

Avinor AS

► Tiltaksplan for PFAS-forurensset grunn som følge av brannøving

Svalbard lufthavn Longyear

Nedlagt brannøvingsfelt

Oppdragsnr.: 5205614 Dokumentnr.: RIM-01-ENSB Versjon: E03 Dato: 2022-05-27



Oppdragsgiver: Avinor AS
Oppdragsgivers kontaktperson: Asbjørn Rasdal
Rådgiver: Norconsult AS, Kjørboveien 22, NO-1337 Sandvika
Oppdragsleder: Aina Marie Nordskog
Fagansvarlig: Lars Været og Annelene Pengerud
Andre nøkkelpersoner: Torgeir Isdahl, Audun Kvelstad

E03	2022-05-27	For godkjenning hos myndighet	Annelene Pengerud Lars Været Aina Marie Nordskog	Lars Været Aina Marie Nordskog Audun Kvelstad	Aina Marie Nordskog
B02	2022-05-03	For kommentar	Annelene Pengerud Lars Været Aina Marie Nordskog	Lars Været Aina Marie Nordskog Audun Kvelstad	Aina Marie Nordskog
A01	2022-04-29	For fagkontroll	Annelene Pengerud Lars Været Aina Marie Nordskog	Lars Været Aina Marie Nordskog Audun Kvelstad	Aina Marie Nordskog
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult AS. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

► Sammen drag

Bakgrunn

Det ble i 2018 utarbeidet en tiltaksplan for PFAS-forurensset grunn ved brannøvingsfeltene på Svalbard lufthavn, Longyear. Tiltaksplanen ble utarbeidet etter pålegg fra Sysselmannen på Svalbard, datert 26. mai 2016. Pålegget ble gitt samlet til Avinor AS, Longyearbyen lokalstyre og Store Norske Spitsbergen Kullkompani AS. Basert på vurdering av kostnad og forventet effekt for ulike tiltaksmetoder og tiltaksomfang, ble det for nedlagt brannøvingsfelt foreslått tiltak med tildekking av forurensede masser med konsentrasjon av PFOS/ Σ PFAS >100 $\mu\text{g/kg}$. Det foreslåtte tiltaket ville innebære tildekking av >90% av kjent forurensning i jord, og gi en tilsvarende reduksjon i forventet fremtidig spredningsmengde fra feltet.

Miljødirektoratet påla i 2021 Avinor å gjennomføre supplerende undersøkelser og utarbeide en ny tiltaksvurdering for nedlagt brannøvingsfelt (pålegg datert 04.06.2021). Dette med bakgrunn i at Miljødirektoratet ikke vurderte den foreslåtte løsningen med tildekking som «...et tilstrekkelig trygt og gjennomarbeidet forslag for å sikre miljøet i et langsiktig perspektiv». De pekte på at den foreslåtte løsningen i tiltaksplanen fra 2018 ikke var tilstrekkelig beskrevet til at det kunne pålegges tiltak. Forurensningen var heller ikke tilstrekkelig avgrenset i horisontal utbredelse, slik at det ville være behov for ytterligere undersøkelser for å kunne avgrense området som ville bli berørt av tiltak.

Norconsult har på oppdrag for Avinor gjennomført supplerende undersøkelser ved nedlagt brannøvingsfelt som grunnlag for utarbeidelse av revidert tiltaksplan for brannøvingsfeltet. I tiltaksplanen er det også innarbeidet resultater fra andre undersøkelser utført ved brannøvingsfeltet og i nærliggende resipienter de senere år. Tiltaksplanen er utarbeidet på skissenivå og vil brukes som grunnlag for senere detaljering og gjennomføring av tiltak ved brannøvingsfeltet.

Forurensningssituasjonen

Svalbard lufthavn ligger på vestsiden av Spitsbergen, ytterst i Adventfjorden, ca. 3-4 km fra Longyearbyen. Det eldste brannøvingsfeltet er lokalisert ca. 250 m øst for rullebanens østre ende. Sentralt er feltet flatt (ca. kote 16), med slakt skrånende terreng mot myrområde og sjø i nord, bratt skrånende terreng mot kullager og sjø øst for hestegård, samt bratt skrånende terreng mot bekkedal på motsatt side av Flyplassveien i sør.

Det er gjennom utførte undersøkelser tatt ut jordprøver for analyse av PFAS i totalt 67 prøvepunkter innenfor et areal på om lag 86 400 m², som da omfatter selve brannøvingsfeltet og nært tilgrensende områder. I tillegg er det utført prøvetaking for analyse av PFAS i 17 prøvepunkter på kullager øst for brannøvingsfeltet.

De høyeste konsentrasjonene av Σ PFAS er påvist i masser fra øvre 0-1 m sentralt på brannøvingsfeltet. Det er i den sentrale delen påvist konsentrasjoner av Σ PFAS >500 $\mu\text{g/kg}$ i de fleste prøvepunkter, med høyeste påviste konsentrasjon på 22 900 $\mu\text{g/kg}$. Resultatene viser gjennomgående avtakende konsentrasjoner i masser fra 1 m dybde og ned til permafrost. Det er også påvist gjennomgående lavere konsentrasjoner mot yttergrenser av undersøkt område, og forurensningen vurderes i stor grad som avgrenset til konsentrasjoner av Σ PFAS <150 $\mu\text{g/kg}$ i sørlig, nordlig og østlig retning.

Det er for område ved nedlagt brannøvingsfelt beregnet en total mengde Σ PFAS på 32,3 kg fordelt på et totalt volum masser på 49 645 m³. Størst mengde er beregnet for dybdeintervall 0 - 1 m med en beregnet mengde Σ PFAS på 27,8 kg, fordelt på et totalt volum masser på 35 075 m³. Om lag 90% av total mengde PFAS ligger i område med interpolert gjennomsnittskonsentrasjon >150 $\mu\text{g/kg}$.

Resultater fra utførte undersøkelser viser at det forekommer spredning av PFAS fra brannøvingsfeltet til det terrestriske og marine miljø nedstrøms brannøvingsfeltet. Det er beregnet en spredningsmengde for Σ PFAS

på om lag 15 g/år, hvor spredningen i all hovedsak skjer gjennom årets frostfrie periode (sommerperioden mai – september). Resultater fra utført prøvetaking av vann i relevante spredningsveier viser stor variasjon i konsentrasjonsnivåer, men med enkelte svært høye konsentrasjoner i vannstrømmer på kullager øst for brannøvingsfeltet. De høyeste konsentrasjonene er imidlertid i stor grad påvist under forhold med liten avrenning, og representerer i så måte ikke nødvendigvis en større spredningsmengde.

Resultater fra utførte undersøkelser av sediment, vann og biota i resipient Adventfjorden, tilsier også at avrenning fra brannøvingsfeltet bidrar til eksponering for og oppkonsentrering av PFAS hos arter i den marine næringskjeden.

Utførte beregninger av risiko for human helse som følge av eksponering for forurensningen ved nedlagt brannøvingsfelt tilsier at det ikke er risiko for human helse som følge av opphold ved lokaliteten dersom det legges til grunn at lokaliteten benyttes som den gjør i dag, men at det er overskridelser av grenseverdi for total eksponering (MTDI) for barn dersom det legges til grunn standardverdier for bruk som industriareal. Det understrekes her at de utførte beregningene representerer risiko knyttet til opphold på lokaliteten under dagens situasjon og etter gjennomføring av et fremtidig oppryddingstiltak på brannøvingsfeltet. Beregningene sier ikke noe om risiko knyttet til opphold på lokaliteten bakover i tid, eller i den perioden brannøvingsfeltet var i bruk.

Foreslått tiltak

Basert på en gjennomgang av forurensingssituasjonen, aktuelle tiltaksmetoder og tilhørende kostnader, er det foreslått et tiltak med oppgraving og ekstern deponering av alle masser med konsentrasjon av Σ PFAS >500 $\mu\text{g/kg}$. Det er for foreslått tiltaksgrense beregnet en betydelig mengde PFAS (27,9 kg) innenfor et volum masser på 17 800 m^3 , noe som gir en kost/effekt for tiltaket på 2,5 MNOK/kg PFAS. Basiskostnad for tiltaket er anslått til 69,6 MNOK. Det foreslåtte tiltaket vil innebære at om lag 86% av kjent mengde forurensning fjernes fra lokaliteten (27,9 kg av totalt 32,3 kg), og vil gi en beregnet reduksjon i årlig spredningsmengde fra feltet på 90% sammenliknet med dagens situasjon.

En tiltaksgrense på 500 $\mu\text{g/kg}$ vil medføre en gjenværende mengde på om lag 4,4 kg PFAS etter tiltak. Til sammenlikning vil en tiltaksgrense på 150 $\mu\text{g/kg}$ gi en gjenværende mengde på 2,1 kg PFAS. Dette vil da være en større gjennliggende mengde som vil kunne bidra til en større fremtidig spredning over tid, sammenliknet med gjennliggende mengder ved lavere tiltaksgrenser. Merkostnaden for et gravetiltak ved tiltaksgrense 150 $\mu\text{g/kg}$ sammenliknet med 500 $\mu\text{g/kg}$ vurderes imidlertid som uforholdsmessig høy (44 MNOK for å fjerne 2,3 kg PFAS).

Andre vurderte tiltaksalternativer, så som eksempelvis innkapsling eller tildekking av masser, kommer ut med en lavere total kostnad og kost/effekt for en tiltaksgrense på 150 $\mu\text{g/kg}$, men usikkerhetene knyttet til disse tiltaksmetodene, særlig under gjeldende forhold på Svalbard, gjør at det vurderes som mer hensiktsmessig å gå for et tiltak med oppgraving og deponering med en høyere tiltaksgrense. Et tiltak med vasking av masser vurderes som lite egnet for massene på nedlagt brannøvingsfelt. Erfaringer fra testforsøk utført med masser fra andre brannøvingsfelt (Arlanda og Bergen) tilsier at det kan være vanskelig å oppnå tilstrekkelig lave konsentrasjoner etter vasking av masser fra denne type lokaliteter. På brannøvingsfeltet på Svalbard har man også et betydelig innslag av kullmateriale i massene, noe som ytterligere forventes å bidra til å gjøre massene mindre egnet for vasking.

Det forventes at gjennomføring av et tiltak som fjerner en såpass betydelig mengde PFAS fra lokaliteten, på sikt vil bidra en forbedret tilstand i resipient Adventfjorden, som igjen vil gi redusert risiko som følge av oppkonsentrering av PFAS i den marine næringskjeden. Reduserte spredningsmengder fra brannøvingsfeltet vil også over tid gi redusert risiko for terrestriske arter som lever i tilknytning til myrområdene nedstrøms brannøvingsfeltet.

► Innhold

1	Innledning	7
1.1	Bakgrunn	7
1.2	Per- og polyfluorete forbindelser (PFAS)	8
1.2.1	<i>Generelt</i>	8
1.2.2	<i>Klassifisering og grenseverdier</i>	9
2	Lokalitetsbeskrivelse	12
2.1	Lokalisering og eierforhold	12
2.2	Historikk og bruk av brannøvingsfeltet	13
2.3	Grunnforhold	13
2.4	Avrenningsforhold og resipienter	13
2.5	Naturmangfold	16
2.5.1	<i>Terrestriske naturverdier</i>	16
2.5.2	<i>Marine naturverdier</i>	18
2.6	Kulturminner	19
3	Utførte undersøkelser	21
3.1	Delprosjekt 2 og risikovurdering	21
3.2	Tiltaksrettede undersøkelser 2016-2017	21
3.3	Supplerende undersøkelser 2021	21
3.4	Miljøovervåkning 2013-2021	22
3.5	Andre undersøkelser	22
4	Oppsummering av resultater	24
4.1	Jord	24
4.2	Vann	31
4.3	Sediment	34
4.4	Biota	34
5	Mengder i jord	36
5.1	Metode og forutsetninger	36
5.2	Interpolert konsentrasjonsfordeling	37
5.3	Bregnede mengder	40
6	Spredningsmengder	46
6.1	Beregningsverktøy	46
6.2	Utlekking	46
6.3	Bregnede spredningsmengder	47
7	Risikovurdering av dagens forurensningssituasjon	49
7.1	Risiko for human helse	49
7.1.1	<i>Kunnskapsgrunnlag</i>	49

7.1.2	Aktuell eksponering	50
7.1.3	Beregningsverktøy	50
7.1.4	Beregning basert på standardverdier	52
7.1.5	Beregning basert på aktuell eksponering	52
7.2	Økologisk risiko	53
8	Aktuelle tiltaksmetoder	56
8.1	Oppgraving med ekstern deponering	56
8.2	Vasking av masser	57
8.3	Tildekking	57
8.4	Innkapsling	60
9	Kostnadsberegninger	63
9.1	Metode og forutsetninger	63
9.2	Kostnader	66
10	Foreslått tiltaksalternativ	67
10.1	Miljømål	67
10.2	Foreslått tiltak og akseptkriterier	67
10.3	Gjennomføring av tiltak	69
10.3.1	Risiko for spredning og avbøtende tiltak	69
10.3.2	Vann i gravegrop under anleggsarbeider	69
10.3.3	Overordnet plan for massedisponering	70
11	Fremdrift	73
11.1	Planlagte bygge- og graveprosjekter	73
11.2	Fremdriftsplan	73
12	Overvåkning under og etter tiltak	74
12.1	Overvåkning i anleggsfase	74
12.2	Oppfølgende overvåkning	75
13	Referanser	76
14	Vedlegg	80
Vedlegg A	Kartlegging av naturverdier ved nedlagt brannøvingsfelt 2021	
Vedlegg B	Fremdriftsplan tiltaksgjennomføring	
Vedlegg C	Berørte parter	

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Det ble i 2018 utarbeidet en tiltaksplan for PFAS-forurensset grunn ved brannøvingsfeltene på Svalbard lufthavn, Longyear [1]. Tiltaksplanen ble utarbeidet etter pålegg fra Sysselmannen på Svalbard, datert 26. mai 2016 [2]. Pålegget ble gitt samlet til Avinor AS, Longyearbyen lokalstyre og Store Norske Spitsbergen Kullkompani AS. Pålegget ble gitt med bakgrunn i rapport fra miljøtekniske grunnundersøkelser utført i 2011-2012 [3], samt resultater fra Avinors miljøovervåkning ved lufthavnen.

Det ble i tiltaksplanen vurdert tre ulike tiltaksalternativer for nedlagt brannøvingsfelt ved Svalbard lufthavn, herunder 1) oppgraving med deponering på fastlandet, 2) tildekking for å hindre infiltrasjon gjennom forurensede masser, og 3) oppgraving med vasking av masser i mobilt vaskeanlegg, med tilbakelegging etter vasking. Det ble gjort vurderinger for tre ulike tiltaksomfang for hvert tiltaksalternativ, hvor omfanget ble definert ut fra gjennværende konsentrasjon av PFOS/ Σ PFAS i masser utenfor tiltaksområdet (hhv. 30 $\mu\text{g/kg}$, 100 $\mu\text{g/kg}$ og 500 $\mu\text{g/kg}$) [1].

