOS for BØF på $4 \pm 2 \text{ kg}$ (se avsnitt 4.3.2 for metode for utregning).

7.2.4 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt brannøvingsfeltet

Viktige parametere for tidsestimatet er målte verdier av PFOS i jord og vann og volum vann som drenerer gjennom området. I avsnitt 7.2.3 ble det estimert en rest PFOS for BØF på 4 ± 2 kg.

Vannvolumet som drenerer gjennom området er basert på et estimert nedbørsfelt til området rundt BØF på ca. 37 900 m² (Figur 7-3) og en årlig infiltrasjon på 1 100 mm/år. Sannsynligvis er målinger av PFOS gjort i grøften sør og øst for feltet og dammen vest for feltet representative for feltet. Basert på målinger herfra er det estimert at det lekker ut ca. 1,6 µg PFOS per liter vann som renner ut fra brannøvingsfeltet. Med et estimert vannvolum som drenerer ut fra BØF på ca. 41 700 m³ per år gir dette en utlekking av ca. 70 g PFOS per år. Med en rest av PFOS på 4 ± 2 kg vil det ta mellom 30 år til 90 år før all PFOS har lekket ut fra BØF (Tabell 7-1). En feilkilde er at utlekkingen av PFOS per år vil minke etter hvert som det blir mindre PFOS igjen på BØF (Figur 4-1).

Det er sannsynlig at PFOS lekker ut i størst grad ved kraftig nedbørsepisoder og ved smelting av snø. Dette vil føre til store differanser av PFOS- konsentrasjon i vannet (variasjonen gjør det vanskelig å få måleresultater som er representative).

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

Vekt PFOS totalt	4 ± 2	Kg
Infiltrasjon	1 100	mm/år
Areal nedbørsfelt til BØF	37 900	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	41 700	m ³ /år
Gjennomsnitt målt PFOS ved punkt L-BØF Dam, L_BØF Grøft 1, L-BØF-Grøft 2 og L-BØF-Grøft 3	1.6	µg/l
Utlekking PFOS fra BØF	70	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	30 – 90	år

7.3 Andre lokaliteter med PFOS forurensning

Det er registrert PFOS i vannprøver fra punktet L-Dren-N som ligger i nordenden av lufthavnen (200 ng/l, gjennomsnitt av to prøvetakinger). Det er ikke kjent hvor dette stammer fra, men den nordlige delen av rullebanen drenerer til punktet. BØF drenerer sannsynligvis ikke hit. På vestsiden av rullebanen er det registrert PFOS i vannprøver (L-DREN-V, 180 ng/l, gjennomsnitt av 5 prøvetakinger). Det er sannsynlig at dammen som ligger rett vest for BØF drenerer hit.

8 Oppsummering

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

8.1 Jord og vann

Jord

Det er analysert 22 jordprøver fra Leknes lufthavn, hvorav de aller fleste var tatt på brannøvingsfeltet. Toppmasser på sentrale deler av brannøvingsfeltet skal være byttet ut i årene i forkant av prøvetakingen.

Høyeste PFOS-konsentrasjon på 1600 µg/kg ble påvist i punkt 1-2 ved 50-90 cm dybde. Dette punktet ligger sørvest for flysimulatoren, i det som var hovedretning for sprøyting av skum (langs akse 1). Det ligger en jordvoll i vest som kan ha hindret spredning videre i denne retningen, da det i punkt 1-3 og 1-4 i aksene kun er påvist lave konsentrasjoner.

Spredning av PFAS-forurensning er imidlertid påvist i aksene mot sørøst fra brannøvingsfeltet (langs akse 4). Det er moderate konsentrasjoner av PFOS i punktene 4-2 (30-160 cm dyp) og 4-4. Sistnevnte punkt ligger ca. 70 m unna midten av brannøvingsfeltet. I punktet 4-2 er det i dypere masser (180-200 cm) påvist PFOS-konsentrasjon på 54,8 µg/kg.

De fleste prøvene fra toppmassene (0-20 cm) ved feltet viser lave PFAS-konsentrasjoner, som kan tilskrives skifte av toppmassene.

Vann

Det er tre hovedresipienter på dreinsvann fra brannøvingsfeltet: Enten myrområdene i vest eller Fyglsjøen via Borgvatnet i øst.

Det er tatt overflatevannprøver fra syv punkter ved Leknes lufthavn. Flere av disse er prøvetatt flere ganger i perioden 2011-2015. Prøvepunktene fra grøfta på østsiden har betydelig høyere konsentrasjoner enn dreinsledningen i vest.

