

AVINOR AS

RØROS LUFTHAVN

UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING

2016-05-20



Røros lufthavn. Foto: Avinor

Rapport nr.: 168186-11-J8		Oppdrag nr.: 168186	Dato: 20. mai 2016
Oppdragsnavn: Perfluorerte og polyfluorerte forbindelser ved norske lufthavner			
Kunde: Avinor AS			
UNDERSØKELSER AV PFAS I JORD, VANN OG BIOTA MED RISIKOVURDERING Røros lufthavn			
Sammendrag: Denne rapporten bygger på tidligere undersøkelser av PFAS-forurensning i jord og vann ved Røros lufthavn fra 2011 og 2012. I tillegg er det presentert nye data for jord og vann fra 2012 til 2014, samt resultater fra undersøkelser av fisk og vann i perioden 2012 til 2014. I rapporten gjøres også vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFOS, samt en vurdering av risiko knyttet til menneskelig helse og økosystem som følge av PFAS-forurensningen. Øving med brannskum har ført til spredning av totalt ca. 480 kg PFOS i perioden 1978 til 2001 og ca. 90 kg PFAS (hovedsakelig fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Undersøkelsene av jord viser at det ikke er påvist PFOS utenfor 150 m fra senter av brannøvingsfeltet. Prøver fra grunnvannsbrønner ved brannøvingsfeltet og på terminalområdet tilsvarer klasse IV (<i>Dårlig</i>) for PFAS. Rett før utløp Håelva er det tatt prøver tilsvarende klasse IV for både PFAS og PFOS i overflatevann i grøft, mens i prøver tatt nedstrøms utslippet fra lufthavnen tilsvarer innholdet av PFAS og PFOS klasse III (<i>Moderat</i>). Det er ikke påvist PFAS oppstrøms utslippet i Håelva eller i Glomma nedstrøms. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 1-5 kg PFOS ved brannøvingsfeltet i dag, og at det kan ta mellom 60 og 300 år før all PFOS har lekket ut. Vannforskriftens øvre grense for god vannkvalitet er 9,1 µg PFOS/kg våtvekt i akvatisk biota. Denne grensen er ikke overskredet for noen av de analyserte prøvene av sik eller harr fanget i Håelva, og denne lokaliteten som representerer tilgrensende akvatisk økosystem er klassifisert til kategori II – <i>God miljøtilstand</i>. Sik og harr er arter som foretar vandringer, og eksponeringen for PFAS fra lufthavnsområdet kan derfor være av temporær karakter, i motsetning til om fisken var stasjonær. Basert på analyseresultatene for sik og harr, er det vurdert at det er liten risiko for human helse med tanke på mattrygghet. Med foreliggende konsentrasjonsnivå av PFAS målt i biota, og med utgangspunkt i internasjonal litteratur, er det ikke grunnlag for å fastslå at forurensingen av PFAS fra Røros lufthavn gir uheldige konsekvenser for økosystemer i nærheten.			
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder	Sign.
A1	2014-05-09	Utkast m/biota	HK
A2	2014-05-26	Utkast med risikovurdering vann/jord	BB
A3	2014-06-03	Utkast med risikovurdering biota	
A4	2014-07-09	Sett igjennom miljømål på vann og jord. Vurdert analyse av lagrede jordprøver. Spredningsberegning og kart/figurer på vann er nye. Ny beregning av restmengde PFOS med kart lagd i Surfer	VK
A2 ny	2015-05-26	Utkast med vann/jord og spredningsvurdering	VK
A3	2015-06-14	Risikovurdering biota	FG
A4	2015-06-16	Oppsummering vann og jord. Fagkontroll vann og jord.	VK
B5	2015-09-23	Utkast til Avinor	JJE
B7	2016-02-08	Norconsult har vurdert innspill og ferdigstilt sin del + justert mengde skum brukt	VK
J8	2016-05-20	Endelig versjon	JJE

Utarbeidet av: Finn R. Gravem, Bente Breyholtz, Lars Været, Ingvild Helland, Jannike Gry B. Jensen, Eivind Halvorsen, Vegard Kvisle, Halvard Kaasa (red.)	Sign.: <i>Eivind Halvorsen</i> <i>Finn R. Gravem</i>
Kontrollert av: Vegard Kvisle / Norconsult Frode Løset / Sweco	Sign.: <i>Vegard Kvisle</i> <i>Frode Løset</i>
Oppdragsansvarlig / firma: Kim Rudolph-Lund / Sweco Norge Janicke Garmann / Norconsult	Oppdragsleder / firma: Halvard Kaasa / Sweco Norge <i>H. Kaasa</i> Vegard Kvisle / Norconsult <i>Vegard Kvisle</i>

Forord

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

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

Arbeidet som presenteres i denne rapporten bygger på data fra vann, jord, sedimenter og biologisk materiale som ble hentet inn i perioden 2011-2013. Rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom Norconsult AS og Sweco Norge AS.

Prøver av vann, sedimenter og jord er hentet inn av Sweco/Cowi i Miljøprosjektets delprosjekt 2 og av Norconsult i delprosjekt 5. Biotaprøvene ble samlet inn i regi av Sweco Norge i samarbeid med Røros Jeger og Fiskeforening, som sto for det praktiske innsamlingsarbeidet. 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 informasjon og nyttige innspill er Bente Wejden, Trine Reistad og Jarl Øvstedal.

De som har deltatt i utarbeidelse av rapporten er:

Sweco Norge AS:

Halvard Kaasa, Finn Gravem, Jannike Gry
B. Jensen

Norconsult:

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

Vi takker for oppdraget og godt samarbeid!

Halvard Kaasa, Vegard Kvisle

20. mai 2016

Innhold

1	Innledning	9
1.1	Bakgrunn og formål	9
2	Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS)	11
2.1	Generelt	11
2.2	Egenskaper PFAS	12
2.3	Effekter på miljø, mennesker og dyr	13
2.4	Økologiske konsekvenser av PFAS	13
2.5	PFAS i konsumvarer	16
3	Miljømål og akseptkriterier PFAS	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 all PFOS fra brannøvingsfelt til resipient	22
4.4	Risikovurdering	22
4.5	Vurderinger av økologiske konsekvenser	23
4.5.1	Omregning fra konsentrasjon av PFAS i muskel til konsentrasjon i hel fisk	24
4.5.2	Bioakkumulering	27
4.6	Vurderinger av matbiota	29
5	Områdebeskrivelse	30
5.1	Beliggenhet og omgivelser	30
5.2	Naturverdier	31
5.2.1	Terrestre områder	31
5.2.2	Ferskvann	32
5.3	Historisk bruk av brannskum, brannøvingsfelt, andre PFAS-lokaliteter	33
5.3.1	Historisk bruk av brannskum	33
5.3.2	Brannøvingsfeltet	33

5.3.3	Andre PFAS-lokaliteter	34
5.4	Utførte tiltak	34
6	Undersøkelser	35
6.1	Metodikk for prøvetaking i vann og jord	35
6.2	Jord	35
6.3	Sedimenter	37
6.4	Vann.....	37
6.4.1	Grunnvann.....	38
6.4.2	Overflatevann	42
6.5	Biota	47
6.5.1	Terrestriske arter	47
6.5.2	Ferskvannsarter.....	47
7	Spredningsvurdering	51
7.1	Innledning	51
7.2	Brannøvingsfeltet, området ved driftsbygning og snødeponi.....	53
7.2.1	Innledning	53
7.2.2	Terreng- og strømningsanalyse	54
7.2.3	Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på brannøvingsfeltet	56
7.2.4	Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt brannøvingsfeltet	59
7.2.5	Transport av PFOS med grunnvann	59
7.3	Mengde PFOS ut fra lufthavnen samlet	60
8	Risikovurdering	61
8.1	Økosystem og risiko	61
8.1.1	Terrestrisk miljø	61
8.1.2	Ferskvann.....	62
8.2	Matbiota og risiko	63
8.2.1	Mattrygghet.....	63
9	Oppsummering	64
9.1	Oppsummering jord og vann	64
9.2	Restmengder i jord og spredning av PFOS	65
9.3	Mattrygghet	65
9.4	Risiko for økosystem	65
10	Referanser	67

Vedlegg 1 Undersøkte arter

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Vedlegg 3 Ordliste

Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann fra undersøkelser 2011-2014

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

Vedlegg 5 Oversiktskart biota fra undersøkelser 2013

- Oversiktskart biota

Vedlegg 6 Brev Mattilsynet mattrygghet, 2013

1 Innledning

De siste årene har en blitt oppmerksom på en gruppe syntetiske fluorerte karbonforbindelser som kan ha uønskede miljøkonsekvenser (Borg and Håkansson, 2012). Disse stoffene har lenge vært brukt i mange industriprodukter, som f.eks. til impregnering, slipp-belegg i kokekar og i overflatebehandling. Et av produktene var brannskum som bl.a. ble brukt ved norske lufthavner. I Norge ble bruk av PFOS og PFOS-relaterte forbindelser i brannskum, tekstiler og impregneringsmidler regulert i 2007 gjennom produktforskriftens §§ 2-9, 4-1 og 4-2, samt i begrensingsdirektivet – 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 Røros 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 forurensnet 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 forurensnet grunn) av PFOS-forurensning ved alle Avinors lufthavner i 2011-2012. Rapportene ble levert til Miljødirektoratet i januar 2013. Undersøkelsene påviste PFOS i varierende konsentrasjoner ved nesten alle brannøvingsfelt. Ved flere lufthavner ble det også funnet PFOS i områder der det ikke var forventet. DP2 arbeidene viste også at beregningsverktøyet som er utviklet for veileder 99:01 (SFT, 1999) ikke er godt nok til å bestemme spredning av PFAS fra grunn til resipient.

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

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

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

For Røros lufthavn er det valgt å undersøke biota knyttet til ferskvann fra antatt influensområde, dit avrenning fra flyplassen og fra gammelt- og aktivt brannøvingsfeltet drenerer. Denne rapporten oppsummerer tidligere og nye PFAS-resultater fra analyser av jord, vann og biota ved Røros lufthavn. Analyseprogrammet omfatter opp til 14 utvalgte PFAS-forbindelser.

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

2 Perfluorerte og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS)

2.1 Generelt

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

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

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

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

a) Analysert i både biota, vann og jord

b) Analysert kun i vann og jord

c) Analysert kun i biota

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

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

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

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

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

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

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

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

2.2 Egenskaper PFAS

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

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

¹ Fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann

Noen viktige egenskaper hos PFOS og PFOA:

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

2.3 Effekter på miljø, mennesker og dyr

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

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

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

2.4 Økologiske konsekvenser av PFAS

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

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

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

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

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

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

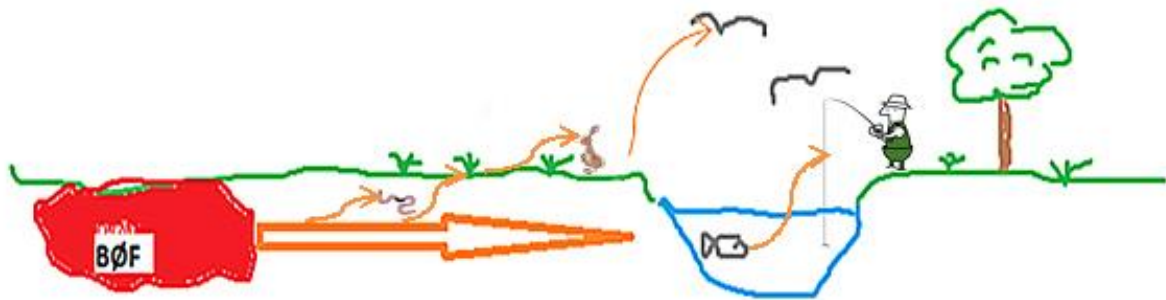
for alle forbindelsene. Dette antyder at de studerte stoffene ikke ble oppkonsentrert utover det nivået fôret har, når regnbueørreten kun fikk stoffene inn i kroppen gjennom maten den spiste.

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

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

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

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



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

2.5 PFAS i konsumvarer

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

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

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

² European Food Safety Authority

3 Miljømål og akseptkriterier PFAS

3.1 Miljømål

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

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

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

3.2 Akseptkriterier i vann og biota

Vannforskriftens grenser for god vannkvalitet i vannforekomster er beskrevet ved 9,1 µg PFOS/kg våtvekt (vv) i akvatisk matbiota (mat for både mennesker og dyr). I rapporten legges det til grunn en konservativ vurdering av risiko der 9,1 µg/kg vv PFAS skal brukes som grense for god kvalitet. Dette betyr at det her måles på samlet innhold av de 14 PFAS 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 (vedlegg 6)). I Mattilsynets grunnlag for vurderinger sies det «*Det er også antatt at fisk og sjømat står for det alt vesentlige opptaket av PFOS til kroppen*».

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

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

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

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

⁷ Kombinasjonseffekter ved påvirkning av flere ulike kjemiske stoffer samtidig

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

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

4.2 Klasseinndeling sedimenter, jord og vann

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

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

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

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

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

For PFOS i jord har Miljødirektoratet utarbeidet en normverdi på 100 µg/kg TS¹¹, og grensen for farlig avfall er 5000 mg/kg. Siden det ikke eksisterer helsebaserte tilstandsklasser for PFOS i jord, benyttes en inndeling utarbeidet av Aquateam for Avinor (Aquateam, 2011). Laveste klasse i denne inndelingen tilsvarer normverdien. Selv om denne klasseinndelingen var ment kun for PFOS, sammenlignes grensene med de analyserte PFAS. Dette er vist i Tabell 4-3.

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

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

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

¹¹ TS - tørrstoff

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

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

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

4.3 Spredningsvurdering

4.3.1 Generelt

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

Det er mange PFAS med ulike egenskaper som f.eks toksisitet, bioakkumulasjon og i hvilken grad forbindelsene binder seg til jord. PFOS og PFOA er de av PFAS-forbindelsene som det er forsket mest på i forhold til toksisitet og bioakkumulasjon. PFOS og PFOA er også antatt som mest toksiske. Spredningsberegningen har mest fokus på PFOS og mindre på andre PFAS. Årsaken til dette er at analyser viser at PFOS stort sett er den dominerende PFAS-forbindelsen både i jordprøver og vannprøver (analyser viser lave PFOA-konsentrasjoner). PFOS er også den PFAS-forbindelsen man vet mest om med hensyn til adsorpsjon til jord (K_d -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 5.3.1).

4.3.2 Metode for beregning av restmengde PFOS

Restmengden PFOS er basert på analyseresultater fra jordprøver som ble tatt ut i 2011. Enkelte av disse kan være analysert i 2014 for å få en bedre avgrensning av forurensningen. I hvert prøvepunkt beregnes en gjennomsnittlig konsentrasjon basert på målte PFOS-konsentrasjoner vertikalt i jordprofilen i punktet. Gjennomsnittlig PFOS-konsentrasjon i punktet blir deretter interpolert med metoden "natural neighbour" i programvaren Surfer. Fra interpoleringsresultatet beregnes gjennomsnittskonsentrasjonen for hele feltet (µg/kg).

Beregning av restmengde PFOS kommer frem slik:

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

Forplantningsusikkerheter beregnes generelt etter denne formelen:

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

Der x og y er faktorer i summen z.

4.3.3 Usikkerheter i beregningene

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

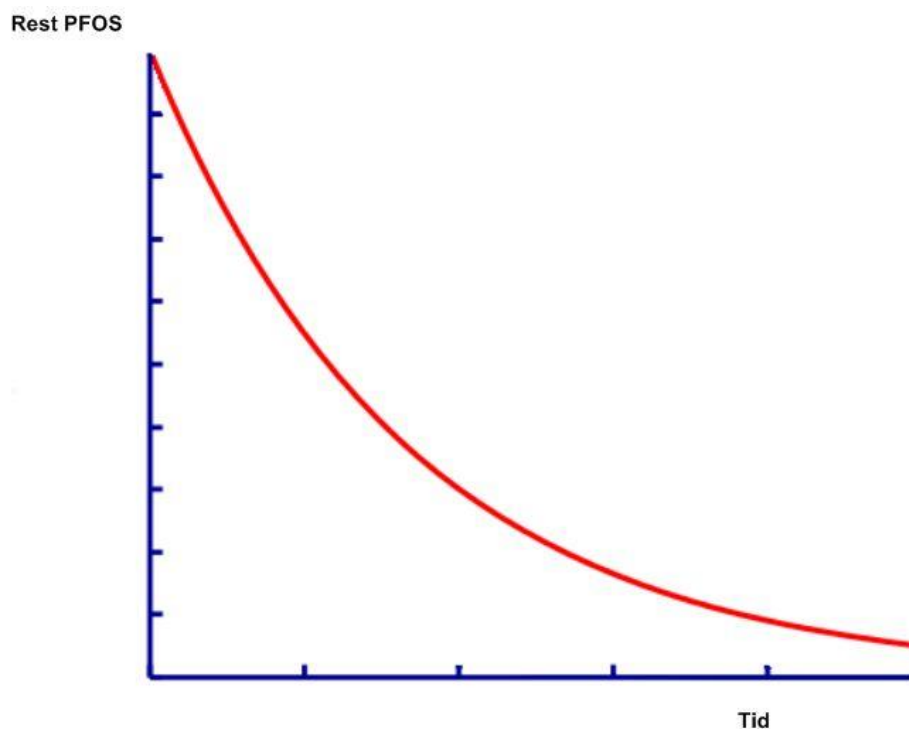
Tettheten til massene vil variere med mengden mineralsk eller organisk materiale i jordprofilen. Denne tettheten vil ha direkte innvirkning på estimatet på restmengde av PFOS på brannøvingsfeltene. God avgrensning av forurensede område horisontalt og vertikalt forutsetter en viss prøvetetthet og god 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 den grad et felt ikke er godt begrenset av prøvetakingen settes det en skjønnsmessig usikkerhet på 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 all PFOS fra brannøvingsfelt til resipient

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

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

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

4.4 Risikovurdering

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

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

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

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

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

4.5 Vurderinger av økologiske konsekvenser

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

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

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

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

Dette kan tyde på at økosystemene kan være relativt robuste overfor akutt/kortvarig eksponering. Imidlertid sier dette lite om kroniske effekter og påvirkninger på arter og økosystemer.

4.5.1 Omregning fra konsentrasjon av PFAS i muskel til konsentrasjon i hel fisk

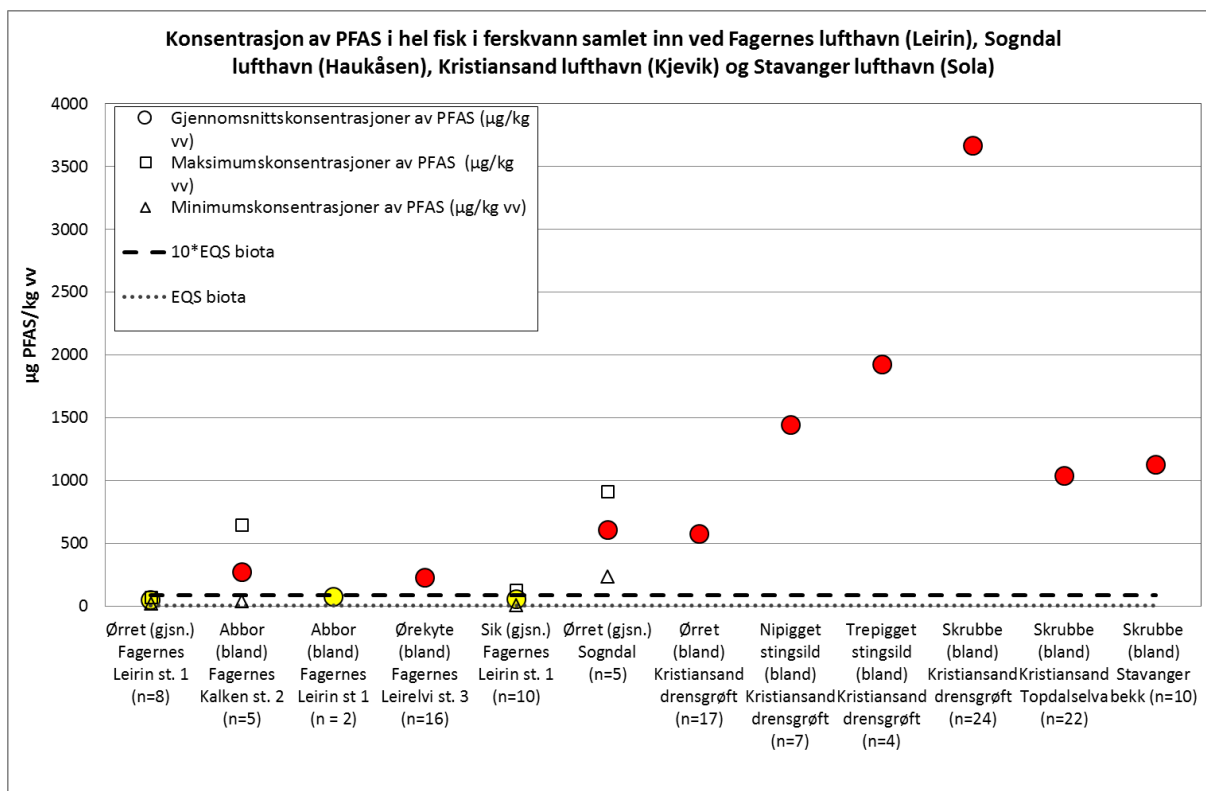
Ved vurdering av forurensingers effekt på økosystem er grunnlaget for å si noe om virkninger i stigende nivå i næringskjeden av interesse. Overgang fra et trinn til neste i næringskjeden skjer ofte via predasjon, og da er vanligvis hele individer involvert som mat. I dette prosjektet hvor analyser av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

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

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

Ferskvannsfisk

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



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

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

Fra innsjøen Leirin her ved Fagernes lufthavn (Gravem *et al.*, 2016), er det gjort analyser av seks individer av ørret og ti individer av sik med påvisning av PFAS både i hel fisk og i muskel fra samme fisk. Tilsvarende finnes fem individer av ørret fra en bekk som påvirkes av BØF ved Sogndal lufthavn (Jensen *et al.*, 2016 a).

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

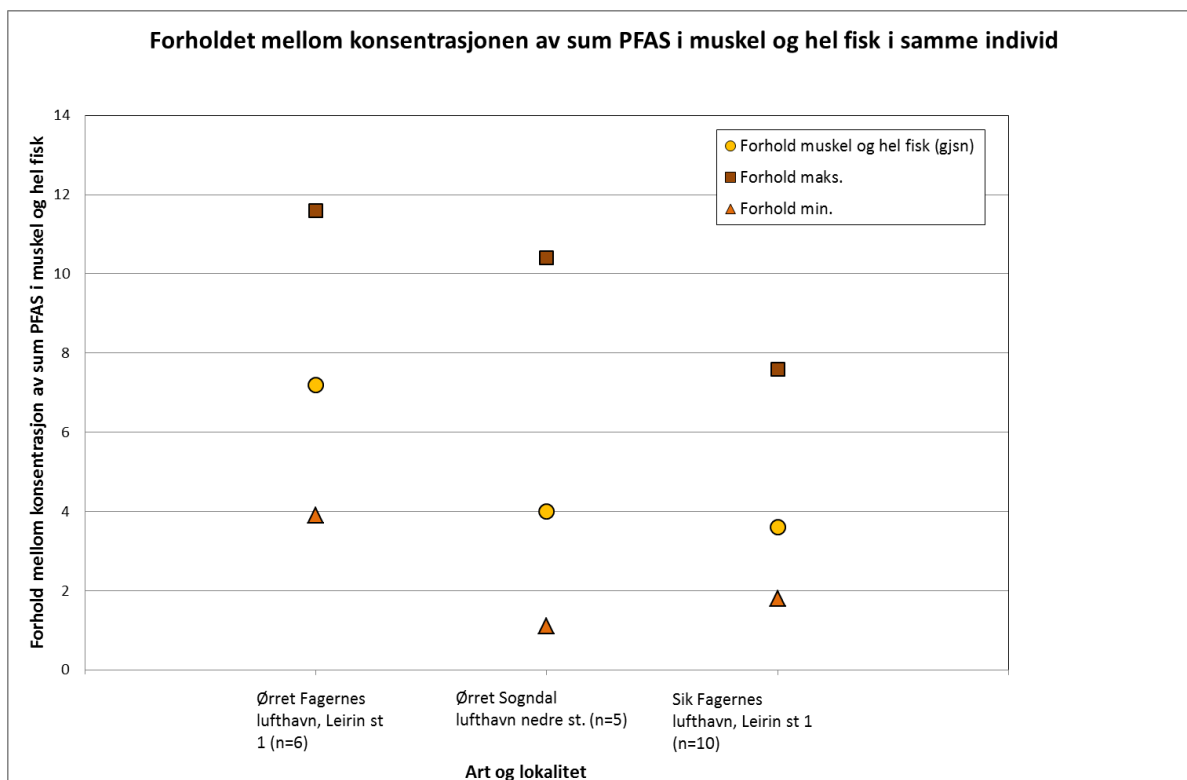
Konsentrasjonen av sum PFAS i muskel og hel fisk i de 5 små ørretene fra bekken ved Sogndal lufthavn hadde høyere konsentrasjoner enn ørreten fra Leirin, og forholdet mellom hel fisk og muskel var forskjellig (Tabell 4-4 og Figur 4-3).