Basert på vurdering av kostnad og forventet effekt for ulike tiltaksmetoder og tiltaksomfang, ble det for nedlagt brannøvingsfelt foreslått tiltak med tildekking av forurensede masser med konsentrasjon av PFOS/ Σ PFAS >100 $\mu\text{g/kg}$. Det foreslåtte tiltaket ville innebære tildekking av >90% av kjent forurensning i jord, og gi en tilsvarende reduksjon i forventet fremtidig spredningsmengde fra feltet [1].

Miljødirektoratet påla i 2021 Avinor å gjennomføre supplerende undersøkelser og utarbeide en ny tiltaksvurdering for nedlagt brannøvingsfelt (pålegg datert 04.06.2021) [4]. Dette med bakgrunn i at Miljødirektoratet ikke vurderte den foreslåtte løsningen med tildekking som «...et tilstrekkelig trygt og gjennomarbeidet forslag for å sikre miljøet i et langsiktig perspektiv». De pekte på at den foreslåtte løsningen i tiltaksplanen fra 2018 ikke var tilstrekkelig beskrevet til at det kunne pålegges tiltak. Forurensningen var heller ikke tilstrekkelig avgrenset i horisontal utbredelse, slik at det ville være behov for ytterligere undersøkelser for å kunne avgrense området som ville bli berørt av tiltak.

I henhold til pålegget fra 2021 skal det utføres supplerende undersøkelsene for å gi informasjon om følgende [4]:

1. Avgrensning av forurensningen i dybde og utbredelse
2. Avklare spredningsveier fra brannøvingsfeltet
3. Avklare spredning av forurensning, herunder spredning til Hotellneset og avgrensning av forurensning ved Hotellneset
4. Ytterligere biotaprøver for å bedre kunne vurdere lokal påvirkning
5. PFAS-undersøkelser med analyser av forbindelsene listet opp i vedlegg 2
6. Risikovurdering med hensyn på spredning, helse og terrestrisk miljø
7. Kartlegging av naturmangfold og kulturminner i berørt område

Videre skal den nye tiltaksvurderingen inneholde ytterligere informasjon om følgende:

8. Vurdering av påvirkning på naturmangfold og kulturminner
9. Beskrivelse av de mulige tiltaksmetodene, inklusive negativ påvirkning på miljøet
10. Ny vurdering av kost/nytte
11. Ytterligere vurderinger av akseptkriterier og av mulige tiltak
12. Ny tiltaksplan/tiltaksvurdering med foretrukket og alternative tiltaksmetoder

Norconsult har på oppdrag for Avinor gjennomført supplerende undersøkelser ved nedlagt brannøvingsfelt som grunnlag for utarbeidelse av revidert tiltaksplan for brannøvingsfeltet. I tiltaksplanen er det også innarbeidet resultater fra andre undersøkelser utført ved brannøvingsfeltet og i nærliggende resipienter de senere år. Tiltaksplanen er utarbeidet på skissenivå og vil brukes som grunnlag for senere detaljering og gjennomføring av tiltak ved brannøvingsfeltet.

1.2 Per- og polyfluoreerte forbindelser (PFAS)

1.2.1 Generelt

Per- og polyfluoreerte stoffer, PFAS, er en stor gruppe organiske forbindelser med vann- og fettavvisende egenskaper. PFAS har vært benyttet blant annet i brannslukningsskum, og benyttes i impregnering av tekstiler, skismøring, matemballasje mfl. Stoffgruppen inneholder blant andre forbindelsene PFOS, PFOA, langkjedete perfluoreerte syrer (C9-PFCA – C14 PFCA), PFHxS, PFBS, PFHxA og HFPO-DA (GenX) som er på Miljødirektoratets prioritetsliste. Prioritetslisten er en liste over miljøgifter som regnes for å utgjøre en alvorlig trussel mot helse og miljø, og med nasjonal målsetning om å stanse bruk og utslipp av stoffene. Stoffene er tungt nedbrytbare, hoper seg opp i næringskjeden, og kan være giftige for organismer [5].

Forbindelsene PFOS og PFOA er i dag strengt regulert gjennom europeisk regelverk (EUs POPs-forordning og Reach), og det er internasjonale forbud mot bruk av disse [5] [6]. Det er imidlertid for både PFOS og PFOA noen unntak fra forbudene, og det er satt en grense for hvilket innhold det kan være av stoffene uten at de omfattes av forbudene (produktforskriften) [6]. Det er foreslått forbud mot forbindelsene PFHxS og PFHxA er i Reach regelverket, og Miljødirektoratet med flere har tatt initiativ til et generelt forbud mot PFAS-forbindelser [5].

European Food Safety Authority (EFSA) fastsatte i en risikovurdering som kom i desember 2018 nye midlertidige tålegrenser for stoffene PFOA og PFOS. For PFOS og for PFOA var midlertidig tålegrense (gitt som TWI - tolererbart ukentlig inntak) satt til henholdsvis 13 og 6 ng/kg kroppsvekt per uke (omregnet til TDI PFOS $13/7 = 1,86$ ng/kg kroppsvekt /dag PFOA $6/7 = 0,86$). Tålegrensene var midlertidige på bakgrunn av spørsmål i vurderingen som var uavklarte, og at det skulle gjøres en vurdering om å innføre samlede tålegrenser for flere PFAS-forbindelser [7] [8].

I september 2020 fastsatte EFSA ny TWI for summen av forbindelsene PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS på 4,4 ng/kg kroppsvekt per uke ($4,4/7 = 0,63$ ng/kg kroppsvekt per dag) [9]. Basert på den nye tålegrensen utførte Folkehelseinstituttet (FHI) en vurdering av hvilke nivåer av PFAS i fisk og drikkevann som utgjør en økt helserisiko [10]. Vurderingen angir makskonsentrasjoner for summen av forbindelsene PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS i fisk og drikkevann uten at TWI overskrides. Inntak fra øvrig kosthold og andre eksponeringskilder for forbindelsene er tatt med i vurderingen. For kvinner og barn overskrides TWI for summen av forbindelsene PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS fra øvrig kosthold, og det er derfor ikke beregnet makskonsentrasjoner i fisk eller drikkevann.

I desember 2020 vedtok EU et nytt drikkevannsdirektiv og grenseverdien for PFAS der er satt til 100 ng/l [11]. I desember 2020 advarte videre Mattilsynet mot å spise fisk og drikke vann fra ferskvann og vassdrag i nærheten av lufthavner. Bakgrunnen for advarselen er at ferskvannsresipienter og fisk i nærheten av lufthavner kan være forurensset av PFAS-forbindelser [12].

1.2.2 Klassifisering og grenseverdier

1.2.2.1 Jord

Normverdier, tilstandsklasser og akseptkriterier

Miljødirektoratet har ikke satt tilstandsklasser for Σ PFAS i jord, og det er kun PFOS som har en normverdi. Normverdien for PFOS er 100 $\mu\text{g/kg}$ [13]. Denne normverdien er under utredning, og det forventes en ny og lavere normverdi. Verdien kan bli så lav som 2 $\mu\text{g/kg}$ [14].

Grensen for når masser forurensset med PFOS/PFOA klassifiseres som farlig avfall er i avfallsforskriften satt til 3000 mg/kg [15]. For PFOS gjelder imidlertid også grenseverdi på 50 mg/kg for det som må destrueres i henhold til produktforskriftens kapittel 4 (POPs forordningen). Denne gjelder da foran grenseverdi i avfallsforskriften.

Det er heller ikke satt generelle akseptkriterier for konsentrasjoner av Σ PFAS i jord. En stedsspesifikk risikovurdering, kost/effekt og samlet miljønytte av tiltak vil være styrende for hvilken konsentrasjonsgrense akseptkriteriet ved en PFAS-forurensset lokalitet vil få.

Konsentrasjonsintervaller

I denne rapporten er det brukt betegnelsen lave/moderate konsentrasjoner av Σ PFAS for masser som har innhold over rapporteringsgrensen (LOQ) og under 150 $\mu\text{g/kg}$. For konsentrasjonsinndeling er det benyttet de samme syv konsentrasjonsintervallene ($\mu\text{g/kg}$) som er gitt i Miljødirektoratets pålegg om samlet vurdering av PFOS-forurensning ved Avinors lufthavner [16]. Konsentrasjonsintervallene er vist med farger i Tabell 1-1. Det er benyttet den samme inndelingen for PFOS og for Σ PFAS.

Tabell 1-1: Konsentrasjonsintervaller for innhold av PFOS og Σ PFAS i jord.

Konsentrasjoner i jord ($\mu\text{g/kg}$)
<3
3-30
30-150
150-500
500-1 000
1 000-3 000
>3 000

1.2.2.2 Vann og sediment

Miljøkvalitetsstandarder

Miljøkvalitetsstandarder i vann og sediment er kun satt for PFOS og dets derivater og PFOA (Tabell 1-2). Med hensyn på kroniske effekter ved langtidseksponering, er miljøkvalitetsstandard AA-EQS (årlig gjennomsnittsverdi) for PFOS og dets derivater i ferskvann og kystvann satt lavt. På bakgrunn av at PFOS er lite akutt toksisk er MAC-EQS (maksimal verdi) satt til en mye høyere verdi. For PFOA i vann og sediment er det kun gitt AA-EQS, denne er for vann lik for ferskvann og kystvann [17].

Tabell 1-2: Miljøkvalitetsstandarder for PFOS og PFOA i ferskvann og kystvann [17].

Vann	AA-EQS ferskvann	MAC-EQS ferskvann	AA-EQS kystvann	MAC-EQS kystvann
PFOS	0,65 ng/l	36 000 ng/l	0,13 ng/l	7 200 ng/l
PFOA	9 100 ng/l	-	9 100 ng/l	-
Sediment	AA-EQS ferskvann	MAC-EQS ferskvann	AA-EQS kystvann	MAC-EQS kystvann
PFOS	2,3 µg/kg	360 µg/kg	0,23 µg/kg	72 µg/kg
PFOA	713 µg/kg	-	71 µg/kg	-

Konsentrasjonsintervaller

I denne rapporten er det for konsentrasjonsinndeling av innhold av Σ PFAS i vann benyttet åtte konsentrasjonsintervaller (ng/l) som gitt med farger i Tabell 1-3. Nedre konsentrasjonsgrense tilsvarer AA-EQS for ferskvann, og øvre grense tilsvarer MAC-EQS for ferskvann (Tabell 1-2).

Tabell 1-3: Konsentrasjonsintervaller for innhold av PFOS og Σ PFAS i vann.

Konsentrasjoner i vann (ng/l)
<0,65
0,65-30
30-300
300-1 000
1 000-3 000
3 000-10 000
10 000-36 000
>36 000

1.2.2.3 Biota

Miljøkvalitetsstandarder

Miljøkvalitetsstandard i organismer er kun satt for PFOS (og dets derivater) i fisk. For PFOS er EQS-verdi i fisk satt til 9,1 µg/kg våtvekt (målt i muskel). Denne EQS verdien er basert på 10 % av tålegrensen (TDI - tolererbart daglig inntak) for PFOS som av EFSA i 2008 ble satt til 150 ng/kg kroppsvekt /dag [18].

I en risikovurdering som kom i 2018 fastsatte EFSA nye midlertidige tålegrenser for stoffene PFOA og PFOS. Midlertidig tålegrense (gitt som TWI - tolerabelt ukentlig inntak) for PFOS er 13, og for PFOA 6 ng/kg kroppsvekt per uke (omregnet til TDI: PFOS (13/7 =) 1,86 ng/kg og PFOA (6/7 =) 0,86 ng/kg kroppsvekt per dag). Tålegrensene var midlertidige på bakgrunn av at det er spørsmål i vurderingen som var uavklarte, og at det skulle gjøres en vurdering om å innføre samlede tålegrenser for flere PFAS-forbindelser [19] [8].

I 2020 fastsatte EFSA ny TWI for summen av forbindelsene PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS på 4,4 ng/kg kroppsvekt per uke (4,4/7 = 0,63 ng/kg kroppsvekt per dag) [9].

Nye TWI/TDI verdier kan ha innvirkning på eller føre til endring av EQS-verdier. Resipienter og biota som til nå ikke har blitt regnet som betydelig påvirket av PFAS-forurensning kan derfor få endret status.

Konsentrasjonsintervaller

I denne rapporten er det for konsentrasjonsinndeling av Σ PFAS i biota benyttet fire konsentrasjonsintervaller ($\mu\text{g/kg}$ våtvekt) som gitt med farger i Tabell 1-4. Øvre konsentrasjonsgrense tilsvarer EQS biota.

Tabell 1-4: Konsentrasjonsintervaller for innhold av Σ PFAS i biota.

