
RAPPORT

AVINOR AS

KRISTIANSUND LUFTHAVN, KVERNBERGET

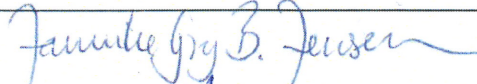
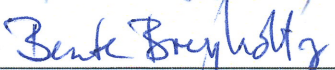
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING

2016-08-22



Kristiansund lufthavn, Kvernberget. Foto: Avinor

Rapport nr.: 168186-12-J8		Oppdrag nr.: 168186	Dato: 22.08.2016
Oppdragsnavn: Perfluorerte og polyfluorerte forbindelser ved norske lufthavner			
Kunde: Avinor AS			
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING Kristiansund lufthavn, Kvernberget			
Sammendrag: Denne rapporten bygger på undersøkelser av PFAS-forurensning i jord, vann og strandbiota ved Kristiansund lufthavn, Kvernberget fra perioden 2011 til 2014. Rapporten beregner restmengder av PFOS og gir vurderinger av spredningsforløp, risiko knyttet til menneskelig helse, og risiko knyttet til økosystem som følge av PFAS-forurensningen. Øving med brannskum har ført til at det ble spredd totalt ca. 800 kg PFOS i perioden 1978 til 2002 og ca. 130 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2005. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i ferskvann og til sjøen rundt Kristiansund lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 15-20 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag, og at det vil ta mellom 40 og 110 år før all PFOS har lekket ut. Det er ikke gjort undersøkelser av matbiota ved Kristiansund lufthavn. Lave til moderate konsentrasjoner av PFAS i diverse strandbiota kan tyde på at matbiota også kan være påvirket, men trolig er nivåene relativt lave. Basert på Mattilsynets vurderinger av mattrygghet ved lignende lufthavner, er det lite sannsynlig at det medfører risiko å benytte fisken utenfor Kristiansund lufthavn som mat. Vannforskriftens grenser for god vannkvalitet er beskrevet ved et maksimalt innhold på 9,1 µg PFOS/kg våtvekt i akvatisk biota. Avinor setter grensen til 9,1 µg PFAS/kg våtvekt. Denne grensen er overskredet i et par prøver av tanglopper og albueskjell, mens for annen strandbiota er nivåene under denne grensen. I Omsundet er miljøtilstanden vurdert til kategori III <i>Moderat</i>, mens i Gløsvågen er det <i>God miljøtilstand</i>. Det foreligger ikke prøver av fisk. Det er grunn til å anta at dette også kan gjelde for deler av det terrestre miljøet på og ved brannøvingsfeltene. Med foreliggende konsentrasjoner av PFAS målt i biota i nærområdet til forurensningen, og med utgangspunkt i at det ikke er gjennomført langvarige studier av konsekvenser på individnivå, kan en ikke se bort fra uheldige virkninger på individer. Men, med bakgrunn i gjeldende internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer synes spredning av disse stoffene til tilgrensende økosystem å være beskjeden, og dermed synes risiko for skade på disse økosystemene som følge av PFAS fra Kristiansund lufthavn å være lav.			
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2015-02-19	Utkast m/biota	JJE
A2	2015-05-19	Resultater vann og jord samt spredningsvurdering.	VK
A3	2015-06-15	Økosystemvurdering	FL
A4	2015-06-26	Fagkontroll og oppsummering vann og jord	VK
B5	2015-10-02	Utkast til Avinor	JJE
B6	2016-02-04	Kommentarer fra Avinor	BWE
B7	2016-04-29	Revidering vann, jord og spredningsvurderinger	VK
B7 ny	2016-06-20	Norconsults gjennomgang av kommentarer	VK
J8	2016-08-22	Endelig versjon	JJE

Utarbeidet av: Jannike Gry B. Jensen, Håkon Gregersen, Finn R. Gravem, Bente Breyholtz, Lars Været, Marthe-Lise Søvik, Eivind Halvorsen, Vegard Kvisle, Lars-Erik Sørbotten og Halvard Kaasa (redaktør)	Sign.:  
Kontrollert av: Vegard Kvisle / Norconsult AS Frode Løset / Sweco Norge AS	Sign.:  Frode Løset
Oppdragsansvarlig / firma: Kim Rudolph-Lund / Sweco Norge AS Janicke Garmann/ Norconsult AS	Oppdragsleder / firma: Halvard Kaasa / Sweco Norge AS  Vegard Kvisle / Norconsult AS 

Forord

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

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

Arbeidet som presenteres i denne rapporten bygger på data fra vann, jord, sedimenter og biologisk materiale som er hentet inn i perioden 2011-2014. Rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom Norconsult AS og Sweco Norge AS.

Prøver av vann, sedimenter og jord er hentet inn av Norconsult og Sweco. Biotaprøvene ble planlagt og samlet inn 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 økosystem. Sweco har også stått for sluttredigering.

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

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

Halvard Kaasa (red.), Jannike Gry B. Jensen, Håkon Gregersen, Finn Gravem, Frode Løset

Norconsult:

Vegard Kvisle, Bente Breyholtz, Ingvild Helland, Eivind Halvorsen, Marthe-Lise Søvik, Lars-Erik Sørbotten

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

22. august 2016

Innhold

1	Innledning.....	9
1.1	Bakgrunn og formål.....	9
2	Perfluoreerte og polyfluoreerte alkylstoffer (PFAS).....	11
2.1	Generelt.....	11
2.2	Egenskaper PFAS.....	12
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	13
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	13
2.5	PFAS i konsumvarer.....	16
3	Miljømål og akseptkriterier	17
3.1	Miljømål	17
3.2	Akseptkriterier i vann og biota	17
4	Metode risikovurdering	18
4.1	Inndeling miljøtilstand biota	18
4.2	Klasseinndeling sedimenter, jord og vann	19
4.3	Spredningsvurdering	20
4.3.1	Generelt.....	20
4.3.2	Metode for beregning av restmengde PFOS.....	20
4.3.3	Usikkerheter i beregningene	21
4.3.4	Metode tidsestimat på utlekking av PFOS fra brannøvingsfelt til resipient	22
4.4	Risikovurdering	22
4.5	Vurderinger av økologiske konsekvenser	23
4.5.1	Bioakkumulering	24
4.6	Vurderinger av matbiota.....	25
5	Områdebeskrivelse.....	27
5.1	Beliggenhet og omgivelser	27
5.2	Naturverdier	28
5.3	Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt og andre PFAS-lokaliteter ..	29
5.3.1	Historisk bruk av brannskum.....	29
5.3.2	Det aktive brannøvingsfeltet (BØF A).....	29
5.3.3	Det gamle brannøvingsfeltet (BØF B)	30
5.3.4	Andre PFAS-lokaliteter	30

5.4	Utførte tiltak	30
5.4.1	Oljeutskilleranlegg	30
6	Undersøkelser	31
6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	31
6.2	Jord	31
6.2.1	Aktivt brannøvingsfelt, BØF A.....	32
6.2.2	Gammelt brannøvingsfelt, BØF B	32
6.3	Sedimenter	37
6.4	Vann.....	37
6.4.1	Grunnvann.....	37
6.4.2	Overflatevann	38
6.4.3	Aktivt brannøvingsfelt - oljeutskiller.....	44
6.5	Biota	45
6.5.1	Terrestriske arter	45
6.5.2	Ferskvannsarter.....	45
6.5.3	Marine arter	45
7	Spredningsvurdering	49
7.1	Innledning	49
7.2	BØF A – aktivt brannøvingsfelt.....	50
7.2.1	Terreng– og strømningsanalyse for området	50
7.2.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF A	51
7.2.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF A.....	55
7.3	BØF B - nedlagt brannøvingsfelt	55
7.3.1	Terreng– og strømningsanalyse for området	55
7.3.2	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF B	56
7.3.3	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt BØF B.....	59
7.4	Estimat av mengde PFOS og PFAS fra oljeutskiller BØF A.....	60
7.5	Mengde PFOS ut fra lufthavnen samlet	60
8	Risikovurdering	62
8.1	Økosystem og risiko	62
8.1.1	Terrestrisk miljø	62
8.1.2	Ferskvann.....	64
8.1.3	Marint miljø	64
8.2	Matbiota og risiko	65

8.2.1	Mattrygghet.....	65
9	Oppsummering	66
9.1	Jord og vann	66
9.2	Restmengder jord/spredning.....	67
9.3	Matbiota og risiko for mennesker.....	68
9.4	Risiko for økosystem	68
10	Referanser	69

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 inkl. antatt dreneringsretning
- Oversiktskart vann

Vedlegg 5 Oversiktskart biota fra undersøkelser 2013

1 Innledning

De siste årene har en blitt oppmerksom på en gruppe syntetiske fluoreerte 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 Kristiansund lufthavn, Kvernberget (heretter kalt «Kristiansund lufthavn»). Analyseprogrammet omfatter opp til 14 utvalgte PFAS. I rapporten er det brukt en del forkortelser og uttrykk som kan trenge en forklaring. Slik forklaring er gitt som fotnoter, samt at det er utarbeidet en liten ordliste til dette formålet som ligger i vedlegg 3.

1.1 Bakgrunn og formål

Avinors Miljøprosjekt, som startet i 2010, har som formål å utrede miljøstatus og eventuelt 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 overført til driftsorganisasjonen.

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

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

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

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

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

2 Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS)

2.1 Generelt

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

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

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

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

a) Analysert i både biota, vann og jord

b) Analysert kun i vann og jord

c) Analysert kun i biota

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

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

produktene 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

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

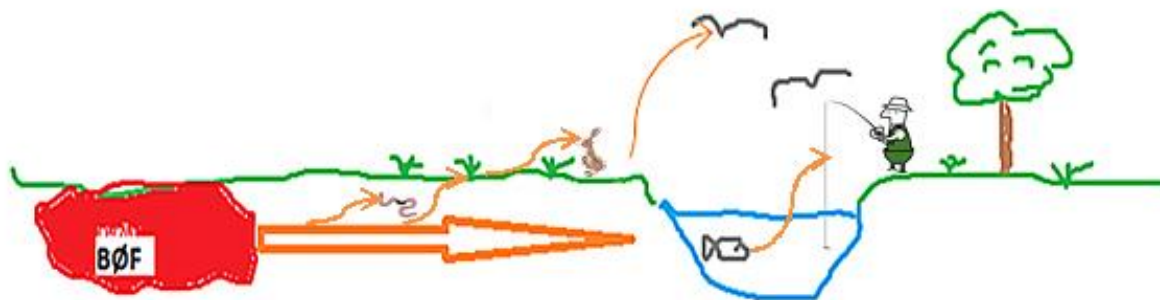
spiser), var mindre enn 1 for alle forbindelsene. Dette antyder at de studerte stoffene ikke ble oppkonsentrert utover det nivået føret har, når regnbueørreten kun fikk stoffene inn i kroppen gjennom maten den spiste.

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

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

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

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



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

2.5 PFAS i konsumvarer

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

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

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

3 Miljømål og akseptkriterier

3.1 Miljømål

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

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

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

3.2 Akseptkriterier i vann og biota

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

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

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

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

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

³ Vedtatt 2014-09-12

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

⁵ 2014

4 Metode risikovurdering

4.1 Inndeling miljøtilstand biota

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

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

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

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

Kategoriinndelingen i Tabell 4-1 er basert på TDI i forhold til human helse ved konsum (TDI = livslangt tolererbart daglig inntak av stoffet), og reflekterer delvis risikoen for økosystemene. EUs grense for god miljøtilstand ($\text{EQS}_{\text{biota}}$) er $9,1 \mu\text{g}$ PFOS/kg biota vv. Grense for dårlig miljøtilstand er satt til $10 \cdot \text{EQS}_{\text{biota}}$, altså $91,3 \mu\text{g}$ PFOS/kg biota vv. I denne rapporten er grenseverdien den samme, men gjelder sum PFAS.

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

⁷ Kombinasjonseffekter ved påvirkning av flere ulike kjemiske stoffer samtidig

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

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

4.2 Klasseinndeling sedimenter, jord og vann

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

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

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

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

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

For PFOS i jord har Miljødirektoratet utarbeidet en normverdi på 100 µg/kg TS¹¹, og grensen for farlig avfall er 5000 mg/kg. Siden det ikke eksisterer helsebaserte tilstandsklasser for

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

PFOS i jord, benyttes en inndeling utarbeidet av Aquateam for Avinor (Aquateam, 2011). Laveste klasse i denne inndelingen tilsvarer normverdien. Selv om denne klasseinndelingen var ment kun for PFOS, sammenlignes grensene med de analyserte PFAS. Dette er vist i Tabell 4-3.

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

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

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

4.3 Spredningsvurdering

4.3.1 Generelt

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

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

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

Det estimeres hvor mye PFOS og PFAS som er brukt totalt på brannøvingsfeltene basert på forbruksdata fra perioden 2001-2011. For perioden før 2001 er det antatt samme årlig forbruk som i perioden etter 2001. Denne beregningen er basert på forbruksdata av brannskum brukt i forbindelse med øvelser på Avinors flyplasser, samt %-innhold av PFOS/PFAS i skummet (se avsnitt 5.3).

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 ($\mu\text{g/kg}$).

Beregning av restmengde PFOS kommer frem slik:

- 1) Beregn 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) Beregn 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) Beregn vekt (kg) PFOS ved å multiplisere vekt (kg) forurensede masser med gjennomsnittlig interpolert PFOS-konsentrasjon i massene ($\mu\text{g/kg}$). Usikkerheten er basert på usikkerheten til punkt 2.

Forplantningsusikkerheter beregnes generelt etter denne formelen:

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

Der x og y er faktorer i summen z.

4.3.3 Usikkerheter i beregningene

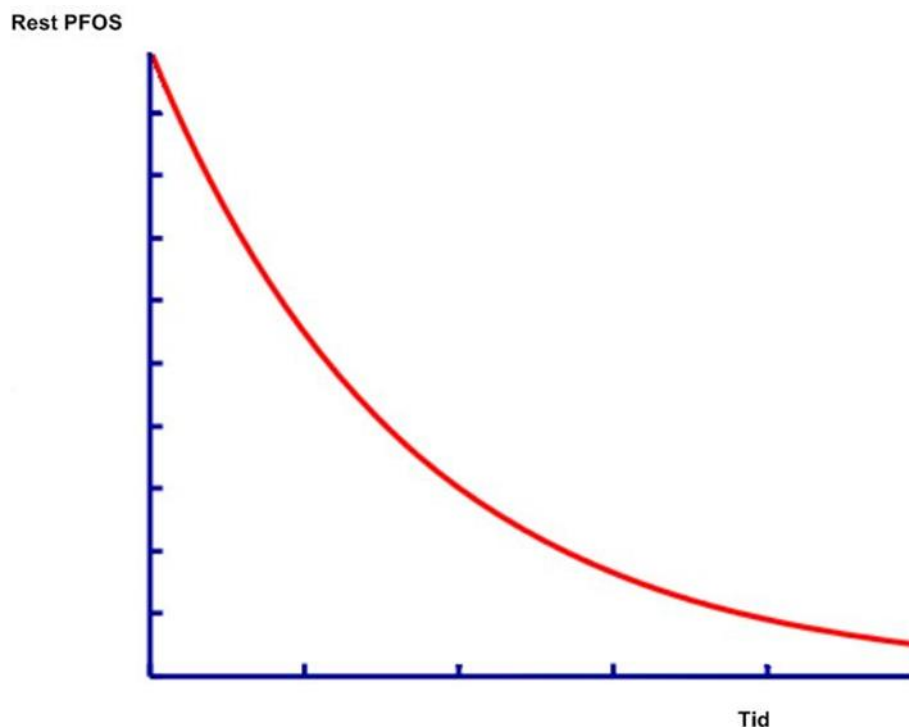
Beregningene av restmengde PFOS på brannøvingsfeltene og tiden det vil ta før all PFOS har lekket ut inneholder usikkerheter. Restmengden av PFOS blir angitt som et intervall for å synliggjøre usikkerheten.

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

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

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

Vannbalansen i området kan være påvirket av drenering og grøfting som ikke er kartlagt. Vannmengden som drenerer fra brannøvingsfeltene vil ha direkte innvirkning på tidsestimatet på hvor lang tid det tar før all PFOS har lekket ut. Tidsestimatet for hvor lang tid det tar før all gjenværende PFOS er lekket ut, har som forutsetning at det lekker ut like mye PFOS hvert år. Dette vil være en feilkilde da det vil lekke ut mindre PFOS etter som det blir mindre PFOS igjen på feltet (Figur 4-1).



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

4.3.4 Metode tidsestimat på utlekking av PFOS fra brannøvingsfelt til resipient

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

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

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

4.4 Risikovurdering

Ved rapporteringen i 2012/2013 utførte Sweco AS og Cowi AS miljøtekniske grunnundersøkelser og risikovurdering trinn 2 og til dels trinn 3 av PFOS i jord og vann i henhold til Miljødirektoratets risikovurderingsverktøy for menneskelig helse (SFT, 1999). Det ble benyttet målte konsentrasjoner der dette var tilgjengelig. Ved sammenligning av

beregnete og målte konsentrasjoner i vann, ble det tydelig at det var store usikkerheter i modellen, og at det til dels var svært dårlig samsvar mellom målte og beregnede konsentrasjoner. Denne risikovurderingen baseres derfor på målte verdier. Dersom det foreligger data fra sedimenter tas også disse med i vurderingene sammen med nye resultater fra levende biota som er hentet inn fra forurensede arealer og fra resipientene/tilgrensende økosystemer.

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

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

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

4.5 Vurderinger av økologiske konsekvenser

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

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

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

Det er rimelig å anta at effekter som vises i fysiologi, fruktbarhet, svekket motstandskraft, endret livslengde, vekst, genetikk, konkurranseevne og adferd hos individer kan lede til økologiske konsekvenser. Det er også rimelig å anta at persistente stoff som skilles dårlig ut fra organismer, akkumulerer oppover i næringskjeden og at predatorer kan være utsatt for risiko når byttedyr har innhold av disse stoffene, slike som PFOS, PFOA og andre PFAS.

Studier som er gjennomført på ulike arter, viser at det må være forholdsvis høye konsentrasjoner av PFAS i vann/mat/omgivelser før det observeres effekter på organismene. Dette kan tyde på at økosystemene kan være relativt robuste overfor akutt/kortvarig eksponering. Imidlertid sier dette lite om kroniske effekter og påvirkninger på arter og økosystemer.

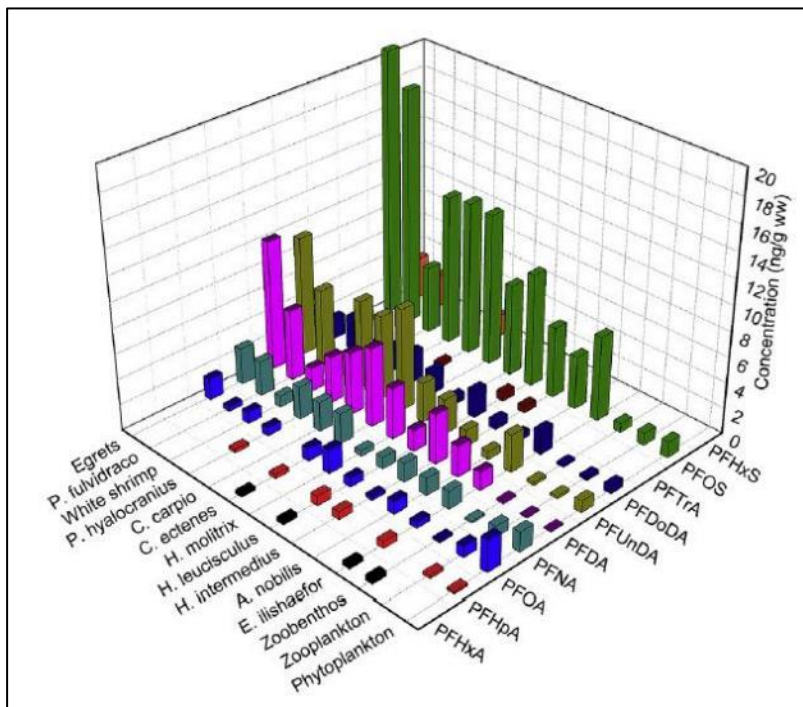
4.5.1 Bioakkumulering

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

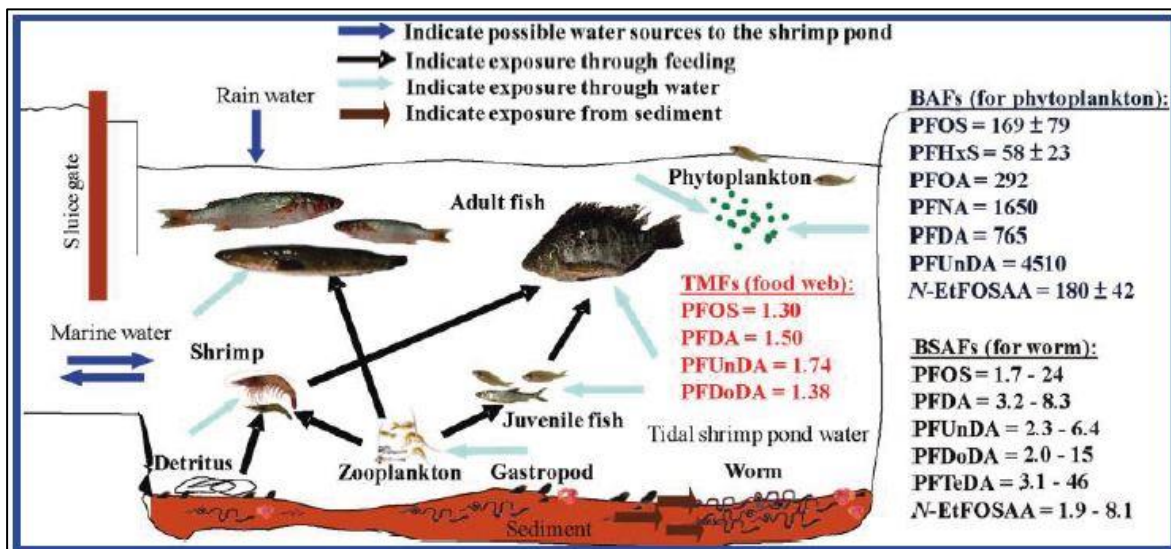
Fordi det ikke foreligger så omfattende datamateriale fra hele økosystem ved de ulike lufthavnene som i de to undersøkelsene fra Asia (Xu *et al.*, 2014; Loi *et al.*, 2011), er disse brukt for å illustrere hvordan PFAS kan flyttes fra lavere til høyere trofiske nivå, og hvordan bioakkumuleringen kan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

I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fyttoplankton, 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 fyttoplankton, 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 fyttoplankton, 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 fyttoplankton, og at faktoren varierer hos de ulike forbindelsene. For eksempel er BAF hos fyttoplankton for PFOS 169 ± 79 . Det vil si at konsentrasjonen av PFOS i fyttoplanktonet ($1,07$ 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).