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

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

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

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



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

4.5.2 Bioakkumulering

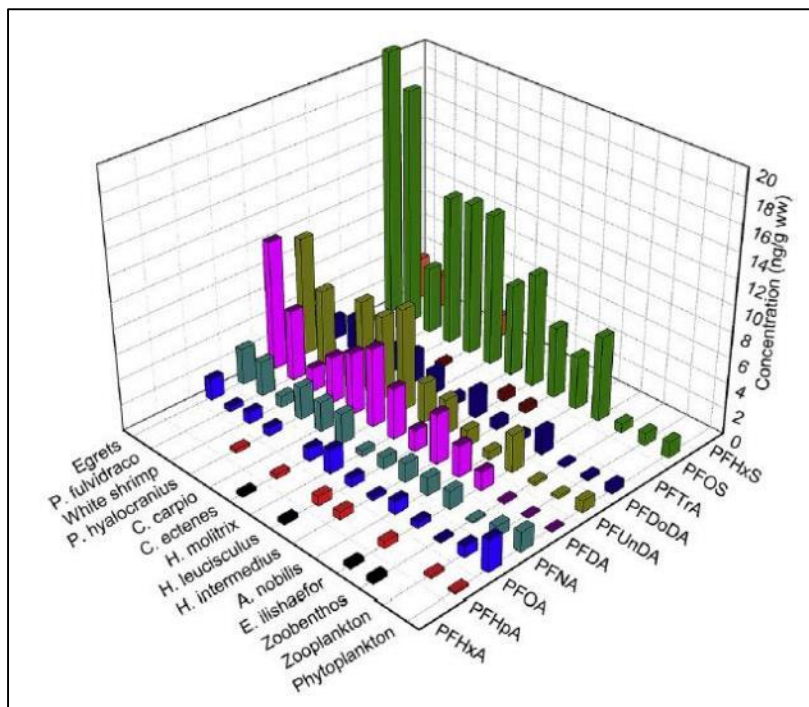
Analyser viser at PFAS overføres til høyere trofiske nivå i en næringskjede på samme måte som miljøgiftene PCB, DDT og PBDE, på tross av at de akkumuleres på ulikt vis (Haukås *et al.*, 2007). Det er også vist at konsentrasjonen av PFAS, som f. eks. PFOS, øker fra ett nivå i næringskjeden til det neste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

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

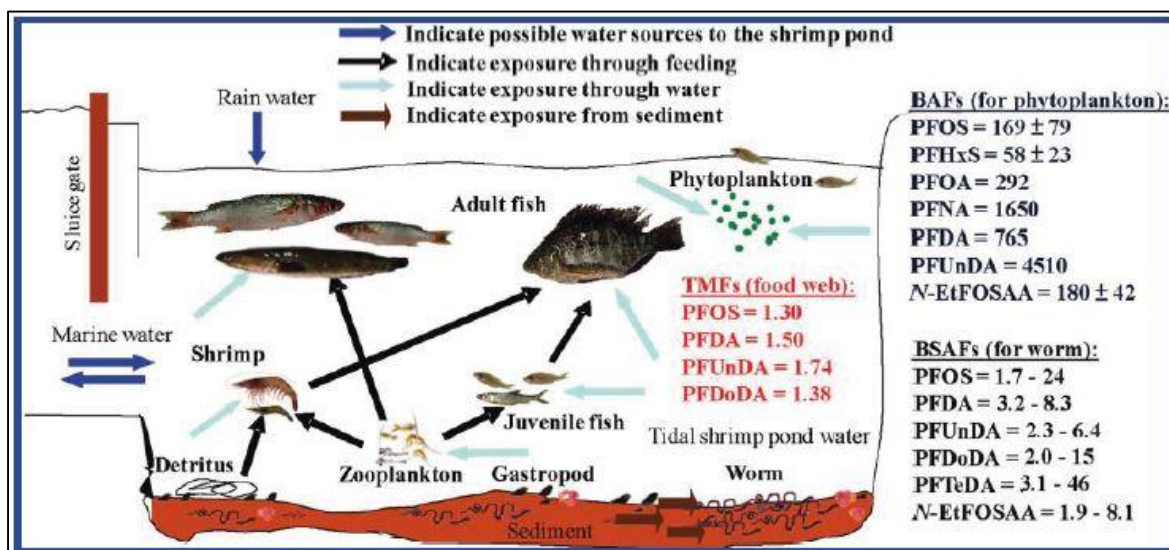
I undersøkelsen i Kina (Xu *et al.*, 2014) ble det samlet inn prøver fra Taihu Lake. Prøvene omfattet vann, sedimenter, fytoplankton, zooplankton, bunndyr (zoobenthos), reker, ni forskjellige fiskearter (herbivore (planteetere), omnivore (plante- og kjøttetere) og carnivore (kjøttetere) og to hegrearter (Egrets og Blue heron). Til sammen utgjør dette et sammensatt næringsnett med ulike trofiske nivå for dette økosystemet. Kort fortalt ble det funnet at hegrene og de carnivore fiskeartene befant seg på de høyeste trofiske nivåene, og at PFAS med 9 – 12 karbonatomer ble signifikant biomagnifisert, med en trofisk magnifiseringsfaktor (TMF) på mellom 2,1 og 3,7. For PFOS lå TMF på 2,9. Resultatene fra denne undersøkelsen er vist i Figur 4-4, og beskriver hvordan innholdet av PFAS øker fra fytoplankton, som er det laveste

trofiske nivået, til muskel i hegrene (Egrets) og kjøtt i *P. fulvidraco*, som er en carnivor fiskeart, og representerer det høyeste trofiske nivået. Som det framgår av figuren var de påviste konsentrasjonene både i fytoplankton, zooplankton og zoobenthos lavere enn deteksjonsgrensen som har vært benyttet hos ALS i prosjektet for Avinor. 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 4-5). Figuren viser videre at det skjer en bioakkumulering (BAF – Bio Accumulation Factor) fra vann til phytoplankton, og at faktoren varierer hos de ulike forbindelsene. For eksempel er BAF hos phytoplankton for PFOS 169 ± 79 . Det vil si at konsentrasjonen av PFOS i phytoplanktonet ($1,07$ ng/g vv) er 169 ± 79 ganger høyere enn i vannet det lever i ($6,39 \pm 0,98$ ng/L). Tilsvarende er konsentrasjonen av PFOS i børstemarkene (worm) $1,7 - 24$ ganger høyere enn i sedimentet den lever i. Den høyeste konsentrasjonen av PFAS ble i denne undersøkelsen funnet i kinesisk damhegre, og lå på $133,1$ µg/kg vv. Dette er betydelig høyere konsentrasjoner enn det som ble funnet i hegrer fra Taihu Lake (Xu *et al.*, 2014).



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



Figur 4-5. 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 Røros lufthavn er det samlet inn matbiota av sik og harr, men Mattilsynet har ikke foretatt vurderinger her.

Om sitt grunnlag for vurderingene ved andre lufthavner sier Mattilsynet blant annet:

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

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

5 Områdebeskrivelse

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

5.1 Beliggenhet og omgivelser

Røros lufthavn ligger nordvest for Røros, mellom sentrum og Glomma. Lufthavnens areal eies av Avinor. En oversikt over området er vist i Figur 5-1. Røros lufthavn har én rullebane på ca. 1700 lengdemeter, i retning sørøst-nordvest.

Det er generelt store løsmassemektheter over berg i området. Et naturlig løsmasseprofil ved brannøvingsfeltet har torv i de øverste 10-30 cm. Under torvlaget finnes typiske bleikjordslag og utfellingslag over masser av sandig silt. 1-2 m under overflaten er det på begge sider av rullebanen og sydvest for denne et vannmettet, meget permeabelt sandlag. Det overliggende siltlaget har svært liten permeabilitet, og det er 20-30 cm hydrostatisk overtrykk i grunnvannet i sanden (Sweco, 2012). Som det framgår av Figur 5-1 dyrkes det gras på omkringliggende jorder, som benyttes som dyrefôr.



Figur 5-1. Oversiktsbilde over Røros flyplass med brannøvingsfelt (BØF), og grøftene drenerer fra brannøvingsfeltet og ut i Håelva og Glomma. Kilde: www.norgeskart.no.

Terrenget er svært flatt, noe som gjør det vanskelig å forutsi nøyaktig hvordan grunnvannet drenerer i området. En terreng- og strømningsmodell (kapittel 7) tyder imidlertid på at grunnvannet i hovedsak drenerer mot grøfta øst for brannøvingsfeltet (Figur 5-1), som renner

videre ut i Håelva. Modellen tyder også på at grøfta i øst samler overvann fra området ved terminalbygg og flyoppstillingsområde. Det er sannsynlig at strømningsretningen kan variere noe med årstidene.

Dominerende vindretning for lufthavnen er ikke enstydig. Vindstatistikken viser imidlertid en høyere hyppighet av vind fra nordvestlig retning (målinger kun fra år 2000-2014). Vind fra nordøstlig retning er registrert svært sjelden (www.eklima.no).

5.2 Naturverdier

5.2.1 Terrestre områder

Rundt Røros lufthavn ligger et verneområde, flere viktige naturtyper og forekomster av arter med særlig stor forvaltningsinteresse (Figur 5-2).

Kvitsanden

Kvitsanden er et landskapsvernområde på 400 daa som ligger rett øst for lufthavna (Figur 5-2). Landskapsvernområdet er et av de største flygesandsområdene med stabile mobile sanddyner i innlandet i Norge. Kvitsanden ble dannet da en isbre smeltet for ti tusen år siden, og er en såkalt smeltevannsavleiring.

Floan

Floan ligger rett nord for Røros lufthavn (Figur 5-2), og er sammen med Havsjøen det eneste større flommarksområdet langs Glomma som er intakt, og er gitt verdi (viktig - B).

Naturtypen i Floan består av en intakt kroksjø og flere mindre, lite flompåvirkede flomdammer langs et svakt meanderende parti av Glomma. Vegetasjonen langs flomdammene, kroksjøene og ut mot Glomma domineres av elvesnelle- (O3a) og sennegrassump (O3e), med kvassstarrsump (O4) innenfor - før høystarrmyr av trådstarr-flaskestarr-utforming (L4a) overtar.

Vannkantvegetasjonen som er registrert i området var artsfattig og bare stolpestarr og myrhatt ble notert i tillegg til karakterartene for vegetasjonstypene. På rikmyrsflekke ble det funnet arter som kongsspir, sveltull, kornstarr, gulstarr, bjønnbrodd og myrklegg.

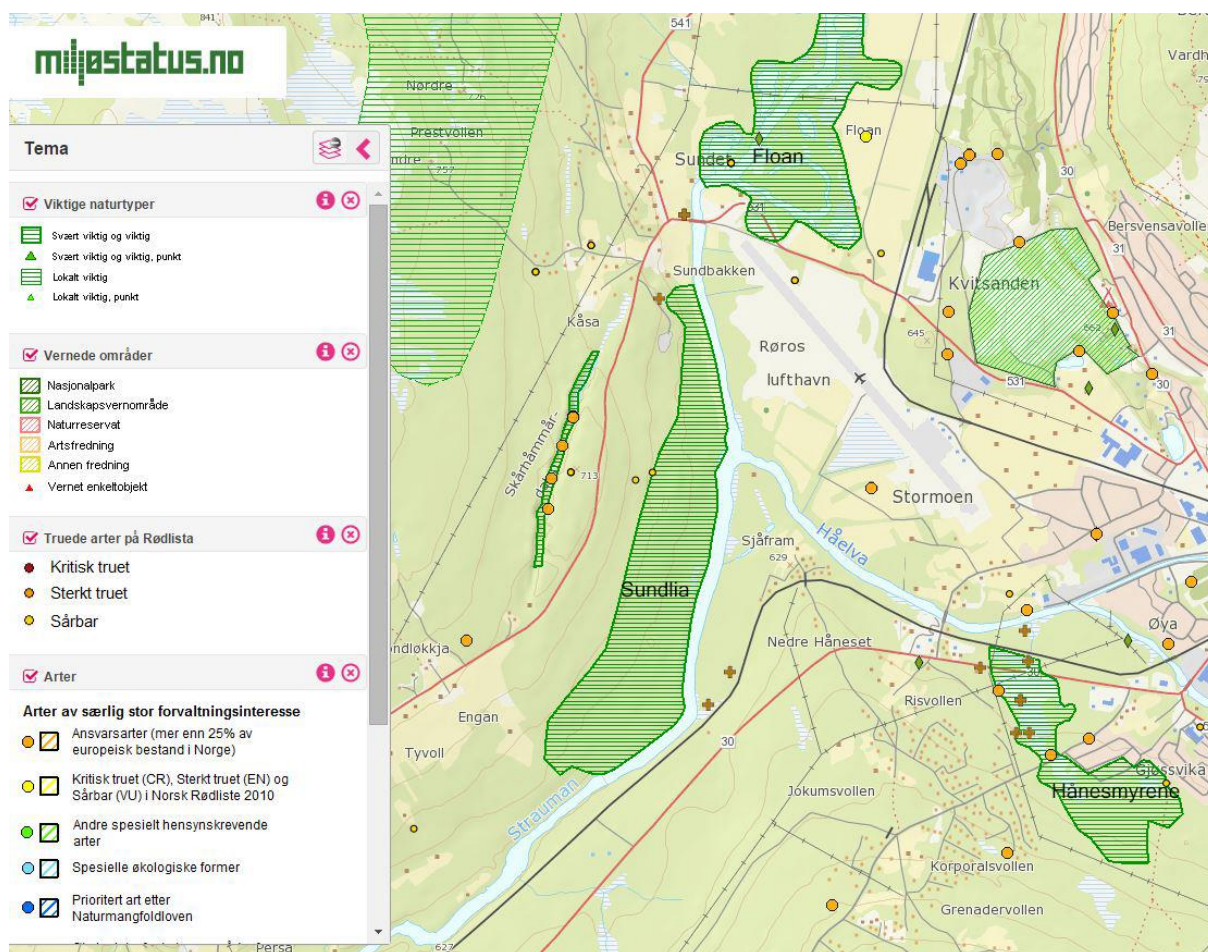
Sundlia

Sundlia ligger på vestsiden av Glomma og strekker seg oppstrøms og nedstrøms utløpet av Håelva i Glomma (Figur 5-2). Arealet er på 795 daa. Sundlia er et variert og rikt område med flere verdifulle naturtyper og truede arter, bl.a. en sårbar art (verdi viktig – B).

Sundlia er en mosaikklokalitet med rik, tidligere beitet furuskog, små rikmyrsdrag, høgstauesig med bjørk og furu i tresjiktet og isterviersump langs Glomma. Det er betydelig innslag av bjørkeskog med høgstauder i søndre del og rik sumpskog (viersump) langs Glomma.

Skårhåmmårdalen

Skårhåmmårdalen ligger vest for Glomma ved Røros lufthavn (Figur 5-2), og er en særpreget, kalkrik og svært artsrik kløft med sørbergvegetasjon og flere rødlistearter. Samlet gir dette grunnlag for å sette verdi svært viktig (A) på lokaliteten.



Figur 5-2. Verneområder, viktige naturtyper og arter som er registrert i <http://www.miljostatus.no/kart/> og ligger innenfor en radius på 3 – 4 km fra Røros lufthavn.

I tilknytning til selve lufthavnsområdet, på flatene rett sydvest for rullebanen, er det registrert fuglearter som fiskemåke, vipe og jordugle, som alle er ansvarsarter. Av sårbare fuglearter er myrhauk (VU) observert ved rullebanen i nord og vepsevåk (VU) syd for rullebanen.

Av spesielle planter finnes fjelløyentrøst som vokser langs bredden av Håelva, syd for lufthavna. Litt lenger mot øst vokser alaskamjølke, blåleddved, slirestarr og fjellgullris som alle er ansvarsarter <http://www.miljostatus.no/kart/>.

5.2.2 Ferskvann

Vassdraget som Håelva utgjør en del av har sitt utspring i fjellområdene nord for Femunden og renner ut i Glomma ved Røros (Figur 5-2). Elva er ca. 50 m bred med forholdsvis tett kantvegetasjon, og renner ut i Glomma ca. 400 m nedenfor der bekken fra lufthavnens område inkl. brannøvingsfeltet renner inn.

Håelva er forholdsvis grunn, og i det aktuelle området der fisket ble foretatt vokser det mye vannplanter. Av viktige fiskearter i elva, og som også benyttes som konsumfisk, kan nevnes ørret, harr, sik, gjedde og abbor (www.nve.no).

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

5.3.1 Historisk bruk av brannskum

Solberg Scandinavian AS, lisensprodusent for 3M sitt «Light Water» AFFF 3 % skum, opplyser (personlig kommunikasjon) at skum benyttet i Avinor før 2001 inneholdt 4 % PFAS. Det er ukjent hvor stor andel av dette som var PFOS. Avinor har ikke informasjon om type og mengde skum som har vært i bruk hos Forsvaret. I beregninger i denne rapporten er det gitt samme forutsetninger som for skumbruk ellers i Avinor i samme periode. Det er i estimering av mengde skum forutsatt at skumforbruk i perioden før 2001 var tilsvarende det i perioden etter 2001.

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

Ved Røros lufthavn er det registrert ett brannøvingsfelt (BØF), som vist på kart i Figur 5-1. Brannøvingsfeltet skal i fremtiden bare benyttes i begrenset omfang.

5.3.2 Brannøvingsfeltet

Brannøvingsfeltet ligger på et flatt område mellom landingsbanen og Håelva som vist i Figur 5-1. Figur 5-3 viser hvordan feltet så ut i 2012.



Figur 5-3. Brannøvingsfeltet sett fra landingsbanen mot sydvest (Foto: Sweco, 2012).

Brannøvingsfeltet har vært i drift siden 1970-årene. PFAS er antatt tatt i bruk fra 1978. Et høyt anslag på forbruk i perioden 1978 til 2001 gir et forbruk på 480 kg PFOS. I perioden 2001 til 2011 er det estimert at det totalt ble brukt ca. 90 kg PFAS i brannskum, jf. Avinors egne opplysninger. Årlig forbruk av PFAS er estimert til ca. 20 kg. Dette resulterer i et overslag på totalt historisk PFAS-utslipp fra brannøvingsfeltet på ca. 570 kg.

Brannøvingsfeltet benyttes nå kun i begrenset omfang etter tillatelse fra Fylkesmannen, gitt i 2007. Det gjennomføres ingen varme øvelser lenger, men tre til fire øvelser med håndslukkere i året, kun for flyplassens formål. I tillegg gjennomføres det pålagte månedlige tester av skumkanoner med skum uten perfluorerte stoffer.

Øvelser foregår på en sentral betongplattform, uten noe system for oppsamling.

5.3.3 Andre PFAS-lokaliteter

Det er tidligere funnet PFAS-forurensning i grunnvannet i en brønn ved rubhallen (pkt. B7). Dette er antatt å stamme fra rengjøring av brannbiler og utstyr.

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 fluorfritt skum.

6 Undersøkelser

I vedlegg 4 til denne rapporten ligger 3 kart for lufthavnen og omegn. Kartene inkluderer plassering av brannøvingsfelt og andre PFAS-lokaliteter, plassering av prøvepunkter for jord, sediment, grunnvann og overflatevann, samt analyseresultater av PFOS og PFAS. I vedlegg 5 til denne rapporten ligger 2 kart som viser prøvepunkter og konsentrasjonsnivåer for innsamlet biotamateriale. Disse kartene, sammen med figurer og tabeller i rapporten, vil lette lesbarheten av teksten i de følgende kapitler. Det henvises derfor til alle vedlagte kartene her, og ikke i teksten som følger.

6.1 Metodikk for prøvetaking i vann og jord

Det ble gjennomført miljøtekniske grunnundersøkelser ved alle Avinors lufthavner i perioden 2011 – 2013. Forurensninger på brannøvingsfeltene var i fokus, og prinsippet for de miljøtekniske grunnundersøkelsene ved disse feltene (utført i DP2) var sjakting, nedsetting av grunnvannsbrønner, og prøvetaking i fire retninger ut fra selve brannøvingsfeltet. Én av de fire retninger skulle velges som forlenget akse, med prøvetaking lengre fra brannøvingsfeltet. Denne retningen ble valgt ut fra kunnskap om sannsynlig spredningsretning, f.eks. strømningsretning for grunnvannet, fremherskende vindretning eller opplysninger om i hvilken retning brannskum ble blåst under øvelsene. Det ble etablert grunnvannsbrønner og supplert med vannprøver i grøfter, bekker og elver der dette var hensiktsmessig.

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

Det er tatt flere prøver av grunn- og overflatevann etter DP2-prosjektet for å dokumentere spredningsvei for PFAS-forbindelser fra brannøvingsfeltet.

6.2 Jord

Jordprøver ved Røros lufthavn ble tatt i 2011 og 2012 og ble rapportert i 2012. Resultatene av analyserte jordprøver er vist i kart vedlagt denne rapporten. Fargekodene angitt i avsnitt 4.2 er benyttet for å illustrere konsentrasjonsvariasjon. Fargene indikerer ikke tilstandsklasser. Se også vedlegg 4.

Konsentrasjonen i ytterpunktene i prøvetakingsområdet er lave/under normverdi, og forurensningen er dermed relativt godt avgrenset. Det ble ikke påvist PFOS i større avstand enn 150 m fra senter, men forurensningen av PFOS i overflatejorden strekker seg minst 45 m ut fra betongplattformen midt i feltet i alle retninger (Sweco, 2012). Konsentrasjonene var moderate (<1 mg/kg) og avtok nedover i massene, hvilket trolig henger sammen med de ganske tette siltlagene over grunnvannet. Analysene viste gjennomgående lave konsentrasjoner av PFOA og 6:2 FTS, men andre PFAS-komponenter gjør at konsentrasjonen av Σ PFAS er høyere enn konsentrasjonen av PFOS.

Basert på analysene av jordprøver utenfor det sentrale området, ble det tidligere anslått en gjenværende total PFOS-mengde på 12,7 kg. PFOS er imidlertid hovedsakelig påvist i den øverste meteren av jordprofilen. Det er derfor gjennomført en ny beregning av gjenværende PFOS i massene i kap. 7, som viser ca. 4 kg PFOS. Se også vedlegg 4.