Konsentrasjoner i biota ($\mu\text{g/kg}$)
<LOQ
LOQ-5
5-9,1
>9,1

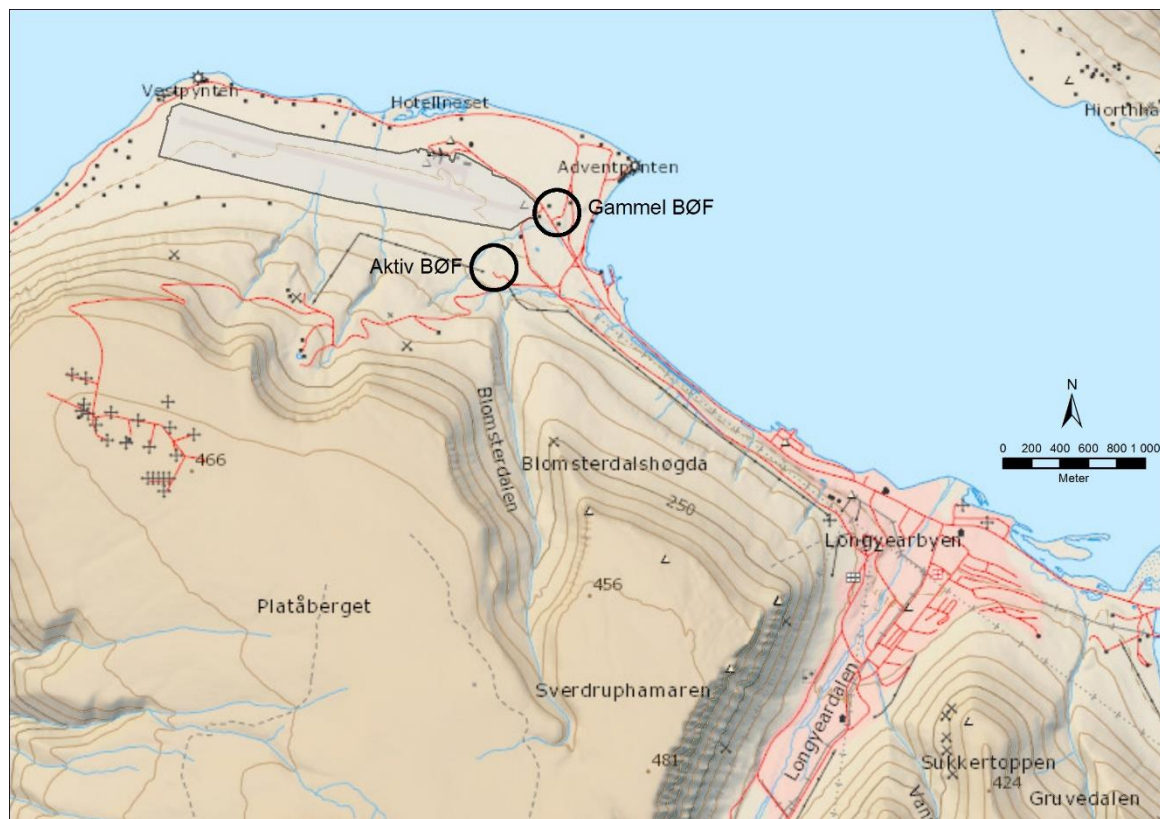
2 Lokalitetsbeskrivelse

2.1 Lokalisering og eierforhold

Svalbard lufthavn, Longyear (heretter kalt Svalbard lufthavn), ligger på vestsiden av Spitsbergen, ytterst i Adventfjorden, ca. 3-4 km fra Longyearbyen (Figur 2-1). Lufthavnen ble åpnet i 1975 og eies og driftes av Avinor. Brannøvingsfeltene er lokalisert utenfor Avinors område (Figur 2-1) og eies og driftes av Longyearbyen lokalstyre ved brann og redning, mens det er Nærings- og fiskeridepartementet (NFD) som er grunneier.

Samferdselsdepartementet leier/disponerer grunnen etter eldre avtale. Store Norske Spitsbergen Kullkompani (SNSK) var tidligere grunneier for begge brannøvingsfeltene, men forvalter nå grunnen på vegne av NFD. Sysselemannen ga tillatelse til virksomhet for brannøvingsfelt og brannøvingsaktiviteter i Longyearbyen den 26. mai 2008. Tillatelsen ble gitt til Longyearbyen brann og redning hvor SNSK og Avinor AS er definert som medeiere. Alle tre aktører har benyttet både nedlagt og aktivt brannøvingsfelt til ulike typer brannøving.

Det eldste brannøvingsfeltet er lokalisert ca. 250 m øst for rullebanens østre ende. Sentralt er feltet flatt (ca. kote 16), med slakt skrånende terreng mot myrområde og sjø i nord, bratt skrånende terreng mot kullager og sjø øst for hestegård, samt bratt skrånende terreng mot bekkedal på motsatt side av Flyplassveien i sør.



Figur 2-1: Oversiktskart for Svalbard lufthavn, Longyear, med beliggenhet i forhold til Longyearbyen. Lufthavnen (Avinors område) er angitt med grå ramme, og omtrentlig plassering av aktivt og nedlagt brannøvingsfelt (BØF) utenfor lufthavnen er angitt med sirkler. Kartunderlag er hentet fra Norsk Polarinstitutt (<http://geodata.npolar.no/>).

2.2 Historikk og bruk av brannøvingsfeltet

Det nedlagte brannøvingsfeltet ble tatt i bruk midt på 1970-tallet, sannsynligvis 1975 da lufthavnen åpnet. Det skal ifølge informasjon i tidligere rapporter ha vært et stålkar for brennbar væske (ø 5-6 m) etablert rett på grunnen [20]. Det foreligger ingen informasjon om ev. tett plate eller oppsamlingssystem, og det antas infiltrasjon direkte til grunnen. Grunnen sentralt på feltet består av sandig grus, dels også steinfraksjon, og aktivt lag (dvs. det øvre jordlaget som tiner om sommeren) fremstår derfor svært permeabelt. Det var øvingsaktivitet på feltet frem til 2000. I perioden 2000-2004, frem til det nye feltet åpnet, ble øvelser utført på fastlandet. Feltet hadde flere brukere med uklare driftsforhold, men det er kjent at feltet er benyttet til øvingsaktivitet av Avinor, Longyearbyen lokalstyre og Store Norske Spitsbergen kullkompani (SNSK) [1].

2.3 Grunnforhold

Svalbard lufthavn og det nedlagte brannøvingsfeltet er anlagt på en delvis utfylt morenerygg som ligger med en relativt bratt kant mot nedenforliggende arealer. Flyplassområdet grenser til et plantefredningsområde. Deler av rullebanen er gravd noe ned i terrenget. Løsmassene under og langs rullebanen består av morenemasser av varierende sammensetning; hovedsakelig sandig og siltig morene [1].

Svalbard har et arktisk klima der permafrosten er karakteristisk. Basert på observasjoner under utførte undersøkelser varierer dyp til permafrost mellom 0,5 - 2,5 m på område for nedlagt brannøvingsfelt. Over permafrosten ligger *det aktive laget*, som er definert som det øverste jordlaget som tiner gjennom sommerperioden.

2.4 Avrenningsforhold og resipienter

Avrenningen fra det nedlagte brannøvingsfeltet går dels i nordøstlig retning via sør-nordgående overvannsgrøft mot sjø, og dels i sør-vestlig retning mot bekkeløp sørvest for Flyplassveien. Det er også antatt diffus spredning i grunnen gjennom område for kullager i øst. Ut fra topografiske forhold antas hoveddelen av avrenningen fra feltet å gå mot nordøst og øst (Figur 2-2).

Avrenningen fra feltet skjer i hovedsak gjennom sommerperioden, hvor største andel av total årsavrenning skjer i form av snøsmelting om våren. Mye av avrenningen skjer da som overflateavrenning mens grunnen fortsatt er frossen, og hvor avrenningsvannet i mindre grad vil være i kontakt med forurensede masser i grunnen. Under slike perioder dannes ofte større ansamlinger av smeltevann på områdene nedstrøms brannøvingsfeltet (se øverste bilder i Figur 2-3).

Etter smelteperioden skjer avrenningen i større grad diffust via grunnen. Avrenningen skjer da dels gjennom definerte vannveier, så som overvannsgrøft mot nordøst og bekkeløp mot sørvest, men også gjennom mindre, diffuse vannsig som kommer til syne på terrengoverflaten på områdene nedstrøms brannøvingsfeltet (se nederste bilder i Figur 2-3). En del av den diffuse spredningen i grunnen forventes på permafrostens lite permeable overflate, og strømningsretning/strømningsveier forventes å variere gjennom perioden med tining. Under sjaktning for prøvetaking av jord er det gjort observasjoner av dyp til permafrost i perioder med forventet maksimal mektighet for det aktive laget. Basert på disse observasjonene forventes en vesentlig del av den diffuse avrenningen å gå mot øst under slike forhold, noe som samsvarer med observasjoner av vannsig som kommer ut på overflaten i dette området hvor dyp til permafrost er liten.



Figur 2-2: Antatt avrennings- og spredningsmønster fra nedlagt brannøvingsfelt. Figur modifisert etter [1].



Figur 2-3: Øverste bilder: Stillestående vann i myrområde ved Gml. BØF nedstr. (venstre) og stor ansamling av smeltevann på overflaten av Kullager Sør som observert i juni 2017 (høyre). Nederste bilder: Vannutslag og strømningsveier på kullageret, her som observert under forhold med lite vann på Kullager Midt (venstre) og Kullager Sør (høyre) i september 2016. Figur hentet fra [1].

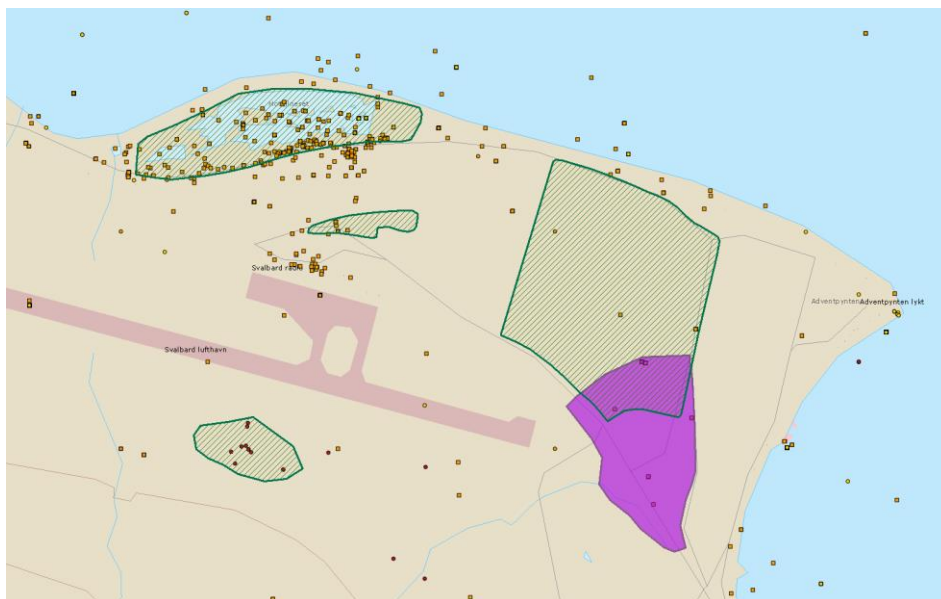
Adventfjorden er resipient for avrenning fra brannøvingsfeltet. Fjorden er om lag 7 km lang, 3-5 km bred, og 60-70 m dyp. Adventfjorden er en sidefjord til den større Isfjorden. Adventfjorden mottar store mengder erodert siltmateriale fra breer og elver, og de biologiske forholdene er i stor grad typiske for fjorder med høy sedimentasjonsrate, med unntak for områder nært utslippspunkt for avløpsvann fra bosettinger [21]. Adventfjorden er i stor grad påvirket av menneskelig aktivitet, og en rekke resipientundersøkelser har vist at sjøbunnen har vært betydelig påvirket av organisk avrenning fra Longyearbyen over mange år. Fjorden mottar i dag urensset sanitærvann og kvernet matavfall fra bosettingen, og i tillegg påvirkes området av andre utslipp, som skipstrafikk, avrenning fra lufthavnen, industri og langtransportert forurensning [22] [21].

Resultater fra resipientundersøkelse utført i 2020 viste *god* og *svært god* tilstand for bunnfauna ved alle stasjoner, med unntak for stasjon like ved utslippspunkt for avløpsvann der tilstanden for bunnfauna var *dårlig*. Analyser av miljøgifter i sedimentet viste *god* og *svært god* tilstand for tungmetaller og tribytultinn (TBT), og *moderat* tilstand for polyaromatiske hydrokarboner (PAH) ved alle stasjoner. Det ble ikke analysert for PFAS i denne undersøkelsen. Dybdeprofiler for vanntemperatur, saltholdighet, oksygen og turbiditet viste at vannet i fjorden har en saltholdighet som er typisk for vann i sørlige deler av Barentshavet, men med noe lavere saltholdighet i øvre 5-10 m grunnet ferskvannspåvirkning (smeltevann fra breer). Målingene viste god oksygenmetning i hele vannsøylen [21].

2.5 Naturmangfold

2.5.1 Terrestriske naturverdier

Det nedlagte brannøvingsfeltet overlapper med en tidligere registrert naturtypelokalitet tidligere beskrevet som en kalkrik utforming av *Arktisk alpin grunn våtmark*. Lokaliteten har både tørre partier med kalkrik hei og rabber, fuktigere partier med myr og snøleier, og områder med skrotemark. Spesielt for lokaliteten er at den antagelig sjeldne arten polarsjampinjong (NE) har en av sine få kjente forekomst på Svalbard akkurat i dette området. Lokaliteten er tidligere vurdert som *Viktig* (B) etter datidens verdivurderingssystem.

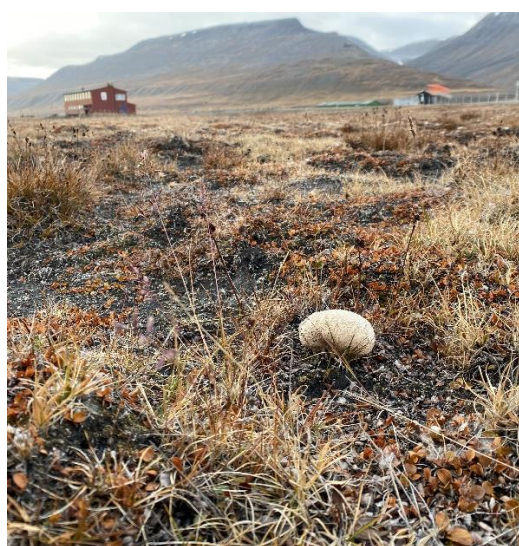


Figur 2-4: I kartet vises tidligere registrerte viktige naturtyper (grønn skravur), rødlistearter (ulike punkt) og område for nedlagt brannøvingsfelt (lilla).

Det ble i august 2021 gjennomført en mer detaljert kartlegging for å vurdere naturverdiene på område for nedlagt brannøvingsfelt. Resultater fra kartleggingen viste at det særlig er området like nord for brannøvingsfeltet som utmerket seg som særlig verdifullt (delområde 6 i Figur 2-5). Vegetasjonen i dette området består av en artsrik reinrosehei med en rekke interessante plantearter. Den svært spesielle polarsjampinjongen som er kjent fra Hotellneset, ble også funnet (Figur 2-6). Også delområde 7, som er et fuktområde dannet av vegfyllingen og grøfta langs veien, skiller seg også ut som artsrikt med forekomst av en rundmose som antagelig er den rødlistede arten polarrundmose (EN).



Figur 2-5: Delområder for utført kartlegging av vegetasjon ved nedlagt brannøvingsfelt. Rød farge angir verdi stor verdi og oransje middels verdi.



Figur 2-6: Nord for brannøvingsfeltet finnes verdifulle naturtyper med en rekke spesielle arter for kalkrik arktisk tundra. Til høyre den svært sjeldne arten polarsjampinjong.

Lenger sør er den menneskelige påvirkningen sterkere. Store deler av arealet består av utfyllinger, skrotemark og tykke lag med kullstøv. Flere steder har enkelte av de samme plantene som finnes oppe i de uberørte heiene klart å etablere seg fåtallig og spredt. Her ble det ikke funnet polarsjampinjong. Delområde 5 ble vurdert til å være i best forfatning, mens sentralområdene 1,2 og 4 stort sett var skrotemark, fyllinger eller nærmest rene jordsmonn av kullstøv. Et intakt bekkeløp med fin fuktvegetasjon ble avgrenset som delområde 3.