4.6 Vurderinger av matbiota

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

Om sitt grunnlag for vurderingene sier mattilsynet blant annet:

«Det er ikke fastsatt grenseverdier for PFAS forbindelser i sjømat eller ferskvannsfisk. EFSA (European Food Safety Authority) gav i 2008 ut en vitenskapelig vurdering av PFAS-

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

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

5 Områdebeskrivelse

I vedlegg 4 til denne rapporten ligger det kart for lufthavnen og omegn. Kartene inkluderer plassering av brannøvingsfelt og andre PFAS-lokaliteter, plassering av prøvepunkter for jord, sediment, grunnvann og overflatevann, samt analyseresultater av PFOS og PFAS. I vedlegg 5 til denne rapporten ligger 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

Kristiansund lufthavn, Kvernberget, ligger i Kristiansund kommune i Møre og Romsdal, ca. 7 km øst for Kristiansund sentrum. Flyplassen ble åpnet i 1970, og eies og driftes av Avinor. Lufthavnen har to terminaler; helikopterterminal i øst og flyterminal i vest.

Lufthavnen ligger på et platå som begrenses av skråningen ned mot Omsundet i syd, riksvegen i vest, skråningen opp mot Kvernberget i nord, og Gløsvågen (et dypt dalsøkk) i øst (se Figur 5-1). Ved vestre baneende er høydeforskjellen ned til riksvegen ca. 20 m, mens bunnen av Gløsvågen i øst ligger ca. 40 m under banenivå.

Området rundt lufthavnen er kupert fjellterreng med større myrområder i nord. Lufthavnen er omkranset av handelsparken på Løkkemyra og Vestbase i vest og nordvest, fjellet Kvernberget mot nord, et større friområde mot øst og tettbebyggelse i Byskogen mot sør.

Grunnvannet ligger 1-4 m under overflaten i øst og i 0-2 m under overflaten (myrområde) i vest. Resipientene for overvann er Orvikabekken i vest, Byskogbekken i syd og Gløsvågbekken i øst. De første to drenerer mot Omsundet i syd og den siste har utløp i Gløsvågen. Kristiansund lufthavn har én rullebane, ca. i retning øst-vest, og dominerende vindretning er fra S-SV.



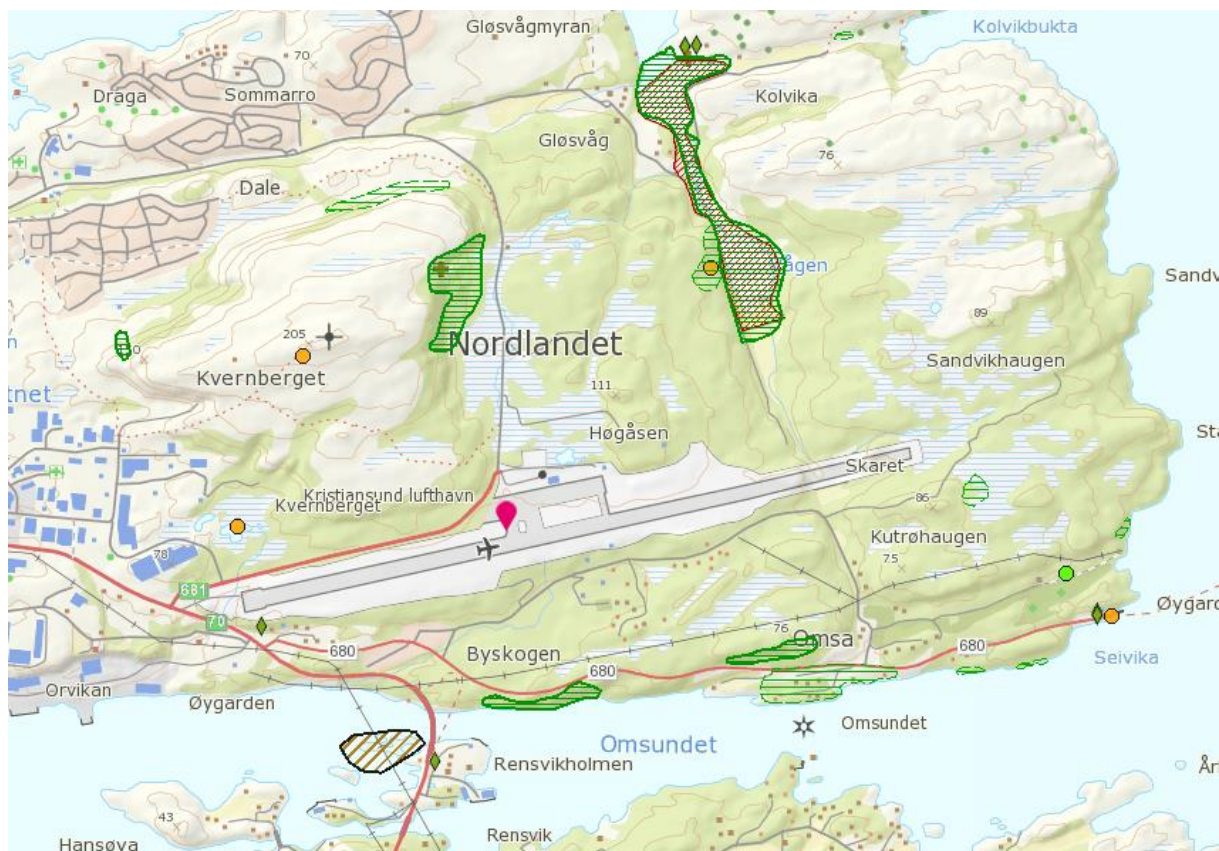
Figur 5-1. Kristiansund lufthavn, Kvernberget. Oversikt over aktuelle aktiviteter.

5.2 Naturverdier

Gløsvågen er et naturreservat som ligger nordøst for flyplassen (Figur 5-2). Det ble vernet i 1988, og formålet med fredningen er å ta vare på et viktig våtmarksområde med tilhørende plantesamfunn, fugleliv og annet dyreliv. Verneområdet er hekke- og trekklokalitet for våtmarksfugl. Lokaliteten er næringsrik og har rik fuglefauna. Det omfatter et lite brakkvannstjern med omkringliggende strandenger og sumpmark. Det grenser til dyrka mark og beite, og en liten tidevannskanal nordover fører til en våg i sjøen med brede leirer og tidevannssoner med rike skjellbanker. Lokaliteten er kartlagt som naturtype brakkvannspoller (*Svært viktig*). Området har særlig interesse som rasteplass under trekket for våtmarksfugler, men også som hekkelokalitet for enkelte, dels mer kravfulle arter. Arter som gråhegre, stokkand, vipe, krikkand, storspove, rødteilk er registrert. I milde vintre kan det òg overvintre en del fugl. Det er det viktigste våtmarksområdet i Kristiansund. (www.naturbase.no). Gløsvågen har også botanisk verdi.

I Omsundet sør for flyplassen ligger Rensvikholmen, der det bl.a. er registrert fiskemåke, makrellterne og ærfugl. Området rundt naturreservatet og flyplassen er et beiteområde for rådyr (hele året).

På Gløsvågens vestside er det registrert en gammel boreal barskog med lokal verdi (*Kvernberget øst*). Det er ikke angitt rødlistede arter knyttet til fauna fra dette området, Området består av en bratt li med middelaldret skog.



Figur 5-2. Områder med registrerte naturverdier rundt Kristiansund lufthavn, Kvernberget. Kilde: www.miljostatus.no/kart.

5.3 Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt og andre PFAS-lokaliteter

5.3.1 Historisk bruk av brannskum

Ifølge muntlige kilder ble det ved oppstart på Kvernberget i 1978 benyttet et brannskum av oppmalte dyrerester kalt Protein-skum. På midten av 80-tallet begynte man å bruke et syntetisk skum kalt «fettalkoholsulfat» som hovedslukkemiddel. Rundt 1990 begynte flyplassen å bruke «Light Water».

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 tilnærmet PFOS-fritt. I denne sammenheng betyr det at skummet kan inneholde opptil 0,001 vektprosent eller 10 mg/l, jf. Produktforskriften. Analyser viser PFOS-konsentrasjoner i størrelsesorden 1-2 mg/l i helt nyåpnede fat med AFFF-skum.

For beregning av mengde PFOS som er tilført grunnen på brannøvingsfeltene 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.

Det ligger to brannøvingsfelt ved Kristiansund lufthavn; et gammelt felt sør for rullebanens vestre del (BØF B) og et aktivt felt nord for rullebanens østre del (BØF A) (se Figur 5-1).

5.3.2 Det aktive brannøvingsfeltet (BØF A)

Det aktive brannøvingsfeltet ble først tatt i bruk i 2004 og har en sentral øvingsplattform. Feltet brukes tidvis av kommunen til øvelser.

Selve plattformen er bygget av betong med dobbelarmert plate for å hindre sprekkdannelse, men uten membran slik at evt. lekkasjer vil infiltrere i steinfyllingen under øvingsplattformen. Betongdekket har noen sprekker som kan medføre nedsiving av væske. Oppsamlet væske fra øvingsplattformen ledes til oljeutskiller og videre til pumpekum, hvor det pumpes videre til spillvannssystemet for lufthavnen som har utløp i sjø.

I forbindelse med Avinorprosjektet «Sikkerhetsområde- og lysanlegg» ble det i mars 2011 tatt overflateprøver i nærheten av brannøvingsfeltet. Fjellmasser under jordprøvene ble brukt til fylling under forlengelsen av rullebanen. Jordprøvene viste lave PFOS-verdier mellom 5,8 og 43 µg/kg. Disse prøvene er ikke vist i kart da de ikke er representative for dagens situasjon.

Grunnvannet ved plattformen renner i en liten bekk mot øst der det samles i en ny fangdam. Vannet i fangdammene renner videre til Vågen før den strømmer ut i Gløsvågen.

5.3.3 Det gamle brannøvingsfeltet (BØF B)

Sentralt på det gamle brannøvingsfeltet er det grunt til fjell (1-2 meter med stein), og mot øst er det fjell i dagen. I syd og vest er det myr. Massene ved feltet (ca. 500 m³ jord/stein) ble skiftet ut like etter 2002.

Det eldste brannøvingsfeltet ble tatt i bruk i 1978 og var i aktiv bruk frem til det nye ble tatt i bruk i 2004.

5.3.4 Andre PFAS-lokaliteter

Brannbilen rengjøres og sjekkes på grøntareal ved terminalbygget og foran driftsbygget. Avrenning herfra vil bli ledet sørover mot Byskogbekken.

For øvrig er det gjennomført brannøvelser med bruk av skum i vestre ende av lufthavnen og sørøst for det aktive brannøvingsfeltet. Årstall for øvelsene er ukjent.

5.4 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.

Ifølge Promitek (2014) ble det anbefalt tømning og rengjøring av anlegget vår 2014. Dette er foreløpig ikke utført.

Massene under og rundt det aktive brannøvingsfeltet har vært skiftet ut og erstattet med 4-5 meter sprengstein.

Massene ved det gamle brannøvingsfeltet ble skiftet ut like etter 2002. Flyplasspersonellet opplyste at ca. 500 m³ jord/stein ble fjernet og transportert til godkjent deponi, men det foreligger ingen dokumentasjon for dette.

5.4.1 Oljeutskilleranlegg

I følge Promitek (2014) ble det tatt ekstra vannprøver fra oljeutskilleranlegget høst 2012/vår 2013, som viste at vannet inneholdt 17 µg PFAS/l. Det ble ikke tatt ut slamprøver. Det ble anbefalt tømning og rengjøring av anlegget vår 2014.

6 Undersøkelser

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

6.1 Metodikk for prøvetaking i vann og jord

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

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

Prøver av vann i flere punkter har blitt tatt i perioden 2011- 2014, med den hensikt å påvise PFAS og avdekke dreneringsveiene for PFAS ved lufthavnen. Det ble lagt opp til prøvetaking av overflatevann for å kartlegge vannstrømmer og forhold i resipientene. Dette inkluderte prøvetaking i omkringliggende ferskvann og vassdrag, samt i kulverter på lufthavnens område. Siden spredningsmodeller ikke var utarbeidet da prøvetakingsprogram ble opprettet, har prøveprogrammet basert seg på feltobservasjoner og observasjon av mulige kilder.

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

6.2 Jord

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

6.2.1 Aktivt brannøvingsfelt, BØF A

Det er ikke påvist PFOS/PFAS over gitt rapporteringsgrense i massene på det aktive brannøvingsfeltet, se Tabell 6-1. Lave konsentrasjoner av PFOS/PFAS er påvist i myrmasser utenfor selve feltet (sjakt 5).

6.2.2 Gammelt brannøvingsfelt, BØF B

Det er påvist betydelig konsentrasjon av PFOS/PFOA i dypereliggende masser i senter av det gamle brannøvingsfeltet, se Tabell 6-3 og Tabell 6-4. Her ble det i tillegg påvist høye konsentrasjoner av olje (Sweco, 2012). Prøvepunktene med høyere konsentrasjoner av PFAS i dypereliggende lag enn i øvre jordlag kan være innenfor området hvor det ble gjennomført masseutskifting rundt år 2002. Massene er dessuten av permeabel type slik at PFAS-forbindelsene kan ha fulgt vannstrømmene nedover.

Videre er det påvist høye konsentrasjoner av PFOS/PFAS i ytterkant av feltet, både i fyllmasser ned til ca. 2 meters dyp og i underliggende stedegne myrmasser. I tillegg er det påvist moderat konsentrasjon av PFOS/PFAS i en overflateprøve av myr ca. 55 meter øst for senter, sjakt 21.

Tabell 6-1. Analyseresultater fra jord ved aktiv BØF, BØF A

Parameter	Enhet	Sjakt 1-3	Sjakt 2-2	Sjakt 3-2	Sjakt 4-3	Sjakt 5-1	Sjakt 5-2	Sjakt 5-3	Sjakt 6-3
Dato									
Dybde	cm	200	100-150	100	200	40	200	350	400
Jordtype		Stein, grus, sand	Steinblokker, grus, sand	Stein, grus, sand	Stein, grus, sand	Myr	Myr	Myr	Steinblokker, grus, sand
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	<2,8	<3,5	-	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-	<2,8	<3,5	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-	<1,9	<2,4	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-	<1,9	<2,4	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-	15,1	20,2	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-	3,4	5,6	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-	<1,9	2,4	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-	<1,9	<2,4	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	< 2,3	< 2,3	< 2,3	< 2,2	4,7	8,2	3,6	2,1
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	21,4	2,9	78,2	95,6	99,6	109	222	50,1
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	2,1	<2,4	-	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-	125	145	-	-

Tabell 6-2. Analyseresultater fra jord ved gammel BØF, BØF B.

Parameter	Enhet	Sjakt 8-1	Sjakt 8-2	Sjakt 9-1	Sjakt 12-1	Sjakt 12-2	Sjakt 12-3	Sjakt 14-1	Sjakt 14-2
Dato									
Dybde	cm	40	150	40	40	100-200	250	40	100-200
Jordtype		Steinblokker, grus, sand	Steinblokker, grus, sand	Steinblokker, grus, sand	Stein, grus, sand	Stein, grus, sand, marmorsand	Myr	Myr	Myr
6:2 FTS	µg/kg	<3,4	-	-	-	-	-	<3,3	<3,0
8:2 FTS	µg/kg	<4,5	-	-	-	-	-	<4,4	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	<3,4	-	-	-	-	-	4,9	5,9
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	<2,3	-	-	-	-	-	<2,2	<2,0
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	<2,3	-	-	-	-	-	5,7	<2,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	22	-	-	-	-	-	152	58,1
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	<2,3	-	-	-	-	-	7,9	5,4
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	<2,3	-	-	-	-	-	2,4	<2,0
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	<2,3	-	-	-	-	-	121	13,6
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,3	< 20	< 2	< 2,2	3,2	5,3	11,3	2,8
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	33,6	12 100	1 970	711	1 410	1 020	1030	92
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	<2,3	-	-	-	-	-	2,8	3,8
Sum PFAS eks LOQ		55,6	-	-	-	-	-	1340	182

Tabell 6-3. Analyseresultater fra jord ved gammel BØF (BØF B), forts.

Parameter	Enhet	Sjakt 15-1	Sjakt 16-1	Sjakt 16-2	Sjakt 17-1	Sjakt 17-2	Sjakt 18-1	Sjakt 18-2	Sjakt 19-1	Sjakt 19-2
Dato										
Dybde	cm	40	40	100-200	40	100-200	40	100	40	100
Jordtype		Stein, grus, sand	Stein, grus, marmor sand	Stein, grus, sand, myr.	Stein, grus, sand	Myr	Stein, grus, marmorsand	Stein, grus, sand	Stein, grus, sand	Stein, grus, sand
6:2 FTS	µg/kg	<3,5	<3,3	<5,3	<3,3	<7,3	<3,0	<2,8	<3,2	13,5
8:2 FTS	µg/kg	<4,7	<4,4	-	<4,4	-	<4,0	<3,8	<4,3	38,4
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	<3,5	<3,3	<5,3	<3,3	<7,3	<3,0	<2,8	<3,2	<3,1
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	<2,3	<2,2	<3,5	<2,2	7,7	<2,0	<1,9	<2,2	<2,1
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	<2,3	<2,2	7,4	<2,2	<4,9	<2,0	<1,9	<2,2	<2,1
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	14,1	21,5	47,1	87	38,4	7,1	9,7	7,7	17,1
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	<2,3	<2,2	<3,5	3,9	<4,9	<2,0	<1,9	<2,2	<2,1
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	<2,3	<2,2	<3,5	<2,2	<4,9	<2,0	<1,9	<2,2	<2,1
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	<2,3	10,1	44,2	<2,2	5,7	<2,0	<1,9	<2,2	4
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,3	<2,2	<3,5	4,8	<4,9	<2,0	<1,9	<2,2	<2,1
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	30,4	321	1960	3480	3210	52,3	53,8	45,9	358
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	<2,3	<2,2	<3,5	<2,2	<4,9	<2,0	<1,9	<2,2	<2,1
Sum PFAS eks LOQ		44,5	352	2050	3570	3260	59,3	63,5	53,6	431

Tabell 6-4. Analyseresultater fra jord ved gammel BØF (BØF B), forts.

Parameter	Enhet	Sjakt 20-2	Sjakt 21	Sjakt 22
Dato				
Dybde	cm	100-150	10	10
Jordtype		Steinblokker, grus, sand		
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	< 2,4	< 2,3	< 2,7
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	381	302	127
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-

6.3 Sedimenter

I 2011 og 2012 ble det tatt tre prøver av ferskvannssediment og en bunnprøve fra en kulvert syd for rullebanen ved Kristiansund lufthavn.

I prøve «Sed 4», som er tatt i en bekk nedstrøms det aktive brannøvingsfeltet, ble det påvist PFOS rett over rapporteringsgrensen i 2011, og under rapporteringsgrensen i 2012 (Tabell 6-5).

Prøve «Sed 2» er tatt én gang i 2012 fra masser i en kulvert syd for rullebanen. Det ble ikke påvist PFAS.

Sørøst for det gamle brannøvingsfeltet ligger det en liten kulp som ser ut til å fange opp vann fra feltet. Sedimentprøven herfra, «Sed 1», viser innhold av PFOS rett over rapporteringsgrensen i 2011, men det er ikke påvist PFAS i 2012.

I sedimentprøven fra Byskogbekken i syd, «Sed 3», er det påvist PFOS rett over rapporteringsgrensen både i 2011 og 2012.