Tabell 6-1. Analyseresultater fra jord ved BØF

Parameter	Enhet	BØF 1-1	BØF 1-3	BØF 2-1	BØF 3-1	BØF 4-1	BØF 4-3	BØF 6-1	BØF 6-3	BØF 8-1	BØF 8-2	BØF 10-1	BØF 10-2	BØF 10-3
Dato		17.08.2011 – 18.08.2011												
Dybde	Cm	0 - 20	75-100	0 - 20	10 - 30	0 - 20	150	0 - 20	150	0 - 50	50 - 100	0 - 20	50 - 60	140
Jordtype		Sand/grus (bærelag)	Sandig silt	Sand/grus (bærelag)	Sand/grus (bærelag)	Sand/grus (bærelag)	Sand/silt ved grunnvannsnivå	Torv	Sand/silt ved grunnvannsnivå	Torv	Sand	Sand/jord	Sand	Sand/silt
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	<3,8	5,6	<3,3	<3,4	<3,2
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	<3,8	<3,6	<3,3	<3,4	<3,2
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	<2,5	<2,4	<2,2	<2,3	<2,2
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	<2,5	<2,4	<2,2	<2,3	<2,2
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	14,0	<3,6	<3,3	8,3	<2,2
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	3,7	<2,4	<2,2	4,8	<2,2
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	4,0	<2,4	<2,2	<2,3	<2,2
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	<2,5	<2,4	<2,2	<2,3	<2,2
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	5,9	5,7	10,6	3,5	9,3	11,6	11,8	<2,2	7,2	<2,4	<2,2	<2,3	<2,2
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	924	289	788	511	309	2,3	794	<2,2	52,0	97,0	<2,2	36,5	<2,2
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	3,7	4,4	<2,2	5,6	<2,2
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-	-	-	-	-	84,6	107	i.p.	55,2	i.p.

Tabell 6-2. Analyseresultater fra jord ved BØF

Parameter	Enhet	BØF 12-1	BØF 12-2	BØF 12-3	BØF 14-1	BØF 16-1	BØF 18-1	BØF 18-2	BØF 20-1	BØF 22-1	BØF 26-1	G1 ved bane	G1 nedstrøms	G3 nedstrøms
Dato		17.08.2011 – 18.08.2011												
Dybde	cm	0-10	10 - 40	110 – 120	0 - 20	0 - 20	0 - 20	60 – 100	0 - 20	0 - 20	0 - 20	0 - 10	0 - 10	0 - 10
Jordtype		Torv/sand	Sand/silt	Sand/silt ved grunnvannsnivå	Jord/sand	Torv	Jord/sand	Sand/silt	Torv/sand	Torv	Torv/sand	Jord fra grøft	Jord fra grøft	Jord fra grøft
6:2 FTS	µg/kg	-	-	-	<3,4	-	9,5	<3,1	-	-	-	-	-	-
8:2 FTS	µg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/kg	-	-	-	<3,4	-	<3,0	<3,1	-	-	-	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	µg/kg	-	-	-	<2,3	-	<2,0	<2,0	-	-	-	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	µg/kg	-	-	-	<2,3	-	<2,0	<2,0	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	µg/kg	-	-	-	6,0	-	<3,0	<3,1	-	-	-	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	µg/kg	-	-	-	<2,3	-	2,3	<2,0	-	-	-	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	µg/kg	-	-	-	<2,3	-	2,4	<2,0	-	-	-	-	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	µg/kg	-	-	-	<2,3	-	<2,0	<2,0	-	-	-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	µg/kg	<2,0	<2,1	<2,2	<2,3	<2,1	4,2	<2,0	<2,1	<2,3	<2,0	<2,0	<2,2	<1,9
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	µg/kg	120	106	<2,2	4,5	2,9	95,9	<2,0	47,3	<2,3	<2,0	<2,0	170	<1,9
Perfluorpentansyre (PFPeA)	µg/kg	-	-	-	5,1	-	2,8	<2,0	-	-	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	15,6	-	117	i.p.	-	-	-	-	-	-

6.3 Sedimenter

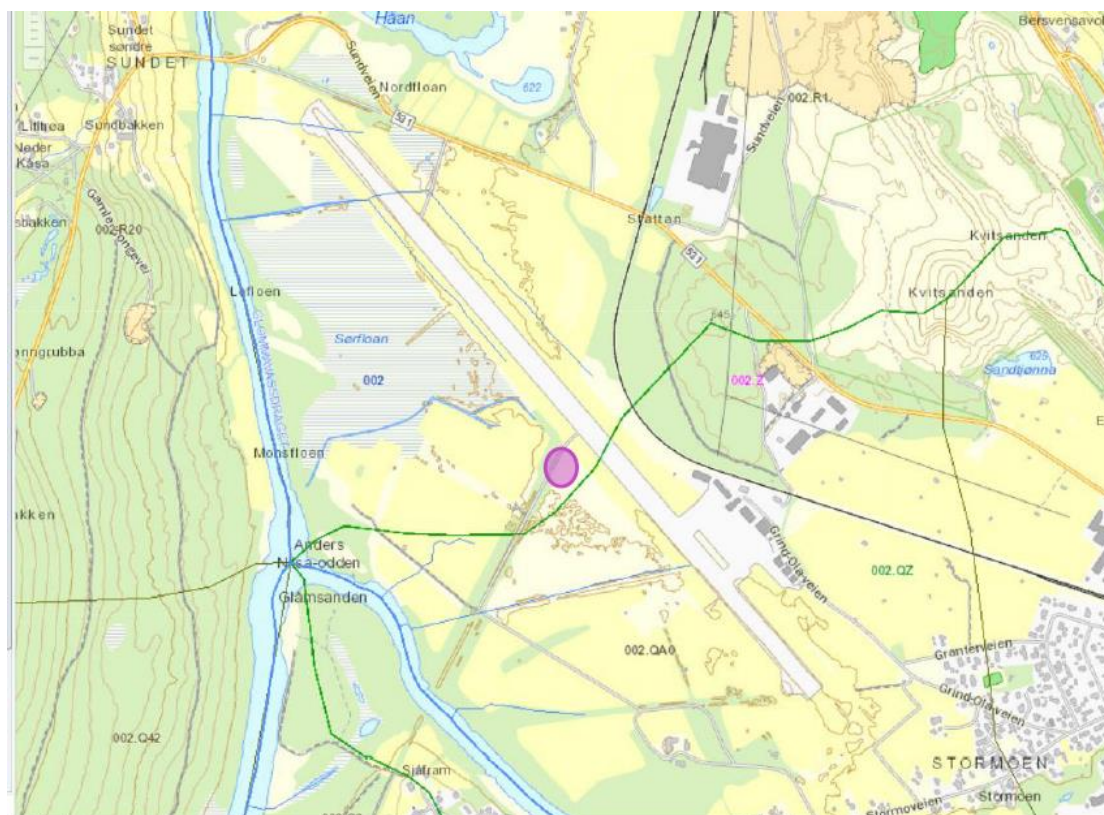
Det er ikke tatt prøver av ferskvannssedimenter ved Røros lufthavn.

6.4 Vann

Ved Røros lufthavn ble det i 2011 og 2012 gjort analyser av både grunnvann og overflatevann. Det ble påvist betydelig PFOS-forurensning i stillestående grøftevann nær brannøvingsfeltet, men konsentrasjonen avtok med avstanden fra feltet. Antallet prøver var imidlertid lavt, og det ble i 2013 tatt flere prøver og valgt ut ytterligere prøvepunkter for bedre dokumentasjon av tilstanden. Seks av punktene ble videreført fra de tidligere undersøkelsene, men det ble også etablert prøvepunkter i Glomma, samt to ytterligere prøvepunkt i kanalen (S3 og S4). Dette dannet grunnlag for å bedre forstå dreneringsmønsteret fra det nedlagte brannøvingsfeltet. Vedlegg 4 viser punktene som har inngått i vannprøvetakingen ved Røros lufthavn i 2013.

Antatt hovedretning for spredning av PFAS-forbindelser fra brannøvingsfeltet var, ved første prøvetaking, sørvestover i grøft(er) som går hele strekningen fra feltet til Håelven. I følge lufthavnen er hovedretning for blåsing av brannskum mot sør. Basert på meteorologiske målinger ved lufthavnen (stasjonsnummer 10380, hentet fra www.eklima.no) er vindretning fra nordvest svakt dominerende. Antatte spredningsveier fra brannøvingsfeltet har etter supplerende prøvetaking og spredningsanalyser blitt noe endret.

Nedbørfeltets inndeling og vannveier gitt av karttjenesten NVE Atlas tilsier at noe vann fra brannøvingsfeltet kan drenere vestover mot Glomma, Figur 6-1. Prøvetakingspunkter vest for grunnvannsbrønn B1 og jordprøvepunktene 2, 9, 10, 15, 16 og 17 - 20 må inkluderes for eventuelt å kunne utelukke denne avrenningsretningen.



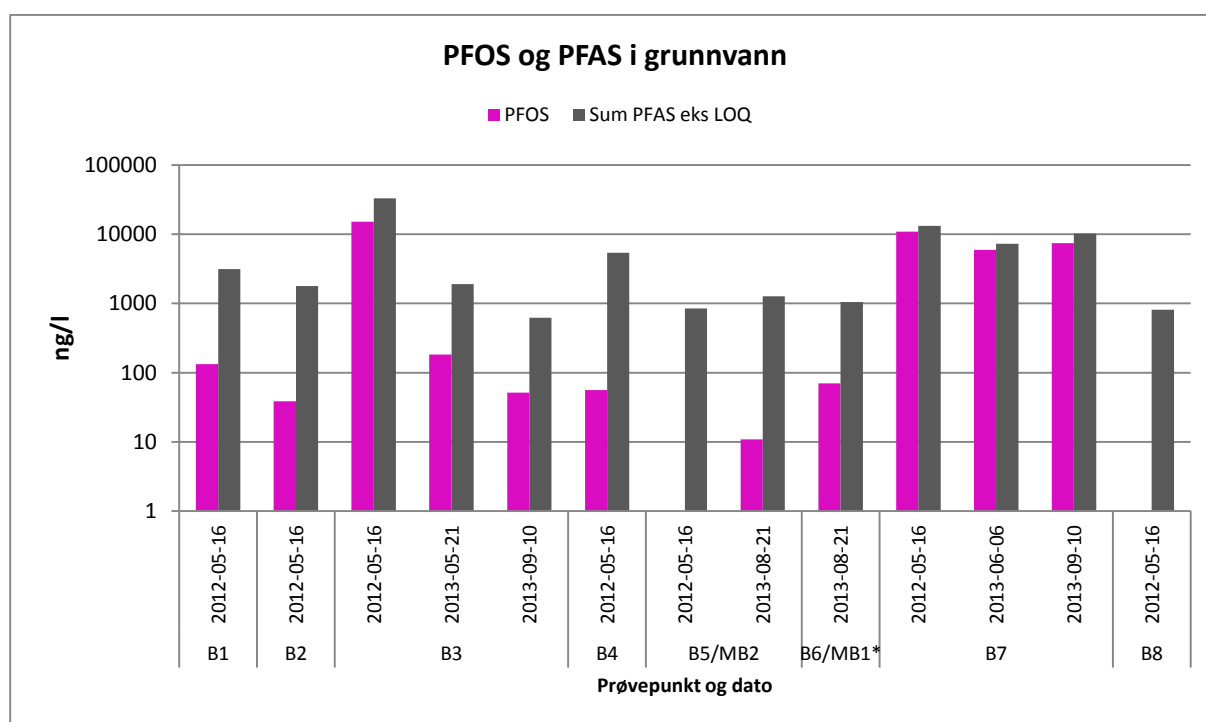
Figur 6-1. Kart som viser vannveier (blå streker) og nedbørfelt (grønn strek) i området rundt Røros lufthavn. Plassering av brannøvingsfelt er markert med rosa (NVE Atlas).

6.4.1 Grunnvann

Det ble i 2012 tatt prøver fra i alt åtte grunnvannsbrønner ved lufthavnen, fire av disse lå ved brannøvingsfeltet (B1 – B4). Av disse utmerket brønn B3 seg med meget høye PFOS- og PFAS-konsentrasjoner, hhv. 15 200 ng/l og 33 200 ng/l. Denne brønnen ble satt med gravemaskin og presset ned i de sandige massene. Dette kan ha ført til større mobilisering av PFAS fra umettet sone enn det som er tilfelle ved boring. Det er også ved andre lufthavner funnet høye initielle verdier i slike pressede brønner. Det ble derfor tatt supplerende prøver av denne brønnen også i 2013 som inngår i de nye vurderingene i denne rapporten.

Av de øvrige brønnene utmerket brønn B7 seg med høye konsentrasjoner i 2012, og denne ble derfor også inkludert i den supplerende prøvetakingen i 2013. Alle analyseresultatene er vist i Tabell 6-3. Merk at Y-aksen i Figur 6-2 er i logaritmisk skala pga. de store forskjellene i konsentrasjoner.

I Tabell 6-3 er også fargekodene for klassifiseringen oppgitt for PFOS og PFAS, iht. Tabell 4-2.



Figur 6-2. PFOS/PFAS i grunnvann ved Røros lufthavn (OBS! Logaritmisk skala på y-akse).

Av figuren fremkommer det at konsentrasjonen av PFOS i B3 har gått betydelig ned siden den første prøvetakingen i 2012, og konsentrasjonene ligger nå i klasse III - *Moderat*. Imidlertid så er det påvist høyere konsentrasjoner av andre PFAS-forbindelser i denne brønnen som plasserer den i klasse IV - *Svært dårlig*. Konsentrasjonene av PFAS-forbindelser er likevel betydelig redusert fra 33 200 ng/l i mai 2012 til 624,4 ng/l i september 2013. Høyst av PFAS-forbindelsene er konsentrasjonen av 6:2 FTS, som ble brukt i brannskummet som ble tatt ut av bruk først i 2011. Dette underbygger teorien om at pressede brønner kan vise forhøyede og ikke-representative verdier i en periode. Grunnvann fra B3 kan drenere østover mot overvannskanalen og videre til Håelva, men det kan også drenere sørover mot grøft som fører overvann fra lufthavnens område (se mer i kapittel 6.4.2 som omhandler overvann).

PFOS/PFAS-konsentrasjonene i brønn B7 ved rubhallen er fremdeles høye og i klasse IV – *Svært dårlig*. Det antas at PFAS-forbindelser som påvises i denne brønnen kommer fra vasking av brannbiler etter øvelser på brannøvingsfelt. Brønnen ble satt oppi en kum som

tidligere hadde ført strømledning til et sandtårn, og strømningsretning for overvann på området leder til denne kummen (personlig kommunikasjon). Kummen leder ingen vei, så vannet som ender der vil kun infiltrere grunnen og deretter følge grunnvannsretningen. Det at konsentrasjonen av også PFOS har holdt seg stabilt høy i lengre tid etter at forbindelsen er tatt ut av brannskummet kan tyde på at grunnvannet strømmer sakte i dette området.

I punktene B5 og B6 er konsentrasjonene av PFAS i klasse IV, mens PFOS er i klasse III. For punkt B8 er konsentrasjonen av PFAS i klasse IV, og PFOS i klasse II. Punkt B8 ligger i et område som tidligere besto av noen trær (vest for B7). Informasjon fra lufthavnen tilsier at det ikke kan utelukkes at det har foregått tømning av resteskum fra brannbiler ut i dette skogsområdet i tidligere tider.

Overvann fra selve rullebanen drenerer fra midten av rullebanen (rett nordvest for brannøvingsfeltet) mot lufthavnsområdet. Videre vil overvann fra halve del av rullebanen renne mot terminalområdet (og bl.a. punkt B8). Det betyr at brannskum som ender på rullebanen også kan renne mot terminalområdet.

Grunnvann fra lufthavnsområdet (punktene B5-B8) drenerer sannsynligvis via grøfter og grunnvann til Håelva, slik som grunnvann fra brannøvingsfeltet. I denne brønnen er det også en betydelig andel av andre PFAS-forbindelser, høyest er den 6-kjedete sulfonaten PFHxS.

Tabell 6-3. Analyseresultater fra grunnvannsbrønner ved BØF.

Parameter	Enhet	B1	B2	B3			B4
Dato		16.05.2012	16.05.2012	16.05.2012	21.05.2013	10.09.2013	16.05.2012
6:2 FTS	ng/l	15,5	23,1	7270	711	241	2930
8:2 FTS	ng/l	-	-	-	<20,0	<100	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	57,7	52,3	437	28,6	<75	31,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	275	88,9	318	57,7	<50	170
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0	<5,0	<16,7	10	<50	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	562	575	4690	303	146	539
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	590	408	1840	210	82,6	463
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	159	87,2	639	73,8	<50	269
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<5,0	<5,0	26,6	10	<50	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	71,1	21,1	1200	71,6	<50	97,8
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	133	38,5	15200	183	51,4	55,7
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	1280	498	1600	266	103	824
Sum PFAS eks LOQ		3140	1790	33200	1900	624,4	5380

Tabell 6-4. Analyseresultater fra grunnvannsbrønner ved terminalområdet.

Parameter	Enhet	B5/MB2		B6/MB1	B7			B8
Dato		16.05.2012	21.08.2013	21.08.2013	16.05.2012	06.06.2013	10.09.2013	16.05.2012
6:2 FTS	ng/l	74,5	392	14	365	49,5	<37,5	<7,5
8:2 FTS	ng/l	-	<10,0	<10,0	-	<50,0	<50,0	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5	<7,5	<7,5	<15,0	<37,5	<37,5	16,2
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	47,7	75,5	79,2	51,5	73,5	44,7	44,8
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	<10,0	<25,0	<25,0	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	27,4	13,5	158	1100	895	1880	123
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	199	202	174	211	104	296	208
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	90,3	118	112	92	34	87	32,8
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	34,6	<25,0	<25,0	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	20,2	42,9	59,7	192	118	237	<5,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	<5,0	10,9	69,9	10900	5970	7430	<5,0
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	383	416	389	311	73	252	382
Sum PFAS eks LOQ		843	1270	1050	13300	7310	10200	808

6.4.2 Overflatevann

Det ble i 2011-2012 påvist betydelig PFOS-forurensning i stillestående grøftevann i kanalen nær brannøvingsfeltet, men konsentrasjonene avtok med avstanden fra feltet. Det ble etablert nye prøvepunkter både i kanalen og i Håelva, og det ble tatt flere prøver i alle punkter i 2013.

Øvre del av grøft fra brannøvingsfelt

Det ble i 2011 tatt prøver av vann i grøfter som går fra brannøvingsfeltet ned til Håelven i sør(vest). G2-prøvene er tatt på østsiden av grøften, og G3-prøvene er tatt på vestsiden av grøften. Resultatene er vist i Tabell 6-5.

Påvist konsentrasjon av PFOS og PFOA på østsiden av grøften er høyere enn hva som er påvist på vestsiden av grøften. Det kan tyde på at avrenning går i rett sørlig retning mot østlig grøft (og deretter Håelven), i tillegg til å følge grøfteretningen mot sørvest. Dette underbygges av grunnvannsprøve B3 som har høye PFOS/PFAS-konsentrasjoner (se kapittel 6.4.1). Det er imidlertid kun tatt én prøve i hver av grøftesidene, noe som gjør at tilfeldigheter ikke kan utelukkes.

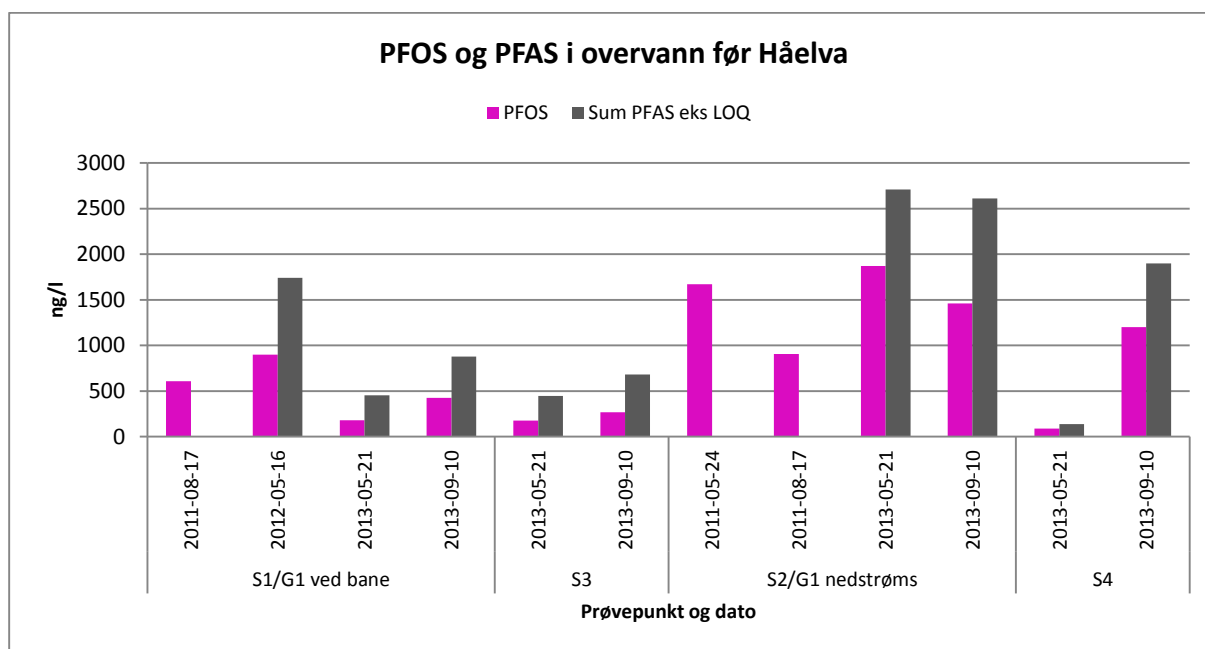
Tabell 6-5. Analyseresultater fra overflatevann i grøft ved brannøvingsfelt.

Parameter	Enhet	G2 ved BØF	G2 nedstrøms	G3 ved BØF	G3 nedstrøms
Dato		17.08.2011	17.08.2011	17.08.2011	17.08.2011
6:2 FTS	ng/l	-	-	-	-
8:2 FTS	ng/l	-	-	-	-
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	-	-	-
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	-	-	-
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	-	-	-
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	-	-	-
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	-	-	-
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	-	-	-
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	-	-	-
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	478	<5,0	19,9	38,9
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	1520	23,7	118	7
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	-	-	-
Sum PFAS eks LOQ		-	-	-	-

Sørøstlige grøft

Det er etablert fire prøvepunkter i grøften som fører overvann fra lufthavnens område, før vannet renner ut i Håelva. To av disse inngikk også i undersøkelsene i 2011 og 2012. Punkt S3 ble etablert mellom disse punktene, siden konsentrasjonene var høyere i S2 enn i S1. Det ble antatt at grunnvannets strømningsretning gikk fra brannøvingsfeltet mot kanalen som ligger mellom S1 og S2, og S3 skulle dokumentere dette.

Resultatene er vist i Tabell 6-6.



Figur 6-3. PFOS/PFAS i grøft ved Røros lufthavn.

Av figuren ser en at det er påvist PFOS og PFAS tilsvarende klasse IV – svært dårlig i overvannet som drenerer lufthavnens sentrale område (S1), selv om dette punkt sannsynligvis ikke fører vann fra brannøvingfeltet. Analysene viser at det er en betydelig andel andre PFAS-forbindelser i dette punktet, spesielt 6:2 FTS og PFHxS.

Resultatene fra punkt S3 som ligger mellom S1 og S2 viser PFOS- og PFAS-konsentrasjoner i samme størrelsesorden som i S1. Punktet S3 er, som tidligere beskrevet, lagt mellom punktene S1 og S2 for å avdekke ev. sørøstlig dreneringsretning fra brannøvingfeltet. De relativt lave konsentrasjonene i punkt S3 kan tyde på at strømningsretningen fra brannøvingfeltet er noe mer rett sørover enn først antatt. S3 kan derfor ha blitt etablert for langt nordøst til å fange opp strømmingen fra feltet.