Det vises til notat i Vedlegg A for nærmere beskrivelser av utført kartlegging og beskrivelse av naturverdier ved nedlagt brannøvingsfelt.

2.5.2 *Marine naturverdier*

De marine naturtypene i sjøen i nærområdet til lufthavnen er lite kartlagt, og det er ikke funnet noen naturtyperegistreringer i offentlige databaser. Basert på biotaundersøkelser utført i 2016-2017 [1], samt med bakgrunn i tilgjengelig informasjon om marint naturmiljø og påvirkning i Adventfjorden, er det imidlertid gjort noen vurderinger av biota og sjøområdene i strandsonen utenfor brannøvingsfeltet.

Langs sjøen nedenfor brannøvingsfeltet finnes et sammenhengende fjærområde fra Vestpynten og Hotellneset, til Adventpynten. Naturtyper her er grus- og sandstrand i littoralsonen som er et viktig leveområde for sjøfugl og en rekke arter strandbiota i fjæra, og ut i sjøen finnes tareskog, som ligger i grensen til tidevannssonen som er et viktig oppvekstområde for fisk og skalldyr. Littoralsonen på Svalbard kan grovt deles i hardbunnsområder og bløtbunnsområder, og faktorer som topografi, substrat (sand, mudder leire, rullestein, fjell), eksponering for vind og bølger, tidevannsamplitude og grad av isskuring avgjør littoralsonens egenskaper og arts mangfold. Det er vist at hardbunnsamfunnene i strandsonen er relativt fattige på biota, og årsaken kan være isskuring, men faktorer som bølgeaktivitet og begrensede næringsforhold kan også være medvirkende til dette [22].

På fastlandet er det en mer eller mindre tydelig sonering av ulike typer av organismer nedover i dypet, men dette er ikke like tydelig på Svalbard. Littoralsonen er vanligvis et artsrikt område, men forekomst av arter er i arktiske områder er som tidligere nevnt i stor grad styrt av graden av isskuring. Dette er hovedårsaken til at det ikke forekommer fastsittende flerårsorganismer der, med unntak av lokaliteter som er beskyttet mot isskuring. I strandsonen er substratfordeling (blokkstrand, leirstrand, sandstrand, sand- og steinstrand, sand- og steinstrand m/enkeltblokker) av stor betydning for hvilke arter man kan finne [23]. I indre deler av Adventfjorden finnes et større ferskvannspåvirket mudderområde. Her har bunndyrsamfunnet en relativt lav diversitet [24] [25], noe som trolig skyldes at sedimentasjonen i området er høy grunnet tilførsler av partikler fra Adventelva.

Flora og fauna i littoralsonen på Svalbard kan grupperes i fire hovedsamfunn: 1) Børstemarksamfunn (Oligochaeta): Grus- og sandstrender med sediment i bevegelse, ofte eksponert for is og bølger. 2) Tangloppe I-samfunn (Onisimus): Tidevannsflater og brepåvirkede områder, 3) Tangloppe II-samfunn (Gammarus): Beskyttede strender med store, løse steiner, 4) Tang-/rursamfunn (Fucus–Balanus): Fast underlag og samfunn med høy biomasse og tetthet av arter, særlig langs vestkysten og i munningen av fjorder som er påvirket av atlantisk vann [23]. En rekke marine fiskearter er registrert i Adventfjorden, som vanlig ulke (*Myoxocephalus scorpius*) og glattulke *Gymnocanthus tricuspis*, lodde (*Mallotus villosus*), sild (*Clupea harengus*), skate (*Raja clavata*), torsk (*Gadus morhua*), hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) polartorsk (*Boreogadus saida*) og sei (*Pollachius virens*). Det er imidlertid ingen kjente gyteplasser for fisk i fjorden. I sommersesongen fra juni til november forekommer også laks (*Salmo salar*) og sjørøye (*Salvelinus alpinus*) i Adventfjorden.

Littoralsonen rett utenfor brannøvingsfeltet ved lufthavnen er av typen grus- og sandstrand med børstemarksamfunn, og med innslag av tang-/rur-samfunn i sublittoral sone i overgangen mot tareskogen utenfor tidevannsgrensen. Under biotainnsamlingen i 2016-2017 ble det samlet inn saueskjell, tangloppe, brun-/rødalge og rur i strandsonen her. Det ble i tillegg samlet inn fisk på to lokaliteter i sjøen utenfor brannøvingsfeltet. Av arter som ble påvist var vanlig ulke, polartorsk og skate [1].

2.6 Kulturminner

Det er ikke registrert kulturminner på selve brannøvingsfeltet, men deler av det nedlagte brannøvingsfeltet ligger innenfor sikringssonen til automatisk fredede kulturminner, id 160185-1 *Danskebrakka* og id 158513 *Kirkegård Hotellneset* (Figur 2-7 og Figur 2-8).

Den gamle kirkegården på Hotellneset er Longyearbyens eldste kirkegård, etablert av Arctic Coal Company. Kirkegården var i bruk fram til Store Norske anla kirkegård i Longyeardalen. Kirkegården ligger på en opphøyd flate, og er avgrenset av en hestegård mot nordvest. Ellers er kirkegården naturlig avgrenset av helning i terrenget. Sikringssonen til kirkegården er tidligere innskrenket gjennom ulike planarbeid. Det er i dag fire registrerte graver som er synlige på overflaten. Det kan finnes flere, ikke kjente graver, som ikke er synlig på overflaten, men ettersom kirkegårdens utstrekning er naturlig avgrenset av terrenget, er det ikke sannsynlig at det finnes graver utenfor lokalitetsavgrensningen (informasjon og vurdering mottatt fra Sysselmeisteren ifm. søknad om terrenginngrep [26]).

Danskebrakka er en Lenhovdbrakke (ferdighus) fra umiddelbart etter andre verdenskrig, og kan knyttes til gjenoppbyggingen etter krigen. Brakkene ble levert av den svenske ferdighusprodusenten Lenhovdaverken AB, og fantes tidligere i et relativt stort antall i flere av bosetningene på Svalbard. I dag er det kun noen veldig få som fortsatt er bevart (informasjon mottatt fra Riksantikvaren ifm. dispensasjonssøknad [27]).



Figur 2-7: Kartutsnitt som viser sikringssonen til berørte kulturminner, id 160185-1 Danskebrakka og id 158513 Kirkegård Hotellneset. Figur hentet fra [26].



Figur 2-8: Bilder som viser berørte kulturminner, id 160185-1 Danskebrakka (venstre) og id 158513 Kirkegård Hotellneset (høyre).

3 Utførte undersøkelser

3.1 Delprosjekt 2 og risikovurdering

De første undersøkelsene ved Avinors brannøvingsfelt ble utført i forbindelse med Avinors miljøprosjekt (DP2) i perioden 2010-2015. I perioden 2011-2012 gjennomførte Sweco og Cowi en innledende kartlegging av både gamle og aktive brannøvingsfelt med hovedfokus på PFOS i jord, og prøver av vann og biota ved noen av feltene. Det ble i denne forbindelse utført risikovurderinger av spredning av PFOS fra brannøvingsfeltene basert på Miljødirektoratets veileder 99:01 [28]. De innledende kartleggingene og risikovurderingene ble rapportert i en hovedrapport og egne DP2-rapporter for hver lufthavn [20] [29].

Ved nedlagt brannøvingsfelt på Svalbard lufthavn ble det som del av DP2-undersøkelsene i 2011 tatt 39 prøver fra 9 ulike borehull, samt overflateprøver fra ytterligere 8 punkter. Til sammen 16 prøver ble analysert, fordelt på overflateprøver (6), ulike dyp i borehull (5), samt prøver tatt ut like over tett lag (dvs. over permafrost) (5).

3.2 Tiltaksrettede undersøkelser 2016-2017

Det ble i 2016-2017 utført supplerende undersøkelser med prøvetaking av jord, vann, sediment og biota ved nedlagt og aktivt brannøvingsfelt ved Svalbard lufthavn. Disse undersøkelsene ble utført på bakgrunn av pålegg fra Sysselmannen på Svalbard om gjennomføring av supplerende undersøkelser og utarbeidelse av tiltaksplan for brannøvingsfeltene [2]. Undersøkelsene ble utført av Norconsult på oppdrag for Avinor, og resultater er rapportert som del av tidligere utarbeidet tiltaksplan for brannøvingsfeltene [1].

Undersøkelsene utført høsten 2016 omfattet prøvetaking av jord i 14 sjakter gravd ned til permafrost ved nedlagt brannøvingsfelt, samt 4 grunne håndgravde sjakter nedstrøms brannøvingsfeltet. Det ble analysert for PFAS i totalt 39 prøver fra sjaktene på brannøvingsfeltet, i tillegg til 4 prøver fra håndgravde sjakter ved kullageret øst og nordøst for feltet. Det ble i tillegg utført prøvetaking av vann, sediment og biota i relevante spredningsveier og resipienter for avrenning fra brannøvingsfeltet.

Supplerende undersøkelser sommeren 2017 omfattet prøvetaking av vann (stikkprøver og passive prøvetakere) ved nedlagt og aktivt brannøvingsfelt, samt fiskeundersøkelser i Adventfjorden nedstrøms brannøvingsfeltene.

3.3 Supplerende undersøkelser 2021

Det ble høsten 2021 utført supplerende prøvetaking av jord ved brannøvingsfeltet, da tidligere utførte undersøkelser ikke hadde gitt en tilstrekkelig avgrensning av forurensningen i horisontal utbredelse. Undersøkelsene omfattet prøvetaking i totalt 44 prøvepunkter, herunder 27 maskingravde sjakter (gravd ned til permafrost) og 17 prøvepunkter tatt med håndholdt jordbor. De manuelle prøvepunktene var hovedsakelig i myrområde nord for brannøvingsfeltet og i bekkeleie sørvest for feltet, og ble utført manuelt for å minimere inngrep og eventuelle skader på vegetasjon som følge av prøvetakingen. Undersøkelsene ble utført av Norconsult på oppdrag for Avinor.

Uttak av prøver ble gjort basert på observasjoner i sjaktene, så som vertikal fordeling av masser, sjiktinndeling og dybde til permafrost. Det ble for maskingravde sjakter tatt ut 1-2 prøver fra ulike dybdeintervall i det aktive laget, samt prøve fra overflaten av underliggende permafrost. For manuelle punkter ble det tatt ut en blandprøve fra hele den prøvetatte dybden (15-50 cm). Alle jordprøvene ble analysert for 30 enkeltforbindelser av PFAS, iht. krav i pålegg [4].

Det ble også som del av undersøkelsene høsten 2021 utført en kartlegging av vegetasjon på område for nedlagt brannøvingsfelt, med særlig fokus på myrområde nord for feltet og bekkeleie i sørvest. Nærmere beskrivelse av kartleggingen og resultater fra denne er gitt i Vedlegg A.

3.4 Miljøovervåkning 2013-2021

Det er i perioden 2013-2021 tatt en rekke vannprøver for analyse av PFAS i ulike punkter som del av den løpende miljøovervåkingen ved lufthavnen. Prøvepunkter relevante for avrenning fra nedlagt brannøvingsfelt inkluderer prøvepunkt i overvannsgrøft nord for brannøvingsfeltet (Gml. BØF nedstr. og L2 OV). Det tas også prøver i bekkeløp i sørvest (L1 OV), som representerer avrenning fra både aktivt og nedlagt brannøvingsfelt. Det tas normalt prøver 2 ganger i løpet av sommer/høst (frostfri periode) i de ulike prøvepunktene. Plassering av de enkelte prøvepunkter er vist i Figur 4-8.

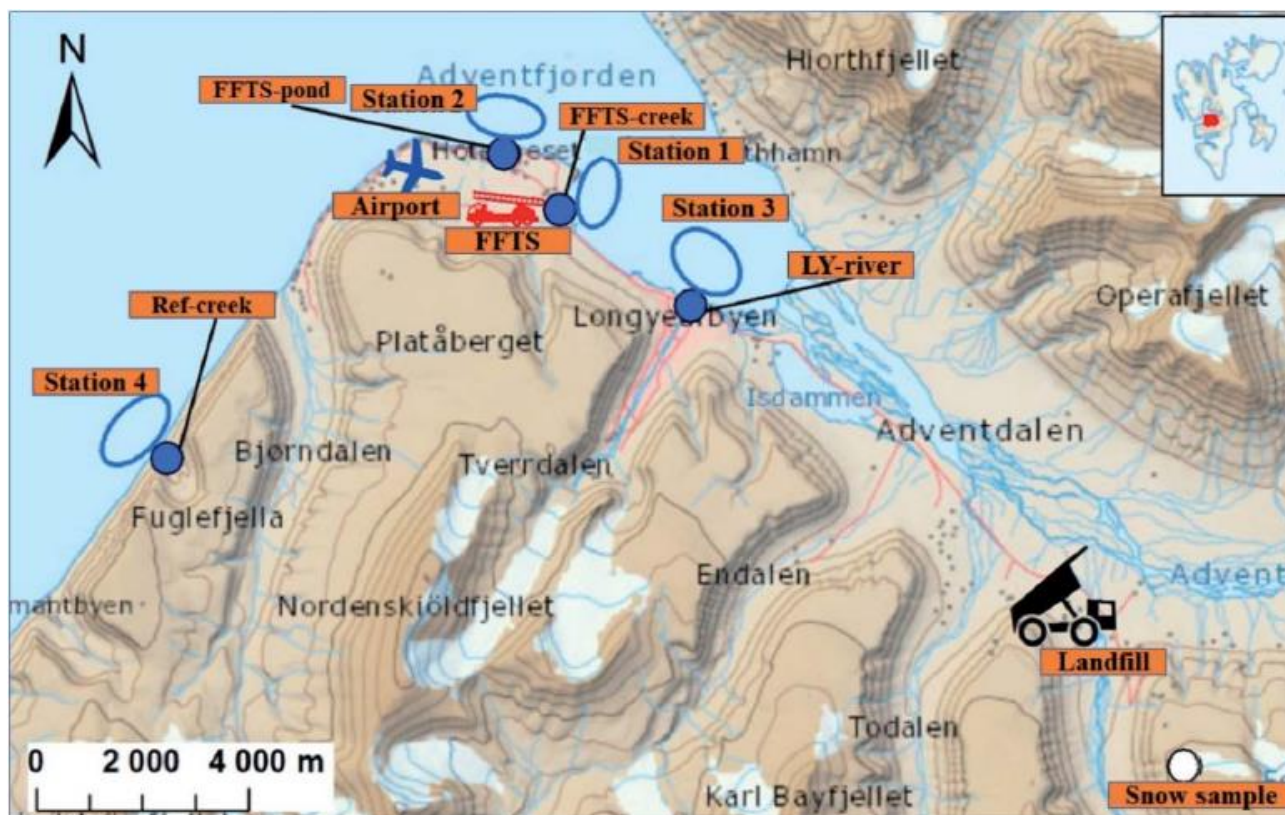
3.5 Andre undersøkelser

Akvaplan-Niva gjennomførte i 2016 en miljøteknisk grunnundersøkelse på Hotellneset på oppdrag for Store Norske Spitsbergen Kullkompani AS (SNSK). Fire (4) av prøvene ble analysert for PFAS (HN 2, HN 7, HN 8 og HN 11) [30].