Tabell 6-5. Analyseresultater fra ferskvannssediment og kum ved lufthavnen.

Parameter	Enhet	Sed 1		Sed 2	Sed 3		Sed 4	
Dybde	cm	7.7.11	22.5.12	22.5.12	7.7.11	22.5.12	7.7.11	22.5.12
Jordtype		Kulp i sydvest		Kulvert syd for rullebanen	Byskogbekken i syd		Bekken i øst	
6:2 FTS	µg/kg	-	<3,3	<2,9	-	<2,7	-	<3,4
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	<3,3	<2,9	-	<2,7	-	<3,4
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	<2,2	<1,9	-	<1,8	-	<2,3
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	<2,2	<1,9	-	<1,8	-	<2,3
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	<3,3	<1,9	-	<2,7	-	<3,4
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	<2,2	<1,9	-	<1,8	-	<2,3
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	<2,2	<1,9	-	<1,8	-	<2,3
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	<2,2	<1,9	-	<1,8	-	<2,3
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	< 2,1	<2,2	<1,9	< 2,0	<1,8	< 2,1	<2,3
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	7,8	<2,2	<1,9	4,0	4,0	2,8	<2,3
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	<2,2	<1,9	-	<1,8	-	<2,3
Sum PFAS eks LOQ		-	i.p.	i.p.	-	4,0	-	i.p.

6.4 Vann

Ved Kristiansund lufthavn ble det i 2011/2012 utført analyser av overflatevann fra begge brannøvingsfelt. I tillegg ble det tatt grunnvannsprøver fra det gamle feltet og avløpsvannsprøver fra det aktive feltet. Avrenning fra lufthavnen renner enten mot Omsundet i sør eller Gløsvågen i nord.

6.4.1 Grunnvann

I 2012 ble det tatt prøver fra tre grunnvannsbrønner ved det gamle brannøvingsfeltet. Det ble påvist betydelige konsentrasjoner av PFOS/PFAS (Tabell 6-6). Det ble ikke påvist 6:2 FTS, men det flere andre PFAS-forbindelser er representert i PFAS-konsentrasjonen. Brønnene ble ikke boret, men satt i en oppgravd sjakt. Vannet er prøvetatt rett etter brønnetabling.

Erfaringsmessig blir det mobilisert betydelige konsentrasjoner av PFAS i vann ved graving. Prøvetaking av brønnene ble ikke videreført i overvåkningsprogrammet.

Tabell 6-6. Analyseresultater fra grunnvann ved gammel BØF.

Parameter	Enhet	Brønn 9	Brønn 13	Brønn 18
		22-05-2012	22-05-2012	22-05-2012
6:2 FTS	ng/l	<75	<75	<15
8:2 FTS	ng/l	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	109	88,4	17,9
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<50	<50	<10,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<50	65,4	15,9
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	3200	2610	737
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	382	330	40,9
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	72,2	<50	<10,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	820	1150	294
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	255	225	33,5
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	31700*	40500*	6780*
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	55,3	62,8	<10,0
Sum PFAS eks LOQ		36600*	45000*	7610*

*Antagelig ikke representative verdier pga. prøven tatt kort tid etter brønnetablering.

6.4.2 Overflatevann

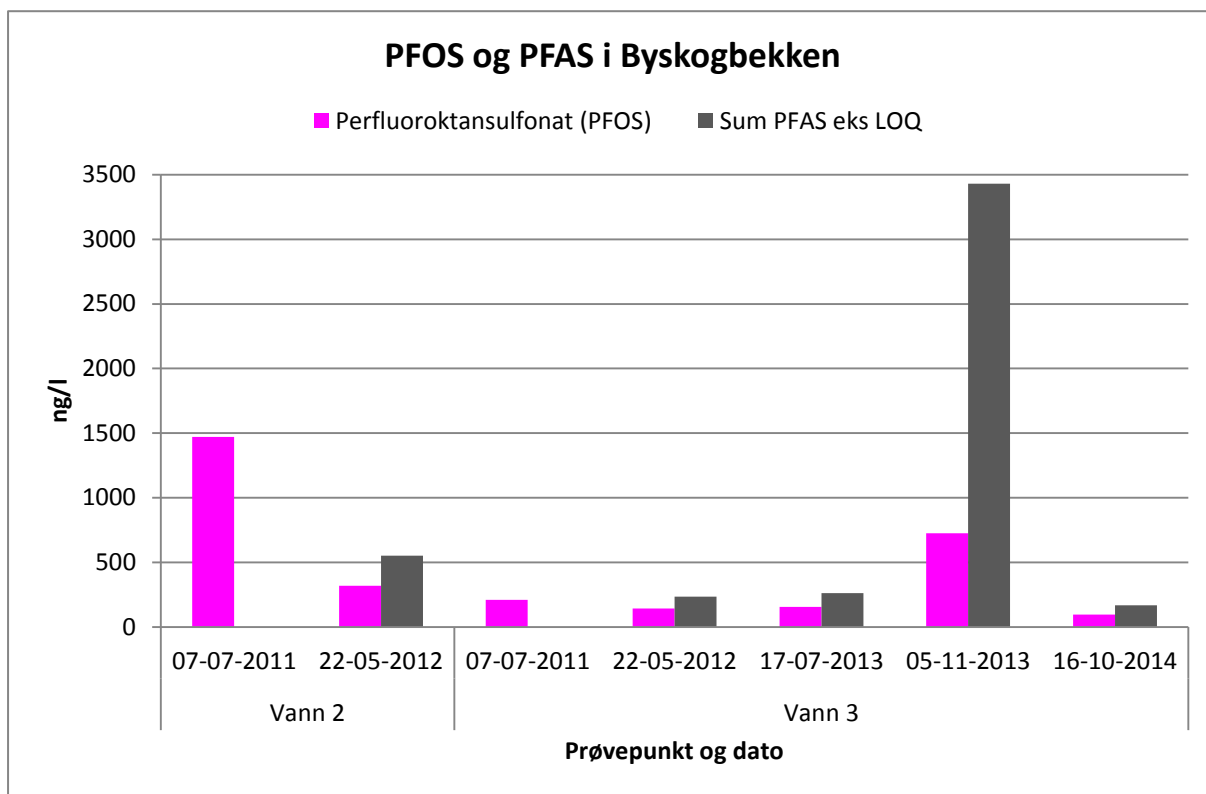
Avrenning fra lufthavnen føres enten via Byskogbekken og kommunalt nett til Omsundet i sør eller via Gløsvågbekken til Gløsvågen i nord.

6.4.2.1 Byskogbekken

I 2011/2012 ble det tatt to prøver i Byskogbekken, en rett nedstrøms rullebanen (Vann 2) og en antatt nedstrøms det gamle brannøvingsfeltet (Vann 3). Det ble påvist lave til moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS (Figur 6-1 og Tabell 6-7). I tillegg til PFOS ble det påvist 6:2 FTS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA). Påviste konsentrasjoner var høyere nærmest rullebanen (Vann 2), oppstrøms brannøvingsfeltet. Denne forurensningen antas å komme fra rengjøring og sjekk av brannbil i grøntareal ved terminalområdet.

Punktet Vann 3 ble prøvetatt tre ganger i 2013/2014 med tilsvarende resultat som tidligere ved prøvetakingen i juli 2013 og oktober 2014. I november 2013 viser resultatene høyere konsentrasjoner av PFOS og betydelig høyere konsentrasjoner av PFAS. Konsentrasjonen av 6:2 FTS økte fra <20 ng/l til 1680 ng/l. Årsaken og gyldigheten til dette resultatet er ukjent. Lufthavnen har ikke benyttet PFOS-holdig skum siden 2011 og er ikke kjent med hendelser som kan ha bidratt til det høye resultatet i juli 2013. Analyselaboratoriet har sjekket sine systemer uten å finne en forklaring. Reanalyse er ikke mulig fordi prøvematerialet er avhendet. Dersom konsentrasjonene i videre prøvetaking av punktet fortsetter å være lav, og ingen annen forklaring dukker opp, kan juli 2013-resultatet anses som en uteligger.

Det er uvisst om punkt Vann 3 faktisk fanger opp avrenning (grunnvann) fra det gamle brannøvingsfeltet og det bør vurderes å prøveta bekken nærmere utløpet.



Figur 6-1. Analyseresultater fra overflatevann, Byskogbekken

Tabell 6-7. Analyseresultater fra overflatevann i Byskogbekken

Parameter	Enhet	Vann 2		Vann 3				
		07-07-2011	22-05-2012	07-07-2011	22-05-2012	17-07-2013	05-11-2013	16-10-2014
6:2 FTS	ng/l	-	50,1	-	17,2	12,5	1680	<7,5
8:2 FTS	ng/l	-	-	-	-	10	344	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<7,5	-	<7,5	7,5	28,6	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	7,8	-	<5,0	5	39,2	<5,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<5,0	-	<5,0	5	32,2	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	71	-	32	40,2	89	30,9
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	24,9	-	12,8	13,1	151	10,2
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	11,3	-	5,6	6,4	177	5,5
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	7,1	-	<5,0	5	57,8	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	30,1	9,6	7,3	<5,0	6,2	69	<5,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	1470	318	209	143	155	726	96,1
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	52,8	-	24,3	29,4	31,8	25,0
Sum PFAS eks LOQ			553	-	235	262	3430	168

6.4.2.2 Gammelt brannøvingsfelt – kulp

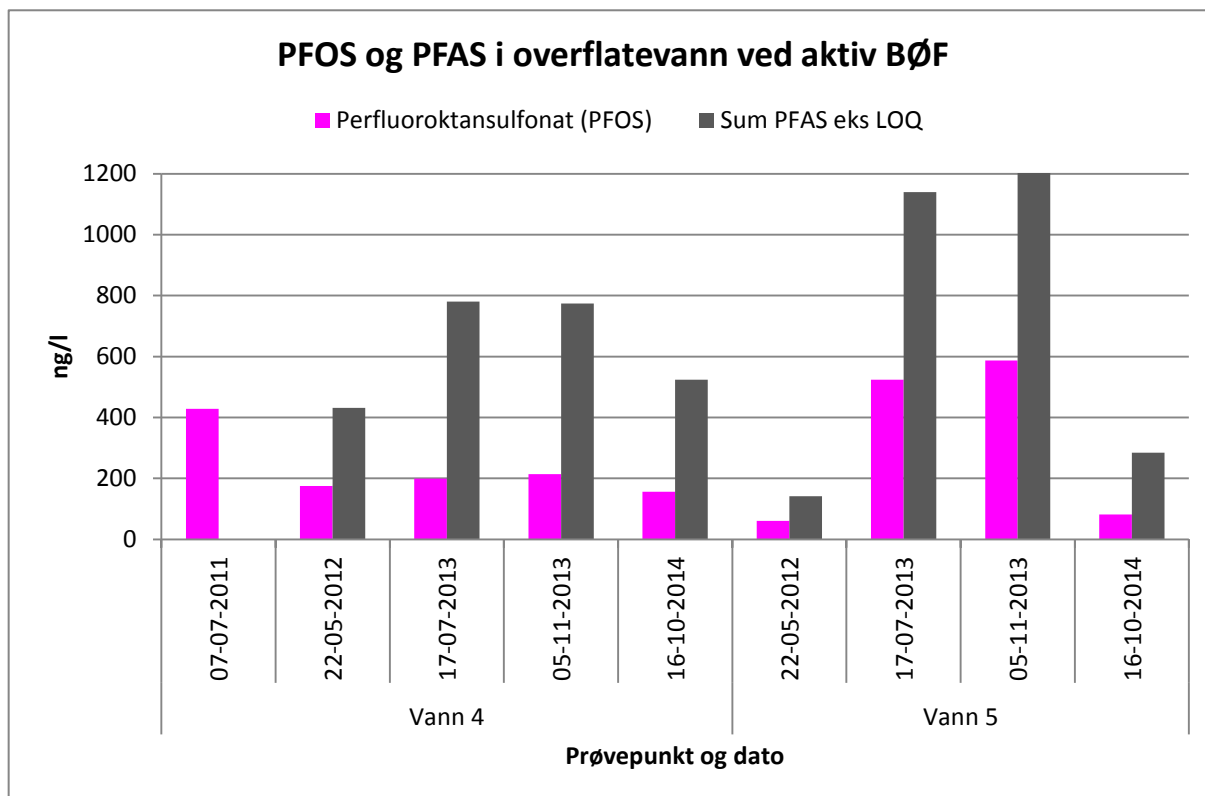
I 2011 og 2012 ble det tatt prøver av en liten kulp som ligger ca. 60 m sørøst for det gamle brannøvingsfeltet. Kulpen har ikke noe tydelig utløp og dreneres antagelig med grunnvannet mot Byskogbekken. Resultatene (Tabell 6-8) viste moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS. I tillegg ble det påvist perfluorheksansulfonat (PFHxS). Det ble ikke påvist 6:2 FTS.

Tabell 6-8. Analyseresultater fra kulp ved gammel BØF.

Parameter	Enhet	Vann 1	
		07-07-2011	22-05-2012
6:2 FTS	ng/l	-	<7,5
8:2 FTS	ng/l	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	<5,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	166
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	16,7
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	<5,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	8,2
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	26,2	7,1
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	1910	544
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	<5,0
Sum PFAS eks LOQ			742

6.4.2.3 Gløsvågen

Nedstrøms det aktive brannøvingsfeltet ligger en liten bekk/grøft som fører vann via en fangdam til Gløsvågbekken og Gløsvågen. I 2011/2012 ble det tatt vannprøver i den grøfta/bekken (Vann 4) og i damanlegget (Vann 5). Det ble påvist lave til moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS (Figur 6-2 og Tabell 6-9). I tillegg til PFOS ble det påvist 6:2 FTS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA). Begge punkter ble prøvetatt i 2013 og 2014. Generelt sett for hele prøvetakingsperioden, ligger PFOS-konsentrasjonene på samme nivå i vannet før fangdammen (Vann 4). PFAS-konsentrasjonen i det samme vannet er noe høyere i 2013. For vannet i fangdammen (Vann 5) er både PFOS- og PFAS-konsentrasjonene lave i 2012 og 2014, mens 2013-resultatene viser høyere konsentrasjoner av spesielt PFAS. Mengdeforholdet av de ulike PFAS-forbindelsene i fangdammen er ulikt ved prøvetakingene (Tabell 6-9).



Figur 6-2. Analyseresultater fra overflatevann ved Gløsvågen

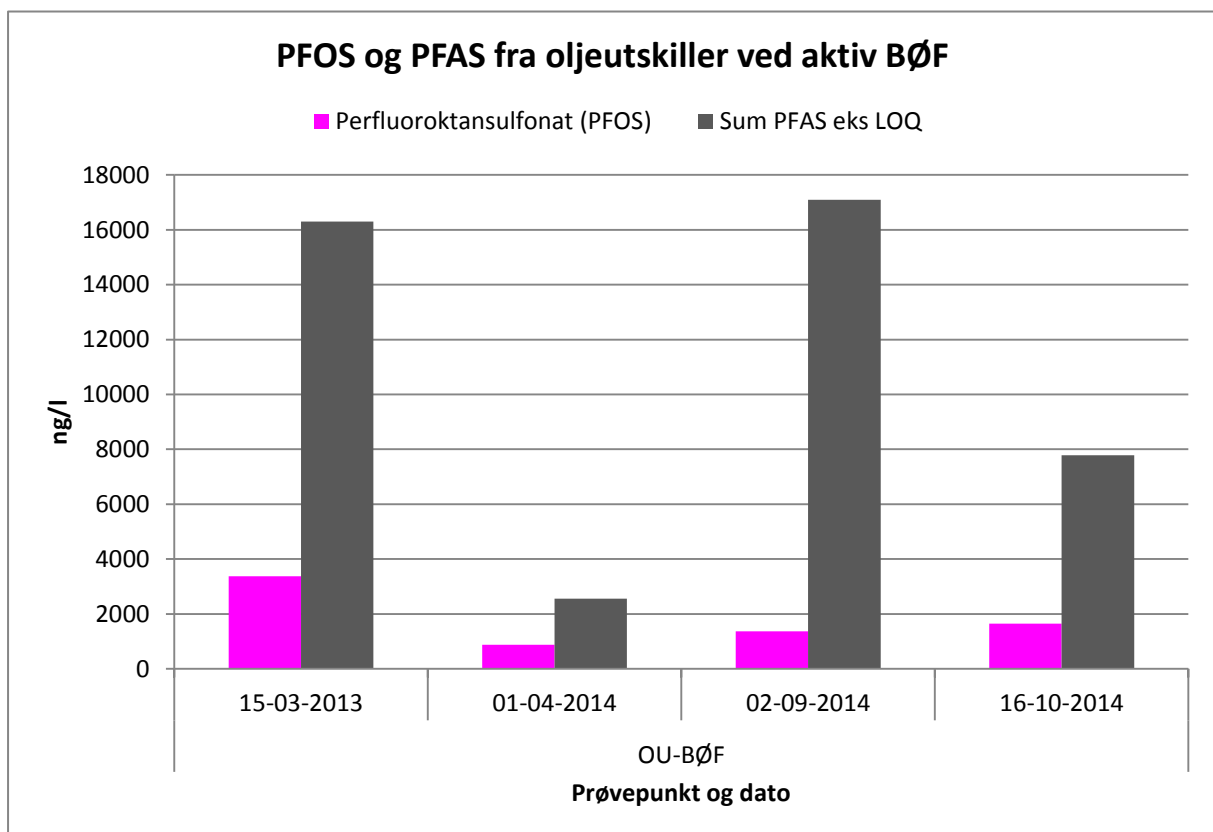
Tabell 6-9. Analyseresultater fra overflatevann ved aktiv BØF

Parameter	Enhet	Vann 4					Vann 5			
		07-07-2011	22-05-2012	17-07-2013	05-11-2013	16-10-2014	22-05-2012	17-07-2013	05-11-2013	16-10-2014
6:2 FTS	ng/l	-	78,3	132	111	48,3	19,3	16,9	12	67,5
8:2 FTS	ng/l	-	-	<10,0	<10,0	<10,0	-	<10,0	<10,0	<10,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	9,2	9,9	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	12,4	30,6	33,7	23,6	<5,0	41,4	43,4	9,7
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	31,8	73,5	64,2	46,7	18,7	104	114	36,9
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	35,4	80,9	83,6	53,4	12,2	138	135	23,6
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	15	38,1	39,8	24,6	5,0	47,4	50,4	15,4
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	<5,0	6,6	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	5,5	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	26,9	13,2	25,5	24,3	14,3	5,4	26,5	24,6	7,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	428	175	199	214	156	60,6	524	587	81,9
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	69,6	194	204	134	20,9	234	236	41,5
Sum PFAS eks LOQ			431	780	774	524	142	1140	1220	284

6.4.3 Aktivt brannøvingsfelt - oljeutskiller

Fire prøvetakinger av avløpsvann fra oljeutskilleren ved det aktive brannøvingsfeltet viser betydelige konsentrasjoner og variasjoner i konsentrasjonen av PFAS (Figur 6-3 og Tabell 6-10). Konsentrasjonen av 6:2 FTS og 8:2 FTS dominerer ved de høyeste PFAS-konsentrasjonene. PFOS-konsentrasjonene er mer jevne ved de fire prøvetakingene.

Prøvetakingen i 2013 og i september 2014 er utført ved øvelsessituasjon, mens de resterende prøvetakingene er utført når feltet ikke har vært i bruk. Resultatene her og på andre lufthavner viser at telomerene mobiliseres mer enn PFOS når brannøvingsfeltene tilføres store mengder vann.