I punktet sør/sørvest for brannøvingfeltet (S2), i krysningen mellom kanalen fra lufthavnen og dreneringskanalen fra brannøvingfeltet, er PFOS- og PFAS- konsentrasjonene betydelig høyere enn i S1 og S3. Dette støtter teorien om at strømmingen fra brannøvingfeltet er sør-sørøstover, med utløp mellom S2 og S3. Terreng- og strømningsanalyse som også er gjort i ettertid understøttet denne teorien, se kapittel 7.

Prøvepunkt S4, like før utløpet til Håelva, ble prøvetatt to ganger i 2013. Det er vesentlig forskjell på resultatene fra disse to prøvetakingene. Dette kan ha sammenheng med vær- og nedbørsforhold, men dette er ikke dokumentert. Det er imidlertid klart at det slippes PFOS/PFAS ut i Håelva fra lufthavnens område, med en gjennomsnittlig vannkvalitet som er i klasse IV – dårlig. Alle analyseresultatene er vist i Tabell 6-6.

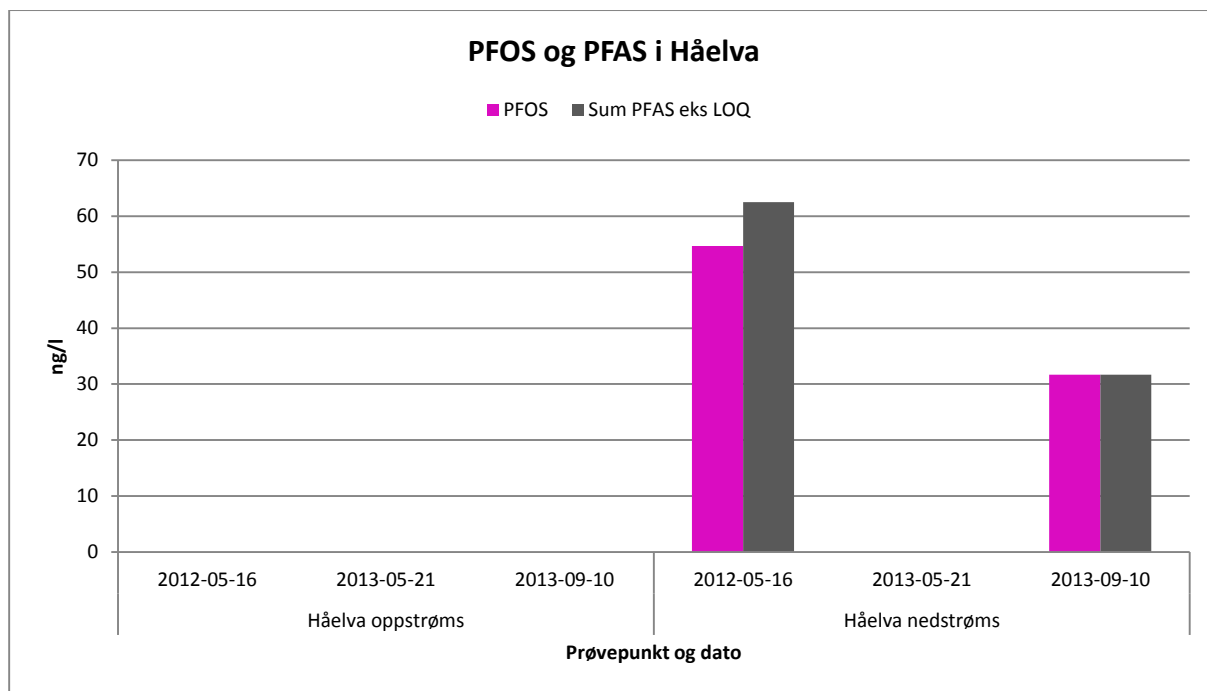
Tabell 6-6. Analyseresultater av overflatevann fra sørøstlige grøftetrasé.

Parameter	Enhhet	S1				S3		S2				S4	
Dato		17.08.2011	16.05.2012	21.05.2013	10.09.2013	21.05.2013	10.09.2013	24.05.2011	17.08.2011	21.05.2013	10.09.2013	21.05.2013	10.09.2013
6:2 FTS	ng/l	-	323	71,1	128	35	52,7	-	-	268	384	16,2	228
8:2 FTS	ng/l	-	-	<20,0	<12,5	<10,0	<10,0	-	-	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	-	11,9	<15,0	9,7	<7,5	<7,5	-	-	14,9	19,8	<7,5	13,3
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	-	21,1	12,7	20,7	12,1	17,4	-	-	16,7	25,4	<5,0	15,5
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	-	<5,0	<10,0	<6,2	<5,0	<5,0	-	-	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	-	194	58,6	104	78,6	123	-	-	249	340	18,1	214
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	-	84,3	34,8	55,4	42	64,4	-	-	93,9	128	7,1	77,9
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	-	37,3	16,6	22,6	19,7	28,1	-	-	37,4	51,3	<5,0	30,3
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	-	5,5	<10,0	<6,2	<5,0	<5,0	-	-	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	56,2	34,9	14,9	24,8	14,7	28,9	139	48,8	69,2	87,6	<5,0	55,7
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	608	899	180	425	178	267	1670	907	1870	1460	90,1	1200
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	-	129	64,1	89,4	66,6	99,4	-	-	90,1	122	5,2	73,2
Sum PFAS eks LOQ		-	1740	452	879	447	681	-	-	2710	2610	137	1900

Håelva og Glomma

På grunn av de påviste konsentrasjonene i overvannet før utslipp til Håelva, ble det i både 2012 og 2013 tatt vannprøver i Håelva opp- og nedstrøms utslippet fra lufthavnen. Prøvene ble tatt fra land i sonen nedstrøms utløpet av grøften fra lufthavnsområdet.

Det er ikke påvist PFOS oppstrøms utslippet. Resultatene er vist i Figur 6-4 og Tabell 6-7, og viser at det er påvist lave konsentrasjoner av PFOS, tilvarende klasse III – moderat forurensset, ved prøvestasjonen nedstrøms lufthavnen. Selv om det er påvist til dels betydelige konsentrasjoner av andre PFAS-forbindelser i kanalen i prøvepunkt S1-S4, er det kun ved ett tilfelle påvist én annen PFAS-forbindelse (PFHxS) i Håelva. Dette påvirker imidlertid ikke klassifiseringen.



Figur 6-4. PFOS/PFAS i Håelva opp- og nedstrøms utslippene fra Røros lufthavn.

I Glomma er det ikke påvist PFOS eller andre PFAS-forbindelser. Det antas at det omfattende vannvolumet bidrar til at PFAS ikke gjenfinnes i prøver herfra.

Tabell 6-7. Analyseresultater fra Håelva, oppstrøms og nedstrøms utslippene fra Røros lufthavn.

Parameter	Enhet	Håelva oppstrøms			Håelva nedstrøms		
Dato		16.05.2012	21.05.2013	10.09.2013	16.05.2012	21.05.2013	10.09.2013
6:2 FTS	ng/l	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5
8:2 FTS	ng/l	-	<10,0	<10,0	-	<10,0	<10,0
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5	<7,5
Perfluorbutansyre (PFBA)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluordekansyre (PFDA)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluorheksansulfonat (PFHxS)	ng/l	<7,5	<7,5	<7,5	7,8	<7,5	<7,5
Perfluorheksansyre (PFHxA)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluorheptansyre (PFHpA)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluornonansyre (PFNA)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluoroktansyre (PFOA)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	54,7	<5,0	31,7
Perfluorpentansyre (PFPeA)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Sum PFAS eks LOQ		i.p.	i.p.	i.p.	62,5	i.p.	31,7

6.5 Biota

6.5.1 Terrestriske arter

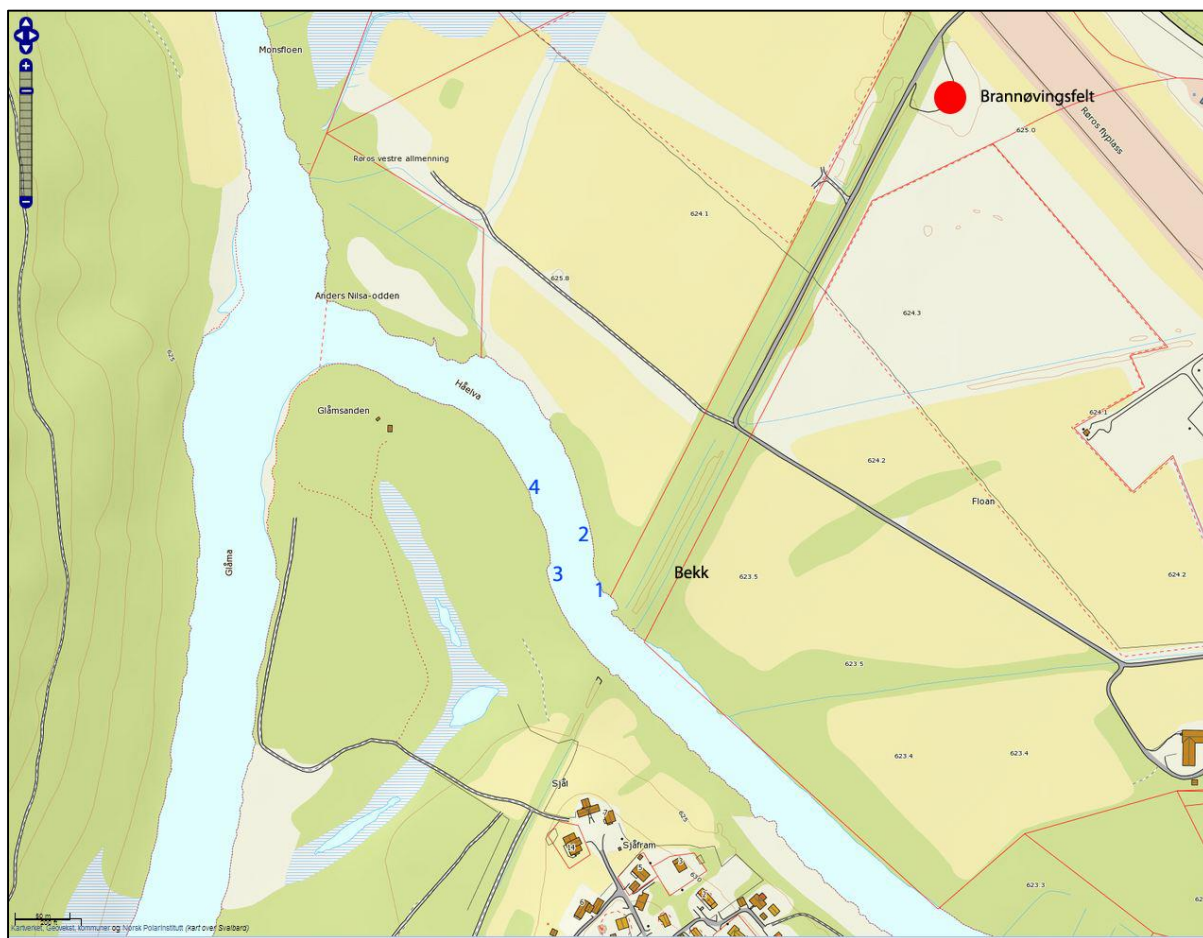
Det er ikke samlet inn terrestriske arter ved Røros lufthavn.

6.5.2 Ferskvannsarter

Det ble valgt å konsentrere innsatsen om å samle inn prøver av fisk egnet til menneskemat (matbiota). Grunnlaget var at en på en kostnadseffektiv måte ønsket å få inn data som kan beskrive PFAS risiko for både mennesker og økosystem. Det var planlagt å samle inn fisk fra bekk som renner ut i Håelva fra området med brannøvingsfelt, samt fra Håelva. Bekken viste seg å ha svært liten vannføring, den var dessuten svært grunn og bunnsubstratet var dominert av finsedimenter. En befaring langs bekken viste at det ikke ble observert liv der, og det ble derfor besluttet og ikke prøveta der, men å konsentrere innsatsen om Håelva.

6.5.2.1 Metodikk og datainnsamling

Det ble satt bunngarn med maskevidde på 26, 18 og 16 omfar. Det ble benyttet mellom 5 og 7 garn i hver fiskeomgang, og det ble fisket i perioden 1.09 til 17.11.2013. Garna ble satt ca. 4 m ut fra land, om kvelden og trukket om morgenen etter. Fiskeplassene (1-4) er vist i Figur 6-5. I alt ble det fanget 14 harr og 3 sik. Hver fisk ble pakket for seg og gitt et løpenummer, og lagt i fryseren. Etter samråd med Avinor ble det ikke fangstet på noen referansestasjoner.



Figur 6-5. Kartert visere brannøvingsfeltet, bekkesiget som drenerer syd for flyplassen, Håelva og Glåma. De blå tallene (1-4) viser plassene der det ble satt bunngarn. Kilde: www.norgeskart.no.

Tabell 6-8. Oversikt over innsamlet og analysert materiale ved Røros lufthavn.

Innsamlet		Analysert		Kommentar
Art	Antall	Antall	Prøvetype	
Harr	14	10	Muskel individprøver	Leverprøver av individene er tatt.
Sik	3	3	Muskel individprøver	Leverprøver av individene er tatt.

6.5.2.2 Presentasjon av data fra alle innsamlingsrunder

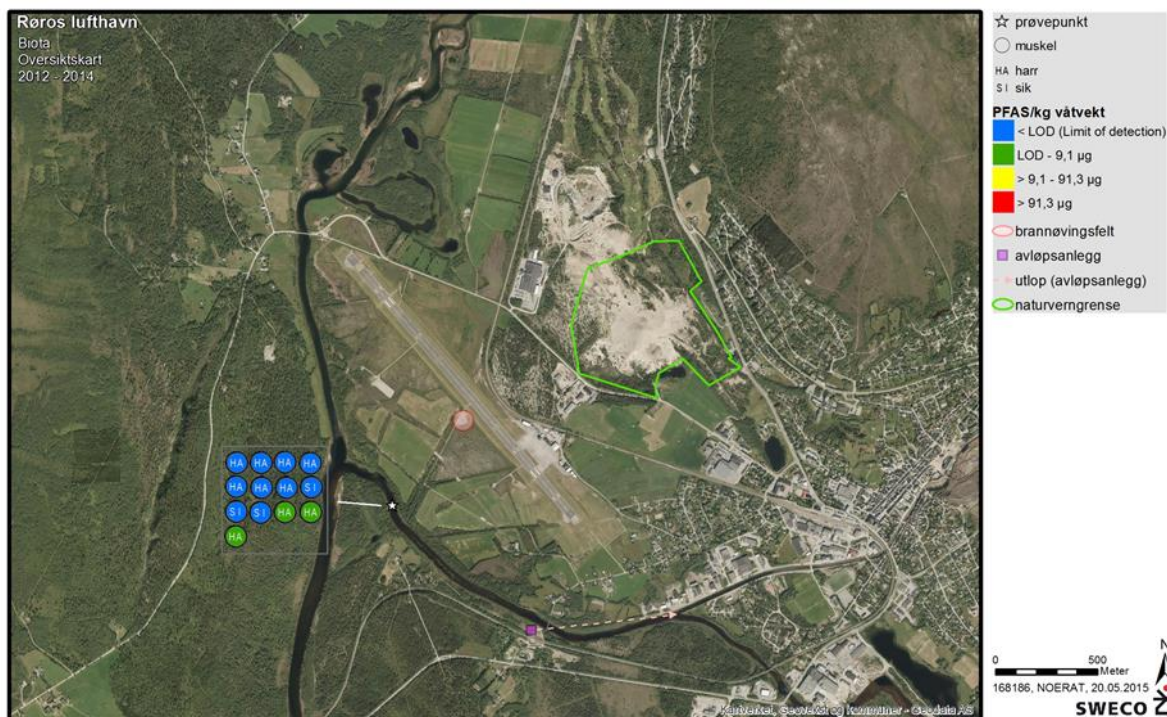
Av 14 harr og 3 sik som ble fanget, ble det tatt muskel og leverprøver av 10 harr og av all sik. Lengden på harren varierte mellom 373 og 485 mm, med et gjennomsnitt på 418 ± 30 mm, og vekten varierte mellom 480 og 1438 g. Lengden på siken varierte mellom 415 og 485 mm (gjennomsnitt 443 mm). Den forholdsvis store lengden på fisken indikerer en høy alder.

Analysen av muskelprøver av harr viste at 3 av 10 individer fikk påvist PFOS over deteksjonsgrensen (Tabell 6-9 og Figur 6-6). Gjennomsnittsverdien for disse 3 individene var $3,6 \mu\text{g/kg}$ vv. Det ble ikke påvist andre PFAS-forbindelser i harr, og det ble ikke påvist noen PFAS-forbindelser i sik.

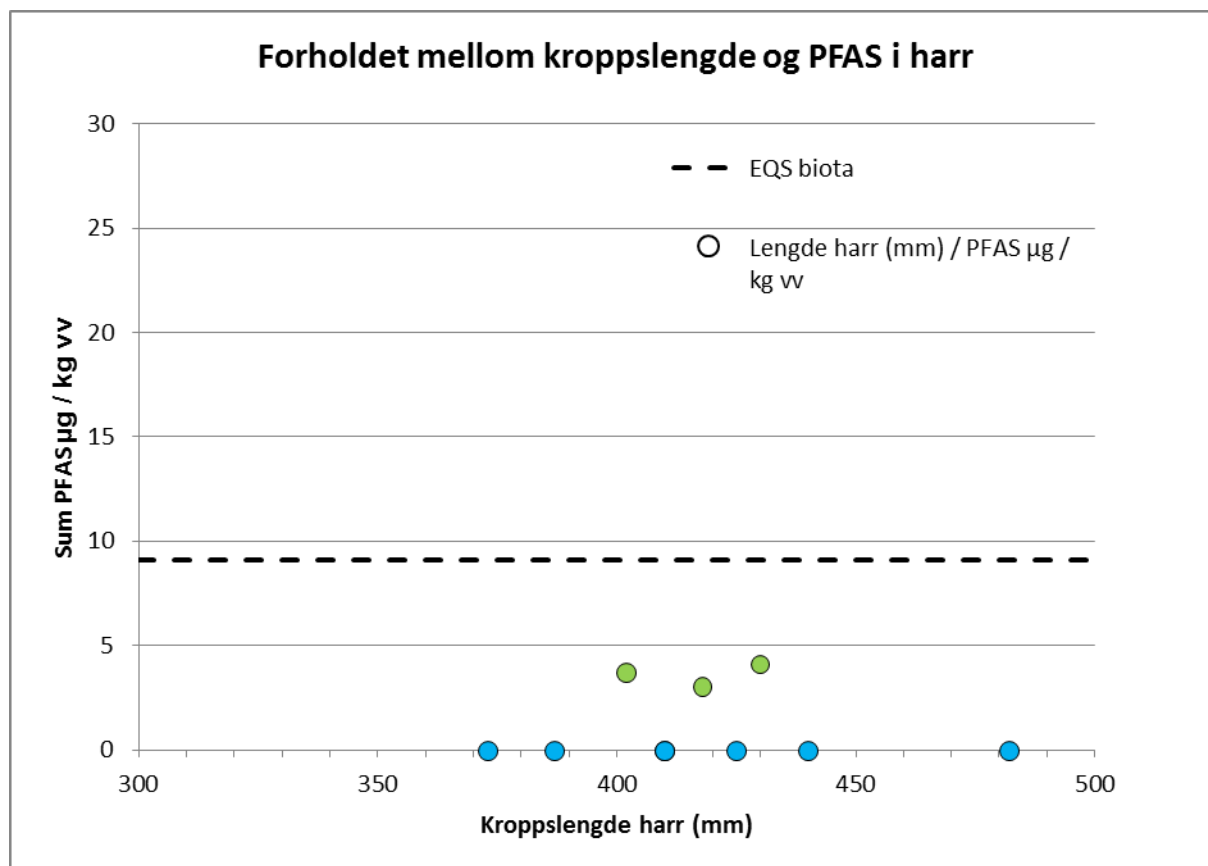
Tabell 6-9. Individdata for muskelprøver av harr fanget høsten 2013 i Håelva nedstrøms utslippspunktet av bekken som drenerer fra lufthavnsområdet der BØF ligger. Nr. refererer til prøvenummer. Fargekoder i henhold til tabell 4.1.

Kjemiske forbindelser $\mu\text{g/kg}$ våtvekt / Lokaltitet og art	Håelva Harr nr 1 muskel	Håelva Harr nr 3 muskel	Håelva Harr nr 5 muskel	Håelva Harr nr 7 muskel	Håelva Harr nr 9 muskel	Håelva Harr nr 11 muskel	Håelva Harr nr 13 muskel	Håelva Harr nr 15 muskel	Håelva Harr nr 21 muskel	Håelva Harr nr 25 muskel	Gjsn. (n=10)	Maks. (n=10)	Min. (n=10)	Stdav.
PFPeA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFHxA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
PFHpA	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
PFOA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	
PFNA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	
PFDA	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	
PFBS	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
PFHxS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	
PFOS	3,7	<1.0	4,1	3	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	1,0	4,1	<1.0	1,8
FTS-6:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
FTS-8:2	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
PFDS	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	
PFUnDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
PFDoDA	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	
SUM PFAS	3,7	ND	4,1	3,0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1,0	4,1	<1.0	1,8
Lengde (mm)	402	373	430	418	387	410	410	440	425	482	418	482	373	30,1

Som det framgår av Figur 6-7 er det ingen åpenbar sammenheng mellom kroppslengden på harren og mengde PFAS som ble påvist.



Figur 6-6. Oversiktskart over Røros lufthavn med inntegnet brannøringsfelt og påviste konsentrasjoner i muskelprøver av tre sik og ti harr.



Figur 6-7. Forholdet mellom kroppslengde og påvist konsentrasjon av PFAS (her bare PFOS) i µg/kg våtvekt harr fanget i Håelva ved Røros lufthavn i perioden september til oktober 2013. I sik ble det ikke påvist PFAS. Fargekoder i hht tabell 4.1. EQS biota tilsvarer 9,1 µg/kg vv.

6.5.2.3 Vurdering av ferskvannsbiota

Frekvensen og konsentrasjonen av PFAS-forbindelser (kun PFOS) var lav hos harr, mens det for sik ikke ble påvist PFAS over deteksjonsgrensen. Det ble ikke funnet noen klar sammenheng mellom kroppslengde og konsentrasjon av PFAS i muskel for harr i Håelva (Figur 6-7). Normalt er det en god sammenheng mellom lengde på fisken og alder, og det er rimelig å anta at alder øker med lengden. Ved kjønnsmodning stagnerer imidlertid ofte veksten, noe som kan medvirke til at lengdeforskjellen mellom ulike aldersgrupper viskes ut. Alle individene av harr og sik som det ble tatt prøver av var kjønnsmodne. Materialet er lite, men det indikerer ikke akkumulering av PFAS med økende kroppslengde / alder. Dette kan bety at fisken som ble fanget ikke har Håelva som sin oppholdsplass hele året. Både sik og harr er kjent for å gjøre nærings- og gytevandring i Glomma. Eksempelvis ble det funnet at median vandringsavstand for harr i øvre deler av Glomma ved Os – Tynset var 6 km (Museth, 2014).

Det er ikke samlet inn biota fra andre trofiske nivå i ferskvann, noe som kompliserer vurderingen av konsekvens for økosystemet.