Det ble videre i 2019 utført miljøtekniske grunnundersøkelser i forbindelse med etablering av ny miljøstasjon like sør-øst for brannøvingsfeltet. Det ble som del av disse undersøkelsene tatt ut prøver for analyse av PFAS i totalt 15 prøvepunkt innenfor område for ny miljøstasjon. I tillegg ble det tatt ut stikkprøver av vann i utvalgte prøvepunkt for å kartlegge avrenning og tilførsel av PFAS inn på tiltaksområdet. Undersøkelsene ble utført av Norconsult AS på oppdrag for Longyearbyen lokalstyre [31] [32] [33].

I tillegg til dette er det gjort omfattende undersøkelser av PFAS i vann, sediment og biota i miljøet på Svalbard som del av studier utført av Olsson (2016), Ahrens m.fl. (2016), Skaar m.fl. (2019) og Ali m.fl. (2021) [34] [35] [36] [37]. Studien til Ali m.fl. (2021) omfattet prøvetaking og analyser av PFAS i vann, sediment og ulike typer biota (zooplankton, krabbe, fisk, polarmåke) ved fire stasjoner i Adventfjorden, herunder to stasjoner like nedstrøms brannøvingsfeltene ved lufthavnen (se plassering i Figur 3-1).

Ahrens m.fl. [35] og Skaar m.fl. (2019) har sammenstilt fordelingen av ulike PFAS i vann, snø, sediment, jord og biota på Svalbard, ved kjente lokale punktkilder og antatt upåvirkede referanselokaliteter. Studiene fokuserer på påvirkning fra lokale kilder (avløpsvann, avfallsdeponi og brannøvingsfelt) sammenliknet med langtransportert bidrag av PFAS [35] [36].



Figur 3-1: Lokalisering av prøvetakingsstasjoner for undersøkelser utført av Ali m.fl. (2021). Figur hentet fra [37].

4 Oppsummering av resultater

4.1 Jord

Totalt areal for det undersøkte området ved nedlagt brannøvingsfelt er om lag 86 400 m² (område angitt med sort polygon i Figur 4-1 og Figur 4-2), og det er innenfor dette arealet tatt ut jordprøver for analyse av PFAS i 67 prøvepunkter. I tillegg er det utført prøvetaking for analyse av PFAS i 17 prøvepunkter på kullager øst for brannøvingsfeltet.

De høyeste konsentrasjonene av Σ PFAS er påvist i masser fra øvre 0-1 m sentralt på brannøvingsfeltet (Figur 4-1). Det er i den sentrale delen påvist konsentrasjoner av Σ PFAS >500 µg/kg i de fleste prøvepunkter, med høyeste påviste konsentrasjon på 22 900 µg/kg i prøvepunkt SJ14 (0-20 cm). Resultatene viser gjennomgående avtakende konsentrasjoner i masser fra 1 m dybde og ned til permafrost (Figur 4-2).

Det er også påvist gjennomgående lavere konsentrasjoner mot yttergrenser av undersøkt område, og forurensningen vurderes i stor grad som avgrenset til konsentrasjoner av Σ PFAS <150 µg/kg i sørlig, nordlig og østlig retning. Det er påvist konsentrasjoner >150 µg/kg i enkeltstående punkter i ytterkanter av undersøkt område (MA6, SJ21 og SJ61), men dette er kun marginale overskridelser (180-210 µg/kg), og det forventes derfor ikke at man vil finne masser med betydelig høyere konsentrasjoner langs yttergrense av undersøkt område.

Forurensningen er i mindre grad avgrenset mot Flyplassveien i vest. Det er påvist enkelte svært høye konsentrasjoner i prøvepunkter langs veien (1700 µg/kg i SJ51 og 640 µg/kg i SJ53 i øvre 0-1 m), hvor eksisterende vei og annen infrastruktur har lagt begrensninger for prøvetaking utover disse. Det er imidlertid utført prøvetaking i flere prøvepunkter i skråning mot og langs bekkedrag i sørvest, som alle viser gjennomgående lave konsentrasjoner (<30 µg/kg). Det er derfor ikke forventet å finne masser med høye konsentrasjoner eller større mengder PFAS i område vest og sørvest for brannøvingsfeltet.

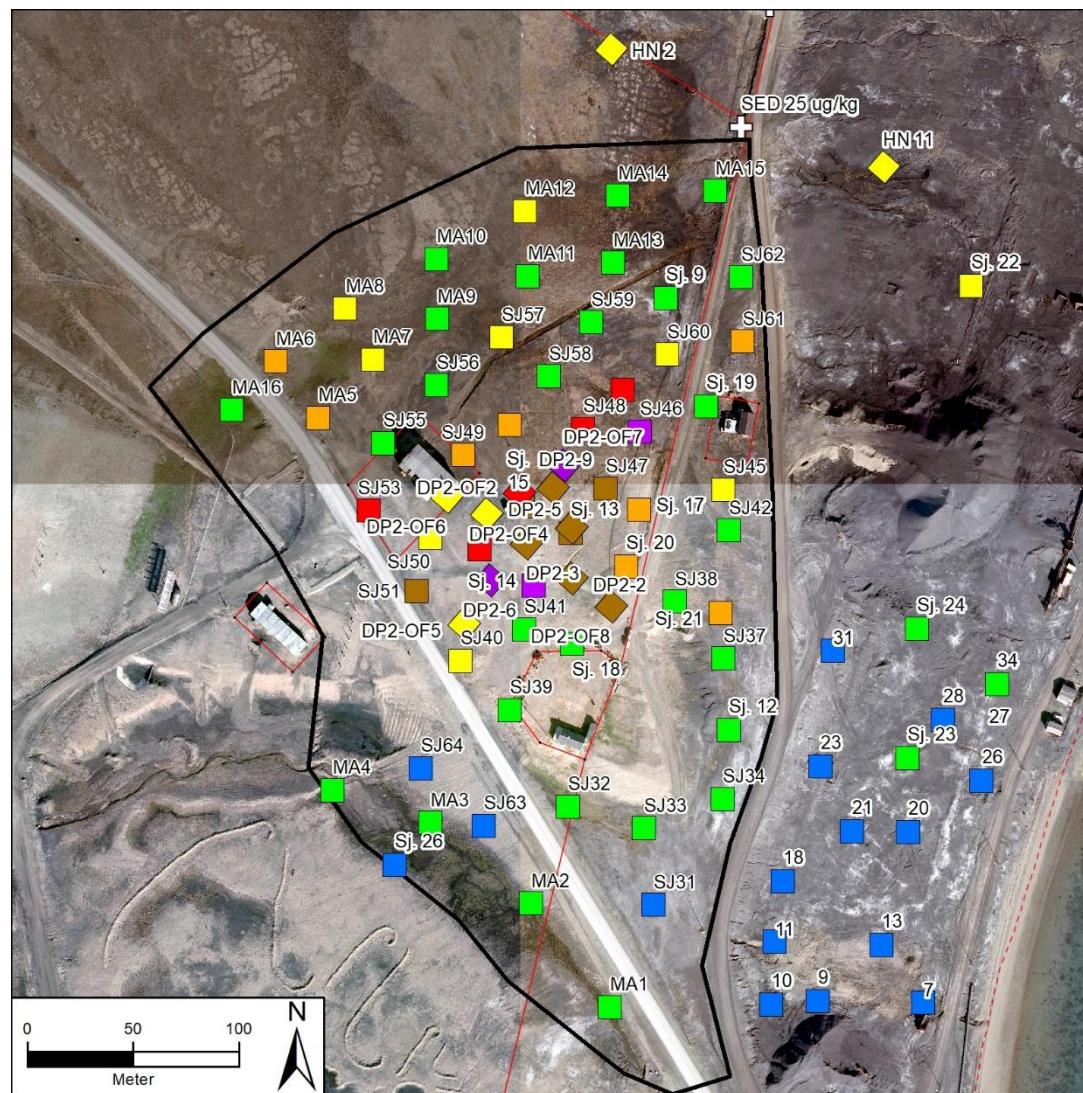
PFOS (C8) utgjør klart største andel av Σ PFAS i massene med høye konsentrasjoner sentralt på feltet. Enkeltforbindelsene PFHxS (C6), PFOSA (C8), PFNA (C9) og PFUnA (C11) utgjør også en viss andel av Σ PFAS i massene sentralt på feltet. De kortkjedete forbindelsene (<C8), med unntak av PFHxS (C6), er påvist i lave konsentrasjoner i jordprøvene.

Forbindelsene 6:2 FTS og 8:2 FTS er i liten grad påvist i jordprøver fra nedlagt brannøvingsfelt. Disse forbindelsene påvises i større grad i områder med nyere PFAS-forurensning, da disse ble benyttet som erstatning for PFOS i nyere typer brannskum benyttet fra 2001. Øvingsaktiviteten ved nedlagt brannøvingsfelt opphørte i 2000, og det meste av forurensningen antas da å være av eldre dato.

Det er totalt for det undersøkte området analysert for PFAS i 7 prøver fra underliggende permafrost (Figur 4-3). Det ble kun påvist PFAS over kvantifiseringsgrense (LOQ) i én av prøvene, og da i lav konsentrasjon (3,5 µg/kg). For disse prøvene ble laboratoriet også bedt om å vurdere i hvilken grad det var spor av PFAS-forbindelser i prøvene, dvs. påvisning av PFAS-forbindelser mellom deteksjonsgrense (LOD) og kvantifiseringsgrense (LOQ) for analysemetoden. Det ble i liten grad påvist PFAS-forbindelser over deteksjonsgrense i de analyserte prøvene fra permafrost, og det vurderes derfor som lite sannsynlig å finne betydelige mengder PFAS dypere i permafrosten innenfor det undersøkte området.

Massene sentralt på nedlagt brannøvingsfelt er dominert av sandig grus, med betydelige innslag av grove fraksjoner, så som grus og større stein, med en generelt økende andel finstoff i masser mot myrområdet i nord og mot kullager i øst (Figur 4-5).

Det ble under undersøkelser utført i 2016 og 2021 målt dybder til permafrost i alle prøvepunkt hvor permafrost ble påtruffet. Dybde til permafrost, dvs. mektighet på det aktive laget, er størst på sentrale deler av brannøvingsfeltet (opptil 2,4 m dybde), med avtakende dybde mot myrområde i nord og kullager i vest (Figur 4-4).



Svalbard lufthavn (ENSB) Gammel BØF

(0-1 m)

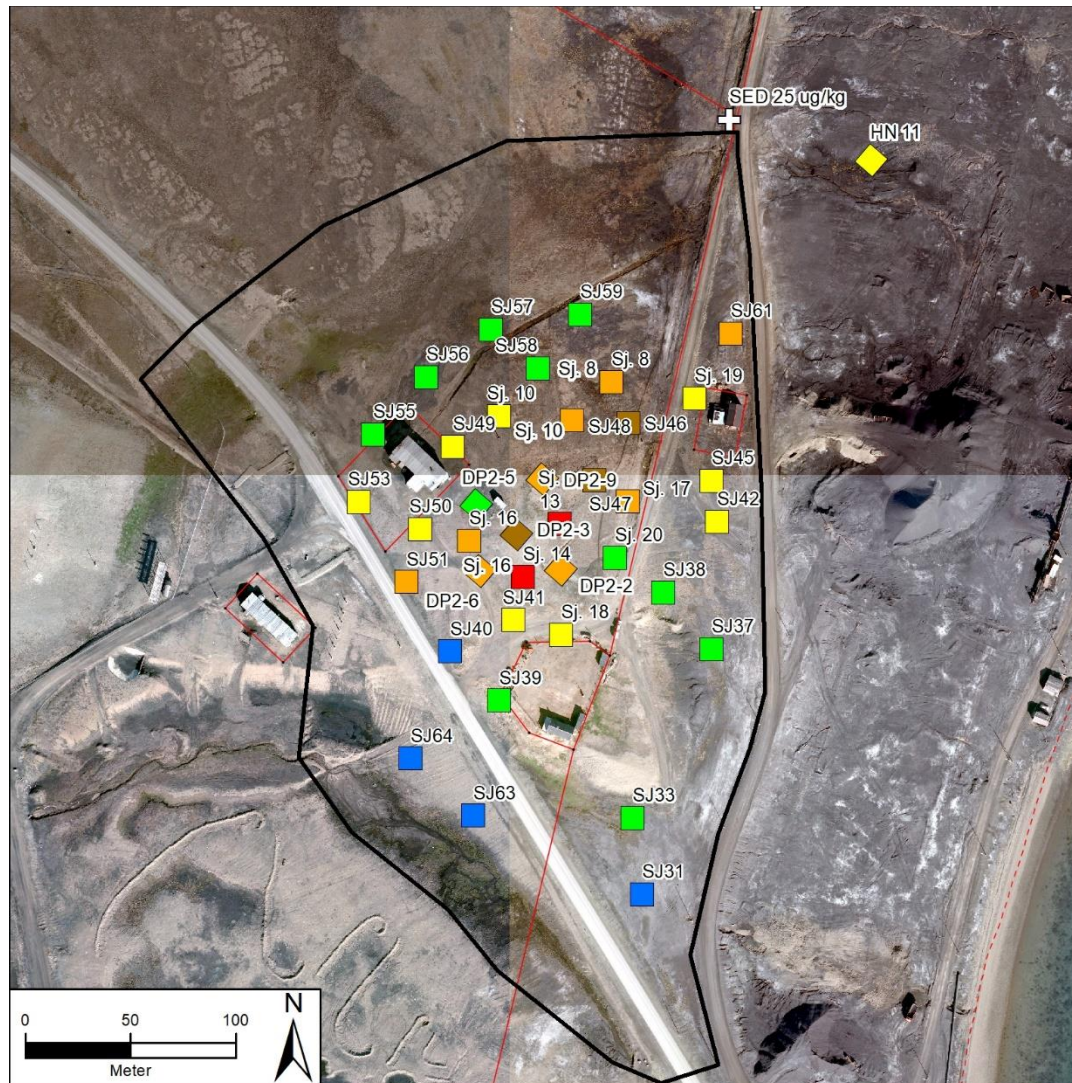
PFOS i jord (µg/kg)	ΣPFAS i jord (µg/kg)
◆ <3	■ <3
◆ 3-30	■ 3-30
◆ 30-150	■ 30-150
◆ 150-500	■ 150-500
◆ 500-1000	■ 500-1000
◆ 1000-3000	■ 1000-3000
◆ >3000	■ >3000

Undersøkellesareal

Eldre prøver som kun er analysert for PFOS og PFOA er i kartet symbolisert etter konsentrasjon av PFOS. Øvrige prøver er symbolisert etter konsentrasjon av ΣPFAS.