Figur 6-3. Analyseresultater fra avløpsvann fra oljeutskiller ved aktiv BØF

Tabell 6-10. Analyseresultater fra avløpsvann fra oljeutskiller ved aktiv BØF

Parameter	Enhet	OU-BØF			
		15-03-2013	01-04-2014	02-09-2014	16-10-2014
6:2 FTS	ng/l	10700	1020	8270	4500
8:2 FTS	ng/l	1930	220	6180	865
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<150	31,7	27,2	40,4
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<100	37,4	63,6	45,9
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<100	19,4	22	20,6
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	<150	128	144	192
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	175	112	659	213
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<100	27,8	<10,0	108
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<100	13,6	11,2	23,6
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	102	47	188	87,1
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	3370	880	1370	1650
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<100	29	111	42,0
Sum PFAS eks LOQ		16300	2560	17100	7780

6.5 Biota

6.5.1 Terrestriske arter

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

6.5.2 Ferskvannsararter

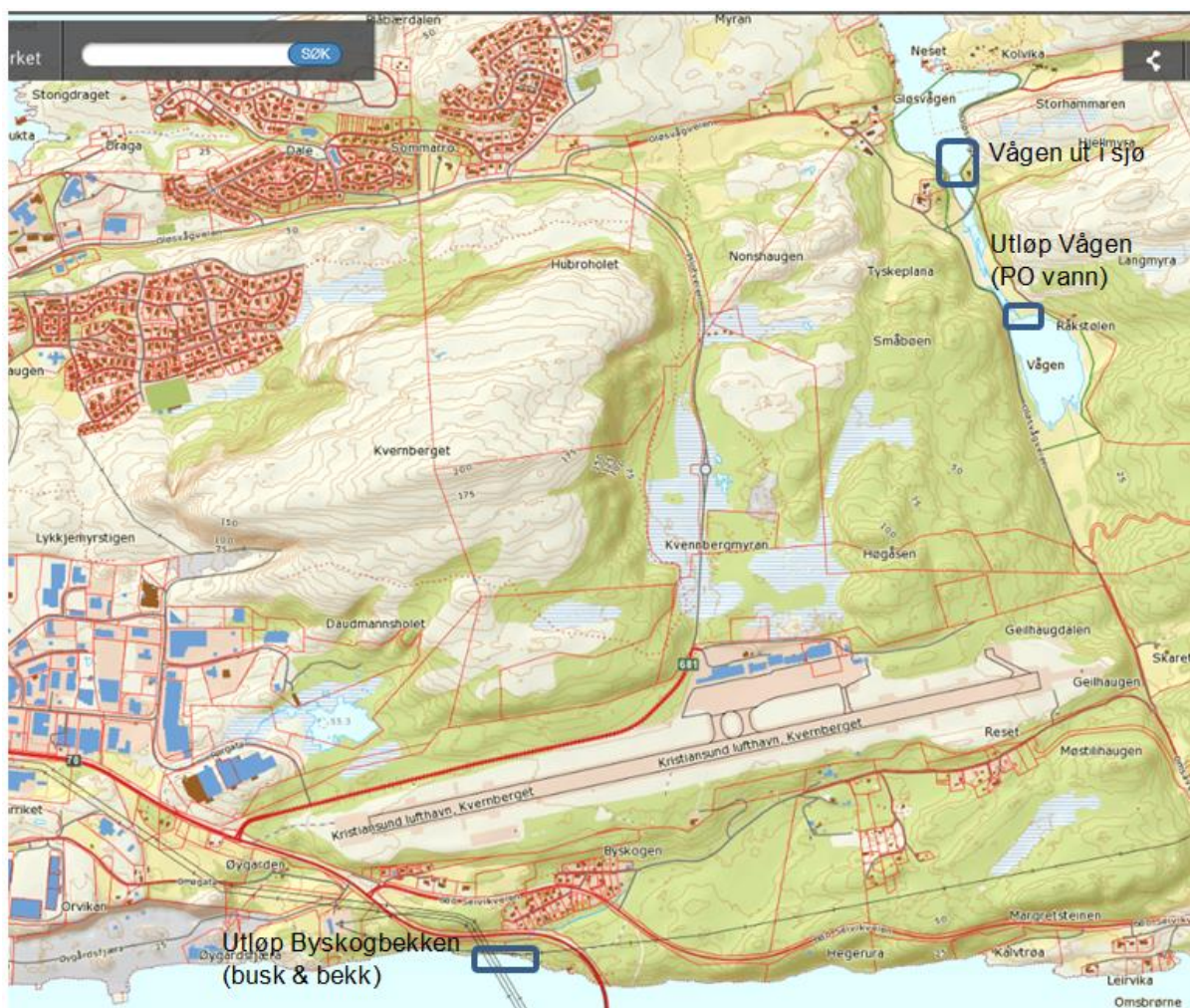
Det ble ikke samlet inn ferskvannsararter ved Kristiansund lufthavn i 2013.

6.5.3 Marine arter

6.5.3.1 Metodikk og datainnsamling

Det ble foretatt innsamling av muslinger og strandbiota utenfor Kristiansund lufthavn høsten 2013.

Innsamlingsarbeidet er planlagt og utført av Vegard Kvisle, Norconsult AS. Prøvene er analysert av *ALS Laboratory Group*. Det ble samlet inn arter ved utløpet av *Vågen ut i sjø* (indre, grunne delen av Gløsvågen), utløpet av Vågen til bekk (ferskvann) og ved *utløpet av Byskøgbekken* i sjø.



Figur 6-4. Oversikt over prøvestasjoner rundt Kristiansund lufthavn, Kvernberget.

I Tabell 6-11 vises en oversikt over analysert materiale fra området rundt Kristiansund lufthavn.

Tabell 6-11. Oversikt over analysert materiale av arter samlet inn rundt Kristiansund lufthavn.

Innsamlet	Analysert	Kommentar
Art	Antall	
Børstemark	1	Vågen ut i sjø, n > 9
Strandsnegl	1	Vågen ut i sjø, n > 20
Strandkrabbe	1	Vågen ut i sjø, n > 9
Blåskjell	1	Vågen ut i sjø, n > 15
Tanglopper	1	Utløp Byskogbekken, n > 20
Purpurnegl	1	Utløp Byskogbekken, n > 15
Spiss strandsnegl	1	Utløp Byskogbekken, n > 20
Albuesnegl	1	Utløp Byskogbekken, n > 15
Sjøsalat	1	Utløp Vågen, plukket fra ca. 30 m ² ved utløpet
Tanglopper	1	Utløp Vågen, n > 30

6.5.3.2 Presentasjon av data fra alle innsamlingsrunder

Det har ikke tidligere vært samlet inn biotisk materiale fra Kristiansund lufthavn. Resultatene for innsamlingen av marine arter i 2013 vises Tabell 6-12 og Tabell 6-13.

Tabell 6-12. Analyseresultater for strandbiota og muslinger utenfor Kristiansund lufthavn, Kvernberget. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1.

Gj.snitt, µg/kg	Børstemark, n>9	Strandsnegl, n>20	Strandkrabbe, n>9	Blåskjell, n>15	Sjøsalat, n>30 m ²	Tanglopper, n>30
	Vågen ut i sjø	Vågen ut i sjø	Vågen ut i sjø	Vågen ut i sjø	Utløp Vågen	Utløp Vågen
FTS-6:2	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0
FTS-8:2	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0
PFBS	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<2.0
PFOS	4,7	1	3,4	<1.0	1,2	17
PFDS	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<10
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<4.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<10
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<2.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<2.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<2.0
PFUnDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	5,6
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<4.0
ΣPFAS	4,7	1	3,4	ND	1,2	22,6

I biotamaterialet tatt ved utløpet til Vågen og i Vågens utløp til sjø, ble det funnet PFAS i alle de analyserte prøvene, med unntak av i blåskjellene. I tanglopper samlet inn ved utløpet inn til Vågen, var konsentrasjonen av PFAS ca. to ganger EQS_{biota} (kategori III - *Moderat miljøtilstand*). I de andre prøvene med funn, var konsentrasjonen av PFAS under EQS_{biota} (kategori II - *God miljøtilstand*).

I prøvematerialet samlet inn ved utløpet av Byskogbekken, ble det funnet PFAS i alle prøvene (se Tabell 6-13). Her ble det også funnet konsentrasjoner av PFAS på ca. to ganger EQS_{biota} i tanglopper (kategori III - *Moderat miljøtilstand*), mens konsentrasjonen i albiesnegl og i de analyserte sneglene var konsentrasjonen på nivå med EQS_{biota} (kategori II - *God miljøtilstand*). I tillegg til PFOS, ble det funnet PFUnDA.

Tabell 6-13. Analyseresultater for strandbiota og muslinger fra utløpet av Byskogbekken utenfor Kristiansund lufthavn, Kvernberget. Fargekoding i henhold til Tabell 4-1.

Gj.snitt, µg/kg	Tanglopper, n>20	Purpursnegl, n>15	Spiss strandsnegl, n>20	Albiesnegl, n>15
FTS-6:2	<6.0	<6.0	<6.0	<6.0
FTS-8:2	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0
PFBS	<7.0	<7.0	<7.0	<7.0
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFOS	12	7,3	4,4	6,3
PFDS	<9.0	<9.0	<9.0	<9.0
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
PFUnDA	8,4	<2.0	4	4,6
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0
ΣPFAS	20,4	7,3	8,4	10,9

6.5.3.3 Vurdering

Biota som ble analysert var fra marint område med en primærprodusent og 8 ulike strandlevende arter fra snegl, krepsdyr og børstemark. Disse artene representerer litt ulike nivå lavt i næringskjeden. Det er funnet PFAS i prøver av strandbiota fra alle områdene som drenerer fra både det gamle og nye brannøvingsfeltet, men i relativt lave konsentrasjoner, dvs. kategori II og III, henholdsvis *God* og *Moderat miljøtilstand*. I tillegg til PFOS, er det påvist PFUnDA i en del av prøvene. I utgangspunktet kunne det forventes at konsentrasjonsnivåene i prøvene tatt i/ved Omsundet skulle være lavere enn prøvene tatt i/ved Gløsvågbekken, da vannutskiftingen er høyere ved Omsundet. Dette er imidlertid ikke tilfellet, noe som også kan skyldes nærheten til utslippet fra avløpsanlegget. Det er ikke tatt sediment- eller vannprøver ved Omsundet.

Det ble ikke samlet og analysert prøver fra høyere nivå i næringskjeden, og materialet dokumenterer således ikke direkte konsekvens for tilgrensende økosystem. Men nivåene av PFAS forurensing i analyserte prøver er moderate og til dels lave, og resultater fra andre lufthavner kan således brukes sammen med datamateriale fra Kristiansund lufthavn som grunnlag for en vurdering av den økologiske påvirkningen denne forurensningen kan ha.

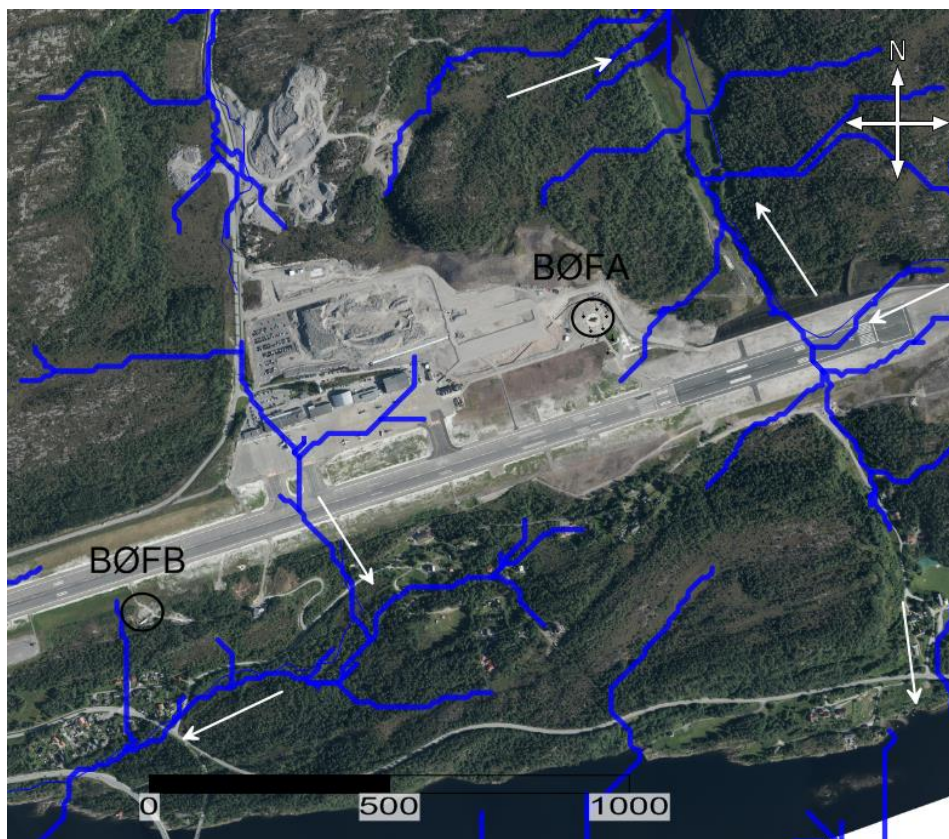
7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

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

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

Figur 7-1 viser oversikten over terrengets gradient i området på og rundt Kristiansund lufthavn, og viser sannsynlig dreneringsretning der det ikke er grøfter og overvannsledninger. Det er sannsynlig at grunnvannsig følger overflatetopografien i dette området. Midlere nedbør for Kristiansund er 1151 mm/år. Ved å trekke fra evapotranspirasjonen beregnet etter Tamms formel, blir avrenningen 738 mm/år.



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

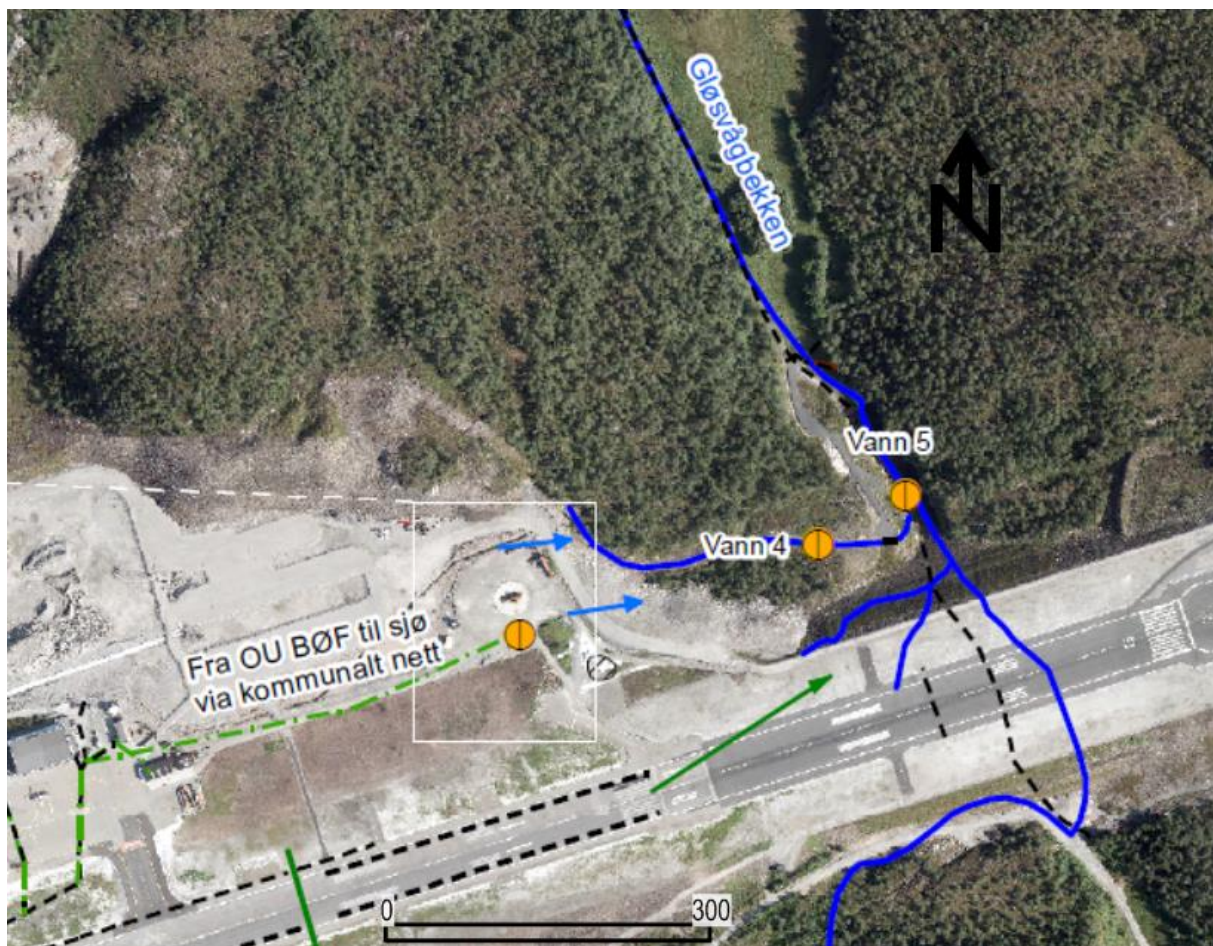
Spredningsvurderingen har hovedfokus på spredning av PFOS-forurensning fra brannøvingsfeltene BØF A og BØF B.

7.2 BØF A – aktivt brannøvingsfelt

Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for BØF A. Brannøvingsfeltet ligger på nordsiden av landingsbanen på en flate ca. 62 moh. Feltet drenerer naturlig østover mot Gløsvågbekken, som drenerer videre til Gløsvågen. Brannøvingsfeltet ble tatt i bruk i 2004 og er fortsatt aktivt, og i tidsrommet fra 2004 til 2012 skal det ved brannøvelser ikke være brukt PFOS-holdig brannskum. I dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 105 kg PFAS på BØF A (se avsnitt 5.3 for beregningsmetode).

7.2.1 Terreng- og strømningsanalyse for området

Figur 7-2 viser dreneringskart for BØF A og området rundt (nord for rullebanen) som drenerer øst til Gløsvågbekken som renner videre nord til Gløsvågen.

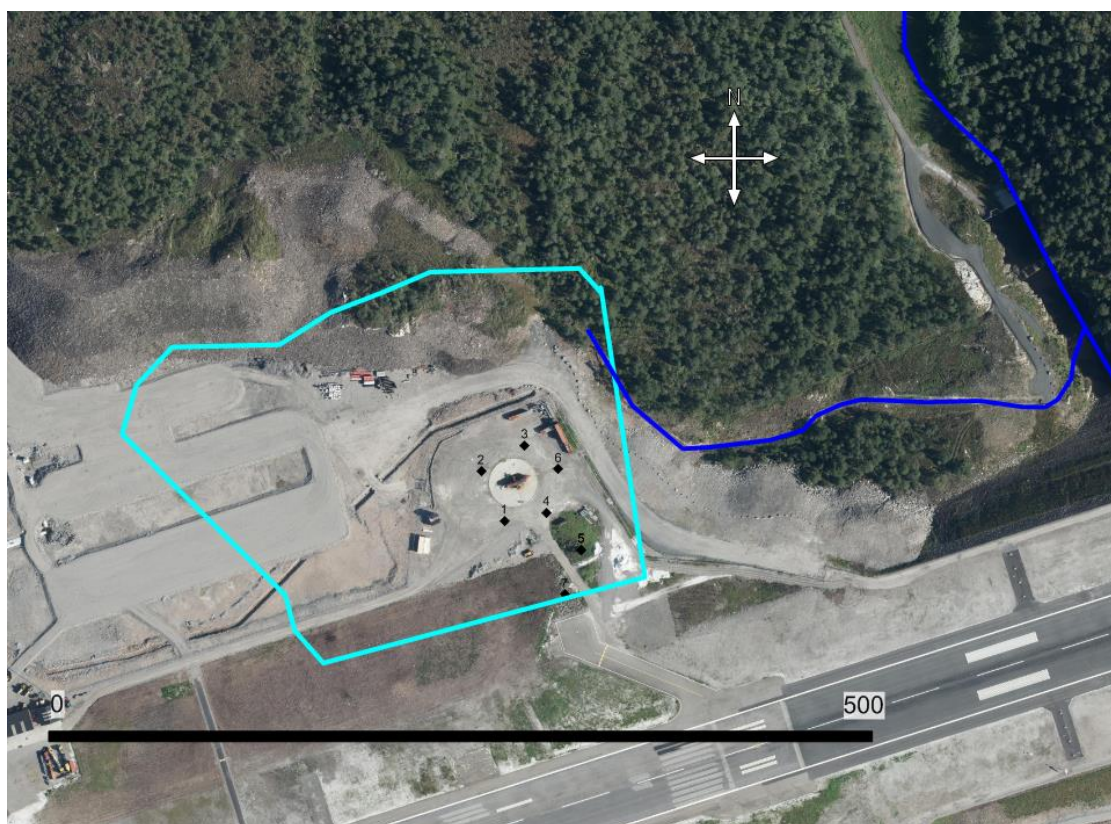


Figur 7-2. Dreneringskart med vannprøvelokaliteter. De blå strekene er eksisterende bekker. Sirkel med loddrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS-klasse. Høyre side av sirkel har fargekode for PFAS-klasse. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet. Grøfter og overvannsledninger vises med sort stiplet linje. Grønne piler viser retning for avrenning fra rullebanen. BØF A er vist med hvit firkant.

Massene under og rundt brannøvingsfeltet består av tilkjørt sprengstein ned til 4-5 m dyp. Øvingsplattformen er bygd av dobbeltarmert betong, men det er ingen underliggende Kristiansund lufthavn, Kvernberget

membran for å samle opp lekkasjer. Væske fra plattformen ledes til oljeutskiller videre til pumpekum. Fra pumpekummen pumpes vannet videre til lufthavnens spillvannssystem, som føres ut til det kommunale utløpet i Omsundet sør for lufthavnen. Grunnvann og overflateavrenning som ikke fanges opp av spillvannssystemet, drenerer østover til Gløsvågbekken. Det er generelt svært lave PFOS-konsentrasjoner i alle prøvepunkter, og det er kun i sjakt 5 det ble funnet konsentrasjoner over klasse 1. De lave PFOS-konsentrasjonene i massene under brannøvingsfeltet kan tyde på at det forekommer lite avrenning fra feltet og at det meste fanges opp av oljeutskilleren og spillvannssystemet. Dette er imidlertid usikkert, ettersom vi ikke har jordprøver fra mettet sone eller vannprøver fra grunnvannet under BØF A.