Grunnvannet var/er forurensset med flere PFAS-forbindelser. Brønnen på vestsiden av brannøvingsfeltet, L-BØF 1-2, har konsentrasjon av sum PFAS på 11600 ng/l, og i L-BØF 0-brønnen ble det påvist 1620 ng/l sum PFAS.

8.2 Restmengder i jord og spredning av PFOS

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt ca. 18 kg PFOS i perioden 1991 til 2002 og ca. 4 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2002 til 2008. Fra BØF-området er det estimert at det lekker ut ca. 70 g PFOS hvert år. Det er estimert at det ligger igjen 4 ± 2 kg på feltet.

Det er ikke registrert andre kilder til PFOS på lufthavnen, men det er påvist PFOS i vann nordøst for rullebanen i punktet L-Dren N.

8.3 Oppsummering biota

Undersøkelsene av biota begrenser seg til marint miljø. Det ble analysert diverse blandprøver av muslinger og strandbiota der antall individer i hver prøve gir grunnlag for å anta at resultatene er representative for de utvalgte artene på den undersøkte lokaliteten.

Det ble påvist PFAS (6:2 FTS) i blandprøven av blåskjell, tilsvarende nedre intervall av kategori III – *Moderat miljøtilstand*. For øvrige undersøkte arter ble PFAS ikke påvist.

Med bakgrunn i funn gjort i denne undersøkelsen og i internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer, så synes spredning av PFAS fra Leknes lufthavn å kunne gi liten skade på de undersøkte artene og tilgrensende økosystem.

8.4 Matbiota og risiko for mennesker

Det er ikke gjort undersøkelser av matbiota med hensyn på PFAS ved Leknes lufthavn i denne undersøkelsen. Det ble riktignok prøvetatt blåskjell, hvor det også ble påvist relativt lave konsentrasjoner av PFAS.

Sammenlignet med andre lufthavner hvor Mattilsynet har gjort vurderinger av analyserte prøver, tyder det på at det ikke er forbundet noen risiko å innta matbiota fanget i nærheten av Leknes lufthavn.

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). Riskvurdering av perfluorerende alkylsyror i livsmedel och dricksvatten. Rapport 11-2013. Livsmedelsverket, Sverige. 73 s.

Grandjean, P., Budtz-Jørgensen (2013). Immunotoxicity of perfluorinated alkylates: calculation of benchmark doses based on serum concentrations in children. *Environmental Health* 2013 (online: <http://www.ehjournal.net>), 12:35, 7 p.

Gravem, F.R., Breyholtz, B., Halvorsen, E., Jensen, J.G.B., Grootjans, K., Sørbotten, L-E., Været, L og Kaasa, H. (red) (in prep). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Fagernes lufthavn, Leirin. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

- Kannan K, Newsted J, Halbrook RS, Giesy JP. (2002). Perfluorooctanesulfonate and related fluorinated hydrocarbons in mink and river otters from the United States. *Environmental Science & Technology* 36:2566-2571.
- Kerstner-Wood C, Coward L, Gorman G. (2003). Protein Binding of 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 vid förorening av dricksvatten med PFAA. Riskhanteringsrapport. 2014-03-12. 6s.
- Loi, E.I.H., Yeung, L.Y., Taniyasu, S., Lam, P. K. S., Kannan, K. and Yamashita, N. (2011). Trophic Magnification of Poly- and Perfluorinated Compounds in a Subtropical Food Web. *Environ. Sci. Technol.* 2011, 45, 5506–5513.
- Løland, B. (2014). Fate and Transport of PFCs in a Peat Bog Environment, Master Thesis, Department of Geosciences, University of Oslo.
- Martin, J.W., Mabury, S.A., Solomon, K.R., and Muir, D.C.G. (2003). Bioconcentration and 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 Zarogian, G.E. (2003). Relationship between Reproductive Success and Male Plasma Vitellogenin Concentrations in Cunner, *Tautoglabrus adspersus*. *Environmental Health Perspectives*. Volume 111, number 1, January 2003, 93-99.
- Museth, J. 2014. Innlandsfisk og fiskevandring. Innlegg på fiskesymposiet i 2014.
- Noorlander, C. W., van Leeuwen, S. P. J., te Biesebeek, J. D., Mengelers, M. J. B., & Zeilmaker, M. J. (2011). Levels of perfluorinated compounds in food and dietary intake of

PFOS and PFOA in The Netherlands. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 59(13), 7496–7505.

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

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

Norström, K., Viktor, T., Cousins, A.P., Benil, C. (2013). Årsrapport 2012 for prosjektet RE-PATH. Målinger av PFAS i nærområdet til Göteborg Landvetter Airport och Stockholm Arlanda Airport.

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

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

Regjeringen (2007). Begrensningsdirektivet – PFOS.