Resultatene er symbolisert etter høyeste påviste konsentrasjon i hvert punkt.

Figur 4-1: Resultater fra utførte miljøtekniske grunnundersøkelser (0 – 1 m dybde) ved nedlagt brannøvingfelt.



Svalbard lufthavn (ENSB) Gammel BØF

(1 m til permafrost)

PFOS i jord (µg/kg)	ΣPFAS i jord (µg/kg)
◆ <3	■ <3
◆ 3-30	■ 3-30
◆ 30-150	■ 30-150
◆ 150-500	■ 150-500
◆ 500-1000	■ 500-1000
◆ 1000-3000	■ 1000-3000
◆ >3000	■ >3000

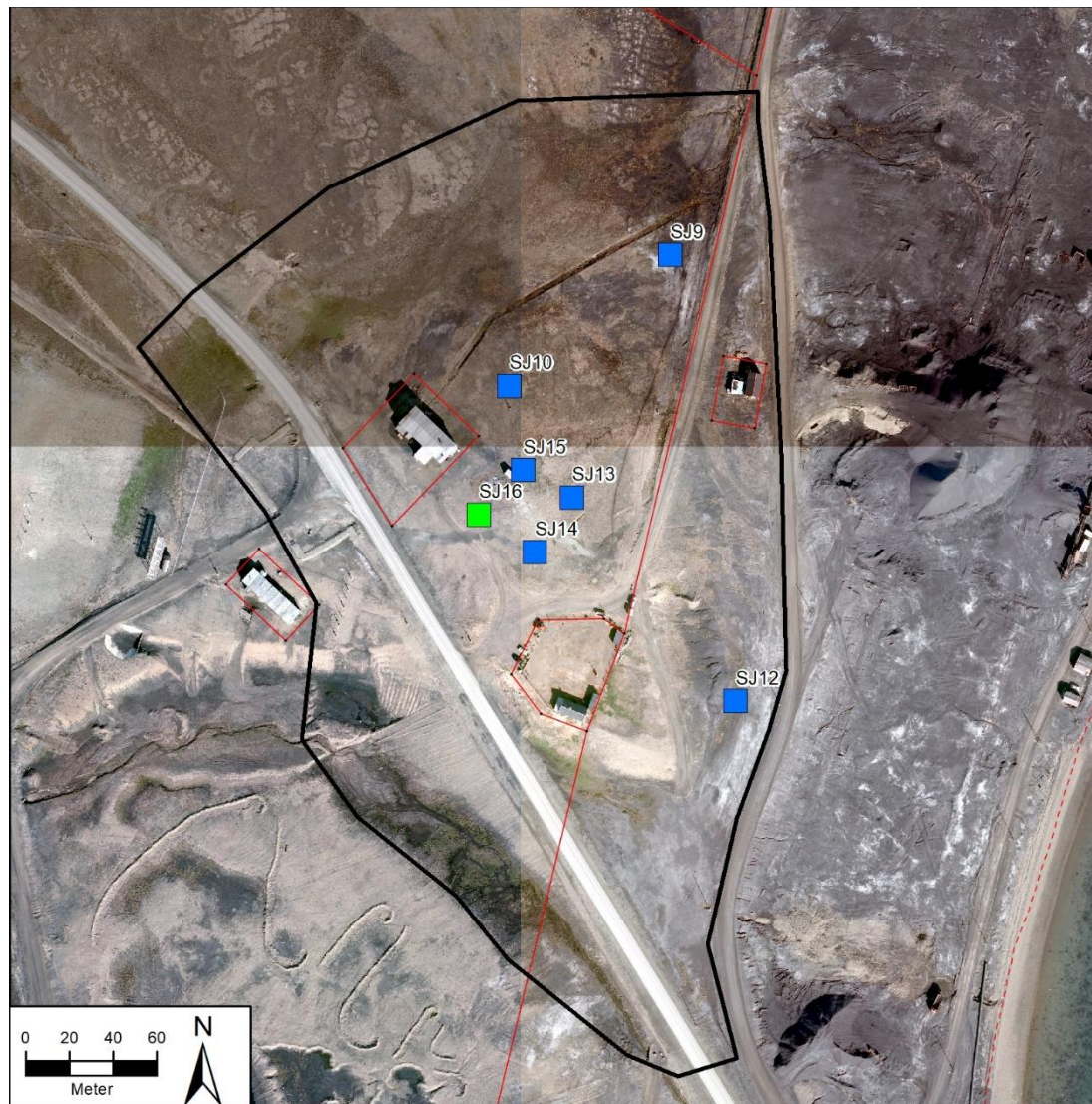
Undersøkellesareal

Eldre prøver som kun er analysert for PFOS og PFOA er i kartet symbolisert etter konsentrasjon av PFOS. Øvrige prøver er symbolisert etter konsentrasjon av ΣPFAS.

Resultatene er symbolisert etter høyeste påviste konsentrasjon i hvert punkt.

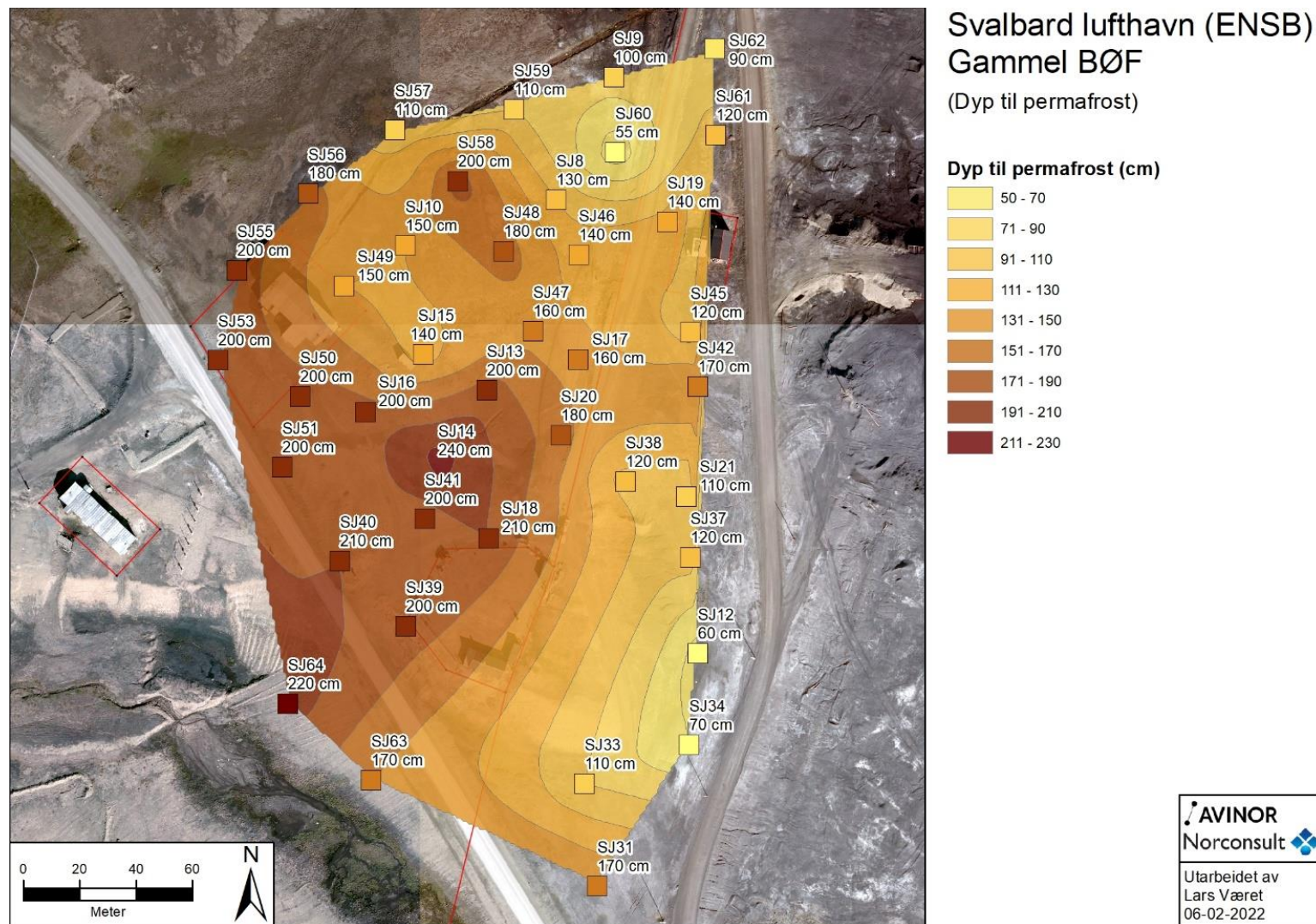


Figur 4-2: Resultater fra utførte miljøtekniske grunnundersøkelser (1 m – permafrost) ved nedlagt brannøvingfelt.



Svalbard lufthavn (ENSB)
Gammel BØF
(Permafrost)

Figur 4-3: Konsentrasjoner av ΣPFAS (µg/kg) i prøver av permafrost fra undersøkt område ved nedlagt brannøvingfelt. Det ble i SJ16 påvist en konsentrasjon av ΣPFAS på 3,5 µg/kg. Øvrige er under rapporteringsgrense (<LOQ).



Figur 4-4: Målt dyp (punkter) til permafrost innenfor undersøkt område ved nedlagt brannøvingfelt. Interpolert dyp (polygoner) er utført i programvaren Surfer med interpoleringsmetoden "natural neighbour". Basert på målinger utført ved prøvetaking høsten 2016 og høsten 2021.

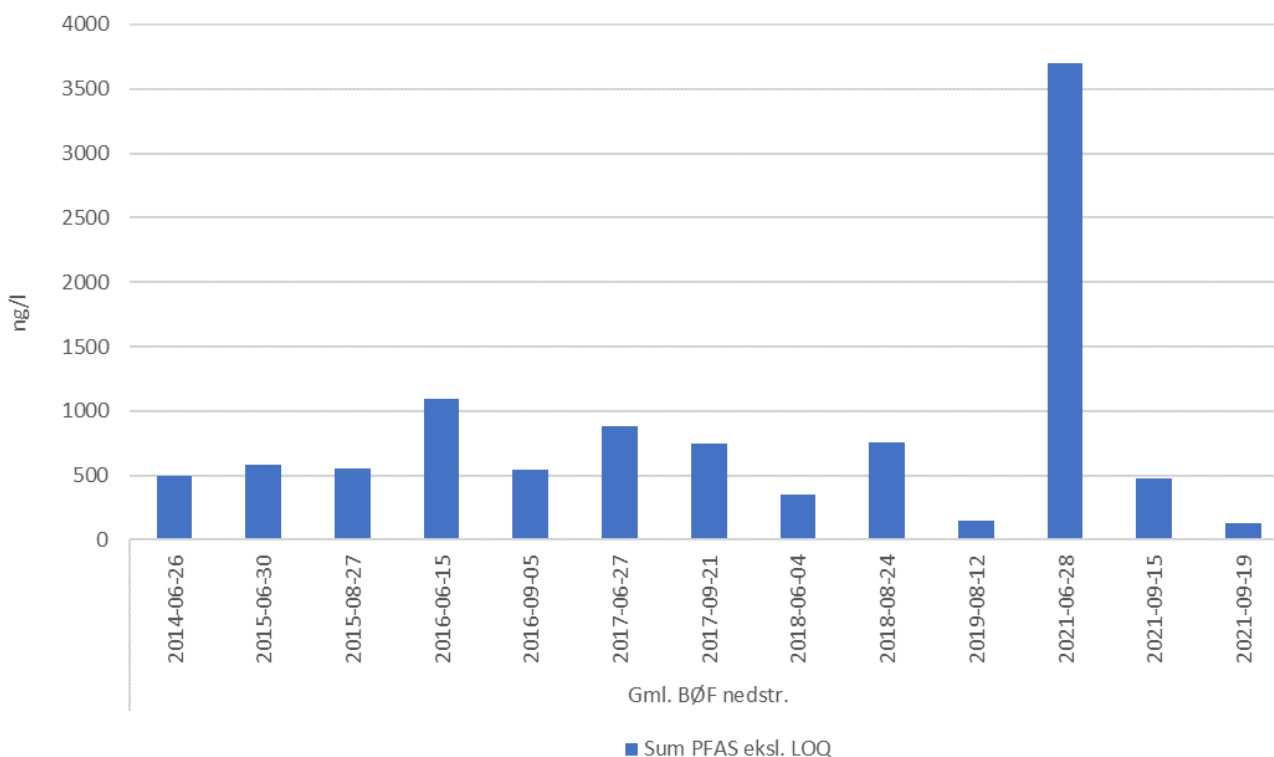


Figur 4-5: Ulike massetyper påtruffet innenfor undersøkt område ved nedlagt brannøvingsfelt, herunder (1) sentralt på feltet (SJ53), (2) myrområde nord for feltet (MA10), (3) mot kullager i øst (SJ38), og (4) langs bekkeleie i sørvest (MA1).

4.2 Vann

Resultater fra miljøovervåkning (MOV) i perioden 2014-2021 viser konsentrasjoner av Σ PFAS mellom 130 - 3700 ng/l i prøvepunkt Gml. BØF nedstr. (Figur 4-6). Dette prøvepunktet representerer avrenning fra nedlagt brannøvingsfelt som går videre via overvannsgrøft nordover mot sjø (Figur 4-8). Enkeltforbindelsene PFHxS, PFHxA, PFOS og PFOA utgjør en betydelig andel av Σ PFAS i vannprøver fra dette prøvepunktet (datagrunnlag mottatt fra Avinor).

Det er påvist lavere konsentrasjoner av Σ PFAS i prøvepunkt L1 OV som ligger i bekkeløp sørvest for brannøvingsfeltet (60 – 270 ng/l). Dette punktet mottar avrenning fra et betydelig større nedbørfelt, inkludert aktivt brannøvingsfelt og overvannskulvert fra rullebanen ved lufthavnen. Det er antatt at avrenning fra nedlagt brannøvingsfelt utgjør et relativt lite bidrag til samlet avrenning til dette punktet.