Antatt nedbørsfelt for utløpet av bekken som drenerer brannøvingsfeltet er på ca. 50 000 m² (Figur 7-3). Med en avrenning på 0,74 m²/år blir vannvolumet som drenerer gjennom nedbørsfeltet ca. 37 000 m³/år.



Figur 7-3. Viser nedbørsfeltet til BØF A og området rundt med lyseblått polygon.

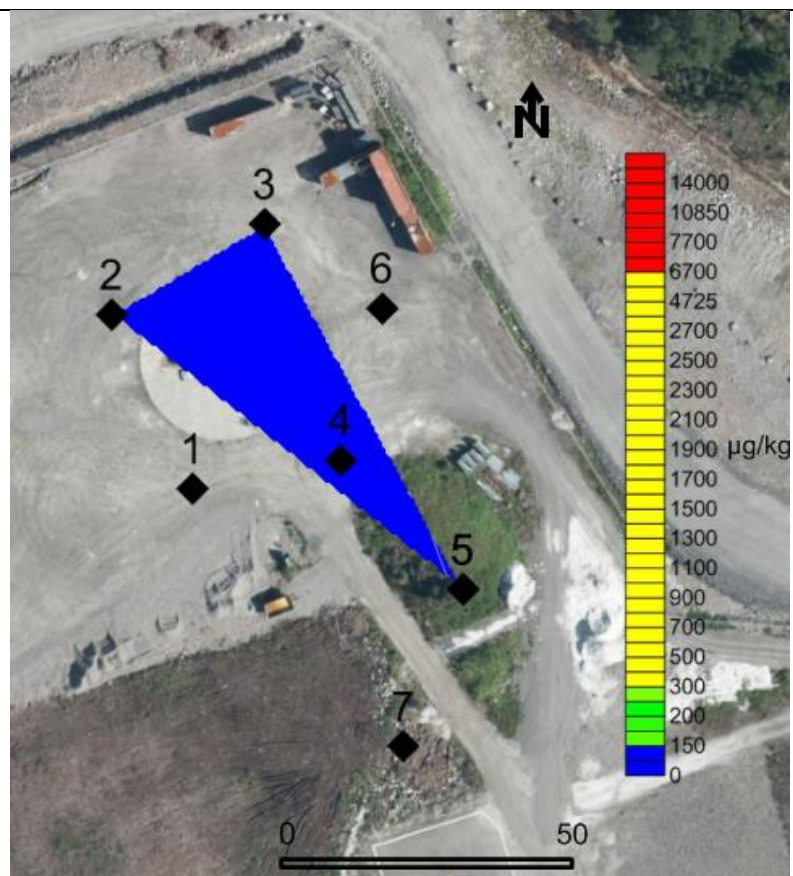
7.2.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF A

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

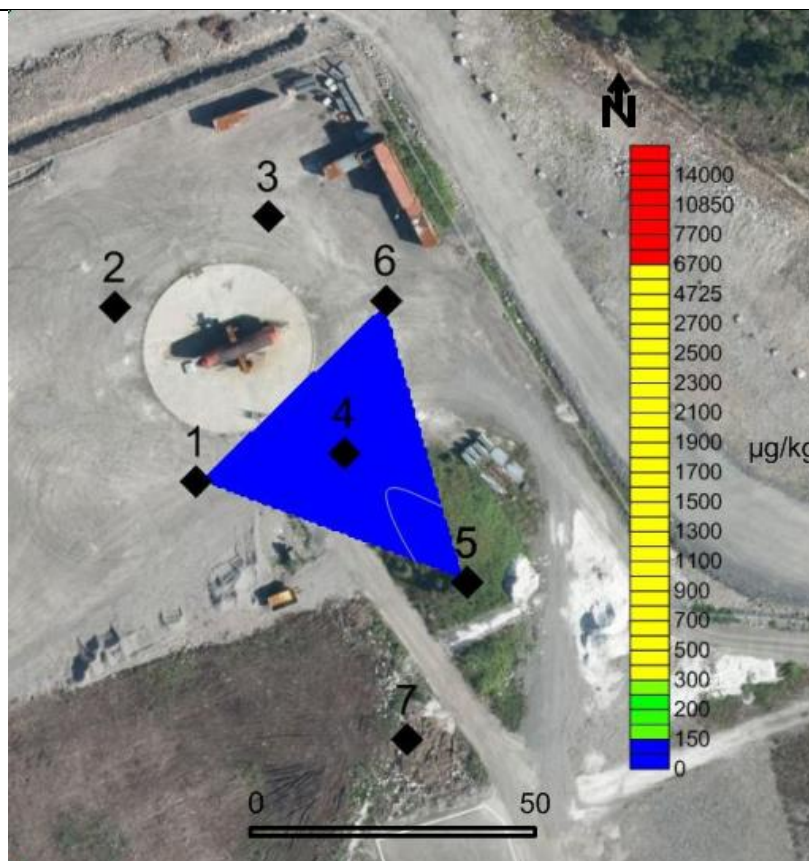
Det er antatt en homogen dybde på ca. 4-5 m under BØF A.

Figur 7-5 viser en interpolering av PFOS-forurensning på BØF A for 0-2 meter under terreng for punktene sjakt 2, sjakt 3 og sjakt 5. Det er målt lave PFOS-konsentrasjoner i alle punktene, men noe høyere konsentrasjoner i sjakt 5 lengst sør. Dette punktet ligger nordvest for en kjent PFOS-lokalitet der det har vært utført øvelser med brannskum utenfor

brannøvingsfeltet. Dette kan tyde på at forurensningen ikke er tilstrekkelig avgrenset i sørøstlig retning. Figur 7-6 viser en interpolering av PFOS-forurensning på BØF A for 2 – 4 meter under terreng for punktene sjakt 1, sjakt 4, sjakt 5 og sjakt 6. Det er tilsvarende PFOS-konsentrasjoner i dette dypet, og også her finner vi noe forhøyede konsentrasjoner i sjakt 5.

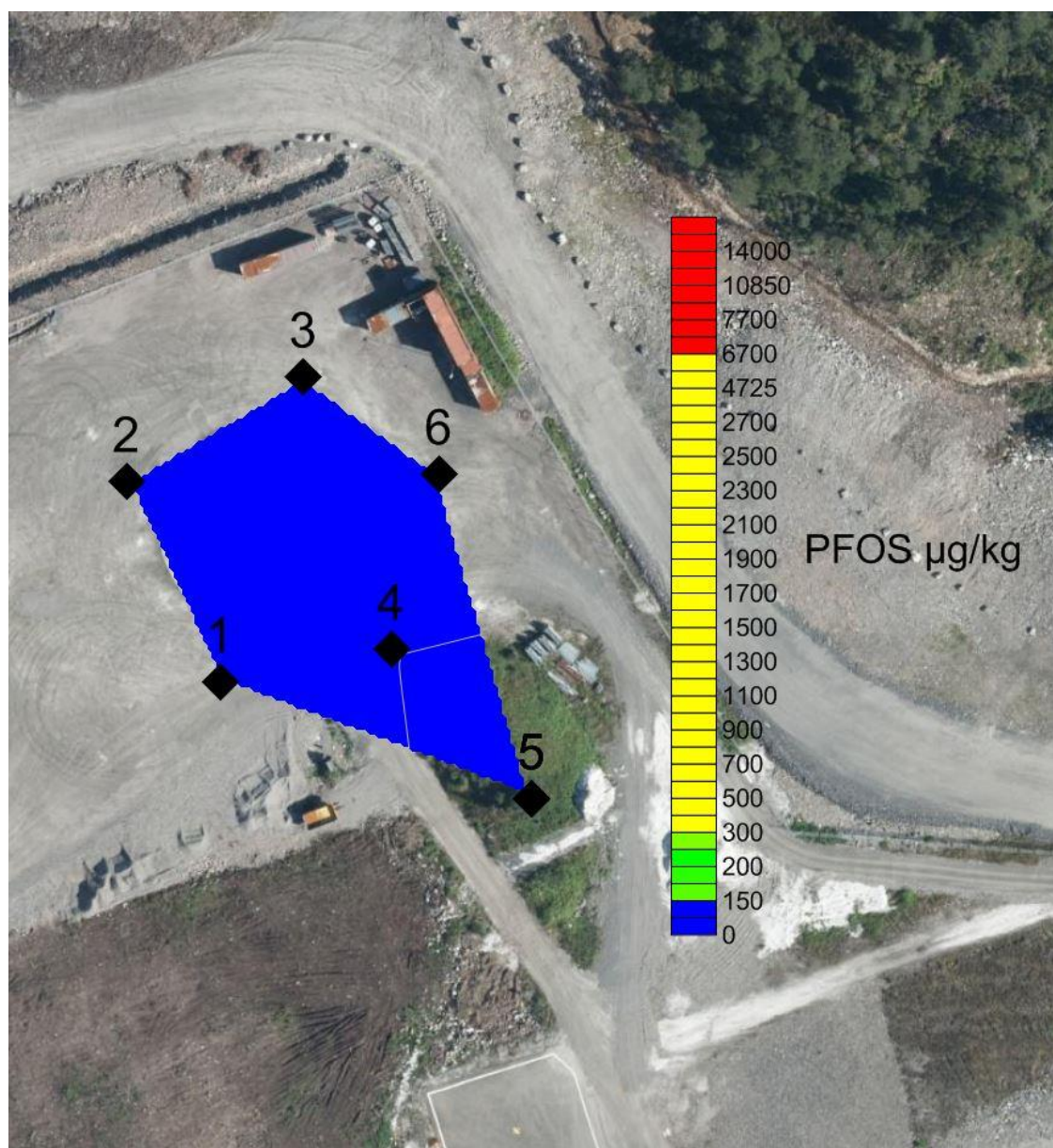


Figur 7-4. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF A for dybde 0-2 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i Tabell 4-3.



Figur 7-5. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF A for dybde 2-4 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 7-6 viser interpolering av PFOS for hele jordprofilet (begge lag slått sammen). Interpoleringen er basert på gjennomsnittskonsentrasjoner i hvert prøvepunkt nedover i jordprofilet.



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

Beregning av restmengde PFOS på BØF A er basert på denne interpoleringen i Figur 7-6. Årsaken til at lagene i Figur 7-4 og Figur 7-5 er slått sammen er at usikkerhetene i en mer kompleks beregning basert på to lag vil være like store som i denne beregningen og mindre oversiktlig. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er $62 \mu\text{g/kg}$. Utstrekningen av interpolert område er $8\,000 \pm 2\,000 \text{ m}^2$. Dybden på forurenset område vil variere, men har blitt vurdert til $4 \pm 0,4$ meter som et gjennomsnitt for BØF A. Tettheten til massene er vurdert til $1\,800 \pm 400 \text{ kg/m}^3$. Dette gir en rest av PFOS for BØF A på $2,5 \pm 1 \text{ kg}$ (se avsnitt 4.3.2 for metode for utregning).

Usikkerheten i areal skyldes at forurensingen ikke er tilstrekkelig avgrenset i de perifere delene av feltet, spesielt i sørøstlig del av området. Usikkerheten i tettheten til massene er basert på at massenes beskaffenhet vil variere. Tettheten er basert på typiske verdier for blokk og sandjord. Massene her er sannsynligvis dominert av tyngre fyllmasser og ikke lettere torvmasser.

PFOS-konsentrasjoner målt i vannprøver i bekken som drenerer mot damanlegget og Gløsvågbekken har gjennomsnitt på 0,234 µg/l i punkt Vann 4. Damanlegget har i gjennomsnitt 0,313 µg/l i Vann 5. Dette er høyere enn vi kunne forvente utfra konsentrasjonene i BØF A og det er usikkert hva dette kan skyldes. En mulighet er at bekken drenerer diffus PFOS-forurensning fra området rundt BØF A, muligens fra vindbårent brannskum. Jordprøver tatt av Norconsult den 16. februar 2011 (se notat 5005345 - N1 fra Norconsult, datert 14. mars 2011) fra overflatenær jord like sør for BØF A viste imidlertid ingen PFOS-konsentrasjoner over normverdi. Dominerende vindretning for Kvernberget er imidlertid øst og vest hele året samt nord på sommeren, og vindbårent brannskum ville hovedsakelig blitt transportert øst, vest og nord. En annen mulighet er at det finnes uidentifisert PFOS-forurensning i mettet sone under BØF A. Ettersom vi ikke har målinger av PFOS i vann i mettet sone under BØF A eller PFOS i jord fra området nord, øst eller vest for BØF A, kan vi ikke si noe om eventuell restforurensning forøvrig.

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

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

I avsnitt 7.2.2 ble det estimert en rest PFOS for BØF A på $2,5 \pm 1$ kg.

Ettersom vi ikke har målte PFOS-konsentrasjoner i vann ved BØF A, blir alle tidsestimater for utlekking av PFOS fra BØF A svært usikre. I tillegg ligger grunnvannsnivået mer enn 4 m under feltet, og vi har ingen målinger av PFOS-konsentrasjoner i massene under grunnvannsspeilet. Det er dermed ikke noe grunnlag for beregning av utlekking av PFOS fra BØF A.

7.3 BØF B - nedlagt brannøvingsfelt

Dette er en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for BØF B og området rundt. Det er ukjent når brannøvingsfeltet først ble tatt i bruk, men det var aktivt frem til ca. 2004. Etter 2002 ble ca. 500 m³ masser i brannøvingsfeltet gravd ut og deponert. Det finnes imidlertid ingen dokumentasjon på deponeringen.

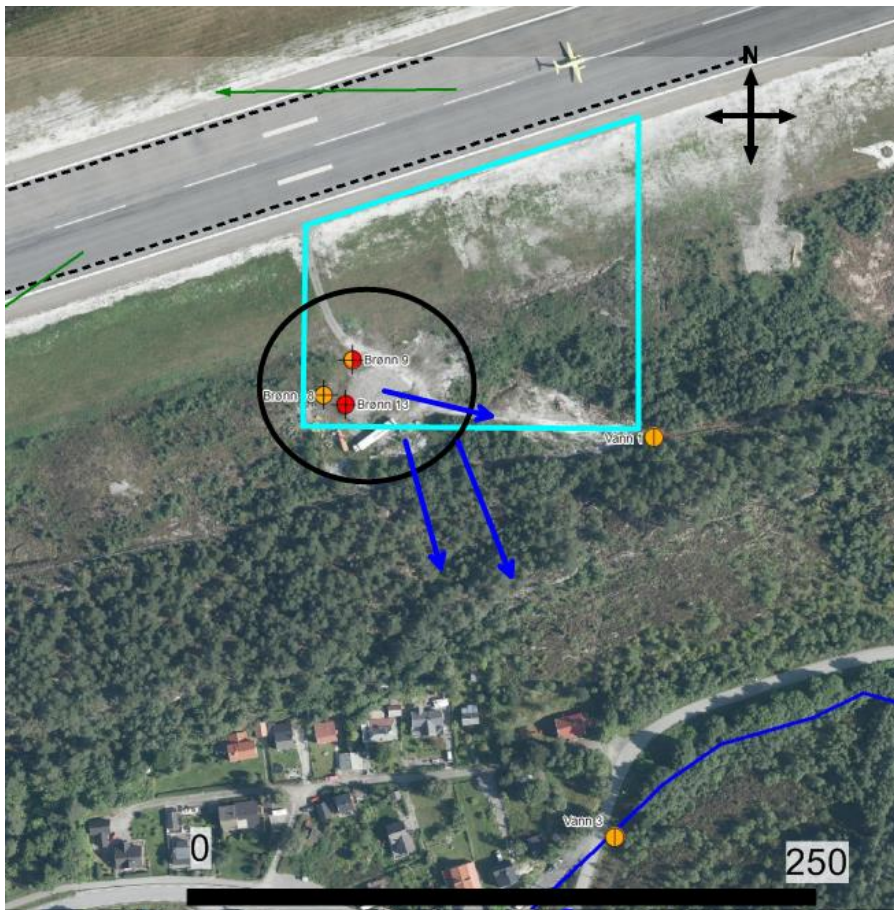
I våre beregninger av brukt mengde PFOS har vi antatt at PFOS ble først brukt på brannøvingsfeltet i 1978. I tidsrommet fra 1978 til 2002 er det estimert at det ble brukt totalt ca. 800 kg ren PFOS på BØF B. I tidsrommet fra 2002 til 2004 er det estimert at det ble brukt totalt ca. 25 kg PFAS (se avsnitt 5.3 for beregningsmetode).

7.3.1 Terreng- og strømningsanalyse for området

Dette området har masser dominert av fyllmasser, herunder steinblokker, sand og grus med en mektighet på ca. 1-2 m. Midten av feltet grenser mot fjell, mens det er underliggende myr i sør og vest. Mot øst er det berg i dagen. Grunnvannet ligger på 1 m dyp. I området med fyllmasser er det sannsynligvis høy hydraulisk ledningsevne, mens den hydrauliske ledningsevnen sannsynligvis er svært lav i myrområdet sør og vest for feltet og ved berg i dagen øst for feltet. Det er usikkert hvilken retning vannet drenerer. Terrenget skulle tilsi at dreneringsretningen er rett sørover, men den lave hydrauliske konduktiviteten i myrmassene vil bidra til å begrense dreneringen vesentlig. Funn av PFOS i kulpen øst for

brannøvingsfeltet kan indikere at det forekommer en strømning gjennom områder med høyere hydraulisk ledningsevne i øst-sørøstlig retning og deretter syddover mot Byskogbekken. Myrområdet har sannsynligvis høy adsorpsjon av PFOS.

Den naturlige dreneringen til BØF B kommer fra de høyereliggende områdene nord for rullebanen, men denne er avskåret av overvannsdreneringen. Antatt nedbørsfelt for det forurensede området er på ca. 14 000 m² (Figur 7-7). Vannvolumet som drenerer gjennom nedbørsfeltet ca. 10 300 m³/år.



Figur 7-7. Viser nedbørsfelt til BØF B og området rundt med lyseblått polygon og ca. angivelse av feltet med sort sirkel (feltet er mindre enn sirkelen). De blå strekene er eksisterende bekker. Sirkel med kryss er prøver av grunnvann. Sirkel med loddrett strek er prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS-klasse. Høyre side av sirkel har fargekode for PFAS-klasse. Klassifiseringen er basert på gjennomsnittsverdier for målingene som er gjort i punktet. Grøfter og overvannsledninger vises med sort stiplet linje. Grønne piler viser retning for avrenning fra rullebanen.

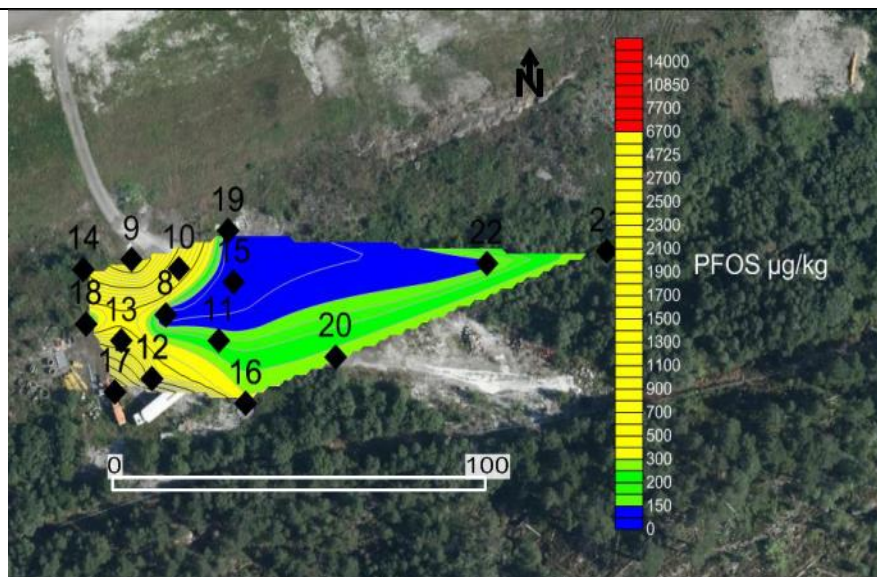
7.3.2 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på BØF B

Beregningen gjelder innenfor området det er tatt jordprøver på BØF B. I hvert prøvepunkt er det beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon ut fra målinger i lag nedover i jordprofilet. Det er sannsynlig ut fra analyseresultater og geologien i området at PFOS-forurensningene ligger i massene like over de underliggende myrmassene, konsentrert til ca. 2 m dyp. Myrjorda har sannsynligvis en høy PFOS-adsorpsjon kombinert med en lav hydraulisk ledningsevne og vil dermed transportere PFOS svært sakte.