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

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

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

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

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

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

Sweco (2012). Miljøprosjektet DP 2. Miljøtekniske grunnundersøkelser - LEKNES LUFTHAVN. Rapport 168180-651.

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 Leknes 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.

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

Fjæremarken kan bli 20 cm lang, og kan minne om meitemark i utseende (Figur 1). Den forreste og tykkeste del av kroppen består av 19 kroppsledd eller segmenter. Noen av segmentene har gjeller og tallrike børster på parodiene. Bak de tykkere segmentene har de en smalere hale, som ikke har børster.

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



Figur 1. Fjæremark (*Arenicola marina*).



Figur 2. Vanlig tangloppe (*Gammarus locusta*).

Vanlig tangloppe

Tanglopper eller amfipoder (Amphipoda), er en tallrik dyregruppe. De fleste lever i saltvann (marine), men de er også vanlige i ferskvann eller i terrestriske miljøer (på landjorden). Typisk størrelse er fra 2 til 60 mm (Figur 2). Tangloppene er flattrykke fra siden, slik som lopper (derav navnet). Vanlig tangloppe (*Gammarus locusta*) er utbredt langs hele norskekysten. Hannene blir inntil 2 cm og hunnene inntil 1,4 cm. De lever blant steiner og tang i nedre halvdel av fjæra (Campbell 1976). Vanlig tangloppe spiser hovedsakelig alger som for eksempel havsalat (*Ulva spp.*). Store hanner kan imidlertid også spise mindre artsfrender (Anderson et. Al 2009).

Vanlig strandsnegl (*Littorina littorea*) er den største av strandsneglene i Norge og kan bli 4 cm lang. Larvestadier frittlevende (pelagisk) i vann. Strandsneglen lever på 0-70 meters dyp, på steinbunn, vanligvis under tidevannssonen. Ikke på sandbunn. Den tåler ikke en lengre periode i luft, uten å tørke ut. Den har ikke utviklet lunge, slik som noen andre strandsnegler. Vanlig strandsnegl lever hovedsakelig av grønnalger som tarmgrønske og havsalat (Watson 1985). Sjøstjerner, kongsnegl og enkelte fiskearter spiser strandsnegl, samt mennesker.



Figur 3. Vanlig strandsnegl

Strandkrabber (*Carcinus maenas*). Den hyppigst forekommende krabben i tidevannssona i norske farvann (se Figur 4). Den er svært tilpasningsdyktig i både matvaner og fysiske forhold. Strandkrabben er en opportunist i matveien, og eter det meste den finner. Først og fremst er strandkrabben åtseleter, men den eter også alt levende den klarer å få fatt i med klørne sine. Muslinger utgjør en svært viktig del av kostholdet til arten mange steder. Strandkrabbe blir selv spist av mange dyr som ulike fiskeslag og sjøfugl. I Norge brukes den i svært liten grad som mat, mens den regnes som en delikatesse lenger sør i Europa.



Figur 4. Strandkrabbe

Blåskjell (*Mytilus edulis*), en svært vanlig art av saltvannsmuslinger i blåskjellfamilien (Mytilidae). Blåskjellet kan bli opptil 8–9 cm langt. Blåskjellet har to skjell som åpnes og lukkes av to lukkemuskler (se Figur 5). Blåskjell er utbredt langs hele norskekysten og sitter festet på fjell, stein eller annet underlag under høyvannsgrensen eller litt dypere. Unge blåskjell danner det svarte beltet i stranden, nedenfor et område dominert av rur. Med alderen flytter de seg dypere ned.

Blåskjell lever av planteplankton og andre mikroorganismer som filtreres fra vannet. Blåskjell blir spist av sjøstjerne og strandkrabbe og av en rekke sjøfugl som tjeld, ærfugl og måker. Av menneske brukes blåskjell både som mat og agn.



Figur 5. Blåskjell. Foto: Wikipedia

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**



Leknes lufthavn (ENLK)