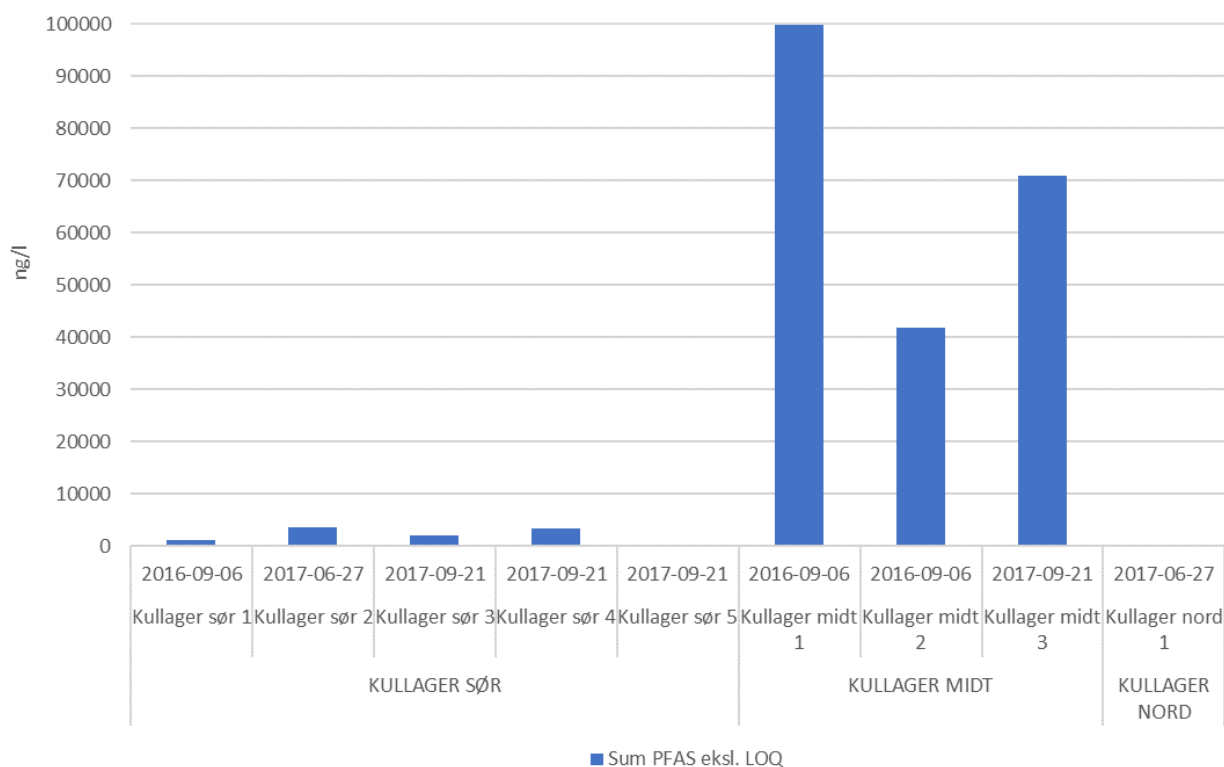
Figur 4-6: Konsentrasjoner av Σ PFAS (ng/l) i vannprøver fra prøvepunkt i overvannsgrøft nedstrøms nedlagt brannøvingsfelt for perioden 2014-2021. Dette punktet prøvetas som del av den løpende miljøovervåkingen (MOV) ved lufthavnen. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrense for analysemetode er ikke tatt med ved beregning av sumkonsentrasjon (Sum PFAS eksl. LOQ). Figur modifisert fra [1].

Resultater fra prøvetaking i diffuse vannsig og dammer på kullager øst for brannøvingsfeltet utført i 2016-2017 viser stor variasjon i konsentrasjonsnivåer, med klart høyeste konsentrasjonsnivåer i vannsig på midtre del av kullageret (Kullager Midt; Figur 4-7). Det antas at disse i stor grad representerer spredning fra brannøvingsfeltet, da midtre del av kullageret ligger i spredningsretning like øst for brannøvingsfeltet. Det ble ved prøvetaking i september 2016 påvist hele 99 900 ng Σ PFAS/l i vannprøve fra en liten dam på overflaten

av kullageret (Kullager midt 1). De to andre prøvene fra dette området viste konsentrasjoner på hhv. 41 900 ng/l og 71 000 ng/l. De høyeste konsentrasjonene er alle påvist under perioder med begrensede vannmengder på kullageret (september 2016 og 2017), og det ble ikke observert overflateavrenning fra dammene til sjø på prøvetakingstidspunktene [1].

Vannprøver fra Kullager Sør og Nord viser betydelig lavere konsentrasjoner sammenliknet med det som er påvist på Kullager Midt, selv om det på Kullager Sør også er påvist dels høye konsentrasjoner i enkelte prøvepunkt (opptil 3700 ng/l i Kullager sør 4) [1].

Alle disse prøvepunktene ble prøvetatt som del av undersøkelser utført i 2016-2017, og inngår ikke som del av den løpende miljøovervåkingen ved lufthavnen. Avrenningen på dette området skjer i stor grad som gjennom små, diffuse vannsig uten faste løp, og det er derfor vanskelig å følge de samme punktene over tid.



Figur 4-7: Konsentrasjoner av Σ PFAS (ng/l) i vannprøver fra diffuse vannsig på kullager øst for nedlagt brannøvingsfelt tatt som del av tiltaksrettede undersøkelser i 2016-2017. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrense for analysemetode er ikke tatt med ved beregning av sumkonsentrasjon (Sum PFAS eksl. LOQ). Figur hentet fra [1].

Skaar m.fl. (2020) og Ali m.fl. (2021) har utført prøvetaking av vann i marin resipient Adventfjorden, like ved utløp for avrenning fra brannøvingsfeltene ved lufthavnen. Resultatene viser lave konsentrasjoner (<10 ng/l, hovedsakelig PFOS) sammenliknet med det som er påvist i avrenning fra brannøvingsfeltene, grunnet betydelig fortynning i et stort vannvolum i fjordsystemet [36] [37].



Svalbard lufthavn (ENSB) Gammel BØF

ΣPFAS i vann

(ng/l)

- < 0,65
- 0,65 - 30
- 30 - 300
- 300 - 1000
- 1000 - 3000
- 3000 - 10000
- 10000 - 36000
- > 36000

ΣPFAS er symbolisert etter median i de punktene der det foreligger resultater fra prøvetakinger ved flere ulike tidspunkt.

⊕ ΣPFAS i sediment, OV-grøft (ug/kg)

▲ ΣPFAS i sediment, strandsone (ug/kg)

Figur 4-8: Konsentrasjoner av ΣPFAS i prøver av vann (ng/l) og sediment (ug/kg) tatt ved nedlagt brannøvingfelt. Resultater for vannprøver er symbolisert etter median av alle prøver tatt i perioden 2014-2021.

4.3 Sediment

Det ble som del av undersøkelser utført av Norconsult i 2016 og 2021 tatt prøver av marint sediment fra 2 lokaliteter i strandsonen nedstrøms brannøvingsfeltet. Det ble også tatt prøver av grøftesediment i overvannsgrøft nord for feltet [1]. I tillegg til dette er det utført prøvetaking av marint sediment på 2 stasjoner utenfor utløp for avrenning fra brannøvingsfeltet som del av undersøkelser utført av Ali m.fl. (2021) [37].

Sedimentprøver fra overvannsgrøft nord for brannøvingsfeltet viser konsentrasjoner av Σ PFAS mellom 16-25 $\mu\text{g/kg}$, mens analyseresultater for sedimentprøver fra strandsonen nedstrøms brannøvingsfeltet (L1-Sed og L2-Sed) viser konsentrasjoner av Σ PFAS mellom 2-3 $\mu\text{g/kg}$ (Figur 4-8) [1].

Tilsvarende konsentrasjoner (2-3 $\mu\text{g/kg}$) er også påvist i marint sediment på dypere vann i noe lenger avstand fra brannøvingsfeltet. Konsentrasjoner i marint sediment på stasjoner nedstrøms brannøvingsfeltet ble funnet å være signifikant høyere enn konsentrasjoner påvist på antatt upåvirket referansestasjon (0,2 $\mu\text{g/kg}$) [37].

Sedimentundersøkelser utført av Olsson (2016) omfattet prøvetaking ved 4 stasjoner i Adventfjorden, herunder en stasjon utenfor lufthavnen, nordvest for brannøvingsfeltet. Resultatene viste konsentrasjoner av Σ PFAS mellom 0,1-0,4 $\mu\text{g/kg}$ [34].

4.4 Biota

Undersøkelsene utført av Norconsult i 2016 omfattet prøvetaking av strandbiota på 4 lokaliteter (saueskjell, tangloppe, brun-/rødalge, rur), og fisk på 2 lokaliteter (vanlig ulke, 15 individer per lokalitet, analyse av lever og muskel) i Adventfjorden nær utløpene for avrenning fra brannøvingsfeltene. Det ble også utført prøvetaking av vegetasjon i myrområde nedstrøms brannøvingsfeltet. I tillegg har Avinor utført prøvetaking av tang ved utløpet for utslippsledning fra lufthavnen (dypvannsutslipp i Adventfjorden) [1].

Det ble påvist PFAS i 6 av 7 vegetasjonsprøver fra myrområde nedstrøms nedlagt brannøvingsfelt (<LOQ – 45 $\mu\text{g/kg}$). Av enkeltforbindelser var det PFHxS, PFOS, PFPeA og PFHxA som ble påvist i høyest konsentrasjoner. Det ble i prøver av strandbiota ikke påvist PFAS over gjeldende kvantifiseringsgrenser (LOQ). Påviste konsentrasjoner i prøver av fisk (vanlig ulke) ved de to stasjonene i strandsonen varierte mellom 0,6 – 6,7 $\mu\text{g/kg}$ vv i leverprøver og <LOQ – 0,9 $\mu\text{g/kg}$ vv i muskelprøver (Figur 4-9) [1].

Ali m.fl. (2021) har utført prøvetaking og analyser av PFAS i biota fra ulike trofiske nivå i den marine næringskjeden. Undersøkelsene omfattet prøvetaking ved 4 stasjoner i Adventfjorden, herunder 2 stasjoner ved utløp for avrenning fra nedlagt brannøvingsfelt. Resultatene viste en økning i konsentrasjoner av Σ PFAS ved økende trofisk nivå, fra zooplankton (1,1 $\pm$ 0,3 $\mu\text{g/kg}$ våtvekt, vv), til flerbørstemark (2,8 $\pm$ 0,8 $\mu\text{g/kg}$ vv), krabbe (2,9 $\pm$ 0,7 $\mu\text{g/kg}$ vv, hel krabbe), fisk (5,4 $\pm$ 0,9 $\mu\text{g/kg}$ vv, lever av ulke og steinbit) og polarmåke (62 $\pm$ 11 $\mu\text{g/kg}$ vv, lever). Det ble for stedbundne arter, så som flerbørstemark og til en viss grad krabbe, påvist høyere konsentrasjoner i prøver fra stasjoner tilknyttet utløp for avrenning fra nedlagt brannøvingsfelt sammenliknet med prøver fra antatt upåvirket referansestasjon (høyere maksimumsverdier, ikke statistisk signifikant) [37].

Ahrens m.fl. (2016) utførte analyser av PFAS i lagrede biotaprøver (muskelvev) av arktisk røye, isbjørn og reinsdyr tatt fra ulike lokaliteter på Svalbard. Resultater fra denne prøvetakingen kan ikke direkte knyttes opp mot utslipp og påvirkning fra enkeltkilder, men gir en indikasjon på samlet belastning og opptak i den arktiske næringskjeden. Resultatene viste høyeste konsentrasjoner i muskelvev fra isbjørn (26 $\pm$ 24 ng/g vv), etterfulgt av reinsdyr (1,7 $\pm$ 4,6 ng/g vv) og arktisk røye (0,5 $\pm$ 0,1 ng/g vv) [35].



Figur 4-9: Analyseresultater for Σ PFAS i lever og muskel hos vanlig ulke, fanget med garn i august 2017, viser konsentrasjoner <9,1 $\mu\text{g/kg}$ ($\text{EQS}_{\text{biota}}$) i samtlige prøver. Figur hentet fra [1].

5 Mengder i jord

5.1 Metode og forutsetninger

Formålet for beregningene av mengder Σ PFAS i jord er å gi et grunnlag for vurdering av forurensingssituasjonen, og for beregning av kost/effekt av tiltak i forbindelse med utarbeidelse av tiltaksplan.

Mengden som er beregnet er for masser innenfor undersøkt areal og dyp, hvor det er påvist konsentrasjoner av PFOS/ Σ PFAS $>3 \mu\text{g/kg}$. For jordprøver fra undersøkelser utført som del av DP2 i 2012 er det i hovedsak kun analysert for PFOS. Det er derfor utført en beregning av gjennomsnittlig andel PFOS av Σ PFAS basert på resultater for jordprøver analysert for flere PFAS-forbindelser i senere undersøkelser (30 enkeltforbindelser, iht. krav i pålegg [4]). Dette forholdstallet er videre benyttet som et estimat for andelen andre PFAS-forbindelser for jordprøver med kun analyse av PFOS. For tidligere prøver som kun er analysert for PFOS er det tillagt en faktor 2,5, basert på gjennomsnittlig andel PFOS/ Σ PFAS på 0,4 i nyere prøver.

I hvert prøvepunkt beregnes en vektet gjennomsnittlig Σ PFAS-konsentrasjon. Det vektete gjennomsnittet er beregnet fra påviste konsentrasjoner av Σ PFAS vertikalt i jordprofilet i punktet, med utgangspunkt i dybdeintervallet hver konsentrasjon representerer. Det er beregnet vektet gjennomsnittlig konsentrasjon i hvert prøvepunkt der det er flere prøver, og for punkter med kun én prøve er påvist konsentrasjon i denne ene prøven benyttet. Basert på vektet gjennomsnittskonsentrasjon i punktene interpoleres konsentrasjonsfordelingen for hele undersøkelsesarealet ($\mu\text{g/kg}$) med metoden "natural neighbour" i programvaren Surfer.

Interpoleringen vises i kart med konturer etter syv konsentrasjonsintervaller ($\mu\text{g/kg}$) tilsvarende de som ble gitt i pålegg om samlet vurdering av PFAS: <3 , 3-30, 30-150, 150-500, 50-1000, 1000-3000 og $>3000 \mu\text{g/kg}$ [10]. Det er beregnet kumulativ mengde Σ PFAS (dvs. inkl. alle konsentrasjoner over) for hver konsentrasjonsgrense. Det vil si at mengde Σ PFAS beregnes for konsentrasjoner >3 , >30 , >150 , >500 , >1000 og $>3000 \mu\text{g/kg}$. For hver konsentrasjonsgrense benyttes interpolert gjennomsnittskonsentrasjon og volum med konsentrasjoner over gitt grense til beregningen av mengde Σ PFAS i jord.