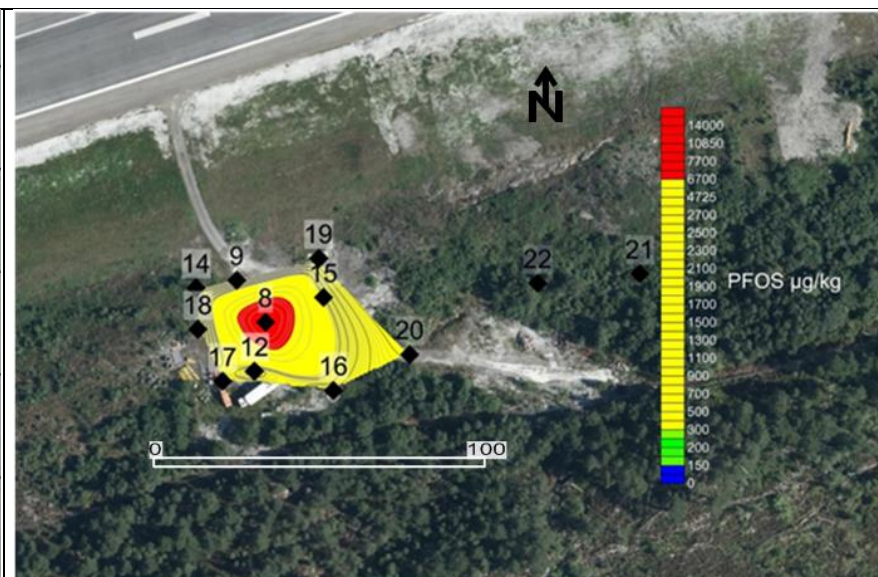
Myrmasser har vanligvis en lav jordtetthet og vil derfor vise høye PFOS-konsentrasjoner selv ved svært små mengder. Der myrmassene er analysert, viser de lave til middels konsentrasjoner, noe som dette tyder på at PFOS ikke transporteres til myrmassene, men finner et annet utløp.

Figur 7-8 viser en interpolering av den punktvisе gjennomsnittskonsentrasjonen på og rundt BØF B for laget 0-1 meter under terreng for sjakt 8, sjakt 9, sjakt 12, sjakt 14, sjakt 15, sjakt 16, sjakt 17, sjakt 18, sjakt 19, sjakt 21 og sjakt 22. Det er målt høyest PFOS-konsentrasjoner i nord, vest og sør. Prøveresultatene og interpoleringen viser at det sannsynligvis er større områder som er forurensset i umiddelbar nærhet til dette området da de høyeste forurensningene befinner seg i ytterkanten av prøvetatt område.

Figur 7-9 viser en interpolering av den punktvisе gjennomsnittskonsentrasjonen på og rundt BØF B for laget 1-2,5 meter under terreng (sjakt 8, sjakt 12, sjakt 14, sjakt 16, sjakt 17, sjakt 18, sjakt 19 og sjakt 20). Her er de høyeste konsentrasjonene på midten av feltet. Dette kan tyde på at forurensningen transporteres rett ned i profilet til den når tettere masser. De lavere konsentrasjonene på sidene kan enten skyldes at forurensningen kanaliseres mot midten av området og ikke kommer videre, eller at den fortynnes i strømningsveien ut av området.

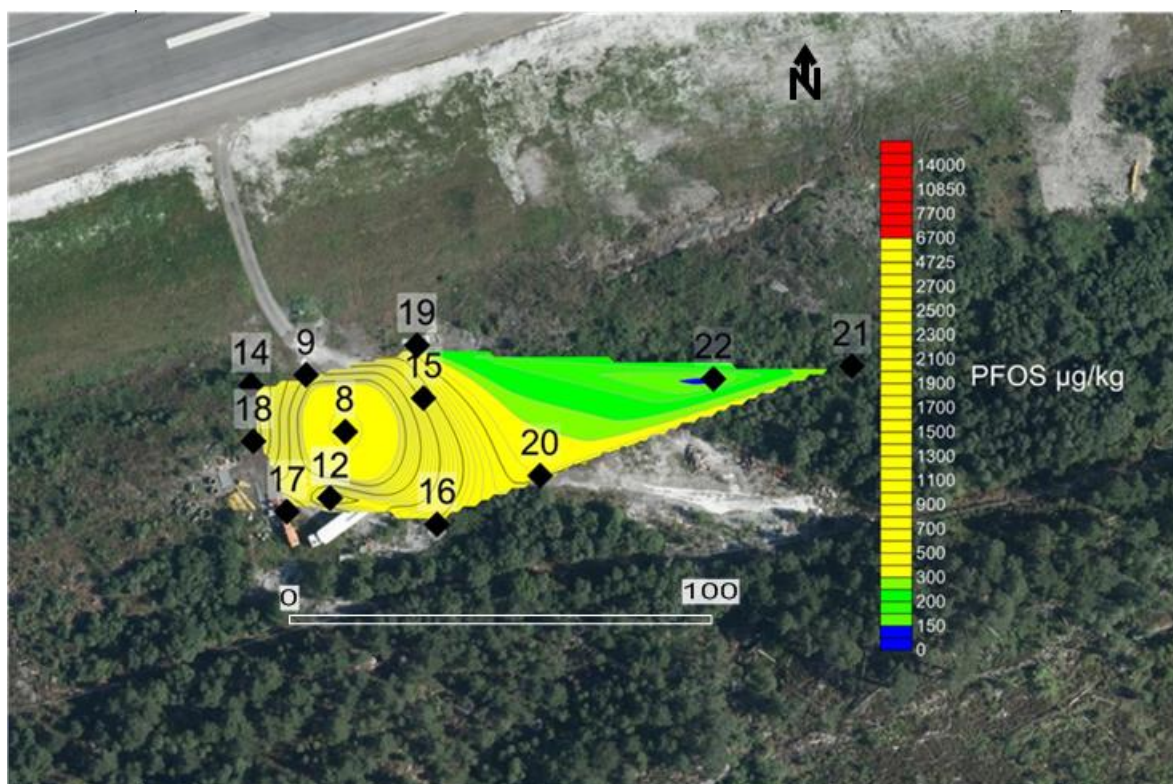


Figur 7-8. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF B for dybde 0-1 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i Tabell 4-3.



Figur 7-9. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF B for dybde 1,0-2,5 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 7-10 viser interpolering av PFOS for hele jordprofilet (begge lag slått sammen). Interpoleringen er basert på gjennomsnittskonsentrasjoner i hvert prøvepunkt nedover i jordprofilet.



Figur 7-10. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF B 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 B er basert på denne interpoleringen i Figur 7-10. Årsaken til at lagene i Figur 7-8 og Figur 7-9 er slått sammen er at usikkerhetene i en mer kompleks beregning basert på to lag vil være like store som i denne beregningen og mindre oversiktlig. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er 706 µg/kg. Utstrekningen av prøvetatt område er $6\,000\text{ m}^2 \pm 2\,000\text{ m}^2$. Dybden på forurensset område vil variere, men har blitt vurdert til $2 \pm 0,4$ meter som et gjennomsnitt for BØF B. Tettheten til massene er vurdert til $1800 \pm 400\text{ kg/m}^3$. Dette gir en rest av PFOS for BØF B på ca. 15 ± 7 kg (se avsnitt 4.3.2 for metode for utregning).

Grunnen til usikkerhetene i areal og dybde er at forurensingen ikke er godt avgrenset, spesielt i nord, vest og sør. I tillegg er det flere prøver i topplag enn lenger ned i profilet. Usikkerheten i tettheten til massene er basert på at massenes egenskaper vil variere. Massene her er sannsynligvis en hovedvekt av tyngre fyllmasser med et lite innslag av lettere torvmasser.

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

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

I avsnitt 7.3.2 ble det estimert en rest av PFOS innenfor prøvetatt område i intervallet 15 ± 7 kg.

Vannvolumet som drenerer gjennom område er basert på et estimert nedbørsfelt til prøvetatt område på 14 000 m² (Figur 7-7) og en årlig infiltrasjon på 0,74 m/år. Basert på målinger i tre brønner i myrområdet (Sjakt/Brønn 9, Sjakt/Brønn 13, Sjakt/Brønn 18) og i en kulp øst-sørøst for brannøvingsfeltet (Vann 1) er det estimert at det lekker ut ca. 20 µg PFOS per liter vann som drenerer fra området. Vannprøvene ble tatt i gravde sjakter i forbindelse med gravingen av sjaktene. Erfaring tilsier at graving i grunnen mobiliserer PFOS. Dette kan føre til at vannprøvene inneholder noe høyt innhold av PFOS slik at estimatet på mengde PFOS som drenerer fra BØF B kan være noe høyt. Med et estimert vannvolum som drenerer gjennom området på 10 300 m³ per år gir dette en utlekking av ca. 200 g PFOS per år. Med en rest av PFOS på 15 ± 7 kg vil det ta fra 40 år til 110 år før all PFOS har lekket ut fra dette området (Tabell 7-1).

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

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

Vekt PFOS innenfor prøvetatt område rundt BØF B	15 ± 7	kg
Infiltrasjon	0,74	m/år
Areal nedbørsfelt til BØF B	14 000	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	10 300	m ³ /år
Gjennomsnitt målt PFOS i grunnvann og overflatevann	20	µg/l
Utlekking PFOS fra BØF	200	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	40-110	år

7.4 Estimert av mengde PFOS og PFAS fra oljeutskiller BØF A

BØF A er tilkoblet en oljeutskiller som har utløp til sjø via kommunalt nett. Størrelsen på tette flater er ca. 700 m². Det antas at det er avrenningen fra tette flater som går til oljeutskiller. Årlig midlere avrenning er ca. 738 mm/år. Dette gir en årlig vannmengde fra nedbør på ca. 520 m³/år. Vannforbruk til øvelser er estimert til 150 m³/år. Total gjennomsnittlig vannmengde som går gjennom oljeutskilleren blir da ca. 670 m³/år. Gjennomsnittskonsentrasjonen målt i oljeutskilleren (OU BØF) basert på målinger både under og utenom øvelse er 1 817 ng/l for PFOS og 10 915 ng/l for PFAS. Estimert på PFOS utlekking via oljeutskiller blir da ca. 1 g/år. Estimert på PFAS utlekking via oljeutskiller blir ca. 7 g/år.

7.5 Mengde PFOS ut fra lufthavnen samlet

Gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i prøvepunkt Vann 3 i Byskogbekken er 0,27 µg/l. Anslått avrenning fra Byskogbekkens nedbørsfelt er 762 338 m³/år. Dette gir en forventet uttransport av PFOS til Omsundet på ca. 200 g/år. Det er estimert i avsnitt 7.3.3 at det drenerer ca. 200 g PFOS per år fra BØF B. Det er dermed godt samsvar mellom uttransport fra BØF B beregnet på grunnlag av konsentrasjoner i grunnvann og overflatevann rundt BØF

B og uttransport fra Byskogbakkens nedbørfelt beregnet på grunnlag av vannprøvene i Vann 3. Det ser derfor ut til at estimatene av restmengder PFOS i BØF B er i riktig størrelsesorden.

Gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i prøvepunkt Vann 5 i damanlegget er 0,31 µg/l. Anslått avrenning til Gløsvågbekken oppstrøms for Vann 5 er 455 000 m³/år. Dette gir en forventet uttransport av PFOS til Gløsvågen på ca. 143 g/år. Det har ikke vært mulig å estimere transporten fra BØF A eller kilder rundt eller under BØF A isolert. Det kan også være andre kilder til PFOS på lufthavnen.

Disse beregningene kan tyde på at total utlekking fra Kristiansund lufthavn er i størrelsesorden 300-400 g PFOS per år.

8 Risikovurdering

8.1 Økosystem og risiko

Som nevnt i avsnitt 4.4 kan forurensingen fra et brannøvingsfelt spres både til luft, vann, jord og biota. Disse fire kategoriene er følgelig mottakere eller resipienter av forurensingen, og står i nær kontakt med hverandre. Eksempelvis vil en meitemark kunne oppta forurensingen fra vann, jord og organisk materiale slik som fra løv fra trær på den forurensa lokaliteten. Spredningen av forurensingen foregår altså i et tredimensjonalt rom, og forurensningen kan over tid helt eller delvis transporteres bort fra det opprinnelige kildeområdet.

Lufthavnen ligger på et platå nord for Omsundet der naturen rundt flyplassen er preget av kupert fjellterreng, boligbebyggelse og næringsarealer samt et større friområde i øst. I nordøst drenerer området til et svært viktig naturområde, Gløsvågen naturreservat. Området er klassifisert som naturtypen «brakkvannspoller» og er et svært artsrikt økosystem med flere viktige biologiske funksjoner både terrestrisk og marint, men har særlig verdi for fuglelivet. Flere av artene som er registrert her er fiskespisende og befinner seg derfor høyt i næringskjeden. For videre områdebeskrivelse av dette området, se avsnitt 5.1 og 5.2. I Omsundet, sørvest for flyplassen er Rensvikholmen kartlagt som et lokalt viktig område for vannfugl og er brukt av arter som fiskemåke, ærfugl og makrellterne

Undersøkelsene av jord, vann og biota på og rundt flyplassen, viser at det har foregått en spredning av PFOS til bekken som drenerer nedbørsfeltet mot Gløsvågbekken (ca. 143 g PFOS pr år i henhold til avsnitt 7.5). Uttransport av PFOS til Omsundet er beregnet til ca. 200 g/år (avsnitt 7.3.3). Totalt innebærer dette en utlekking fra lufthavnen på 3-400 g PFOS per år.

8.1.1 Terrestrisk miljø

Historisk sett har det vært sluppet ut PFOS og PFAS fra brannøvingsfeltene BØF A (aktivt) og BØF B (gammelt). Det er gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for BØF A. Dette brannøvingsfeltet ble tatt i bruk i 2002 og er fortsatt aktivt. I perioden 2002-2012 skal det ikke være brukt PFOS-holdig brannskum ved øvelser, men det er estimert at det er forbrukt ca. 130 kg PFAS i perioden. Utstrekningen av antatt forurenset område er stipulert til $8000 \pm 2000 \text{ m}^2$, med en beregnet gjennomsnittskonsentrasjon på 62 µg PFOS/kg. Estimert rest av PFOS i grunnen er $2,5 \pm 1 \text{ kg}$. Avrenning er hovedsakelig til Gløsvågbekken.

Det er også gjort en spredningsvurdering av PFOS med overflatevann og grunnvann for det eldste brannøvingsfeltet (BØF B). Det er ukjent når dette brannøvingsfeltet startet opp, men i beregningene er det antatt 1978. Det ble avsluttet ca. 2002. Det er estimert at det ble brukt totalt ca. 794 kg ren PFOS. Utstrekningen av antatt forurenset område er stipulert til $6000 \pm 2000 \text{ m}^2$, med en beregnet gjennomsnittskonsentrasjon på 706 µg PFOS/kg. Det er sannsynlig at restmengden PFOS er i intervallet $15 \pm 7 \text{ kg}$ (avsnitt 7.3.2). Avrenning er hovedsakelig til Byskøgbekken og videre til Omsundet.

Det er ikke tatt prøver av terrestrisk flora/fauna i tilknytning til lufthavnsområdet på Kvernberget, og terrestriske undersøkelser fra andre lufthavner benyttes derfor som støtte.

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

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

Ved Kristiansand lufthavn ble det funnet at PFAS i liten grad ble tatt opp i blader av svartor, mens konsentrasjonen i bjørkeblader generelt var høyere (opp til 181,8 µg/kg vv). Dette viser at også vegetasjonen tar opp PFAS, og at det trolig skjer en bioakkumulering der.

Det ble også tatt prøver av meitemark ved Kristiansand lufthavn, som viste relativt høye konsentrasjoner av PFAS, og analyseresultatene tyder på at biomagnifiseringsfaktoren til meitemark kan være mellom 5 og 7 (Gravem *et al.*, 2015). I tillegg ble det påvist 100 µg PFAS/kg vv eller mer i prøver fra lever i syv av ti storskogmus. Musene ble samlet inn i et skogsområde, som hovedsakelig ligger utenfor det som ut fra jordprøver er definert som forurenset område.

Det terrestre økosystemet rundt Kristiansund lufthavn er ikke spesielt rikt, men det er et naturreservat i våtmarksområdet i Gløsvågen med en rik fuglefauna. I det terrestre økosystemet rundt Kristiansund lufthavn finnes altså trolig en rekke musearter, rovfugl og andre fuglearter, rådyr og elg, oter og mink, som alle kan være mottakere av forurensingen via næringskjeden.

Ut fra funnene som er gjort ved Kristiansand lufthavn er det grunn til å anta at både vegetasjonen og jordlevende organismer som meitemark, så vel som dyr høyere i næringskjeden, kan inneholde konsentrasjoner av PFAS på samme eller høyere nivå i tilknytning brannøvingsfeltene ved Kristiansund lufthavn.

I følge spredningsvurderingen gitt i kapittel 7.3.2 er det forurensede området ved det gamle brannøvingsfeltet ikke godt avgrenset, noe som skaper større usikkerhet om påvirkningen på det terrestre økosystemet her. Med forbehold om denne usikkerheten er det likevel grunn til å anta at området der forurensingen ligger er forholdsvis begrenset, og konsentrasjonene av PFAS synes å avta ganske fort når en kommer utenfor dette området, slik erfaringen er fra andre brannøvingsfelt (Gravem *et al.*, 2015; Kaasa *et al.*, 2015; Jensen *et al.*, 2016a). Følgelig er det et begrenset antall terrestriske arter og relativt få individer til stede som kan påvirke tilgrensende økosystem. Det er derimot registrert en del sårbare og sterkt truede fuglearter i området som lever i tilknytning våtmarksområdet, noe som øker konsekvensen av en eventuell påvirkning. Det foreligger ikke opplysninger om disse artene hekker i området.

Sammenlignes gjennomsnittskonsentrasjonen av PFAS i jord funnet ved Kristiansand og Kristiansund lufthavn er den ca. 5 ganger høyere ved det gamle brannøvingsfeltet i Kristiansund enn ved de to brannøvingsfeltene ved Kristiansand lufthavn, noe som øker risikoen for påvirkning av terrestrisk fauna ved Kristiansund lufthavn. Jordverdiene på det aktive brannøvingsfeltet ved Kristiansund lufthavn er derimot på nivå med konsentrasjonene funnet ved Kristiansand lufthavn og er følgelig mer sammenlignbare.

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

8.1.2 Ferskvann

Det er ingen større innsjøer rundt Kristiansund lufthavn. Gløsvågen er en brakkvannspoll. Det er en mindre kulp like vest for aktiv BØF i nedbørfeltet til flyplassen som drenerer til Gløsvågen. Kulpen er uten naturlig avløp og utgjør en opparbeidet fangdam. Det var lave konsentrasjoner av PFOS/PFAS i kulpen (klasse III – *Moderat*). Det er ikke samlet inn fisk fra Gløsvågen, men det er tatt prøver av flere marine organismer, hvor det ble gjort funn av PFAS i alle prøvene utenom blåskjell (Tabell 6-12). Det er tatt prøver av overflatevann fra begge brannøvingsfeltene. Det var lave til moderate konsentrasjoner av PFOS i bekker som renner til Omsundet. Via fangdam øst for aktiv BØF går Gløsvågbekken til Gløsvågen. Prøver fra bekken viste lave til moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS, omtrent på samme nivå i fangdammen som i bekken.

Det er sannsynligvis en relativt begrenset fauna i ferskvann rundt flyplassen, og basert på internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer kan effekten av spredning av PFAS fra aktivt og gammelt brannøvingsfelt ved Kristiansund lufthavn være av relativt beskjeden karakter, og tilsier at risikoen for skade på tilgrensende økosystem i ferskvann vurderes som lav.

8.1.3 Marint miljø

I marint miljø ble det samlet inn prøver i Gløsvågen på to steder, ved utløpet i sjøen og ved utløpet av søndre Pollen. De fleste prøvene omfattet organismer på lavt trofisk nivå. Prøvene tatt i forbindelse med Gløsvågen, var generelt sett lavere enn prøvene tatt i Omsundet. I tilknytning til Gløsvågen ble det analysert på tanglopper, havsalat, blåskjell, børstemark, strandsnegl og strandkrabbe. Siden krepsdyr er en viktig næringskilde for mange fiskeslag, er det rimelig å anta at denne dyregruppen er en viktig inngangsport for spredning av PFAS inn i næringskjeden. En av krepsdyrartene som ble analysert var tanglopper som viste verdier tilsvarende klasse III – *Moderat miljøtilstand*. I de andre analyserte artene i Gløsvågen (blåskjell, diverse muslinger, børstemark og strandkrabbe), var konsentrasjonene under EQS_{biota}. I prøvene tatt i Omsundet, ble det funnet konsentrasjoner av PFAS under EQS_{biota} (dvs. klasse II – *God miljøtilstand*) for purpursnegl og strandsnegl, mens for albuesnegl og tanglopper var konsentrasjonen innenfor kategori III – *Moderat miljøtilstand*.

Det er ikke gjort registreringer i fisk eller fiskepisende fugl. Det kan derfor kun konkluderes på bakgrunn av konsentrasjonene hos arter nokså lavt i næringskjeden. Dette tilsier en *Moderat miljøtilstand* for resipienten i Omsundet og *God miljøtilstand* i Gløsvågen utenfor Kristiansund lufthavn. Prøvene tatt i Omsundet, er tatt i nærheten av utslippet fra avløpsanlegget, og kan dermed være påvirket av dette også. Da PFAS ofte akkumuleres oppover i næringskjeden, kan det ikke utelukkes at det kan finnes høyere konsentrasjoner i fisk eller fiskepisende fugl som har sitt næringssøk i området rundt flyplassen. F.eks. er konsentrasjonen i strandbiota fra Kristiansund lufthavn på nivå (noen høyere, noen lavere) med det som ble funnet i strandbiota ved Evenes, hvor det ble registrert til dels høye konsentrasjoner av PFAS i både skrubbe og torsk.