7 Spredningsvurdering

7.1 Innledning

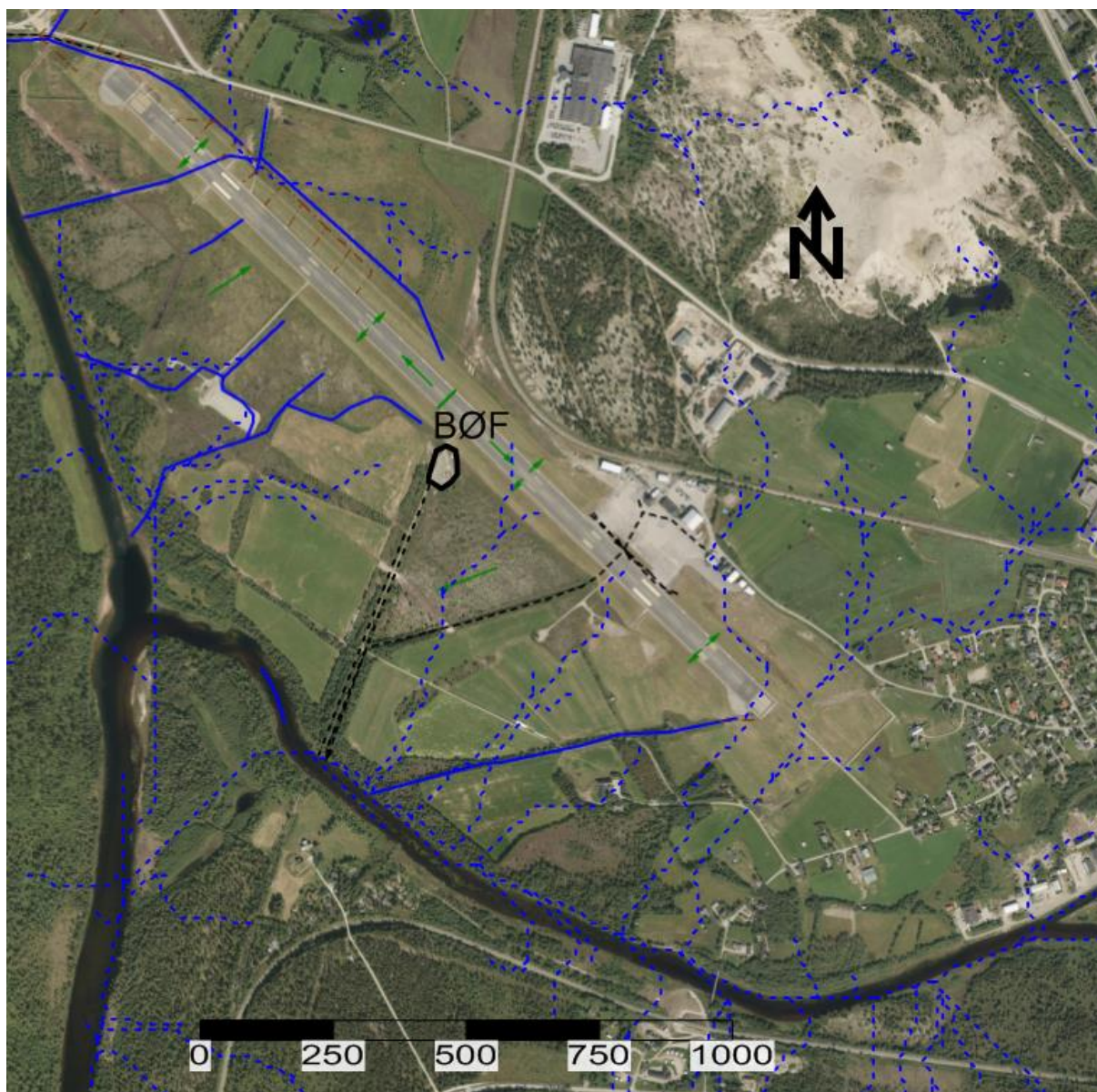
Det er utført en spredningsvurdering for brannøvingsfeltet på Røros lufthavn. Topografi, vannbalanse, grunnvannsforhold, menneskeskapte dreneringsveier og generelle grunnforhold vurderes for å finne dreneringsveiene fra kildeområdet (brannøvingsfeltet) til resipient. Disse dreneringsveiene kan være bekk,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

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

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



Figur 7-1. Oversiktskart Røros lufthavn



Figur 7-2. Grøfter og overvannsledninger vises med sort stiptet linje. BØF er vist med sort polygon. Grønne piler viser retning avrenning fra runlebanen. Blå linjer er bekker. De blå stiplede strekene er virtuelle bekker som viser gradienten på terrenget.

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

Transport av PFOS med grunnvann kan være en viktig faktor i dette området da det er et permeabelt sandlag med grunnvann 1-2 m under overflaten på begge sider av runlebanen.

7.2 Brannøvingsfeltet, området ved driftsbygning og snødeponi

7.2.1 Innledning

Brannøvingsfeltet ligger ca. 600 m nord for Håelva og ligger ca. 625 moh. Det er grøftesystem som skal lede vann fra brannøvingsfeltet ned til Håelva (grøfter G2 og G3). I tillegg er det en

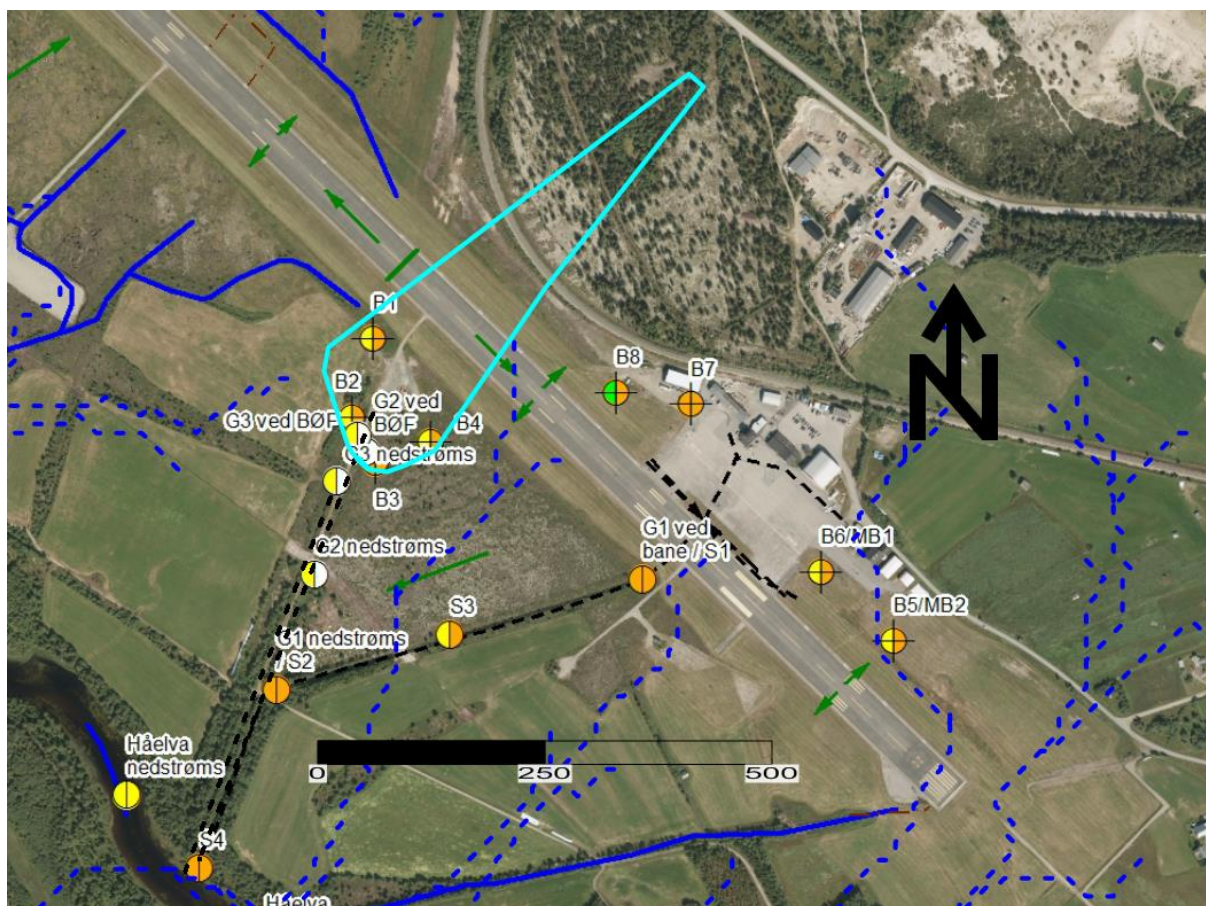
grøft G1 som leder vann fra andre siden av rullebanen. Denne grøften går sammen med grøften G2 ca. 360 meter sør for brannøvingsfeltet (Figur 7-1). Der grøftene renner ut i Håelva er høyden på Håelva ca. 621 moh. Brannøvingsfeltet ble tatt i bruk i 1970-årene. Etter 2007 har det vært begrenset bruk etter tillatelse fra fylkesmannen.

Fra 1978 til 2001 ble det ved brannøvelser trolig brukt PFOS-holdig brannskum. I løpet av dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 480 kg ren PFOS på BØF. Fra 2001 til 2012 ble det brukt brannskum med andre typer PFAS. I dette tidsrommet er det estimert at det ble brukt ca. 90 kg PFAS på BØF.

I tillegg til brannøvingsfeltet er det registrert PFOS i vannanalyser ved driftsbygning (brønn B7, se Figur 7-3) og snødeponi (brønn B6/MB1) på andre siden av rullebanen.

7.2.2 Terreng- og strømningsanalyse

Figur 7-2 viser virtuelle bekker som er generert i Surfer fra en terrengmodell fra Statens kartverk med oppløsning 10m x 10m (blå stiplet strek). Figuren viser gradienten på terrenget, og det er naturlig at grunnvannets strømningsretning følger denne gradienten lokalt. Dette er et flatt område og det er derfor usikkerheter i terrengmodellen, men det ser ut som at grunnvannet vest for brannøvingsfeltet og B1 strømmer mot Glomma og ikke Håelva. I tillegg til en generell gradient så er dette området også grøftet. B1 og B2 har ikke høye verdier av PFOS, men relativt høye verdier av PFAS. Forurensningen kan komme fra skum som har landet i nærheten av brønnene. Drenering mot vest vil trolig være begrenset da det er anlagt en avskjærende grøft i dette området. Det kan ikke utelukkes at noe PFOS drenerer vestover, men det er sannsynlig at det aller meste drenerer via grøfter sørover mot Håelva. En andel av forurensningen vil sannsynligvis også drenere med grunnvann mot grøftesystem og så via grøftesystem til Håelva. Antatt nedbørsfelt for utløpet av bekken som drenerer myrområdet er på ca. 53 000 m² (Figur 7-3). Med en gjennomsnittlig avrenning på 0,27 m/år blir vannvolumet som drenerer gjennom nedbørsfeltet ca. 14 300 m³/år.



Figur 7-3. Viser nedbørsfeltet til brannøvingsfeltet og vannprøver i nærområdet. De blå stiplede strekene er virtuelle bekker som viser gradienten på terrenget. Sirklene med kryss er grunnvannsbrønner. Sirkler med loddrett strek at prøver av overflatevann. Venstre side av sirkel har fargekode for PFOS klasse. Høyre side av sirkel har fargekode for PFAS klasse. Grøfter og overvannsledninger vises med sort stiplet linje. Grønne piler viser retning avrenning fra rullebanen. Blå linjer er bekker.

Mye av PFOS-forurensningen fra brannøvingsfeltet har trolig drenert ut i grøfta som går fra BØF sørover til Håelva både som overflateavrenning under øvelser og ved drenering av grunnvann i området. Brønn B3 har relativt høye konsentrasjoner av PFOS i grunnvannet i en måling fra 2012. To målinger fra 2013 viser betydelig lavere PFOS-konsentrasjoner.

B3 ligger rett nedstrøms brannøvingsfeltet. Det er sannsynlig at noe av grunnvannet fra BØF tar denne retningen.

I grøft G1 med punktene S1, S3 og S2 (Figur 7-3) er det tatt prøver av grøftevann som har forhøyede PFOS-verdier. Grøft G1 vil sannsynligvis få PFOS fra området ved brønnene B7 og B6 som har PFOS-verdier over henholdsvis klasse 3 og klasse 2. Grøfta fører trolig en del vann og er høyst sannsynlig også et utstrømningsområde for grunnvannet fra BØF. Dette begrunnes med at konsentrasjonene i S2 (i krysset mellom grøftene G1 og G2) har høyere PFOS-verdier enn det som er målt i S1 og S3. At "G3 nedstrøms" og "G2 nedstrøms" (grøfta fra BØF) har lavere PFOS-verdier kan tyde på at vannføringen er liten og at grøfta mater grunnvannet når grunnvannsnivået er lavt. Ved mye nedbør vil grøften fra BØF føre overflatevann med PFOS ned til krysset mellom grøftene.

Sannsynligvis vil PFOS forsvinne ut i Håelva raskt etter at det har nådd østre grøft.

PFOS er også registrert i vannprøver i brønn B5/MB2 lenger øst. Det er usikkert om vann herfra fanges opp av grøft G3.

Det er relativt høye konsentrasjoner av PFOS ved brønn B7 (tre målinger, gjennomsnittlig konsentrasjon på 8 100 ng/l). PFOS-konsentrasjoner målt i brønn B6/MB1 og B5/MB2 er mye lavere med en måling på 69,9 ng/l i B6/MB1 og 10,9 ng/l i B5/MB2. Brønn B8 vest for B7 har ikke påvist PFOS.

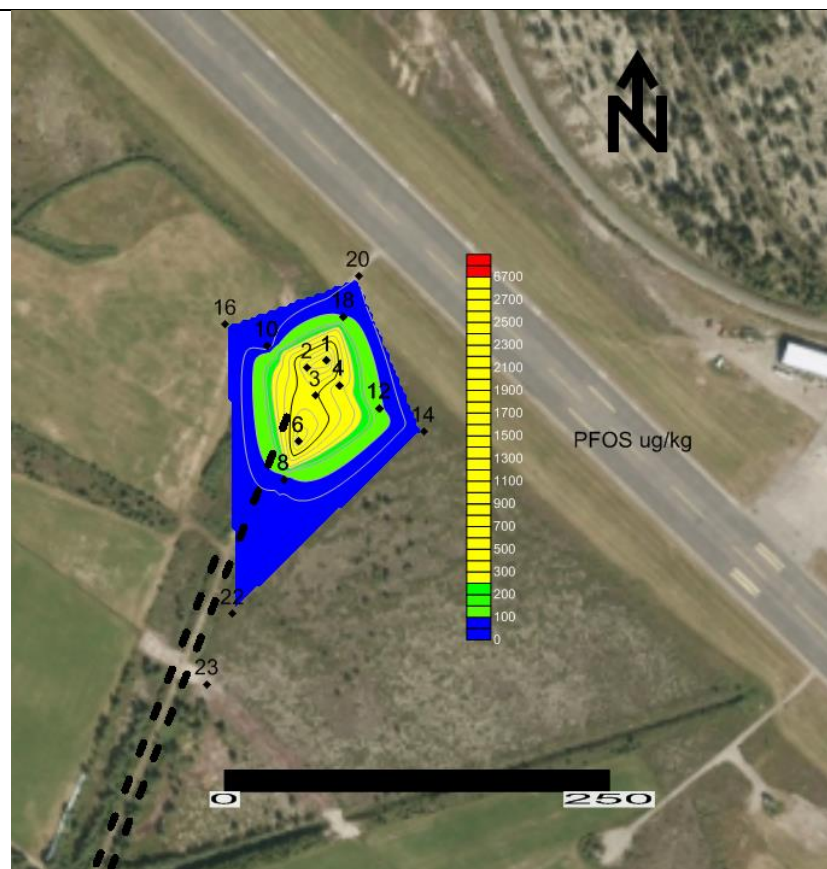
7.2.3 Beregning av mengde PFOS igjen i grunnen på brannøvingsfeltet

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

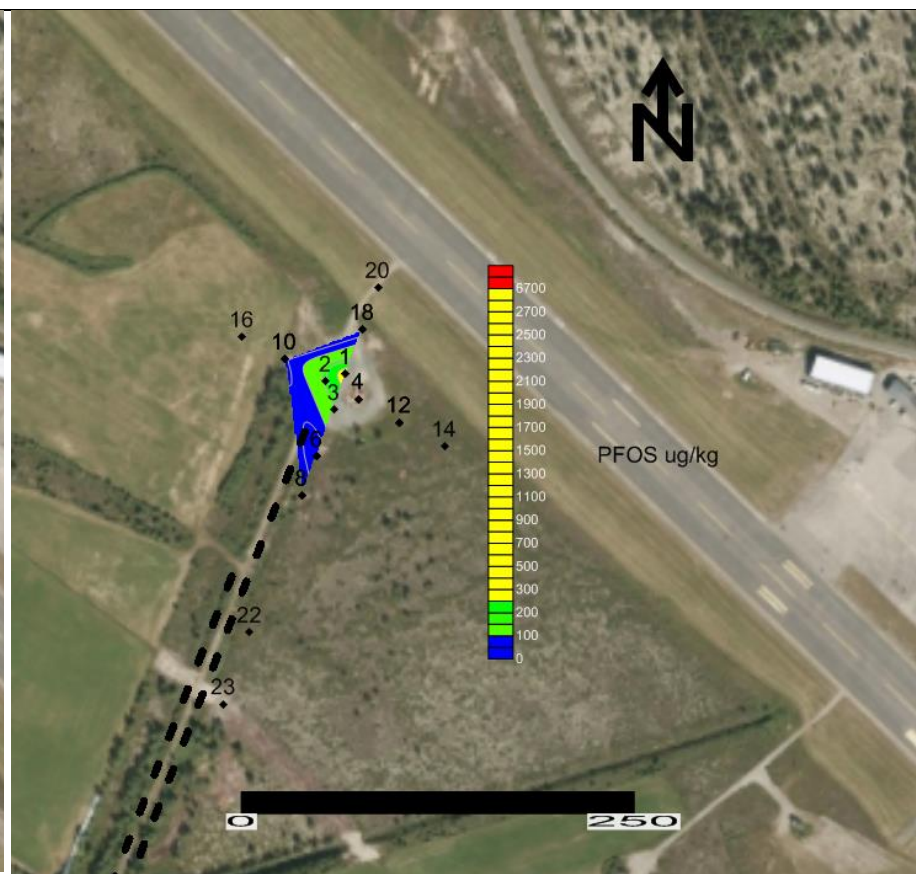
Det er tre analyser fra dypere enn 1 meter under terreng. Dette er sjakt 4, 10 og 12. Kun sjakt 4 som ligger litt øst for midten av feltet har påvist PFOS, men langt under normverdi. 14 µg/kg er målt konsentrasjon, normverdien for PFOS i jord er 100 µg/kg. Dette tyder på at det er lite PFOS dypere ned enn 1 meter under terreng. Grunnen til dette kan være utlekking med grunnvann i dette dypet.

Det er 14 analyser fra dyp 0-30 cm under terreng. Figur 7-4 viser en interpolering av disse. Det er målt høyest PFOS-konsentrasjon på selve BØF og sørvest for BØF. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er 162 µg/kg i dette laget. PFOS-forurensningen ser ut til å være godt avgrenset i horisontal retning i dette topplaget.

Det er 5 analyser fra dyp 30-100 cm under terreng. Figur 7-5 viser en interpolering av disse. Det er sjakt 1, 6, 8, 10 og 18 som er analysert. Forurensningen er ikke godt avgrenset i horisontal retning i dette laget på grunn av få prøver. Det er sannsynlig at forurensningen har samme utstrekning som i topplaget, men det er en klar trend at konsentrasjonene er lavere i dette laget enn i topplaget.



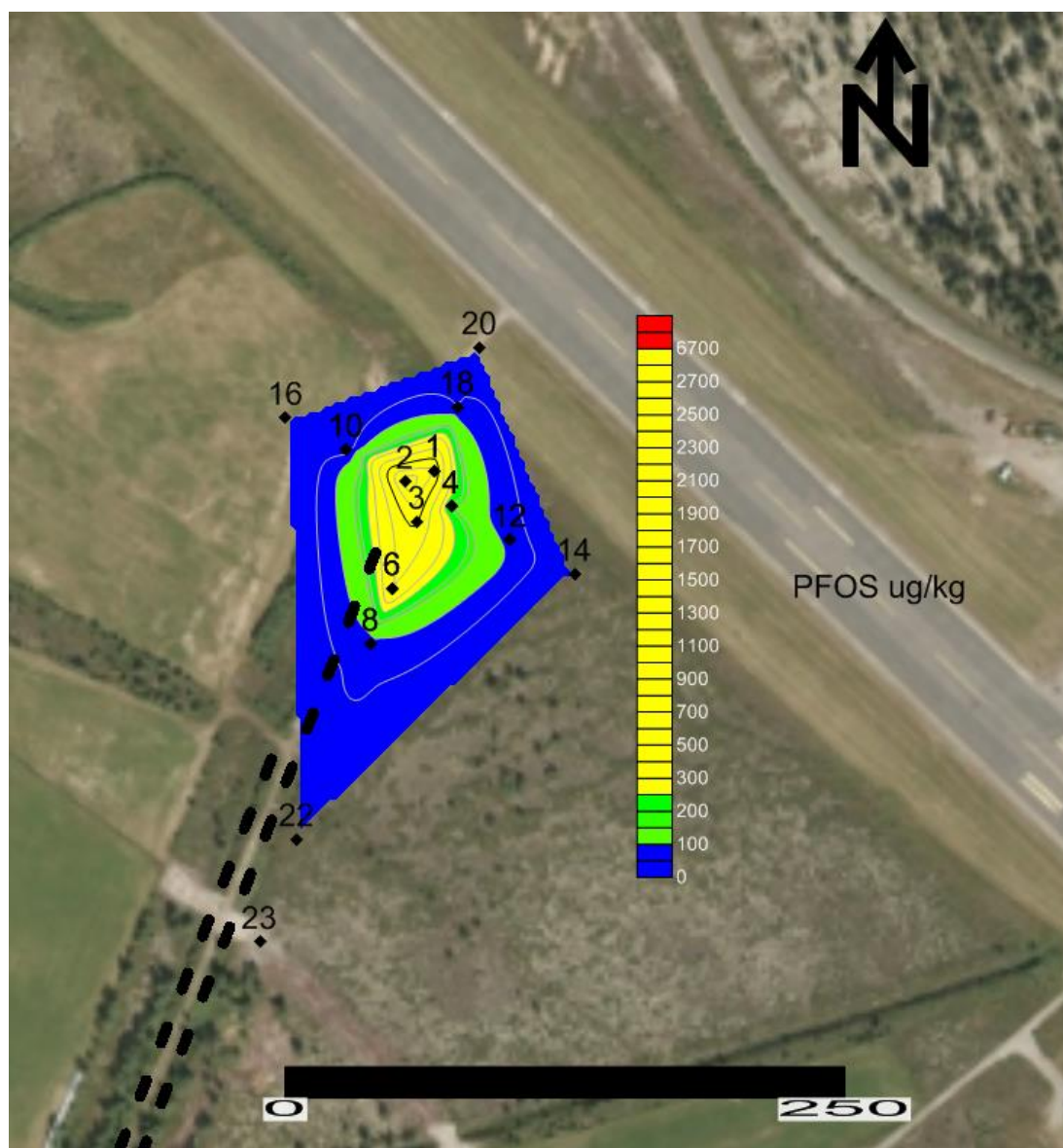
Figur 7-4. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF for dybde 0-0,3 meter under terreng. Interpoleringen er gjort i programvaren Surfer og interpoleringsmetoden som er brukt er "natural neighbor". Fargene er basert på klassene i Tabell 4-3



Figur 7-5. Viser interpolert PFOS-konsentrasjon i jord på og rundt BØF for dybde 0,3-1,0 meter under terreng basert på prøver fra punktene 1, 6, 8, 10 og 18. 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 en interpolering av PFOS for hele jordprofilet (begge lag slått sammen). Interpoleringen er basert på gjennomsnittskonsentrasjoner i hvert prøvepunkt nedover i jordprofilet.

Beregning av restmengde PFOS på BØF er basert på 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 $116 \mu\text{g/kg}$. Utstrekningen av interpolert område er $13\,000 \pm 3\,000 \text{ m}^2$. Dybden på forurensset område vil variere, men har blitt vurdert til $1 \pm 0,5$ meter. Tettheten til massene er vurdert til $1\,800 \pm 400 \text{ kg/m}^3$. Dette gir en rest av PFOS for BØF på $3 \pm 2 \text{ kg}$ (se avsnitt 4.3.2 for metode for utregning).