Oversiktskart

Jord

PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

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

* PFOS er dominerende parameter

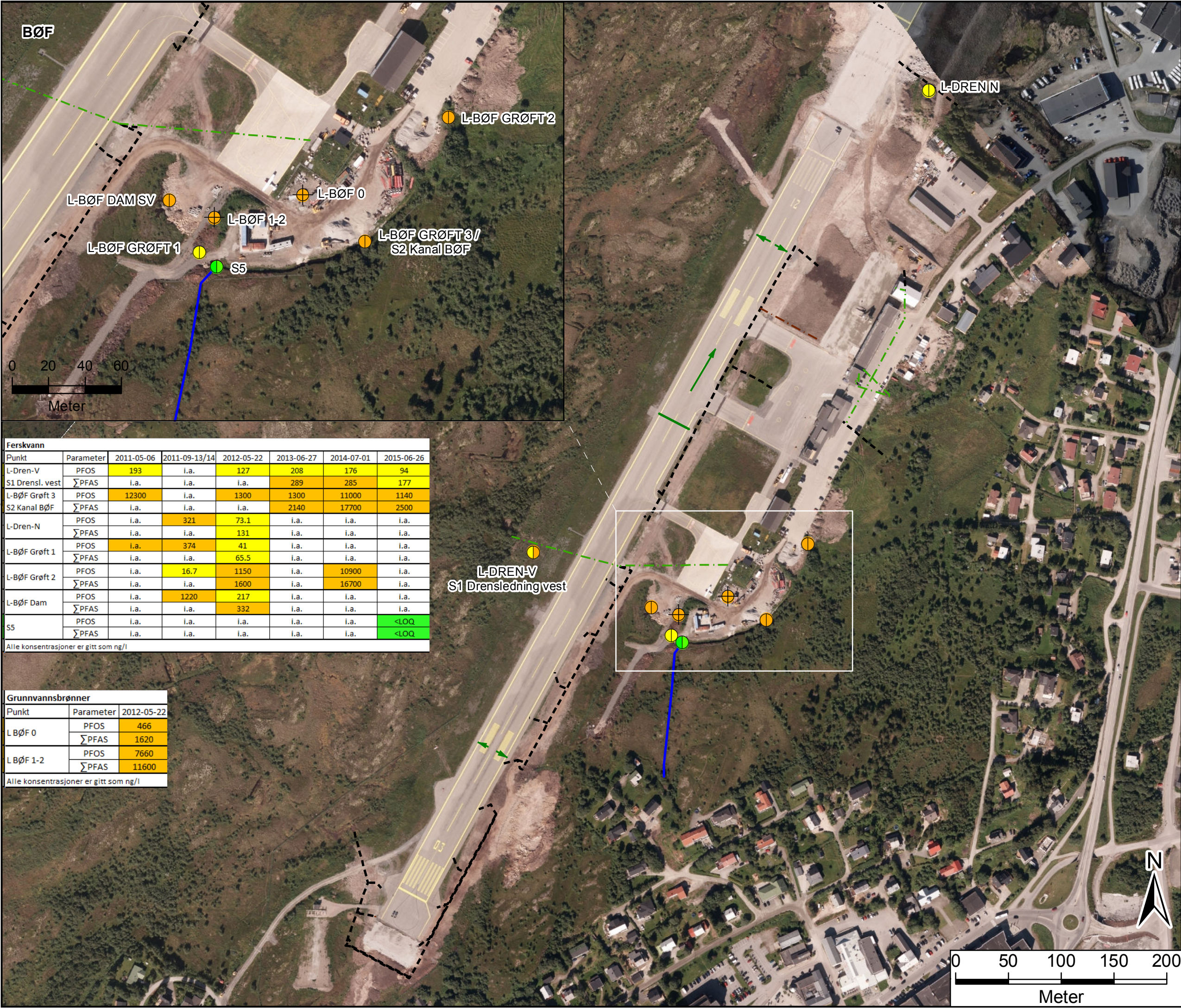
LOQ = rapporteringsgrense
i.p. = ikke påvist

Leknes lufthavn
(ENLK)

Brannøvingsfelt

Jord





Ferskvann							
Punkt	Parameter	2011-05-06	2011-09-13/14	2012-05-22	2013-06-27	2014-07-01	2015-06-26
L-Dren-V	PFOS	193	i.a.	127	208	176	94
S1 Drensl. vest	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	289	285	177
L-BØF Grøft 3	PFOS	12300	i.a.	1300	1300	11000	1140
S2 Kanal BØF	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	2140	17700	2500
L-Dren-N	PFOS	i.a.	321	73.1	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	131	i.a.	i.a.	i.a.
L-BØF Grøft 1	PFOS	i.a.	374	41	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	65.5	i.a.	i.a.	i.a.
L-BØF Grøft 2	PFOS	i.a.	16.7	1150	i.a.	10900	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	1600	i.a.	16700	i.a.
L-BØF Dam	PFOS	i.a.	1220	217	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	332	i.a.	i.a.	i.a.
S5	PFOS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	<LOQ
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	<LOQ

Grunnvannsbrønner		
Punkt	Parameter	2012-05-22
L BØF 0	PFOS	466
	ΣPFAS	1620
L BØF 1-2	PFOS	7660
	ΣPFAS	11600

Leknes lufthavn (ENLK)

Oversiktskart

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

Avlopsledning

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

Avrenning

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

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

Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2012 - 2014

Leknes lufthavn

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014