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

8.2 Matbiota og risiko

Det er ikke gjort undersøkelser av matbiota med hensyn på PFAS ved Kristiansund lufthavn i denne undersøkelsen. Det er analysert noen blåskjell, men ikke funnet PFAS i disse. Funn i strandbiota tyder imidlertid på at matbiota kan være påvirket. Mest aktuell matbiota er fisk, som eventuelt fanges i området i tilknytning til Omsundet, hvor det også foregår profesjonelt fiske. Trolig er konsentrasjonene i muskel av fisken lav på grunn av relativt stor vannutskifting. Dersom konsentrasjonen av PFAS i strandbiota fanget ved Kristiansund og Ålesund lufthavner sammenlignes, er konsentrasjonen lavere i strandbiota samlet ved Kristiansund lufthavn, og det er dermed sannsynlig at konsentrasjonen i fisk også vil være lavere enn observert ved Ålesund.

8.2.1 Mattrygghet

Mattilsynet har ikke gjort vurdering av mattrygghet for matbiota fra området rundt Kristiansund lufthavn, men når en tar i betraktning mengde PFAS som lekker til miljøet og sammenligner med resultater og vurderinger fra tilsvarende lokaliteter, som Ålesund, Kristiansand og Evenes lufthavn, kan det tyde på at mattryggheten kan anses som god også utenfor Kristiansund lufthavn, Kvernberget.

9 Oppsummering

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

9.1 Jord og vann

Avrenning fra Kristiansund lufthavn føres enten til Omsundet i sør eller Gløsvågen i nord.

Avrenning fra terminalområdet, snødeponiet og det gamle brannøvingsfeltet føres til Byskogbekken og renner ut i Omsundet. I tillegg ledes avrenningen fra det aktive brannøvingsfeltet til oljeutskiller og videre på kommunalt spillvannsnett med utløp i Omsundet, øst for utløpet av Byskogbekken. Det er uvisst om prøvepunkt Vann 3 i bekken fanger opp avrenning (grunnvann) fra det gamle brannøvingsfeltet og det bør vurderes å prøveta bekken nærmere utløpet ved Omsundet.

Det er påvist lave til moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS i Byskogbekken. I tillegg til PFOS ble det påvist 6:2 FTS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA). De høyeste konsentrasjonene ble påvist nærmest rullebanen, oppstrøms det gamle brannøvingsfeltet. Denne forurensningen antas å komme fra rengjøring og sjekk av brannbil på terminalområdet, samt snødeponiet.

Grunnvann og overflatevann fra områdene ved det aktive brannøvingsfeltet, samt den nordøstre delen av lufthavnen, føres til en liten bekk/grøft som renner til en fangdam og videre ut i Gløsvågbekken og Gløsvågen.

Det ble påvist lave til moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS i fangdammen (Vann 5). I tillegg til PFOS ble det påvist 6:2 FTS, perfluorheksansulfonat (PFHxS), perfluorheksansyre (PFHxA) og perfluorpentansyre (PFPeA). PFOS-konsentrasjonene i vannet i bekken før fangdammen (Vann 4) ligger på samme nivå ved alle prøvetakinger, mens PFAS-konsentrasjonen er noe høyere i 2013 enn 2012/2014.

For vannet i fangdammen er både PFOS- og PFAS-konsentrasjonene lave i 2012 og 2014, mens 2013-resultatene viser høyere konsentrasjoner av andre PFAS enn PFOS. Mengdeforholdet av ulike PFAS i fangdammen er ulikt ved prøvetakingene (Tabell 5-5).

Aktivt brannøvingsfelt

Fire prøvetakinger av avløpsvann fra oljeutskilleren ved det aktive brannøvingsfeltet viser betydelige konsentrasjoner og variasjoner i konsentrasjonen av PFAS. Konsentrasjonen av 6:2 FTS og 8:2 FTS dominerer ved de høyeste PFAS-konsentrasjonene. PFOS-konsentrasjonene er mer jevne ved de fire prøvetakingene.

Prøvetakingen i 2013 og i september 2014 er utført ved øvelsessituasjon, mens de resterende prøvetakingene er utført når feltet ikke har vært i bruk. Resultatene her og på andre lufthavner viser at telomerene mobiliseres mer enn PFOS når brannøvingsfeltene tilføres store mengder vann.

Nedlagt brannøvingsfelt

Det er påvist betydelig konsentrasjon av PFOS/PFOA i dypereliggende masser i senter av det gamle brannøvingsfeltet, samt høye konsentrasjoner av PFOS/PFAS i ytterkant av feltet, både i fyllmasser ned til ca. 2 meters dyp og i underliggende stedegne myrmasser. I tillegg er

det påvist vesentlig konsentrasjon av PFOS/PFAS i en overflateprøve av myr ca. 55 meter øst for senter. I en kulp ved feltet ble det påvist moderate konsentrasjoner av PFOS/PFAS. I tillegg ble det påvist perfluorheksansulfonat (PFHxS). Det ble ikke påvist 6:2 FTS.

Grunnvann fra gravde sjakter inne på det gamle brannøvingsfeltet inneholdt betydelig konsentrasjoner av PFOS/PFAS (tabell 5-1). Det ble ikke påvist 6:2 FTS, men det flere andre PFAS-forbindelser er representert i PFAS-konsentrasjonen. Erfaringsmessig blir det mobilisert betydelige konsentrasjoner av PFAS i vann ved graving, og det tar en stund før man kan forvente representative prøveresultater i brønner satt i gravde sjakter. Det foreslås at vannprøver fra disse brønnene innlemmes i overvåkingsprogrammet for lufthavna.

9.2 Restmengder jord/spredning

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt 800 kg PFOS i perioden 1978 til 2002 og ca. 130 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i ferskvann og til sjøen ved Kristiansund lufthavn. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 10-26 kg PFOS ved brannøvingsfeltene i dag. Det årlige forbruket i 1978-2002 var gjennomsnittlig ca. 33 kg PFOS som følge av øving med brannskum.

PFOS-forurensningene dreneres ut fra Kristiansund lufthavn dels via Byskogbekken og det kommunale nettet til Omsundet (i sør) og dels via Gløsvågbekken til Gløsvågen (i nord). Årlig spredningsmengde er beregnet til 300-400 g/år som fordeler seg ganske likt mellom Omsundet og Gløsvågen. Det er sannsynlig at den årlige spredningsmengden er avtagende, og at det vil ta lang tid før spredningen opphører helt (over hundre år). Hoveddelen av PFOS utlekking skjer sannsynligvis i forbindelse med mye nedbør og snøsmelting.

BØF A- aktivt brannøvingsfelt

Det er estimert at det er en rest på mellom $2,5 \pm 1$ kg PFOS på BØF A og at det er brukt totalt 105 kg PFAS. Det er målt generelt lave PFOS-konsentrasjoner i massene under feltet, men det finnes ingen målinger i masser under grunnvannsnivå eller i grunnvann. Dette tyder på at det aller meste av forurensningen fanges opp av oljeutskilleren og spillvannssystemet og ikke transporteres ned i massene i vesentlig grad. Det er høyere PFOS-konsentrasjoner i bekkevann nedstrøms for feltet enn konsentrasjonene i massene skulle tilsi, og det er usikkert hva som er kilden til denne forurensningen. En mulighet er at det finnes uidentifisert PFOS-forurensning i mettet sone under BØF A som transporteres videre mot bekken. En annen mulighet er at PFOS-forurensning er spredd ut over BØF A-området der vi ikke har målinger. Ettersom vi ikke har målinger av PFOS-konsentrasjoner i massene i mettet sone under BØF A eller i tilstrekkelig dekkende målinger i området rundt BØF A, kan vi ikke gjøre noen mengdeberegning av gjenværende PFOS-mengder i denne sonen. Ettersom vi ikke har målinger i vann i umiddelbar nærhet av BØF A, har vi ikke grunnlag for å beregne tid for utlekking av PFOS fra BØF A.

BØF B – gammelt brannøvingsfelt

Det er estimert at det er en rest på 15 ± 7 kg PFOS i området der det er tatt jordprøver ved BØF B. Det er anslått at det har blitt brukt totalt ca. 800 kg PFOS og 25 kg PFAS på feltet. Det vil sannsynligvis ta mellom 40 og 110 år før all PFOS har drenert fra nedbørsfeltet. PFOS-forurensningene i området rundt BØF B er ikke klart avgrenset. De høyeste PFOS-konsentrasjonene ligger i kanten av prøvetatt område, spesielt i sør og vest. Her er det et myrområde som har en høy adsorpsjon for PFOS. Dette fører til at torvlaget virker som et lager for PFOS.

9.3 Matbiota og risiko for mennesker

Det er ikke gjort undersøkelser av matbiota med hensyn på PFAS ved Kristiansund lufthavn i denne undersøkelsen. Moderate konsentrasjoner av PFAS i diverse strandbiota kan tyde på at matbiota også kan være påvirket, men trolig er nivåene relativt lave. Dersom funn av PFAS i vannprøver, jordprøver og i et lite utvalg biota ved Kristiansund lufthavn sammenlignes med det som ble funnet ved Kristiansand og Harstad/Narvik lufthavner og videre ser på Mattilsynet sine konklusjoner der, er det lite sannsynlig at det medfører risiko å benytte fisken i Omsundet og Gløsvågen utenfor Kristiansund lufthavn som mat. Denne vurderingen bygger kun på antagelser og trenger analyseresultater fra matbiota for og verifiseres.

9.4 Risiko for økosystem

Miljøtilstanden i naturmiljøet rundt brannøvingsfeltene er med bakgrunn i analyseresultatene av biota vurdert til kategori II-III, *God til moderat miljøtilstand*. Det er grunn til å anta at dette også kan gjelde for deler av det terrestre miljøet på og ved brannøvingsfeltene.

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

Med foreliggende konsentrasjonsnivå av PFAS og avgrensing av forurensingen i resipientene (jord, vann og biota), og med utgangspunkt i internasjonal litteratur er det ikke grunnlag for å si at forurensingen av PFAS fra Kristiansund lufthavn gir uheldige økologiske konsekvenser.

10 Referanser

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Glynn, A, Cantillana, T, 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) (2016). 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. (2016c). 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. (2016b). 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. (2016a). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Sogndal lufthavn, Haukåsen. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Regjeringen (2007). Begrensningsdirektivet – PFOS.
<https://www.regjeringen.no/nb/dokumenter/begrensningsdirektivet---pfos/id523580/>

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

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

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

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

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

Sweco (2012). Miljøprosjektet DP 2. Miljøtekniske grunnundersøkelser – Kristiansund lufthavn, Kvernberget. Rapport 168180-140-1.

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

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

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

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

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

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

Internett

Livsmedelverket: www.slv.se

Miljøstatus: www.miljostatus.no/kart

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

Naturbase:

<http://faktaark.naturbase.no/naturtype?id=BN00013346&srid=32633>

<http://faktaark.naturbase.no/Vern?id=VV00001349&srid=32633>

<http://faktaark.naturbase.no/arter?id=BA00053156>

Vedlegg 1 Undersøkte arter

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

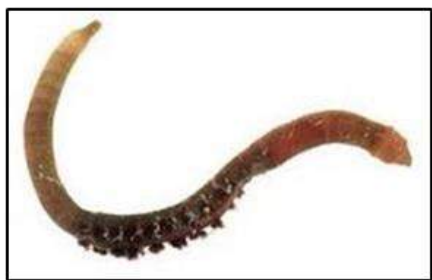
Fangsttinsatsen var avgrenset i tid, og det ble dermed behov for å gjøre tilpasninger i artsutvalget i forhold til fangstene som naturlig varierer med biotoper og årstider. Artsutvalget varierer således noe fra stasjon til stasjon, og en måtte gjøre et valg av arter i henhold til målet om å speile situasjonen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

Artene det er hentet prøver fra er omtalt nedenfor.

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

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

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



Figur 1. Fjæremark



Figur 2. Albusnegl

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

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 tarmgrønnske og havsalat (Watson 1985). Sjøstjerner, kongsnegl og enkelte fiskearter spiser strandsnegl, samt mennesker.



Figur 3. Vanlig strandsnegl

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. Tangloppene er flattrykete 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.



Figur 4. Vanlig tangloppe

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. 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.



Figur 5. Blåskjell. Foto: Wikipedia

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.

Havsalat (*Ulva lactuca*). Havsalat er en bladaktig grønnalgeart som er vanlig langs hele kysten fra fjæresonen og ned til ca. 15 m dyp. Bladene er dannet av to celledag som vanligvis blir 10–15 cm i diameter. Navnet har algen fått fordi den minner litt om salat, noe den også har vært brukt som.



Figur 6. Havsalat. Foto: ndla.no

Purpursnegl (*Nucella lapillus*). Purpursneglene er et rovdyr, og er utstyrt med et eget boreorgan på raspetungen, hvor det også utskilles oppløsende enzymer. Purpursneglen blir ca. 3,5 cm høy og har gule eller brune skall. Arten lever i tidevannssonen langs kysten nord til Nordkapp, men går sjelden inn i fjordene, hvor vannet er brakt. Sneglen lever i midtre deler av fjæra, oppå rurbeltet eller i sprekker. Hver vinding i sneglehuset har flere langsgående riller. Purpursneglene er rovdyr som borer hull i skallet til byttedyr, bl.a. muslinger, rur, rankeføttinger og børstemark, og borer hull i skallet på byttet før den suger ut innholdet av dyrene.



Figur 7. Purpursnegl. Foto: miljolare.no

Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) er den vanligste krabben i tidevannssona i norske farvann. Strandkrabben er svært tilpasningsdyktig både i matvaner og fysiske egenskaper, og overlever i mange miljø. Ryggskjoldet til strandkrabben kan bli opptil 6 cm langt og 9 cm bredt. Fargen til strandkrabben varierer sterkt, og kan være grønn, brun, grå eller rød. Parring skjer bare i forbindelse med skallskifte. En finner krabber med utrogn hele året. Larvene lever planktonisk i flere uker, før de blir voksne og lever på bunnen resten av livet.

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 er strandkrabben lite brukt som mat, men lenger sør i Europa blir arten regnet som en delikatesse.



Figur 8. Strandkrabber.

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.

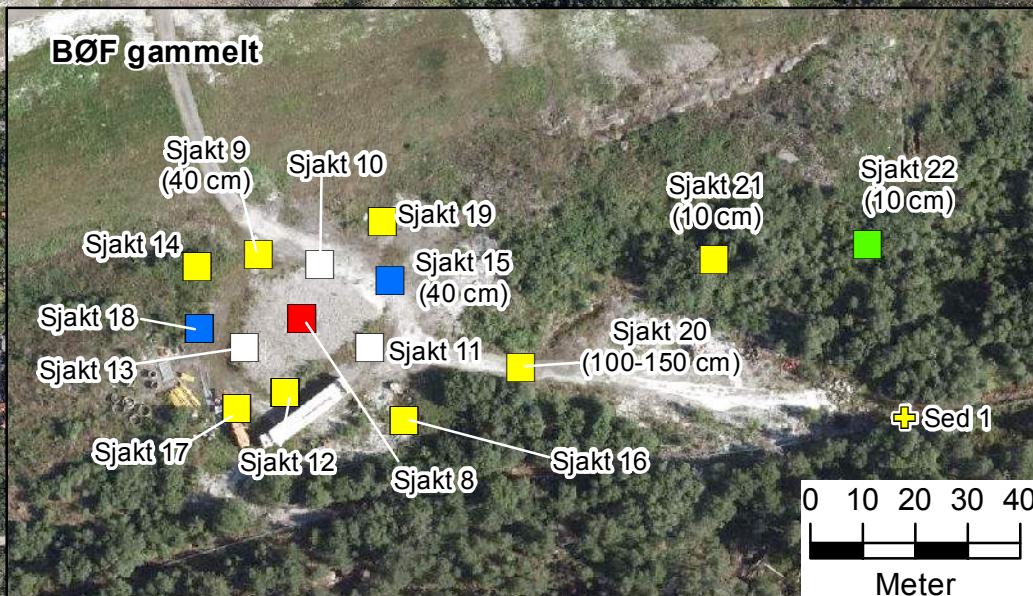
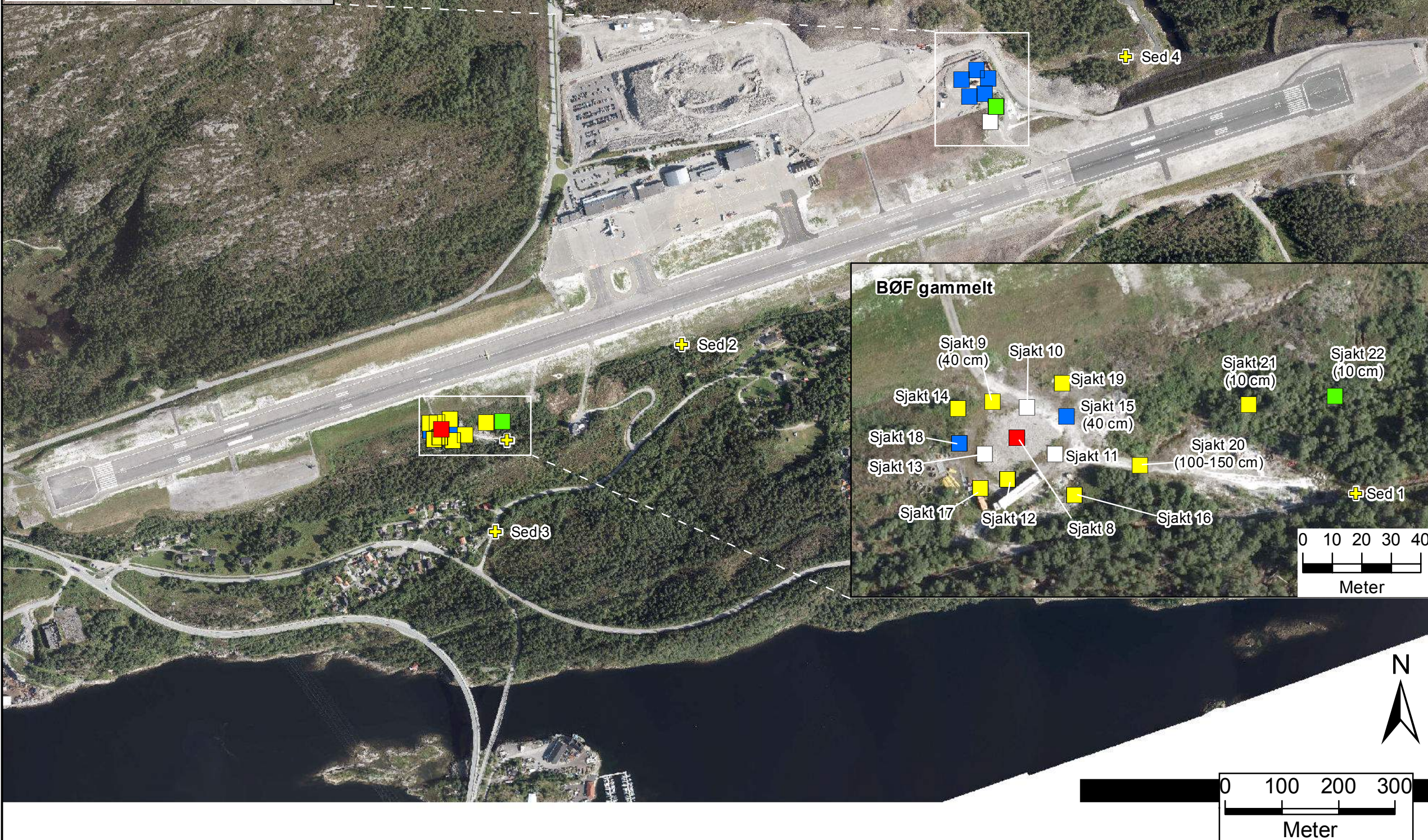
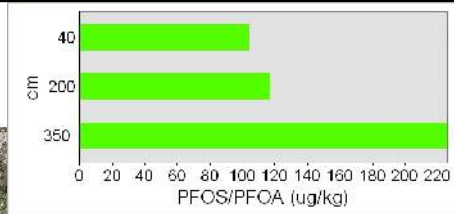
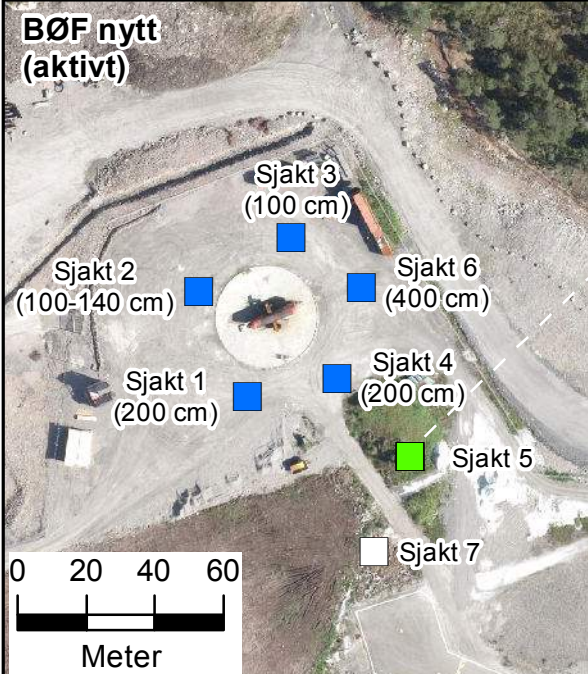
TDI: livslangt tolererbart daglig inntak av et stoff