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

7.2.4 Tidsestimat på utlekking av PFOS fra prøvetatt område rundt brannøvingsfeltet

Høy K_d -verdi for torv (kanskje så høy som 200 l/kg) og relativt høye PFOS-konsentrasjoner i torv-laget på BØF tyder på at torva binder PFOS godt. Dette forklarer at topplaget generelt har høyest PFOS-konsentrasjoner.

Viktige parametere for tidsestimatet er målte verdier av PFOS i jord og vann og volum vann som drenerer gjennom området. I avsnitt 7.2.3 ble det estimert en rest PFOS for BØF på 3 ± 2 kg.

Vannvolumet som drenerer gjennom området er basert på et estimert nedbørsfelt til området rundt BØF på ca. 53 000 m² (Figur 7-3) og en årlig infiltrasjon på 0,27 m/år. Basert på målinger i brønner og overflatevann på og rundt BØF er det estimert at det lekker ut ca. 1,2 µg PFOS per liter vann som renner ut fra brannøvingsfeltet. Med et estimert vannvolum som drenerer ut fra BØF på 14 300 m³ gir dette en utlekking av ca. 20 g PFOS per år. Med en rest av PFOS på 3 ± 2 kg vil det ta mellom 60 og 300 år før all PFOS har lekket ut fra BØF (Tabell 7-1). En feilkilde er at utlekkingen av PFOS per år vil minke etter hvert som det blir mindre PFOS igjen på BØF (Figur 4-1).

Det er sannsynlig at den høye K_d i topplaget og de relativt tørre værforholdene på Røros fører til at PFOS lekker ut i størst grad ved høye nedbørsepisoder og ved smelting av snø. Dette vil føre til store differanser av PFOS-konsentrasjon i vannet (variasjonen gjør det vanskelig å få måleresultater som er representative).

I tillegg til tidsestimatet på 60-300 år kommer tiden det tar å transportere PFOS fra brannøvingsfeltets område og ut til det østre grøftesystemet (G1). Det er sannsynlig at noe av PFOS-forurensningen drenerer med grunnvann fra feltet og helt til grøft G1. Se kapittel 7.2.5. Det er allikevel sannsynlig at mesteparten av PFOS utlekkingen skjer i grøftesystemet fra brannøvingsfeltet.

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

Vekt PFOS totalt	3 ± 2	kg
Infiltrasjon	0,27	m/år
Areal nedbørsfelt til BØF	53000	m ²
Volum vann i nedbørsfelt	14 310	m ³ /år
Gjennomsnitt målt PFOS ved punkt B1, B2, B3, B4, G2 ved BØF og G3 ved BØF	1.2	µg/l
Utlekking PFOS fra BØF	20	g/år
Antall år til all PFOS har lekket ut	60 - 300	år

7.2.5 Transport av PFOS med grunnvann

I DP2 ble det estimert K_d -verdier for Røros i intervallet 1 l/kg til 30 l/kg. Dette er også verdier som korrelerer godt med K_d -verdier funnet i masteroppgave skrevet av Aina Nordskog (2012). Masteroppgaven til Aina Nordskog (2012) har for sandige masser en K_d mellom 13 l/kg og 25 l/kg og en K_d på 200 l/kg for torv. Da er trolig en K_d mellom 4 l/kg og 30 l/kg et godt utgangspunkt også for Røros lufthavn. En K_d på 200 l/kg for torv kan forklare at torven rundt BØF har høyere PFOS-verdier enn dypere lag.

Ved regn og snøsmelting vil noe PFOS fra BØF perkolere ned til grunnvannet. Det er sannsynlig ut fra tidligere undersøkelser (Nordskog, 2012) og vurdering gjort for Røros lufthavn

(basert på sammenligning av PFOS-konsentrasjoner i jord og grunnvann) at Kd-verdien i sandlaget som transporterer PFOS med grunnvannet er mellom 4 l/kg og 30 l/kg. Det antas en tetthet på sandige masser på 1,6 kg/l og en effektiv porøsitet på 0,25. Dette gir en retardasjon på PFOS på mellom 25 og 190.

Brønn B3 er ca. 90 meter fra BØF og analyser viser PFOS i grunnvannet på samme nivå med de andre brønnene rundt brannøvingsfeltet i 2013. Resultatet fra 2012 tillegges ikke nevneverdig vekt da brønnen ble satt med gravemaskin. Dette har vist seg å kunne føre til økt mobilisering av PFAS i en periode. Det er høyere verdier av PFOS i grøftevannet i krysningen mellom de to grøftene enn høyere opp i begge grøftene (Figur 7-3) noe som tyder på at det kommer PFOS ut i den østre grøfta med grunnvannet som kommer fra BØF. Derfor er det sannsynlig at PFOS har blitt transportert fra BØF og ned til østre grøft med grunnvannet. Transporttiden med grunnvann er avhengig av flere faktorer, men grunnvannshastigheten og retardasjonen til PFOS er de viktigste parameterne. Med en antatt mektighet på 1 meter på transportsonen, en effektiv porøsitet på 0,25, gjennomsnittlig infiltrasjon på 0,27 m/år og en retardasjon på PFOS på mellom 25 og 190 blir transporttiden mellom senter BØF og grøft G1 mellom 10-90 år. Dette er et usikkert estimat da flere av parameterne inneholder usikkerheter. Transporthastigheten vil være mye raskere når det er mye vann i området som under snøsmelting og ved mye regn enn under tørre forhold.

7.3 Mengde PFOS ut fra lufthavnen samlet

Ved å se på analyser av PFOS gjort i punkt S4 som er ved utløpet av grøftesystem til Håelva er det blitt estimert mengde PFOS som drenerer fra lufthavnen totalt via grøftesystemene G1, G2 og G3. Det er beregnet et nedbørsfelt til punktet S4 ut fra topografi på ca. 300 000 m². Avrenning er estimert til 0,27 m/år. Total vannmengde som drenerer ut via S4 blir da ca. 81 000 m³/år. Gjennomsnittlig målt PFOS-konsentrasjon i punkt S4 er 645 ng/l. Dette gir en utlekking av PFOS totalt fra lufthavnen på ca. 50 g/år. Dette estimatet har stor usikkerhet da det er stor variasjon i målte PFOS-konsentrasjoner i S4.

8 Risikovurdering

8.1 Økosystem og risiko

Som nevnt i avsnitt 4.4 og 4.5 kan forurensingen fra et brannøvingsfelt i prinsippet spres både til luft, vann, jord og biota. Disse fire kategoriene er følgelig mottakere eller resipienter av forurensingen, og står i nær kontakt med hverandre. Fordamping av PFAS under normale naturlige forhold er lav og luftprøver er derfor ikke med i undersøkelsen. Et eksempel på videre spredning til økosystemet kan være at meitemark kan oppta forurensingen fra vann, jord og organisk materiale på den forurensede lokaliteten, og meitemarken spises av andre dyr slik at PFAS spres ytterligere i økosystemet. Spredningen av forurensingen foregår altså i et tredimensjonalt rom, og forurensningen kan over tid helt eller delvis transporteres bort fra det opprinnelige kildeområdet.

Risiko for påvirkning av økosystemer avhenger i stor grad av hvilke miljøkvaliteter som finnes i områdene utenfor kildeområdet. Nærområdet til brannøvingsfeltet ved Røros lufthavn består av myr, og mark der det dyrkes fôrgras. Inne på og i nærheten av det samme området er det registrert flere fuglearter som bl.a. fiskemåke, vibe, jordugle, myrhauk og vepsevåk. Området rundt Røros er rikt på rådyr (<http://www.rorosnytt.no/radyrvar/7/>) og det er også registrert en del elg.

Først et stykke fra lufthavna finnes naturtyper registrert i miljøstatus.no (se ytterligere områdebeskrivelser i avsnitt 5.2). Disse ligger så langt unna at de trolig er lite påvirket av utslipp fra Røros lufthavn, men fugler og dyr som ferdes mellom de ulike områdene kan ha hentet sin føde fra påvirkede områder nær brannøvingsfeltet.

I Håelva, som mottar avrenning fra brannøvingsfeltet, finnes blant annet ørret, harr, sik, gjedde og abbor (www.nve.no).

Undersøkelsene av jord, vann og biota på og rundt flyplassen, viser at det har foregått en spredning av PFAS-forbindelser fra de opprinnelige kildeområdene ved brannøvingsfeltene til resipientene.

8.1.1 Terrestrisk miljø

Brannøvingsfeltet har vært i bruk siden 1970-årene, og fram til 2001 er det anslått at det ble benyttet ca. 480 kg PFOS. I perioden 2001 til 2012 ble det brukt ca. 90 kg av andre PFAS til brannøving, mens etter dette har det ikke vært benyttet PFAS i brannskummet. Det er estimert en total utlekking av PFOS fra lufthavnen på ca. 50 g/år. Med en beregnet rest av PFOS på 3 ± 2 kg vil det ta mellom 60 og 300 år før all PFOS har lekket ut fra BØF.

Gjennomsnittskonsentrasjonen av PFOS i jord funnet i interpoleringen i tilknytning til BØF er 116 µg/kg. De analyserte prøvene viser høyere konsentrasjoner i topplaget, som i stor grad består av torv. Det er også i overflatelagene det er størst biologisk aktivitet, men røtter fra trær kan bidra til å trekke forurensing opp fra dypere jordlag til løvet som bidrar til strøfall og organisk matte som er næring for lave nivå i næringskjeden.

Det har ikke vært undersøkt terrestrisk biota i tilknytning til lufthavnsområdet på Røros, og terrestriske undersøkelser fra andre lufthavner benyttes derfor som støtte.

Ved Kjevik lufthavn, Kristiansand 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). Resultatene viste en biomagnifiseringsfaktor på 5 til 7 for meitemark, samt høye konsentrasjoner i mus og varierende opptak av PFAS i blader.

Tilsvarende ble det tatt prøver av meitemark i tilknytning til det nye og det gamle brannøvingsfeltet ved Trondheim lufthavn (Jensen *et al.*, 2016 b), hvor det ble funnet høye konsentrasjoner i marken og en biomagnifisering på 4-15.

Om forutsetningene og antagelsene er riktige, viser dette at det skjer en biomagnifisering i meitemark og at biota tar opp PFAS. Et viktig moment er at en god del av de påviste PFAS i løvet fra trærne, trolig er tatt opp fra grunnvannet via rotsystemet. Beregnede gjennomsnittskonsentrasjoner for jord ved brannøvingsfeltet ved Røros er 116 µg/kg, og derved i samme størrelsesorden som ved Kristiansand lufthavn. Det er noe skog og grasområder rundt Røros lufthavn, og det er grunn til å anta at både vegetasjonen og jordlevende organismer som meitemark kan ha liknende konsentrasjoner av PFAS som det som ble funnet ved Kristiansand lufthavn.

Deler av området rundt brannøvingsfeltet ved Røros lufthavn blir brukt til fôrgrasproduksjon, men det foreligger ikke prøver av graset.

I det terrestre økosystemet rundt Røros lufthavn finnes trolig flere musearter, rovfugl og andre fuglearter, rådyr og elg, som alle kan være mottakere av forurensingen via næringskjeden. Ut fra de analyserte prøvene av jord og vann, spredningsvurderingene, resultater fra andre lufthavner, samt andre faglige vurderinger, er miljøtilstanden for terrestrisk biota rundt lufthavnen vurdert å være *god* til *moderat*.

Basert på de innsamlede prøvene ser det imidlertid ut til at størrelsen på det forurensede området er forholdsvis begrenset, og det vurderes at risikoen for skade på tilgrensende terrestriske økosystem er lav.

8.1.2 Ferskvann

Det er antatt at PFAS hovedsakelig drenerer via grunnvannet i en grøft som renner ut i Håelva. Konsentrasjonene av PFAS i grunnvannet tilsvarer klasse IV – *dårlig*. Vannprøvene fra Håelva viste konsentrasjoner av PFAS tilsvarende klasse III – *moderat*. Det ble ikke påvist andre PFAS enn PFOS, til tross for at slike ble påvist i til dels betydelig grad i prøvepunktene S1-S4 (overflatevann fra sørøstlige grøftettrasé). I Glomma ble det ikke påvist PFOS eller andre PFAS.

Opprinnelig fokus for oppdraget var risiko ved inntak av matfisk, og det ble derfor samlet inn fiskearter som er vanlig å bruke til menneskemat. Grunnlaget for å bedømme forurensingens effekt på ferskvannsøkosystemet er derfor noe begrenset. Resultatene fra i alt 10 harr og 3 sik, viser en lav frekvens (3 av i alt 13 fisk med påvist PFAS) og lave konsentrasjoner i muskelprøvene av de tre individene av harr hvor det ble gjort funn. Gjennomsnittsverdiene for muskelprøvene tilsvarer klasse II – *god miljøtilstand*.

Fisken kan ha fått i seg PFAS via vannet den oppholdt seg i, og/eller fra maten den spiser. Harr og sik lever hovedsakelig av insekter, bløtdyr og krepsdyr, mens storvokst sik lever av bunndyr som kan bestå av de samme dyregruppene som harren spiser. Mindre sik lever av dyreplankton.

En mulig grunn til de varierende og lave verdiene av PFAS som ble funnet i harr, kan være at denne arten vandrer lange strekninger og ikke oppholder seg lenge der de ble fanget. Eksempelvis ble det funnet at harr i øvre deler av Glomma ved Tynset, hadde en median utstrekning på sitt leveområde på 18 km (Muset, 2014). I hvilken grad siken foretar vandringer i Glommavassdraget er ikke kjent, men det er vanlig at arten vandrer fra innsjøer til gyteplasser i elver (http://en.wikipedia.org/wiki/Coregonus_lavaretus). I Håelva finnes også en rekke andre

fiskeslag, og vi kan ikke utelukke at disse artene kan være kontaminert av PFAS. Spesielt kan toppredatorer som gjedde og ørret være relevante indikatorarter. Disse artene er ikke analysert, da de ikke ble fanget innenfor den perioden fisket pågikk.

Ved analyser av hel fisk og muskelprøver fra samme individ av ørret og sik fra en innsjø ved Fagernes lufthavn og ørret fanget i en bekk ved Sogndal lufthavn ble det funnet et gjennomsnittlig forhold mellom konsentrasjonen av PFAS i muskel og hel fisk på 4,9 (Gravem *et al.*, 2016; Jensen *et al.*, 2016 a). Dersom dette forholdstallet mellom hel fisk og muskel benyttes, tilsvarer den gjennomsnittlige muskelkonsentrasjonen i harr fra Håelva et gjennomsnitt for hel fisk på 5,4 µg/kg vv, mens for sik ble det ikke funnet PFAS i muskel.

Det er imidlertid lite trolig at predatorer høyere i næringskjeden kun livnærer seg på individer fra en begrenset blandingssone der PFAS ender opp i Håelva. Beregnede konsentrasjoner på noen få ng/L i en vannprøve fra Håelva, gir heller ikke grunnlag for å konkludere med en uakseptabel forurensningsrisiko, som videre kan gi konsekvenser for næringskjeden. Sik og harr er imidlertid kjent for å foreta til dels lange vandringer i Glommavassdraget (Qvenild, 2008; Museth, 2014). Det er derfor usikkert hvor lenge fisken det er tatt prøver av har oppholdt seg i området der de ble fanget. Det samme gjelder for gjedde, ørret og til dels abbor (Qvenild, 2008), men som det ikke foreligger prøver fra da de ikke ble fanget i perioden som garnfisket pågikk. Disse fiskeartene foretar vandringer, og eksponeringen for PFAS fra lufthavnsområdet kan derfor være av midlertidig karakter, i motsetning til om fisken var stasjonær. De stasjonære fiskene, for eksempel yngre årsklasser av de nevnte fiskeartene, kan ha andre forhold for opptak av PFAS.

Basert på de data som foreligger fra biotaprøvene fra Røros lufthavn, vurderes risikoen for økosystemet i ferskvann rundt flyplassen å være liten.

8.2 Matbiota og risiko

Både harr og sik er ettertraktet ved sportsfiske, og benyttes til konsum. I nedre deler av Håelva finnes dessuten en av de beste mulighetene for fiske etter harr i landsdelen (www.nve.no), og blir hyppig benyttet som fiskeplass for sportsfiskere i Rørostraktene. Det gode fisket tiltrekker seg også fiskere fra andre landsdeler og fra Sverige (Børre Grind pers. medd.). I tillegg til harr og sik finnes arter som ørret, gjedde og abbor i Håelva og Glomma, som også er aktuelle matfisk.

8.2.1 Mattrygghet

Mattilsynet har på forespørsel fra Avinor gjennomført vurderinger av mattrygghet for områder i tilknytning til flere lufthavner. Ved Røros lufthavn er det samlet inn matbiota av sik og harr, men Mattilsynet har ikke foretatt vurderinger her. Det er imidlertid funnet lavere konsentrasjoner i muskelprøver av harr og sik her enn ved andre lufthavner hvor det ikke er satt restriksjoner på konsum av fisk.

9 Oppsummering

Denne rapporten bygger på data fra undersøkelser av jord, vann og biota fra ferskvann ved Røros lufthavn. Det er utført vurderinger av spredningsforløp og restmengder av PFAS, og gjennomføres vurdering av risiko for økosystemer.

9.1 Oppsummering jord og vann

Undersøkelsene viser at konsentrasjonen i jord i ytterpunktene i prøvetakingsområdet er lave/under normverdi, og forurensningen er dermed relativt godt avgrenset. Det ble ikke påvist PFOS i større avstand enn 150 m fra senter, men forurensningen av PFOS i overflatejorden strekker seg minst 45 m ut fra betongplattformen midt i feltet i alle retninger. Konsentrasjonene var moderate (<1 mg/kg) og avtok nedover i massene, hvilket trolig henger sammen med de ganske tette siltlagene over grunnvannet. Analysene viste gjennomgående lave konsentrasjoner av PFOA og 6:2 FTS, men andre PFAS-komponenter gjør at konsentrasjonen av Σ PFAS er høyere enn konsentrasjonen av PFOS.

Det ble også tatt prøver fra i alt åtte grunnvannsbrønner ved lufthavnen i undersøkelsen i 2012, fire av disse lå ved brannøvingsfeltet (B1 – B4). Av disse utmerket brønn B3 seg med høye PFOS- og PFAS-konsentrasjoner, hhv. 15 200 ng/l og 33 200 ng/l. Dette resultatet er belagt med usikkerhet da brønnen ble etablert med gravemaskin. Ved flere lufthavner har denne metoden ført til økt mobilisering av PFAS og ikke-representative grunnvannsresultater i en periode. Denne brønnen ligger i sørøstlig retning fra brannøvingsfeltet. Konsentrasjonene i brønn B3 har sunket betydelig i prøver tatt i 2013, selv om det store spennet i klasseinndeling fremdeles plasserer grunnvannet i klasse IV for PFAS. Det er to sannsynlige strømningsretninger fra brannøvingsfeltet; ned grøftestrekket i sørvestlig retning til Håelva, samt sørover mot østlig grøft. Østlig grøft fører også overvann fra lufthavnens område ned til Håelva.

Grunnvann fra lufthavnsområdet (punktene B5-B8) drenerer sannsynligvis via grøfter og grunnvann til østlig grøft og deretter Håelva. Dette vannet blandes sannsynligvis med grunnvann fra brannøvingsfeltet enten allerede i østlig grøft eller senest i vestlig grøft før det når Håelva.

Det er påvist betydelige konsentrasjoner av PFAS i brønner på terminalområdet, spesielt i B7 - kum ved rubhall. Konsentrasjonene av PFOS og PFAS har holdt seg stabil gjennom 2013. Det antas at forurensningen kan komme fra vasking av brannbiler etter øvelser med PFAS-holdig brannskum.

Det er påvist PFAS- og PFOS-konsentrasjoner i klasse IV i overvann i østlig grøft som drenerer overvann fra terminalområdet til lufthavnen. Konsentrasjonene avtar noe nedstrøms, men stiger igjen før utløp vestlig grøft. Dette tyder på at PFAS-forbindelser fra brannøvingsfeltet trolig drenerer direkte sørover mot østlig grøft nedstrøms S3 og følger deretter denne ned tilbake til sørlige grøft ved G1 nedstrøms/ S2 før det ender i Håelva.

Ved brannøvingsfeltet er det kun påvist klasse IV i én overflatevannprøve tatt ved kort avstand fra brannøvingsfelt (på sørvestlig side av feltet), og avtagende konsentrasjoner i avstand fra brannøvingsfeltet (sørvestover i grøfter).

Rett før utløp Håelva er det påvist klasse IV for både PFAS og PFOS i overflatevann i grøft. I Håelva er det ikke påvist PFAS-forbindelser oppstrøms lufthavnens (kjente) utslippspunkt, men det er påvist PFAS og PFOS i klasse III i prøver tatt nedstrøms utslippet fra lufthavnen. I Glomma er det ikke påvist PFAS/PFOS i vannet.

9.2 Restmengder i jord og spredning av PFOS

Øving med brannskum har ført til at det har blitt spredd totalt ca. 480 kg PFOS i perioden 1978 til 2001 og ca. 90 kg PFAS (med hovedvekt fluortelomerer) i perioden 2001 til 2012. Disse stoffene har i stor grad blitt transportert ut i Håelva. Basert på målinger i jord og vann er det beregnet at det ligger igjen 1-5 kg PFOS ved brannøvingsfeltet i dag.

I tillegg til brannøvingsfeltet er det kilder til PFOS på nordsiden av rullebanen. Ved brønnen B7 er den antatt største kilden. Ved området rundt brønn B7 og B6 er det ikke foretatt målinger av PFOS i jord. Det er derfor heller ikke mulig å estimere hvor mye PFOS det er i grunnen her. Tre vannmålinger i brønn B7 viser gjennomsnittskonsentrasjon PFOS på 8 100 ng/l. Dette er relativt høye verdier i forhold til målingene i vann ved BØF. Områdene ved B6 og B5 har mye lavere konsentrasjoner.

PFOS fra BØF og området rundt brønn B7 og B6 vil i all hovedsak drenere ut av området via grøftene G1, G2 og G3 til Håelva. Noe vil også transporteres med grunnvann. Grunnvannstransporten foregår i et sandig lag 1-2 meter under terreng. Hoveddelen av PFOS-utlekking skjer sannsynligvis i forbindelse med mye nedbør og snøsmelting. Når grunnvann fra BØF og fra andre siden av rullebanen har nådd grøftesystem vil det transporteres ut av området raskt. Tidsberegningen i avsnitt 7.2.4 på mellom 60-300 år før all PFOS har blitt transportert fra BØF omfatter ikke grunnvannstransport frem til grøftesystem. Tiden det tar for grunnvannet fra BØF å nå grøftesystemet G1 fra BØF er i avsnitt 7.2.5 estimert til mellom 10-90 år. Det er stor usikkerhet rundt hvor mye PFOS det er i grunnvannet og hvor lang tid transporten til grøftesystemene tar.

Nå viser målinger og beregninger at det er igjen en aktiv spredning fra grunnforurensning ved brannøvingsfelt og andre kjente kilder i størrelsesorden 50 g PFOS per år. Utlekking fra brannøvingsfeltet har blitt estimert til 20 g/år. Det er sannsynlig at den årlige spredningsmengden er avtagende, men at det vil ta lang tid før spredningen opphører helt (kanskje flere hundre år). Det er sannsynligvis kun en liten rest PFOS igjen i forhold til total mengde som har lekket ut fra feltet.

9.3 Mattrygghet

Mattilsynet har på forespørsel fra Avinor gjennomført vurderinger av mattrygghet for områder i tilknytning til flere lufthavner. Ved Røros lufthavn er det samlet inn matbiota av sik og harr, men Mattilsynet har ikke foretatt vurderinger her. Det er imidlertid funnet lavere konsentrasjoner i muskelprøver av harr og sik her enn ved andre lufthavner hvor det ikke er satt restriksjoner på konsum av fisk.

9.4 Risiko for økosystem

Analyser av jordprøver fra dyp 0-30 cm under terreng viser at gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i interpoleringen er 162 µg/kg i dette laget, noe som tilsvarer klasse II – *God*. Det foreligger ikke prøver fra terrestrisk biota så påvirkninger på det terrestre økosystemet er ikke kjent. Men, resultater fra omfattende prøver av lauv fra trær, meitemark og mus tatt i tilknytning til brannøvingsfeltene ved Kjevik lufthavn, viser at nivåene i biota kan være relativt høye, selv når konsentrasjonen i jord tilsvarer klasse II – *God*. Som ved Kjevik lufthavn er imidlertid

området som er påvirket av forurensningen fra brannøvingsfeltet relativt lite, og konsentrasjonene av PFAS synes å avta ganske fort utenfor dette området. Siden området er lite, er det sannsynligvis et begrenset antall arter med få individer til stede. I et økosystemperspektiv er det altså relativt få individer som kan påvirke tilgrensende økosystem.

I grunnvannsprøver tilsvarer konsentrasjonene av PFAS klasse IV – *Dårlig*, mens vannprøvene tatt i Håelva tilsvarer klasse III – *Moderat*. Det ble ikke påvist andre PFAS enn PFOS, til tross for at slike ble påvist i til dels betydelig grad i prøvepunktene S1-S4. I Glomma er det ikke påvist PFOS eller andre PFAS, og påvirkningen her er trolig liten grunnet stor fortykning.

Analysene av muskelprøver fra sik og harr fanget i Håelva, viser at relativt store individer av disse fiskeartene er lite påvirket, tilsvarende kategori II – *God miljøtilstand*. Funn av PFAS i de analyserte individene, viser ikke konsentrasjoner som er høye nok til å gi uheldige effekter på individene slik det er beskrevet i internasjonal litteratur. Sik og harr er arter som foretar vandringer, og eksponeringen for PFAS fra lufthavna er sannsynligvis av midlertidig karakter, i motsetning til om fisken var stasjonær.

Det er konkludert med at den årlige spredningsmengden av PFAS er avtagende, og at det vil ta lang tid før spredningen opphører helt (flere hundre år). Med et slikt utgangspunkt, er det over tid grunn til å forvente avtagende innhold av PFAS i fisk og andre arter som tar opp disse forbindelsene.

Med foreliggende konsentrasjonsnivå av PFAS målt i biota, og med utgangspunkt i internasjonal litteratur, er det ikke grunnlag for å fastslå at forurensningen av PFAS fra Røros lufthavn kan gi uheldige økologiske konsekvenser. Da det ikke er gjennomført langvarige studier av konsekvenser på individnivå, kan en imidlertid 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 PFAS via biota til tilgrensende økosystem å være beskjeden, og dermed synes risiko for skade på disse økosystemene som følge av PFAS fra Røros lufthavn å være lav.

10 Referanser

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Glynn, A, Cantillana, T, Bjeremo, H. (2013). Riskvurdering av perfluorerende alkylsyror i livsmedel och dricksvatten. Rapport 11-2013. Livsmedelsverket, Sverige. 73 s.

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

Gravem, F.R., Breyholtz, B., Halvorsen, E., Jensen, J.G.B., Grootjans, K., Sørbotten, L-E., Været, L og Kaasa, H. (red) (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 LS, Salihovic S, Jogsten IE, Thomsen C, Bavel B van, Lindström G, Becher G. 2010. Levels in food and beverages and daily intake of perfluorinated compounds in Norway. Chemosphere 80:1137–1143.

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.

Jensen, J.G.B., Gregersen, H., Gravem, F.R., Søvik, M.-L., Været, L., Halvorsen, E., Kvisle, V. og Kaasa, H. (2016 b). Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota med risikovurdering. Trondheim lufthavn, Værnes. Avinorrapport utarbeidet av Sweco Norge AS (red.) og Norconsult AS.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Norström, K., Viktor, T., Cousins, A.P., Benil, C. (2013). Årsrapport 2012 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.

Qvenild, T. (2008). Fisken i Glommavassdraget. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvern-avdelingen. Rapport nr. 2-2008, 136 s.

Regjeringen (2007). Begrensningsdirektivet – PFOS.

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

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

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

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

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

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

Sweco (2012). Miljøprosjektet DP 2. Miljøtekniske grunnundersøkelser – Røros lufthavn. Rapport 168180-300-1.

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

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

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

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

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

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

Internett

Livsmedelverket: www.slv.se

Miljøstatus: www.miljostatus.no/kart

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

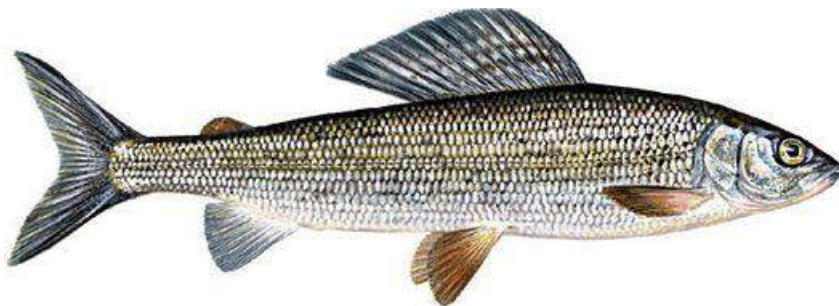
Vedlegg 1 Undersøkte arter

Ved 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.

Fangsttinningsplanen 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.

Harr (*Thymallus thymallus*). Harr er en benfisk i laksefamilien. Den er lett gjenkjennelig på sin lange og høye ryggfinne (Figur 1). I Norge kan harren bli opptil 60 cm lang og veie 3,5 kg. Den trives best i kaldt og oksygenrikt vann. Den er en typisk elvefisk, selv om den forekommer i mange vann og ofte gyter i stille vann. Harren, som er utbredt flere steder i Norge, er en populær sportsfisk. Glomma, (med tilførselselvene Gudbrandsdalslågen og Vorma) er den mest kjente østlandselven som har harr. Den er også vanlig i elver og vann i indre strøk av Troms og Finnmark. I motsetning til de fleste laksefiskene gyter harren om våren, i Norge like etter isløslingen, i april–juni. Eggene klekkes etter 3 uker. Yngelen lever av dyreplankton; større fisk av insekter, bløtdyr og krepsdyr. Harren foretar lange vandringer i elvene i forbindelse med gytingen; vandringer på opptil 125 km er funnet på merket harr www.snl.no/harr.

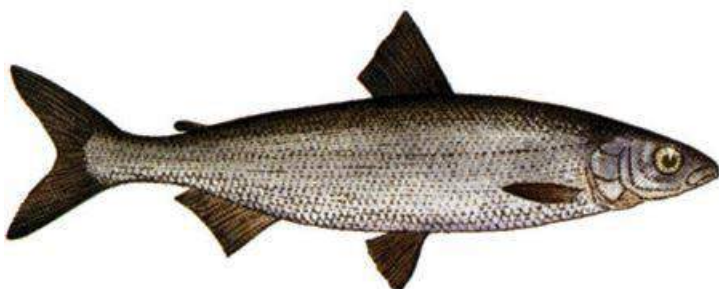


Figur 1. Harr (*Thymallus thymallus*). Kilde: www.snl.no/harr

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

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

Få fiskeslekter har vært så omdiskutert som *Coregonus* når det gjelder antall arter. Svært vanlig i Norge er en deling i to bestander, en småvokst planktonspiser og en storvokst bunndyrspiser. Eksempel på småvokste former er siksilda i Isteren og skadden i Krøderen. Femunden har minst fem bestander, og Neidenelva og nedre Glomma har sikformer som vandrer ut i sjøen.



Figur 2. Sik (*Coregonus lavaretus*). Kilde: www.snl.no/sik.

Vedlegg 2 Bakgrunnsteori klasseinndeling PFAS

Teori bak PFOS-klasseinndeling

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Grunnlag for klasseinndeling (klassifisering av risiko)

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

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

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

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

Klasse V: verdier høyere enn klasse IV.

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

² AA – annual average

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

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

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

Miljøklassifisering PFOS og PFOA ⁸

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

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

For QS_{biota,hh} er følgende foreslått:

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

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

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

⁴ AA - Annual average – årlig gjennomsnitt

⁵ PNEC - Predicted No Effect Concentrations

⁶ MAC - maksimal årlig konsentrasjon

⁷ AF: sikkerhetsfaktor

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

⁹ Basert på inntak av fisk

Klassifisering for PFAS i denne rapporten

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

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

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

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

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

Vedlegg 3 Ordliste

Forklaringsordliste:

AA – annual average (årlig gjennomsnitt)

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

LOD: Limit of Detection (deteksjonsgrense)

LOQ: Limit of Quantification (kvantifiseringsgrense)

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

ng/L: milliardtedels gram pr liter analysert prøve

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

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

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

TDI: livslangt tolererbart daglig inntak av et stoff

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

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

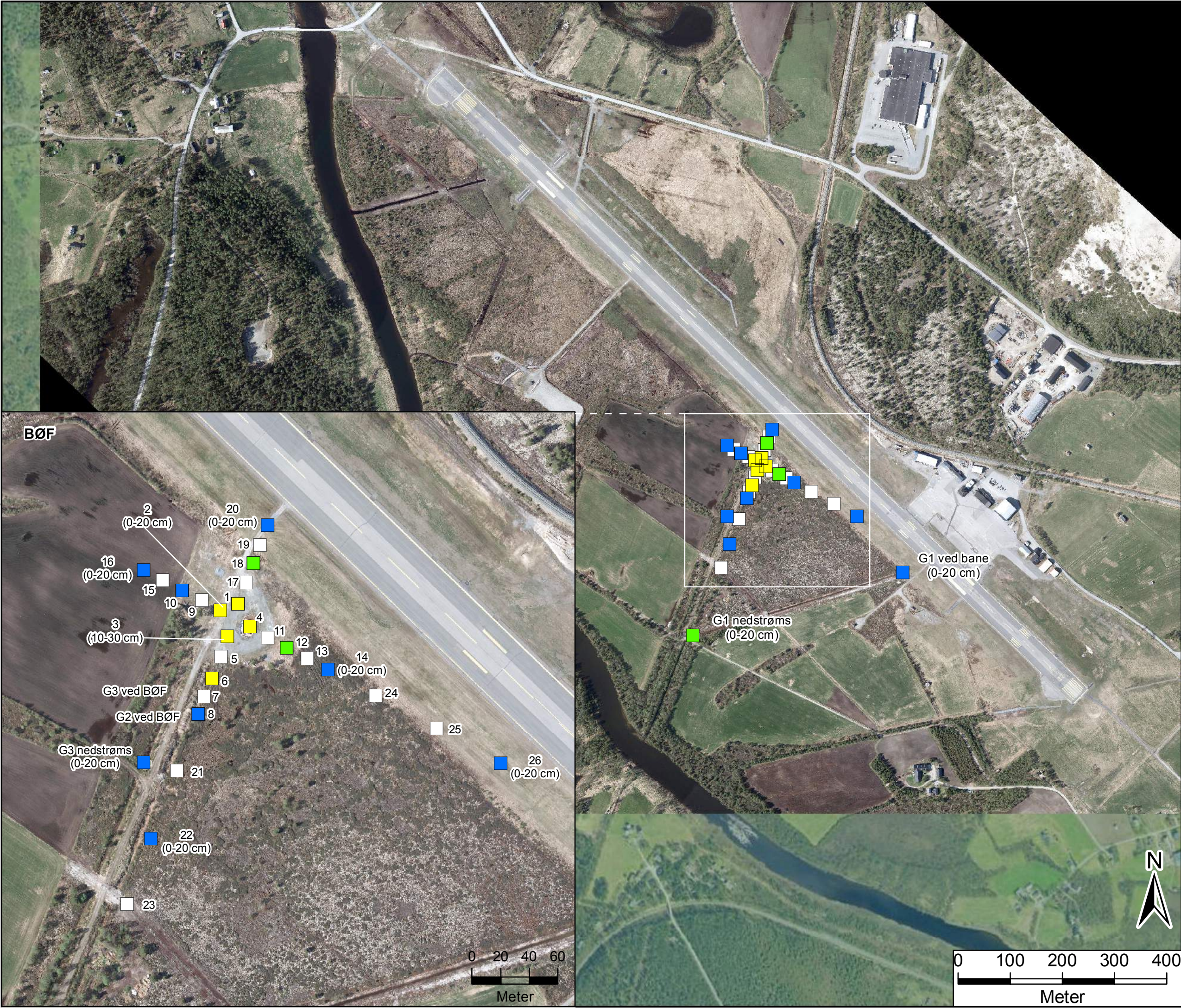
µg/kg våtvekt: milliontedels gram pr kg analysert prøve.

**Vedlegg 4 Oversiktskart jord og vann med prøvepunkter fra undersøkelser
2011-2013**

Røros lufthavn (ENRO)

Oversiktskart

Jord og sediment



Røros lufthavn
(ENRO)

Brannøvingsfelt

Jord og sediment



PFOS/PFOA jord (ug/kg)*

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

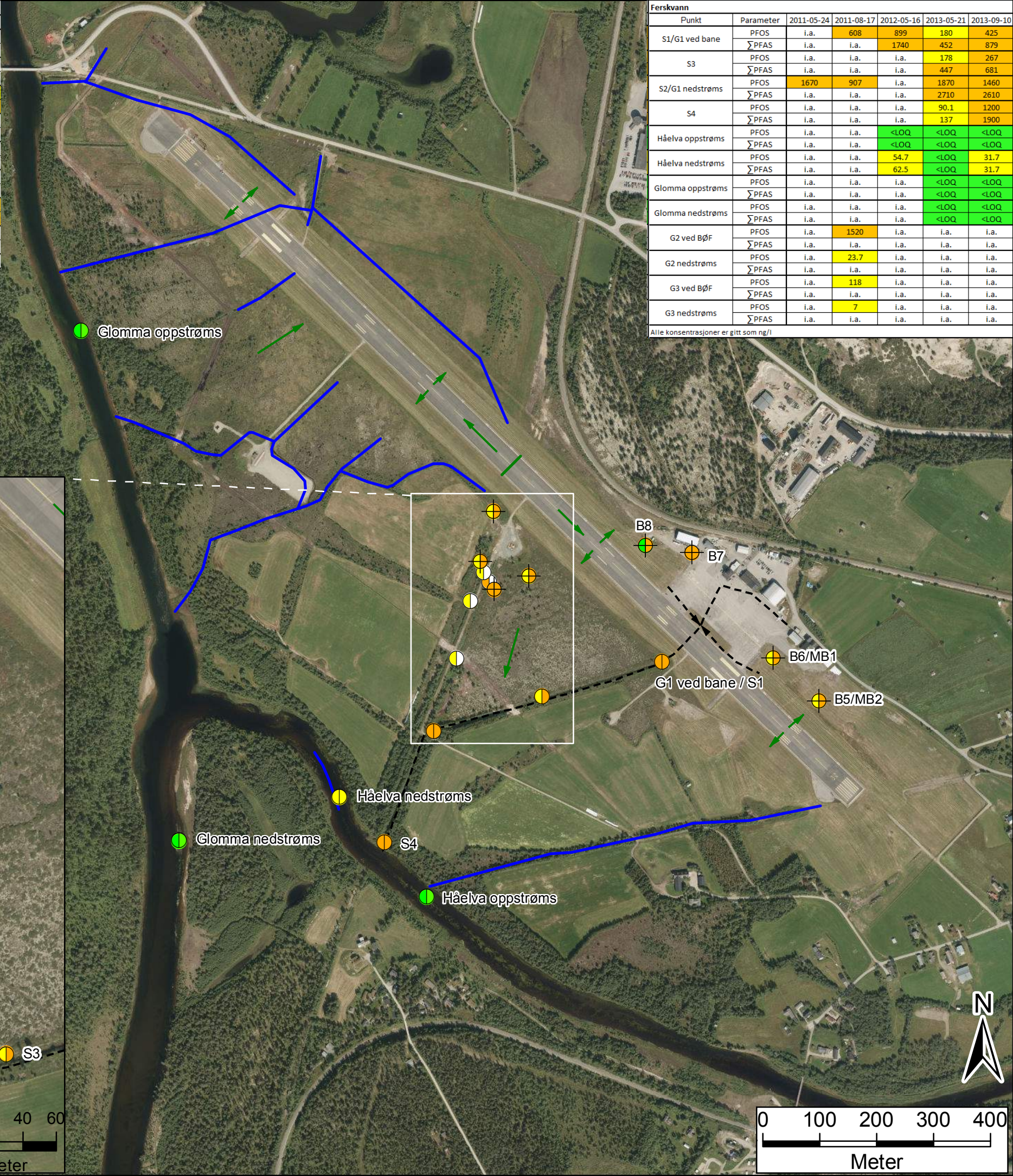
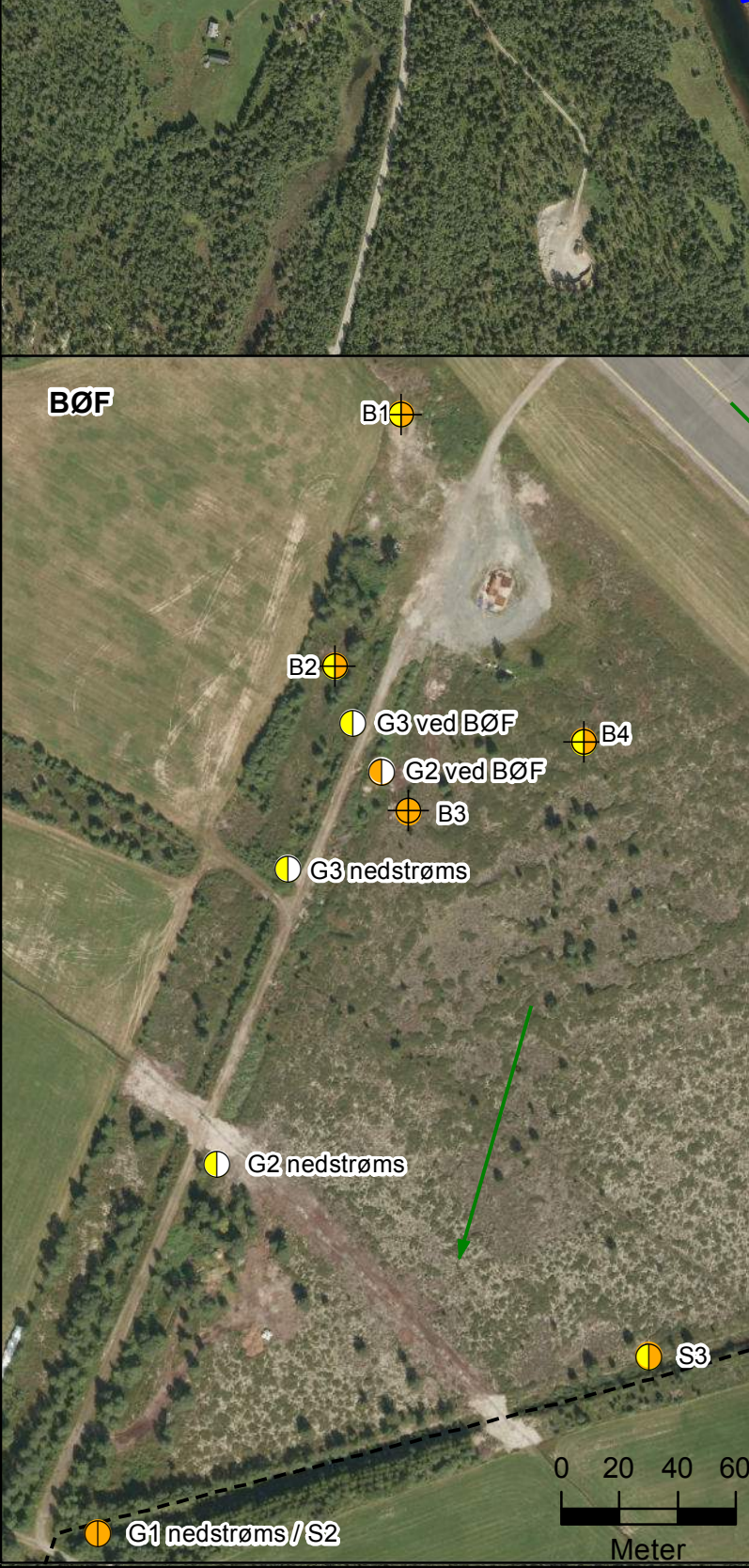
Mrk. varierende skala for
x-aksen i diagrammene

* PFOS er dominerende parameter

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert

Grunnvannsprøyer						
Punkt	Parameter	2012-05-16	2013-05-21	2013-08-21	2013-06-06	2013-09-10
B1	PFOS	133	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	3140	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
B2	PFOS	38.5	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	1790	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
B3	PFOS	15200	183	i.a.	i.a.	51.4
	ΣPFAS	33200	1900	i.a.	i.a.	624.4
B4	PFOS	55.7	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	5380	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
B5/MB2	PFOS	<LOQ	i.a.	10.9	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	843	i.a.	1270	i.a.	i.a.
B6/MB1	PFOS	i.a.	i.a.	69.9	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	1050	i.a.	i.a.
B7	PFOS	10900	i.a.	i.a.	5970	7430
	ΣPFAS	13300	i.a.	i.a.	7310	10200
B8	PFOS	<LOQ	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	808	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l



Ferskvann						
Punkt	Parameter	2011-05-24	2011-08-17	2012-05-16	2013-05-21	2013-09-10
S1/G1 ved bane	PFOS	i.a.	608	899	180	425
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	1740	452	879
S3	PFOS	i.a.	i.a.	i.a.	178	267
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	447	681
S2/G1 nedstrøms	PFOS	1670	907	i.a.	1870	1460
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	2710	2610
S4	PFOS	i.a.	i.a.	i.a.	90.1	1200
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	137	1900
Håelva oppstrøms	PFOS	i.a.	i.a.	<LOQ	<LOQ	<LOQ
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Håelva nedstrøms	PFOS	i.a.	i.a.	54.7	<LOQ	31.7
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	62.5	<LOQ	31.7
Glomma oppstrøms	PFOS	i.a.	i.a.	i.a.	<LOQ	<LOQ
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	<LOQ	<LOQ
Glomma nedstrøms	PFOS	i.a.	i.a.	i.a.	<LOQ	<LOQ
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	<LOQ	<LOQ
G2 ved BØF	PFOS	i.a.	1520	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
G2 nedstrøms	PFOS	i.a.	23.7	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
G3 ved BØF	PFOS	i.a.	118	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
G3 nedstrøms	PFOS	i.a.	7	i.a.	i.a.	i.a.
	ΣPFAS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

Alle konsentrasjoner er gitt som ng/l

Røros lufthavn (ENRO)

Oversiktskart

Vann

PFOS / Σ PFAS grunnvannsprønn (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

Avløpsledning

- Avløp annet
- SpillVann
- Pumpespillvannsledning
- Overvann
- Glykolholdig spillvann
- Glykolholdig overvann
- Drensvann
- Avløp felles

Avrenning

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

* Venstre halvdel = PFOS
Høyre halvdel = ΣPFAS

LOQ = rapporteringsgrense
i.a. = ikke analysert

Vedlegg 5 Oversiktskart biota med prøvepunkter fra undersøkelser 2013

Røros lufthavn

Biota
Oversiktskart
2012 - 2014



☆ prøvepunkt

○ muskel

HA harr

SI sik

PFAS/kg våtvekt

< LOD (Limit of detection)

LOD - 9,1 µg

> 9,1 - 91,3 µg

> 91,3 µg

brannøvningsfelt

avløpsanlegg

utlop (avløpsanlegg)

naturvernengrense

0 500
Meter

168186, NOERAT, 20.05.2015

SWECO

Vedlegg 6 Brev Mattilsynet

AVINOR
v/Jarle Øvstedal
Postboks 150
2061 GARDERMOEN

Deres ref:
Vår ref: 2013/99423
Dato: 31.07.2013
Org.nr: 985 399 077

Statens tilsyn for planter, fisk, dyr og næringsmidler



VURDERING AV PFOS (PFC) I FISK OG VANN I NÆROMRÅDET TIL AVINORS FLYPLASSER

Mattilsynet er anmodet om å vurdere resultater fra en undersøkelse av polyfluoreerte forbindelser (PFC) i biota for Harstad/Narvik lufthavn (Evenes). I tillegg ble analysene av PFC i biota rundt fire av de andre større flyplassene i landet, Kristiansand lufthavn (Kjevik), Haugesund lufthavn (Karmøy), Bergen lufthavn (Flesland) og Tromsø lufthavn (Langnes), inkludert i vurderingen. Resultatene fra undersøkelsene er utført av *Sweco Norge AS for Avinor finnes i rapporten: Evenes, 168183 av 22. februar 2013* og rapporten: *Resultatrapport PFC i biota – oppdragsnr. 168182 av 27. november 2012*, og begge tar for seg PFC i biota rundt de fem ovennevnte flyplasser. Undersøkelsene er av fisk, skalldyr, vannprøver og sediment, og påviser PFOS ved de fleste av flyplassenes nærområder, mens PFOA kun er påvist i liten grad.