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**



Kristiansund lufthavn
Kvernberget (ENKB)
Oversiktskart
Jord og sediment

PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

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

PFOS sediment ferskvann (ug/kg)

- 0
- <LOQ
- LOQ-63
- 63-6300
- >6300
- Ikke analysert

* PFOS er dominerende parameter

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert

Norconsult
COWI
AVINOR
SWECO

Kristiansund lufthavn Kvernberget (ENKB)

Brannøvingsfelt, gammelt

Jord og sediment

PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

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

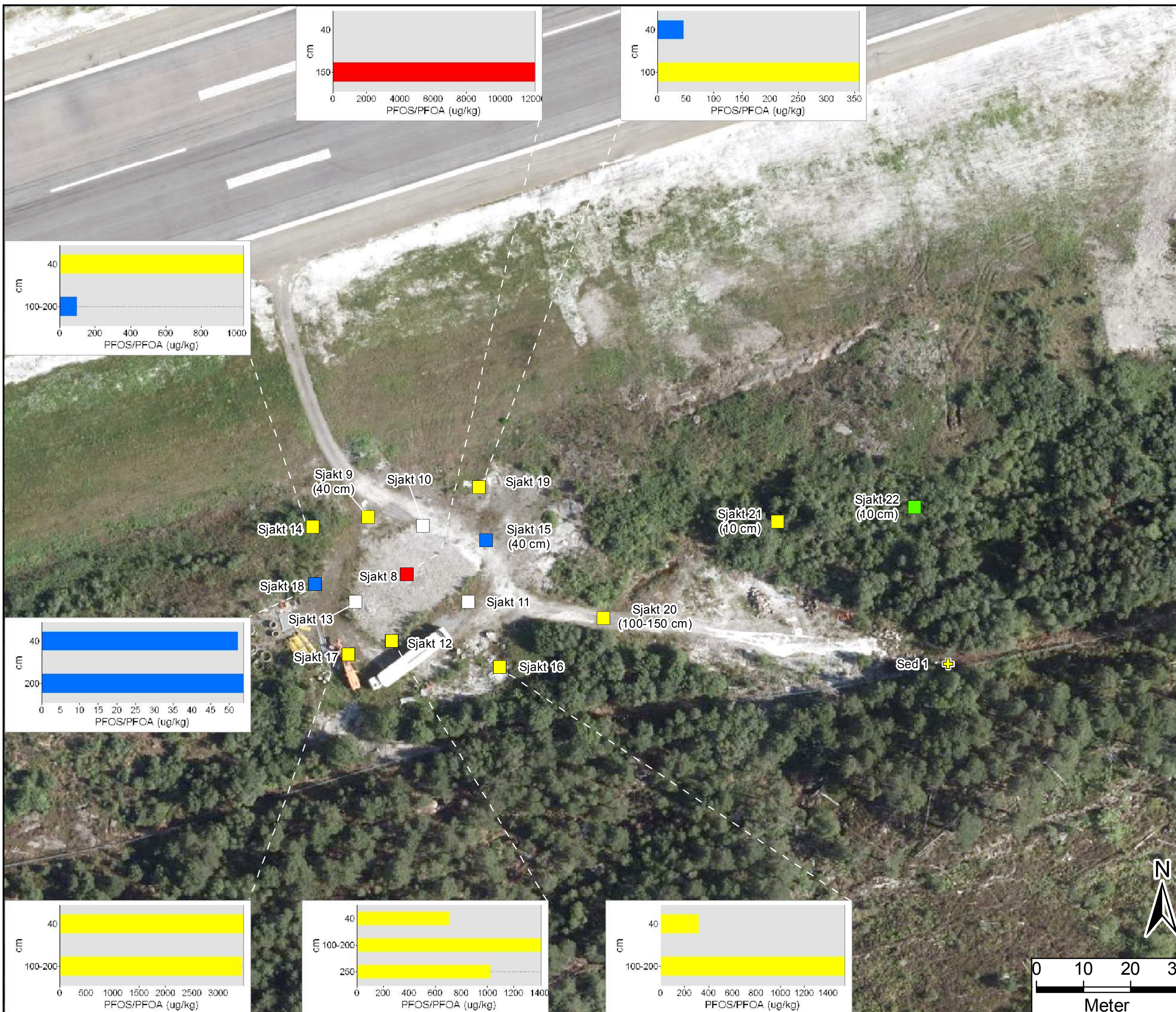
PFOS sediment ferskvann (ug/kg)

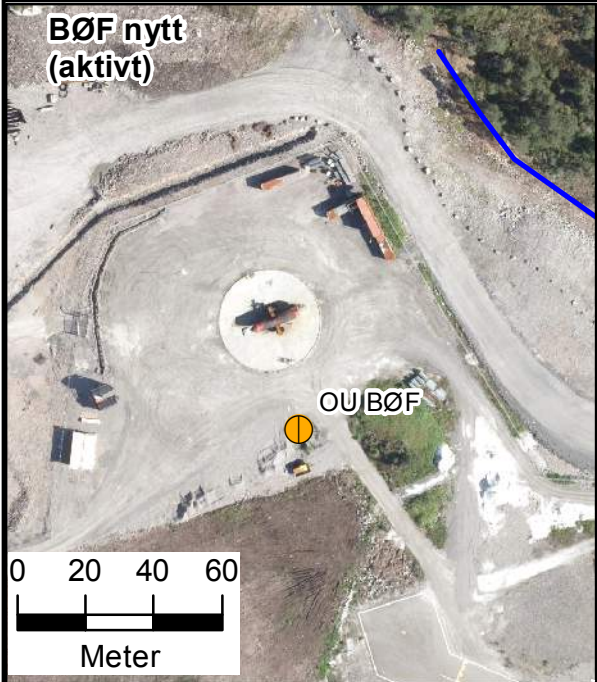
- 0
- <LOQ
- LOQ-63
- 63-6300
- >6300
- Ikke analysert

Mrk. varierende skala for
x-aksen i diagrammene

* PFOS er dominerende parameter

i.p. = ikke påvist
i.a. = ikke analysert



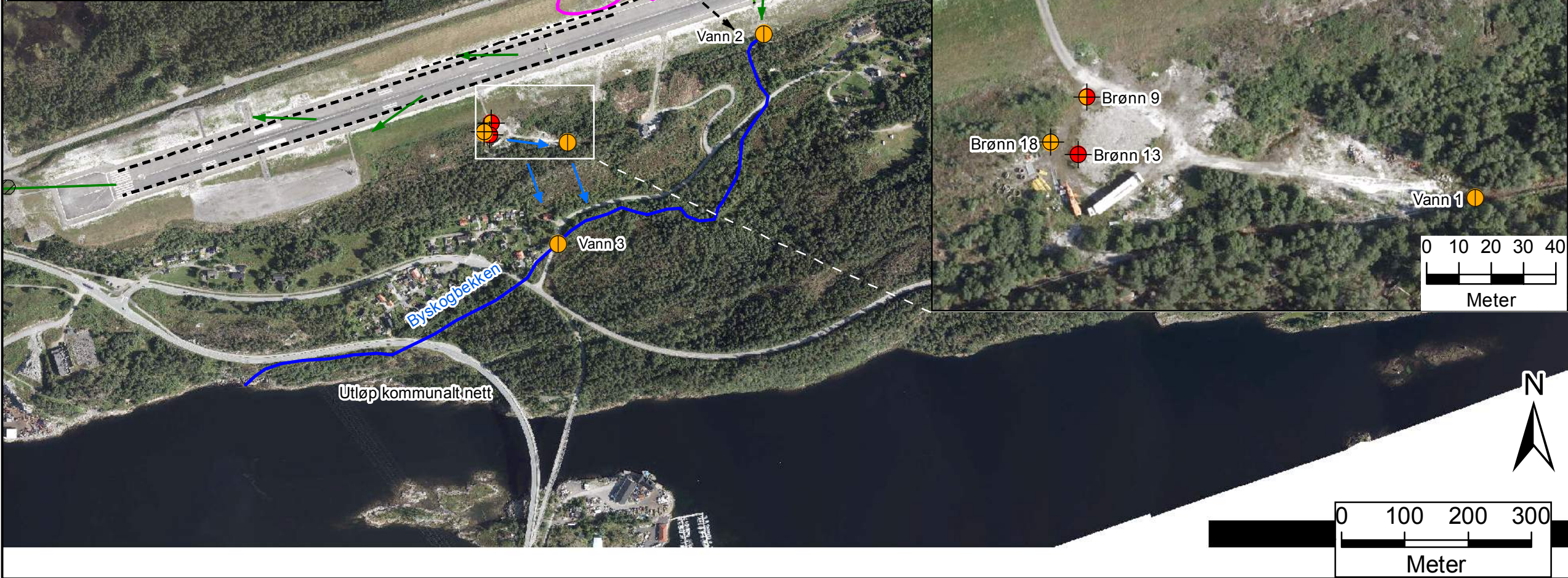


Ferskvann						
Punkt	Parameter	2011-07-07	2012-05-22	2013-07-17	2013-11-05	2014-10-16
Vann 1	PFOS	1910	544	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	742	i.a.	i.a.	i.a.
Vann 2	PFOS	1470	318	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	553	i.a.	i.a.	i.a.
Vann 3	PFOS	209	143	155	726	96.1
	ΣPFAS	i.a.	235	262	3430	168
Vann 4	PFOS	428	175	199	214	156
	ΣPFAS	i.a.	431	780	774	524
Vann 5	PFOS	i.a.	60.6	524	587	81.9
	ΣPFAS	i.a.	142	1140	1220	284

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

Oljeutskiller BØF (OU BØF)					
Punkt	Parameter	2013-03-12	2014-04-01	2014-09-02	2014-10-16
OU BØF øvelse	PFOS	3370	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	16277	i.a.	i.a.	i.a.
OU BØF	PFOS	i.a.	880	1370	1650
	ΣPFAS	i.a.	2560	17046	7780

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l



Grunnvannsbrønner		
Punkt	Parameter	2012-05-22
Sjakt/Brønn 9	PFOS	31700
	ΣPFAS	36600
Sjakt/Brønn 13	PFOS	40500
	ΣPFAS	45000
Sjakt/Brønn 18	PFOS	6780
	ΣPFAS	7610

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

Kristiansund lufthavn Kvernberget (ENKB)

Oversiktskart inkl. brannøvingsfelt

Vann

PFOS / Σ PFAS grunnvannsbrønn (ng/l) *

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

PFOS / Σ PFAS ferskvann (ng/l) *

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

Avlopsledning

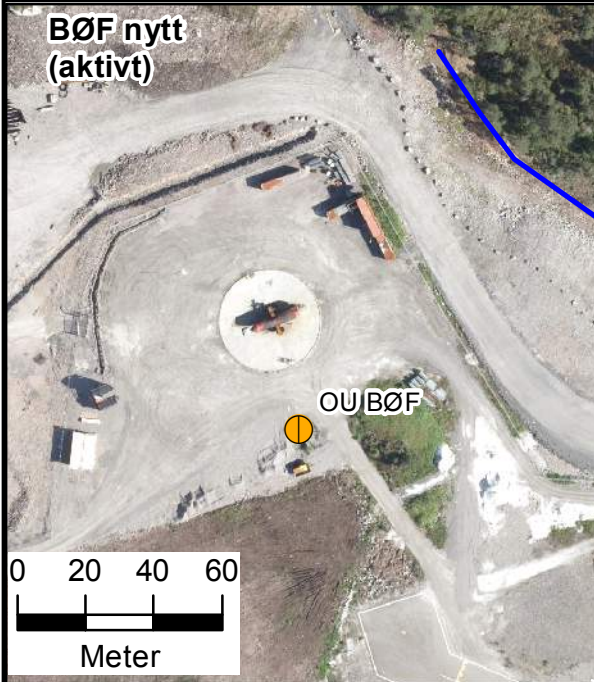
- Avløp annet
- Avløp Felles
- Drensvann
- Glykolholdig overvann
- Glykolholdig spillvann
- Overvann
- Pumpespillvannsledning
- Spillvann

Avrenning

- Deponi glykolforurenset snø
- Overvannsledning
- Avrenningsveg glykol
- Bekkeresipient
- Overvannsystem
- Vannskille rullebane
- Antatt avrenningsveg baneavising
- ☐ PFOS-lokalitet
- Antatt dreneringsretning fra BØF

* Venstre halvdel = PFOS
Høyre halvdel = ΣPFAS

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert

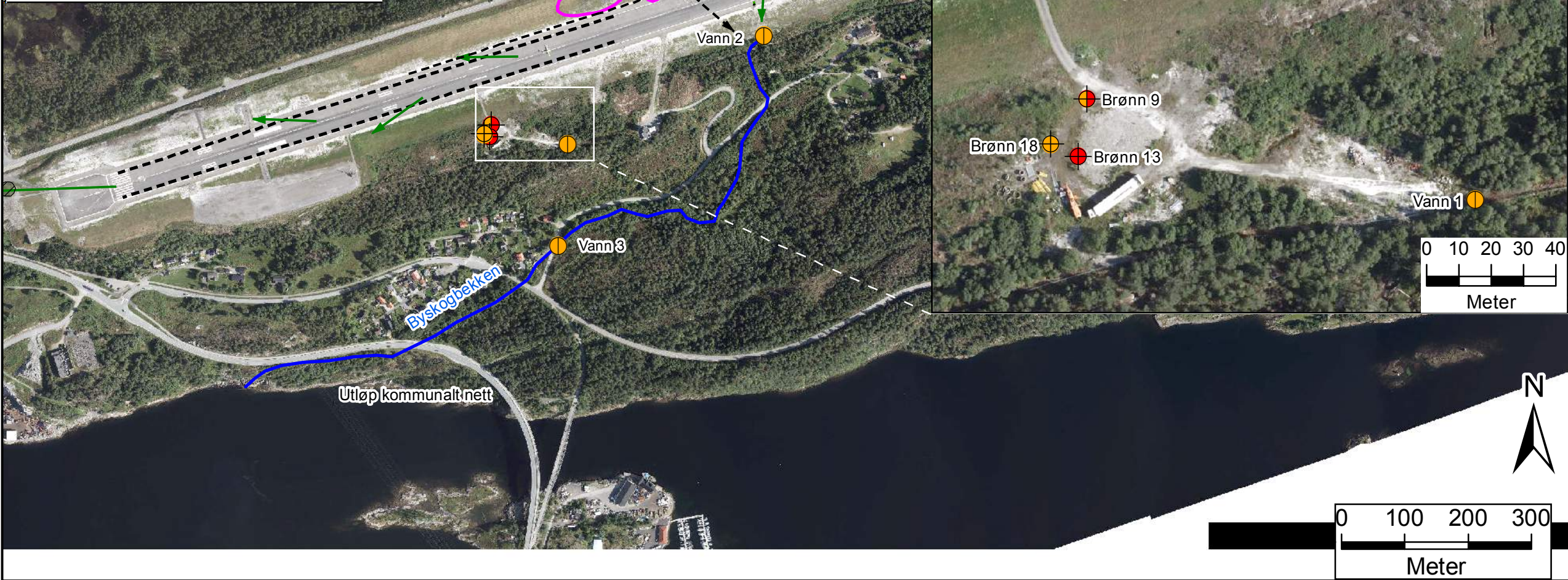


Ferskvann						
Punkt	Parameter	2011-07-07	2012-05-22	2013-07-17	2013-11-05	2014-10-16
Vann 1	PFOS	1910	544	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	742	i.a.	i.a.	i.a.
Vann 2	PFOS	1470	318	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	553	i.a.	i.a.	i.a.
Vann 3	PFOS	209	143	155	726	96.1
	ΣPFAS	i.a.	235	262	3430	168
Vann 4	PFOS	428	175	199	214	156
	ΣPFAS	i.a.	431	780	774	524
Vann 5	PFOS	i.a.	60.6	524	587	81.9
	ΣPFAS	i.a.	142	1140	1220	284

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

Oljeutskiller BØF (OU BØF)					
Punkt	Parameter	2013-03-12	2014-04-01	2014-09-02	2014-10-16
OU BØF øvelse	PFOS	3370	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	16277	i.a.	i.a.	i.a.
OU BØF	PFOS	i.a.	880	1370	1650
	ΣPFAS	i.a.	2560	17046	7780

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l



Grunnvannsbrønner		
Punkt	Parameter	2012-05-22
Sjakt/Brønn 9	PFOS	31700
	ΣPFAS	36600
Sjakt/Brønn 13	PFOS	40500
	ΣPFAS	45000
Sjakt/Brønn 18	PFOS	6780
	ΣPFAS	7610

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

Kristiansund lufthavn Kvernberget (ENKB)

Oversiktskart inkl. brannøvingsfelt

Vann

PFOS / Σ PFAS grunnvannsbrønn (ng/l) *

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

PFOS / Σ PFAS ferskvann (ng/l) *

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

Avlopsledning

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

Avrenning

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

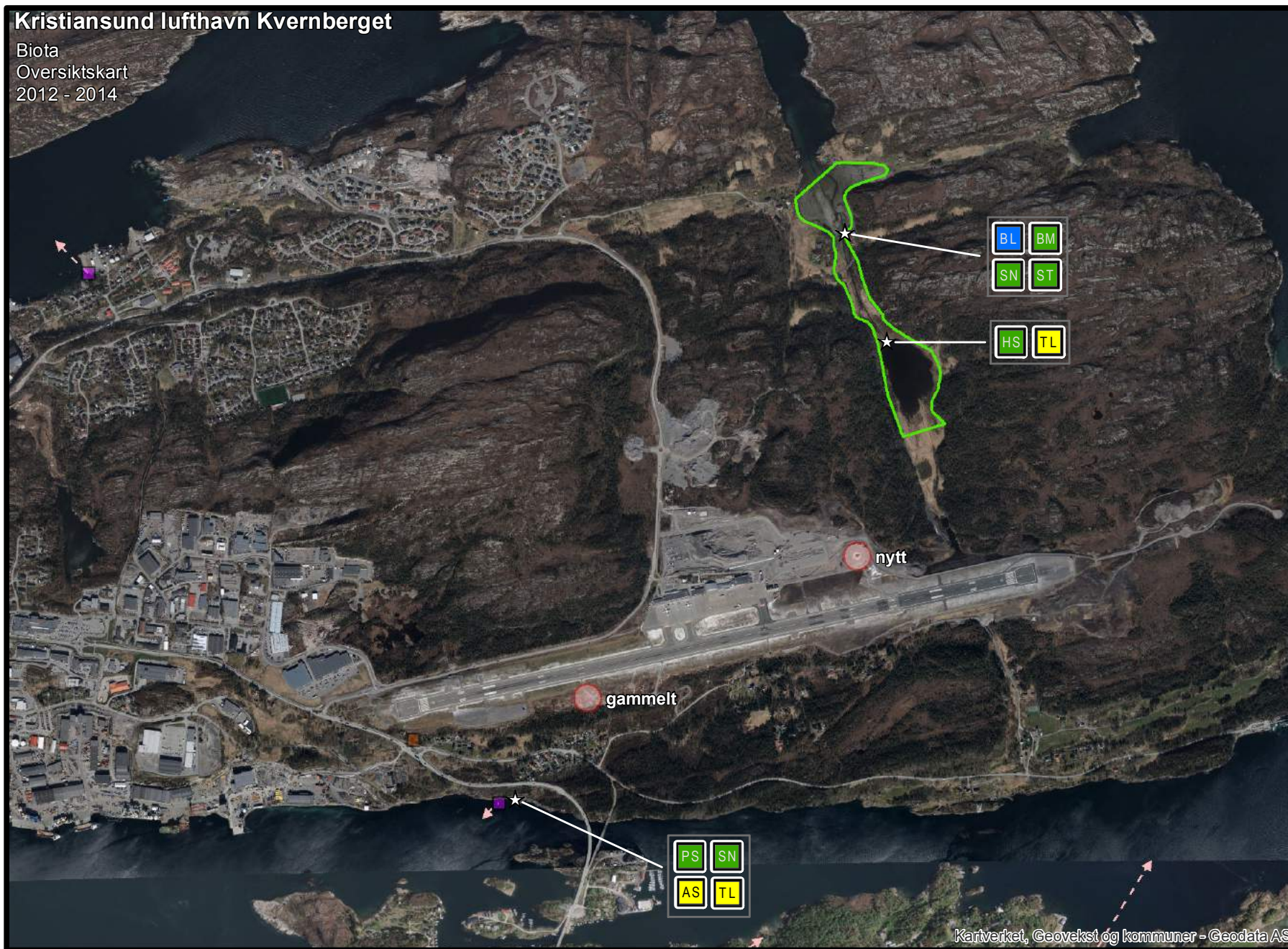
* Venstre halvdel = PFOS
Høyre halvdel = ΣPFAS

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert

Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2012 - 2014

Kristiansund lufthavn Kvernberget

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



0 500
Meter

168186, NOERAT, 22.09.2015

SWECO