Fra 2007 har det vært forbudt å produsere brannslukkingsskum /-kjemikalier som inneholder PFOS som igjen er en av de mest stabile av PFC-forbindelsene. Etter juli-2011 er det forbudt å benytte brannslukkingsskum /-kjemikalier som er produsert før 2007 og som inneholder PFOS. Påvisning av PFOS i miljøet rundt flyplassene skyldes antakelig utsig fra brannøvningsfeltene ved/på flyplassene. PFOS er en stabil forbindelse og utvaskingen fra grunnen er en svært sakte prosess som må forventes å vedvare i mange år framover.

Miljøet får likevel ny tilførsel av PFC-forbindelser selv etter forbudet for brannskum, fordi disse stoffene er å finne i svært mange produkter. Dette er funnet i bl.a. tekstiler, impregnering og rengjøringsmidler. I tillegg er kommunale avløp og deponier store kilder av PFC-forbindelser (også PFOS) ut til miljøet. PFOS og PFOA har negative helseeffekter i megadoser og det arbeides aktivt for å redusere utslippene av PFC-forbindelsene. Etterhvert erstattes disse kjemiske forbindelsene av andre og mindre skadelige komponenter, slik at tilførsel til miljøet begrenses.

Mattilsynets rolle

Mattilsynet kan gå ut med advarsel/kostholdsråd dersom innholdet av fremmedstoff/kontaminant i undersøkte matvarer overskrider de grenseverdier som er fastsatt for matvaren, eller som kan beregnes ut fra et fastsatt maksimalt inntaksnivå. Virksomheter har selv ansvar for at produktene deres er trygge, og Mattilsynets advarsel/kostholdsråd er for at fritidsfiskere skal unngå matvarer, også fisk og skalldyr, fra områder som er forurensset.

Mattilsynets grunnlag for vurderinger

Det er ikke fastsatt grenseverdier for fluorforbindelsene PFOS i mat, her i ferskvannsfisk og sjømat. EFSA (European Food Safety Authority) ga i 2008 ut en vitenskapelig vurdering av PFOS (og PFOA) – *Perfluorooctane sulfonate (PFOS), Perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts – Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain – The EFSA Journal (2008) 653, 1 – 131* av 21. februar 2008, der det ble etablert et tolerabelt daglig inntak (TDI) for PFOS på 0,15 µg/kg kroppsvekt (BW). For en person på 70 kg, blir det 73,5 µg PFOS per uke. Det normale inntaket (volum) av fisk og fiskeprodukter (inkludert skalldyr) per uke som undersøkelsen *Norkost 2010 – 2011* viser, gir et samlet inntak på 714 g (inkl. SD). Selv om hele inntaksvolumet av fisk og fiskeprodukter er fra de filetene med høyest innhold av PFOS (unntak nevnte lokasjon ved Kjevik lufthavn), vil TWI ikke overstiges. Det er også antatt at fisk og sjømat står for det alt vesentlige opptaket av PFOS til kroppen.

Inntak av fisk og skalldyr, særlig ferskvannsfisk og skalldyr, blir oftest noe sesongbetont. Om sommer og tidlig høst har de fleste et høyere inntak av fiskefilet og skalldyr enn resten av året, slik at et noe forhøyet inntak i den perioden jevner seg ut med et lavere inntak resten av året.

EFSA-rapporten har også undersøkt både drikkevann og overflatevann i Europa (og Asia). For drikkevann er de analyserte verdiene rapportert som svært lave eller under deteksjonsgrense. Drikkevann er estimert til å bidra med mindre enn 0,5 % av samlet eksponert mengde, og regnes derfor som neglisjerbar. Overflatevann kan inneholde noe eller lite PFC-forbindelser, men det er ikke rapportert om nevneverdige nivåer. Eksempler fra analyser av forskjellige matprodukt som f. eks. i Multi City Study (3M Company, 2001) som tar for seg ti landbruksprodukter (kjøtt, egg, vegetabler). Der ble det kun registrert lave verdier av PFOS i noen melkeprøver og en rå biff. Andre studier viser samme trend, med kun et fåtall prøver der det er registrert PFOS og da i helt små mengder. De fleste studiene er utført i tett befolkede områder i Europa, USA og Canada. Det er stort sett nær punktkilder / spesifikke utslipp at PFOS registreres i Norge, og vann i seg selv er ikke regnet som problemområde.

Mattilsynets vurderinger

Høyeste analyserte verdi av fiskefilet fra Lavangsvatnet ved Evenes viser 62 µg/kg PFOS, med en snittverdi for vannet på 37,2 µg/kg PFOS. Fra Langevatnet ved Flesland er høyeste verdi 59 µg/kg PFOS. I en liten bekk ved Kjevik er det målt i 9-pigg stingsild 1300 µg/kg, i 3-pigg stingsild 1700 µg/kg PFOS og i skrubbe 1000 µg/kg PFOS. Det er også målt høye verdier i lever fra røye og ørret ved flere flyplasser, men siden vi normalt ikke spiser innvoller fra selvfangst av disse artene er lever ikke vurdert. Mattilsynet har vurdert resultatene for fiskefilet, skalldyr og drikkevann med vekt på innhold av PFC-forbindelsen *perfluoroktylsulfonat (PFOS) (og perfluoroktylsyre (PFOA))*.

Tromsø lufthavn (Langnes)

Analysene av fisk og skjell viser ved Tromsø lufthavn ikke påvist kvantifiserbare mengder av PFC-forbindelsene. Her er det eneste miljøet rundt store flyplasser som ikke synes forurensset med PFOS eller de andre PFC-forbindelsene

Harstad/Narvik Lufthavn (Evenes)

Her er det påvist PFOS i filet og lever fra røye i Lavangsvatnet. Selv om leveranalysene påviser PFOS, er lever fra ferskvannsfisk ikke regnet som mat. Snittverdien av PFOS fra målingene i filet fra røye fra Lavangsvatnet er 37,2 µg/kg, som likevel vil gi et opptak som blir godt under TWI og kan tangere eller så vidt overskride TDI. Om en legger til grunn Norkost 3-undersøkelsens antatte inntaksvolum, overskrides ikke PFOS-verdiene TWI. Det er likevel svært tydelig at Lavangsvatnet spesielt tilføres PFC-forbindelser, og utsig fra grunnen fortsetter selv etter forbudet om bruk i brannskum. Ved en markert økning av nivået, kan kostholdsråd for Lavangsvatnet bli aktuelt. For Langevatnet ved samme lufthavn anses verdiene av PFOS som moderate til lave i mattrygghetssammenheng.

Bergen lufthavn (Flesland)

Analysene fra Langevatn (ferskvann) gir også her verdier av PFC-forbindelser, med opptil 59 µg/kg PFOS i filet fra ørret. Resultatet viser en tilførsel av PFOS som lekker ut i vannet. De målte verdiene fra fiskefilet ville gi et opptak som er under TWI, men vannet er inne på selve flyplassområdet og allmenheten har ingen adgang der. Det er ellers kun påvist forekomst av PFC-forbindelser i noen fisk- og skjellprøver fra sjøen i nærområdet til flyplassen.

Haugesund lufthavn (Karmøy)

Haugesund lufthavn har laveste påvisning av PFOS som er undersøkt i denne studien, og det er kun registrert lav påvisning av PFOS i lomre og skrubbe.

Kristiansand lufthavn (Kjevik)

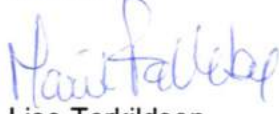
Det er her de høyeste verdiene av PFOS er målt i 9-pigg stingsild, 3-pigg stingsild og iskrubbe som er fangstet i en bekk som renner fra et gammelt brannøvingsfelt og videre ut i Topdalselva. På denne lokaliteten Hovedstasjon ferskvann – Topdalselva, viser analyser av 9-pigg stingsild 1300 µg/kg, for 3-pigg stingsild 1700 µg/kg og av skrubbe (en blandingsprøve) 1000 µg/kg. Analyseverdier for innhold av PFOS i reker utenfor/ved utløpet av Topdalselva er påvist, med kun analyseresultater på 8,2 µg/kg PFOS. Den forurensede lokaliteten her ligger inne på flyplassen ved det gamle brannøvingsfelt, og allmenheten har ikke adgang til fiske her. Betydelige verdier av PFOS er registrert umiddelbart ved bekkens utløp til Topdalselva, ellers er små mengder registrert i fisk og skalldyr, men heller ikke her har allmenheten adgang til fiske.

Mattilsynets konklusjon

På bakgrunn av ovennevnte rapporter og gjennomgang vurderer Mattilsynet at mattryggheten er ivarettatt, og derfor er det ikke grunnlag for advarsel/kostholdsrad for filet av ferskvannsfisk eller sjømat på grunn av PFOS det er analysert for i undersøkelsene. Lever fra disse fiskeslagene regnes ikke som menneskeemat, og vurderes ikke selv om det er målt høye verdier.

Mattilsynet ser heller ikke behov for advarsler i forhold til PFOS i drikkevann og overflatevann i områdene rundt flyplassene som er undersøkt. Selv om det finnes tydelig forurensning i filet og lever fra røye og ørret av PFC-forbindelser på eller i umiddelbar nærhet av noen flyplasser, viser analyser av fisk og skalldyr stort sett lave verdier der allmenheten har adgang.

Med hilsen

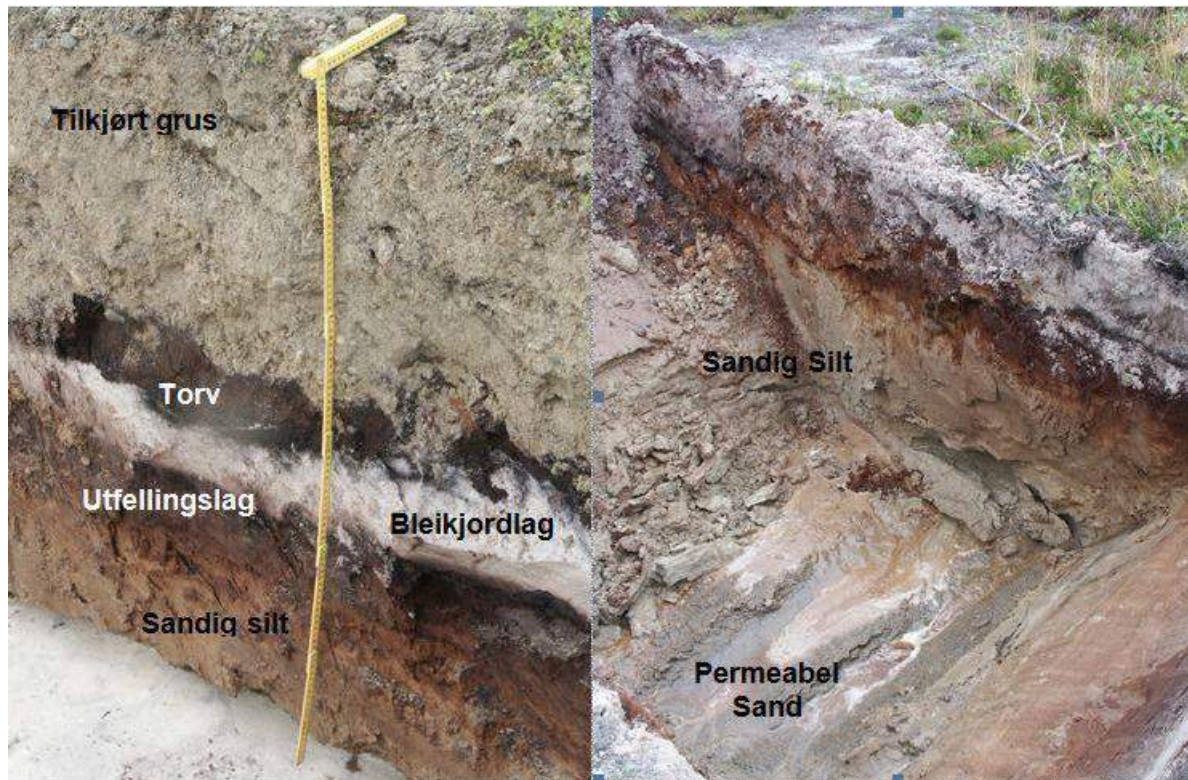
for 
Lise Torkildsen
seksjonssjef

Kopi til:

Fiskeri- og kystdepartementet (e-post)
Klima- og forurensingsdirektoratet (e-post)

Vedlegg 7 Utrekninger transporttid PFOS med grunnvann

Verdi-intervall for K_d som er lagt til grunn for utregningene er fra 4 til 30. Verdi-intervall for K (hydraulisk ledningsevne i jorda) som er lagt til grunn er fra $5e-5$ m/s til $3.5e-4$ m/s (intervall for middels sand, se figur under for å se sandlaget som transporterer grunnvannet). Effektiv porøsitet er satt til 0,2 for alle utregningene.



Jordprofil ved BØF. Under torvlag og et sandig siltlag er et permeabelt sandlag med grunnvann.

Estimert tid før PFOS fra BØF har nådd østre grøft med grunnvannet

Med en $K_d=4$ og en $k=3.5e-4$ m/s vil det ta ca. 7 år før PFOS har nådd østre grøft.

Med en $K_d=30$ og en $k=3.5e-4$ m/s vil det ta ca. 44 år før PFOS har nådd østre grøft.

Utrekning av tid før grunnvann når østre grøft ved flere K_d -verdier og k -verdi $3.5e-4$ m/s.

Avstand	h_1	h_2	i (gradienten)	k (m/s)	k (m/år)	darcys hastighet (m/år)	eff porøs	reell hastighet (m/år)	K_d	Retardasjon	Tid til pfos har nådd østre grøft (år)
280	625	624	0.003571429	$3.50E-04$	11037.6	39.42	0.2	197.1	4	5	7
280	625	624	0.003571429	$3.50E-04$	11037.6	39.42	0.2	197.1	6.5	7.5	11
280	625	624	0.003571429	$3.50E-04$	11037.6	39.42	0.2	197.1	13.5	14.5	21
280	625	624	0.003571429	$3.50E-04$	11037.6	39.42	0.2	197.1	20	21	30
280	625	624	0.003571429	$3.50E-04$	11037.6	39.42	0.2	197.1	30	31	44

Med en $K_d=4$ og en $k=1-4$ m/s vil det ta ca. 25 år før PFOS har nådd østre grøft.

Med en $K_d=30$ og en $k=1e-4$ m/s vil det ta ca. 154 år før PFOS har nådd østre grøft.

Utrekning av tid før grunnvann når østre grøft ved flere Kd-verdier og k-verdi 1e-4 m/s.

Avstand	h1	h2	i (gradienten)	k (m/s)	k (m/år)	darcys hastighet (m/år)	eff porøs	reell hastighet (m/år)	kd	Retardasjon	Tid til pfos har nådd østre grøft (år)
280	625	624	0.003571429	1.00E-04	3153.6	11.26285714	0.2	56.31428571	4	5	25
280	625	624	0.003571429	1.00E-04	3153.6	11.26285714	0.2	56.31428571	6.5	7.5	37
280	625	624	0.003571429	1.00E-04	3153.6	11.26285714	0.2	56.31428571	8	9	45
280	625	624	0.003571429	1.00E-04	3153.6	11.26285714	0.2	56.31428571	13.5	14.5	72
280	625	624	0.003571429	1.00E-04	3153.6	11.26285714	0.2	56.31428571	20	21	104
280	625	624	0.003571429	1.00E-04	3153.6	11.26285714	0.2	56.31428571	30	31	154

Med en Kd=4 og en k=5e-5 m/s vil det ta ca. 50 år før PFOS har nådd østre grøft.

Med en Kd=30 og en k=5e-5 m/s vil det ta ca. 310 år før PFOS har nådd østre grøft.

Utrekning av tid før grunnvann når østre grøft ved flere Kd-verdier og k-verdi 5e-5 m/s.

Avstand	h1	h2	i (gradienten)	k (m/s)	k (m/år)	darcys hastighet (m/år)	eff porøs	reell hastighet (m/år)	kd	Retardasjon	Tid til pfos har nådd østre grøft (år)
280	625	624	0.003571429	5.00E-05	1576.8	5.631428571	0.2	28.15714286	4	5	50
280	625	624	0.003571429	5.00E-05	1576.8	5.631428571	0.2	28.15714286	6.5	7.5	75
280	625	624	0.003571429	5.00E-05	1576.8	5.631428571	0.2	28.15714286	13.5	14.5	144
280	625	624	0.003571429	5.00E-05	1576.8	5.631428571	0.2	28.15714286	20	21	209
280	625	624	0.003571429	5.00E-05	1576.8	5.631428571	0.2	28.15714286	30	31	308

Estimert tid før PFOS fra BØF har nådd brønn B3 med grunnvannet

Brønn B3 viste lave PFOS-verdier i prøvene som ble tatt 2013-05-21 og 2013-09-10. Prøven som ble tatt 2012-05-16 hadde høyere PFOS-verdier. Dette kan tyde på at hoveddelen av PFOS forurensningen har passert B3. B3 er ca. 90 meter fra BØF. Grunnvann fra B7 vil sannsynligvis ikke nå B3, men gå lenger øst. Dette gjør det interessant å regne på transporttider fra BØF til B3 med ulike verdier for K og Kd.

Med en Kd=4 og en k=3.5e-4 m/s vil det ta ca. 2 år før PFOS har nådd B3.

Med en Kd=30 og en k=3.5e-4 m/s vil det ta ca. 15 år før PFOS har nådd B3.

Utrekning av tid før grunnvann fra BØF når B3 ved flere Kd-verdier med k=3.5e-4 m/s.

Avstand	h1	h2	i (gradienten)	k (m/s)	k (m/år)	darcys hastighet (m/år)	eff porøs	reell hastighet (m/år)	kd	Retardasjon	Tid til pfos fra BØF har nådd B3
90	625	624.7	0.003333333	3.50E-04	11037.6	36.792	0.2	183.96	4	5	2
90	625	624.7	0.003333333	3.50E-04	11037.6	36.792	0.2	183.96	6.5	7.5	4
90	625	624.7	0.003333333	3.50E-04	11037.6	36.792	0.2	183.96	8	9	4
90	625	624.7	0.003333333	3.50E-04	11037.6	36.792	0.2	183.96	13.5	14.5	7
90	625	624.7	0.003333333	3.50E-04	11037.6	36.792	0.2	183.96	20	21	10
90	625	624.7	0.003333333	3.50E-04	11037.6	36.792	0.2	183.96	30	31	15

Med en Kd=4 og en k=1e-4 m/s vil det ta ca. 9 år før PFOS har nådd B3.

Med en Kd=30 og en k=1e-4 m/s vil det ta ca. 53 år før PFOS har nådd B3.

Utrekning av tid før grunnvann fra BØF når B3 ved flere Kd-verdier med k=1e-4 m/s.

Avstand	h1	h2	i (gradienten)	k (m/s)	k (m/år)	darcys hastighet (m/år)	eff porøs	reell hastighet (m/år)	kd	Retardasjon	Tid til pfos fra BØF har nådd B3
90	625	624.7	0.003333333	1.00E-04	3153.6	10.512	0.2	52.56	4	5	9
90	625	624.7	0.003333333	1.00E-04	3153.6	10.512	0.2	52.56	6.5	7.5	13
90	625	624.7	0.003333333	1.00E-04	3153.6	10.512	0.2	52.56	8	9	15
90	625	624.7	0.003333333	1.00E-04	3153.6	10.512	0.2	52.56	13.5	14.5	25
90	625	624.7	0.003333333	1.00E-04	3153.6	10.512	0.2	52.56	20	21	36
90	625	624.7	0.003333333	1.00E-04	3153.6	10.512	0.2	52.56	30	31	53

Estimert tid før PFOS fra brønn B7 har nådd østre grøft med grunnvannet

Med en Kd=4 og en k=3.5e-4 m/s vil det ta ca. 13 år før PFOS fra B7 har nådd østre grøft.

Med en Kd=30 og en k=3.5e-4 m/s vil det ta ca. 81 år før PFOS fra B7 har nådd østre grøft.

Utrekning av tid før grunnvann fra B7 når østre grøft ved flere Kd-verdier og k=3.5e-4 m/s.

Avstand	h1	h2	i (gradienten)	k (m/s)	k (m/år)	darcys hastighet (m/år)	eff porøs	reell hastighet (m/år)	kd	Retardasjon	Tid til pfos har nådd østre grøft (år)
465	625.5	624	0.003225806	3.50E-04	11037.6	35.60516129	0.2	178.0258065	4	5	13
465	625.5	624	0.003225806	3.50E-04	11037.6	35.60516129	0.2	178.0258065	6.5	7.5	20
465	625.5	624	0.003225806	3.50E-04	11037.6	35.60516129	0.2	178.0258065	8	9	24
465	625.5	624	0.003225806	3.50E-04	11037.6	35.60516129	0.2	178.0258065	13.5	14.5	38
465	625.5	624	0.003225806	3.50E-04	11037.6	35.60516129	0.2	178.0258065	20	21	55
465	625.5	624	0.003225806	3.50E-04	11037.6	35.60516129	0.2	178.0258065	30	31	81

Med en $K_d=4$ og en $k=1e-4$ m/s vil det ta ca. 46 år før PFOS fra B7 har nådd østre grøft.

Med en $K_d=30$ og en $k=1e-4$ m/s vil det ta ca. 283 år før PFOS fra B7 har nådd østre grøft.

Utrekning av tid før grunnvann fra B7 når østre grøft ved flere K_d -verdier og $k=1e-4$ m/s.

Avstand	h1	h2	i (gradienten)	k (m/s)	k (m/år)	darcys hastighet (m/år)	eff porøs	reell hastighet (m/år)	K_d	Retardasjon	Tid til pfos har nådd østre grøft (år)
465	625.5	624	0.003225806	1.00E-04	3153.6	10.17290323	0.2	50.86451613	4	5	46
465	625.5	624	0.003225806	1.00E-04	3153.6	10.17290323	0.2	50.86451613	6.5	7.5	69
465	625.5	624	0.003225806	1.00E-04	3153.6	10.17290323	0.2	50.86451613	8	9	82
465	625.5	624	0.003225806	1.00E-04	3153.6	10.17290323	0.2	50.86451613	13.5	14.5	133
465	625.5	624	0.003225806	1.00E-04	3153.6	10.17290323	0.2	50.86451613	20	21	192
465	625.5	624	0.003225806	1.00E-04	3153.6	10.17290323	0.2	50.86451613	30	31	283