Mengde Σ PFAS (kg) innenfor undersøkt areal beregnes på følgende måte:

- 1) Massenens volum (m^3) beregnes ved å multiplisere det interpolerte areal (m^2) med mektighet av forurensede masser (m).
- 2) Massenens vekt (kg) beregnes ved å multiplisere Massenens volum (m^3) med Massenens tetthet (kg/m^3). Massenens tetthet settes basert på observasjoner i felt, og er en skjønnsbasert vurdering.
- 3) Mengde Σ PFAS (kg) beregnes ved å multiplisere Massenens vekt (kg) med andel finstoff ($<20 \text{ mm}$) og interpolert gjennomsnittskonsentrasjon for Σ PFAS i massene ($\mu\text{g/kg}$). Andel finstoff i massene settes basert på observasjoner i felt, og er en skjønnsbasert vurdering.

Forutsetninger for beregninger av mengder Σ PFAS (kg) og volum forurensede masser (m^3) ved nedlagt brannøvingsfelt er vist i Tabell 5-1.

Tabell 5-1: Forutsetninger for beregninger av mengder Σ PFAS (kg) og volum masser (m^3).

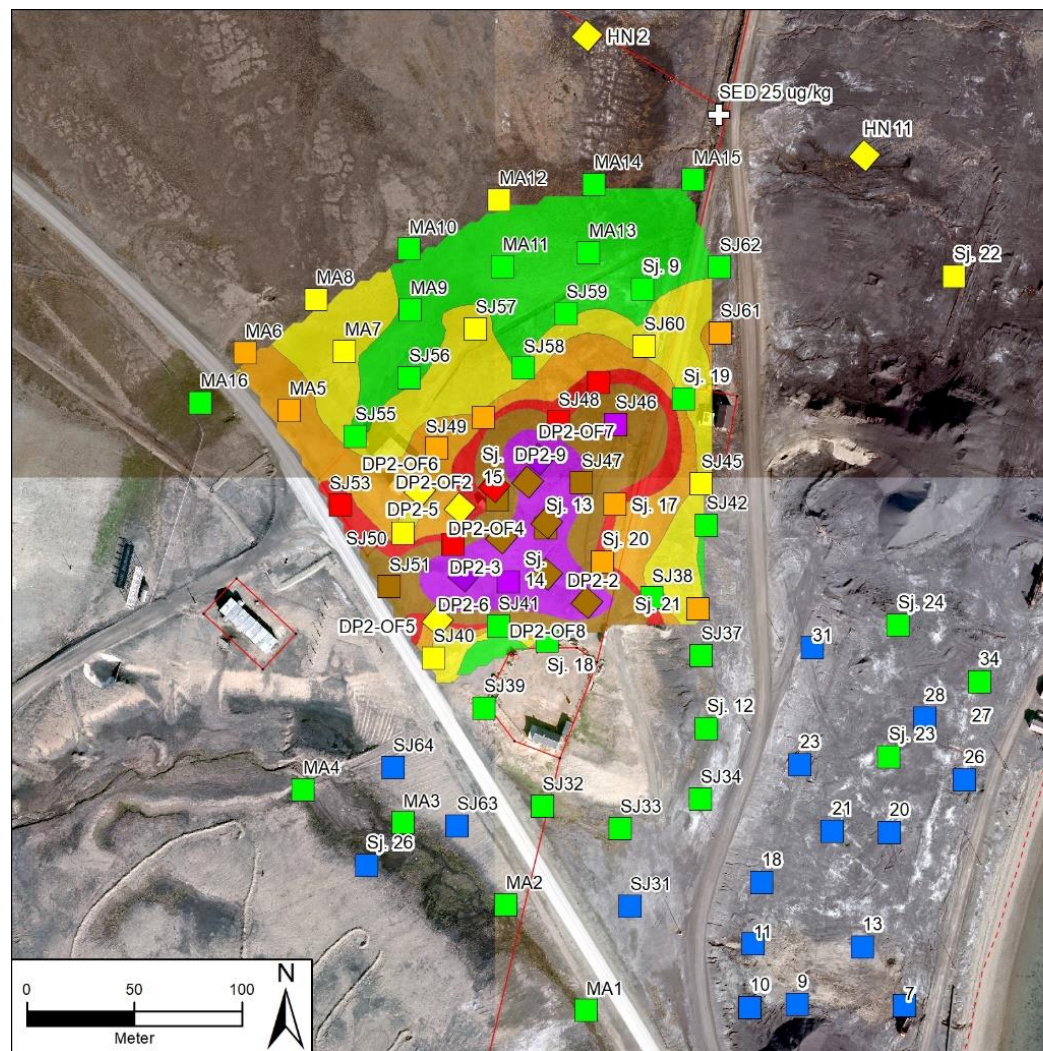
	Massetype	Egenvekt masser (kg/m³)	Andel finstoff <20 mm* (%)	Mektighet (m)
0-1 m	Fyllmasser og marin strandavsetning	1700	50	1
1 m - permafrost	Fyllmasser og marin strandavsetning	1700	50	0-1,4

* Ved beregning av mengde PFAS (kg) er det lagt til grunn at PFAS i all hovedsak er bundet til fraksjoner <20 mm, og at masser i fraksjon >20 mm ikke inneholder PFAS.

5.2 Interpolert konsentrasjonsfordeling

Interpolert konsentrasjonsfordeling for Σ PFAS innenfor det undersøkte området ved nedlagt brannøvingsfelt er vist i Figur 5-1 og Figur 5-2. Det er beregnet mengder for to dybdeintervaller, 0-1 m og fra 1 m til permafrost. Interpoleringen er basert på vektete gjennomsnittskonsentrasjoner i alle undersøkte punkter innenfor hvert dybdeintervall (0-1 m og 1 m-permafrost).

Interpolering er kun utført over det areal som anses tilstrekkelig kartlagt gjennom utførte undersøkelser. Det er ikke interpolert over områder som ikke er dekket gjennom utførte undersøkelser, eksempelvis hestegård og gravplass (kulturminne) like sør for brannøvingsfeltet, og det er følgelig heller ikke beregnet mengder for disse områdene.



Svalbard lufthavn (ENSB) Gammel BØF

(0-1 m)

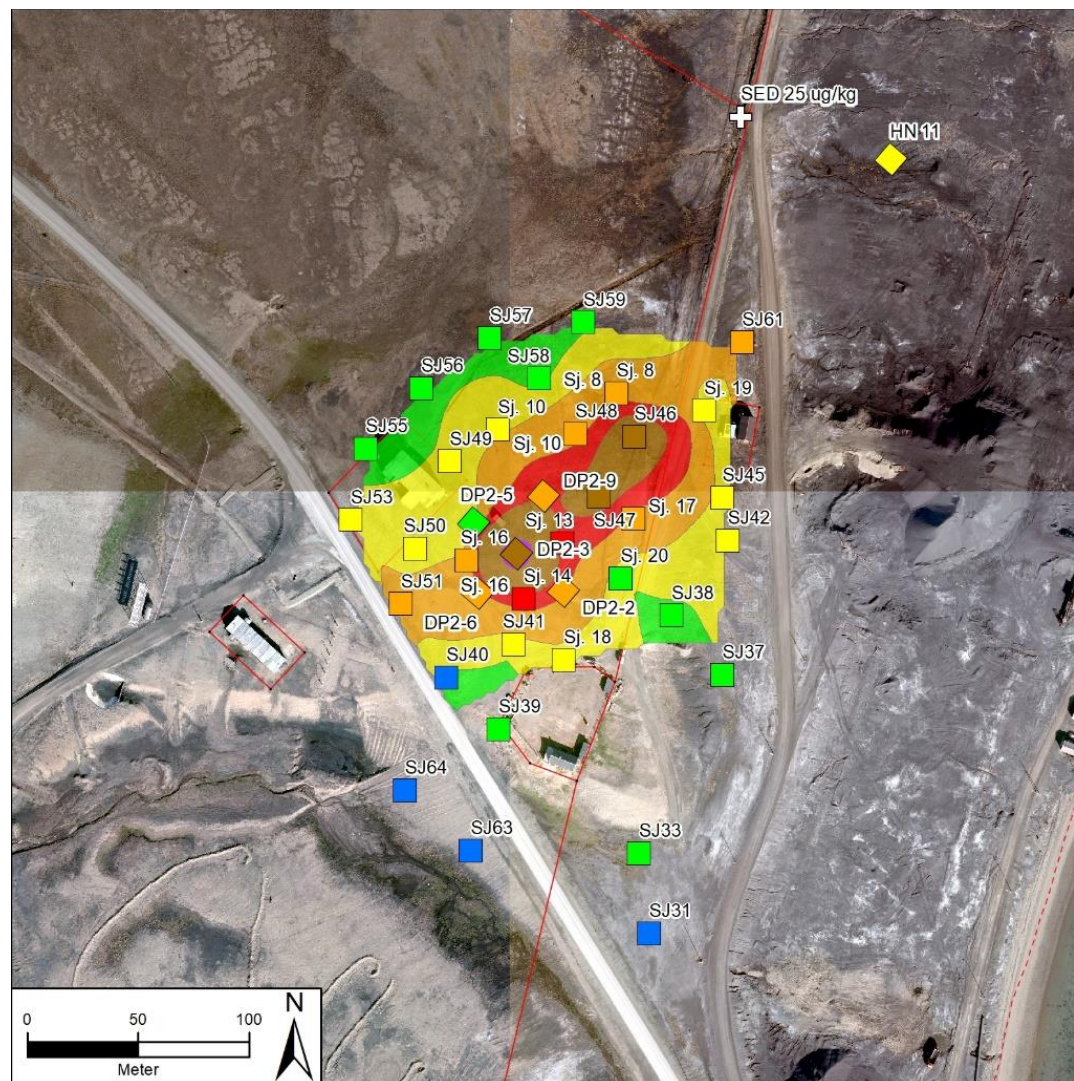
PFOS i jord (µg/kg)	ΣPFAS i jord (µg/kg)
Blue diamond: <3	Blue square: <3
Green diamond: 3-30	Green square: 3-30
Yellow diamond: 30-150	Yellow square: 30-150
Orange diamond: 150-500	Orange square: 150-500
Red diamond: 500-1000	Red square: 500-1000
Brown diamond: 1000-3000	Brown square: 1000-3000
Purple diamond: >3000	Purple square: >3000

Eldre prøver som kun er analysert for PFOS og PFOA er i kartet symbolisert etter konsentrasjon av PFOS. Øvrige prøver er symbolisert etter konsentrasjon av ΣPFAS.

Resultatene er symbolisert etter høyeste påviste konsentrasjon i hvert punkt.



Figur 5-1: Interpolert konsentrasjonsfordeling (µg/kg) for 0-1 m dybde ved nedlagt brannøvingfelt, Svalbard lufthavn. Interpolering er utført ved bruk av metoden "natural neighbour" i programvaren Surfer.



Svalbard lufthavn (ENSB)

Gammel BØF

(1 m til permafrost)

PFOS i jord (µg/kg)	ΣPFAS i jord (µg/kg)
◆ <3	■ <3
◆ 3-30	■ 3-30
◆ 30-150	■ 30-150
◆ 150-500	■ 150-500
◆ 500-1000	■ 500-1000
◆ 1000-3000	■ 1000-3000
◆ >3000	■ >3000

Eldre prøver som kun er analysert for PFOS og PFOA er i kartet symbolisert etter konsentrasjon av PFOS. Øvrige prøver er symbolisert etter konsentrasjon av ΣPFAS.

Resultatene er symbolisert etter høyeste påviste konsentrasjon i hvert punkt.

AVINOR
Norconsult
Utarbeidet av
Lars Været
06-02-2022

Figur 5-2: Interpolert konsentrasjonsfordeling (µg/kg) for 1 m dybde til permafrost ved nedlagt brannøvingfelt, Svalbard lufthavn. Interpolering er utført ved bruk av metoden "natural neighbour" i programvaren Surfer.

5.3 Beregnede mengder

Det er for område ved nedlagt brannøvingsfelt beregnet en total mengde Σ PFAS på 32,3 kg fordelt på et totalt volum masser på 49 645 m³ (Tabell 5-2). Beregnede mengder og volum masser for de enkelte konsentrasjonsgrenser >3, >30, >150, >500, >1000 og >3000 µg/kg er vist i Tabell 5-2.

Størst mengde er beregnet for dybdeintervall 0 - 1 m med en beregnet mengde Σ PFAS på 27,8 kg, fordelt på et totalt volum masser på 35 075 m³. Om lag 90% (25,8 kg) av total mengde PFAS ligger i område med interpolert gjennomsnittskonsentrasjon >150 µg/kg, og om lag 85% (23,9 kg) i område med interpolert gjennomsnittskonsentrasjon >500 µg/kg.

For masser i intervallet 1 m til permafrost er det beregnet en mengde Σ PFAS på om lag 4,5 kg, fordelt på et totalt volum masser på 14 570 m³. Også her ligger om lag 90% (4,2 kg) av total mengde PFAS i område med interpolert gjennomsnittskonsentrasjon >150 µg/kg, og om lag 75% (3,4 kg) i område med interpolert gjennomsnittskonsentrasjon >500 µg/kg.

Tabell 5-2: Beregnede mengder Σ PFAS (kg) og volum masser (m³) for konsentrasjonsgrense >3, >30, >150, >500, >1000 og >3000 µg/kg. Beregning basert på vektete gjennomsnittskonsentrasjoner og interpolert konsentrasjonsfordeling innenfor undersøkt område.

Interpolert konsentrasjonsgrense Σ PFAS (µg/kg)	Σ PFAS _{gj.snitt} (µg/kg)	Areal (m ²)	Volum masser (m ³)	Mengde PFAS (kg)	Mengde/volum (g/m ³)
<i>0 - 1 m</i>					
>3	932	35075	35075	27,8	0,8
>30	1249	25202	25202	26,8	1,1
>150	1816	16683	16683	25,8	1,5
>500	2671	10542	10542	23,9	2,3
>1000	3265	7980	7980	22,1	2,8
>3000	4899	3481	3481	14,5	4,2
<i>>1 m - permafrost</i>					
>3	362	21135	14570	4,5	0,3
>30	411	18337	12771	4,5	0,4
>150	648	10727	7600	4,2	0,6
>500	1149	4803	3452	3,4	1,0
>1000	1602	2200	1700	2,3	1,4
>3000	3469	120	134	0,4	3,0
<i>Totalt</i>					
>3			49645	32,3	0,7
>30			37973	31,3	0,8
>150			24283	30,0	1,2
>500			13994	27,3	2,0
>1000			9680	24,4	2,5
>3000			3615	14,9	4,1

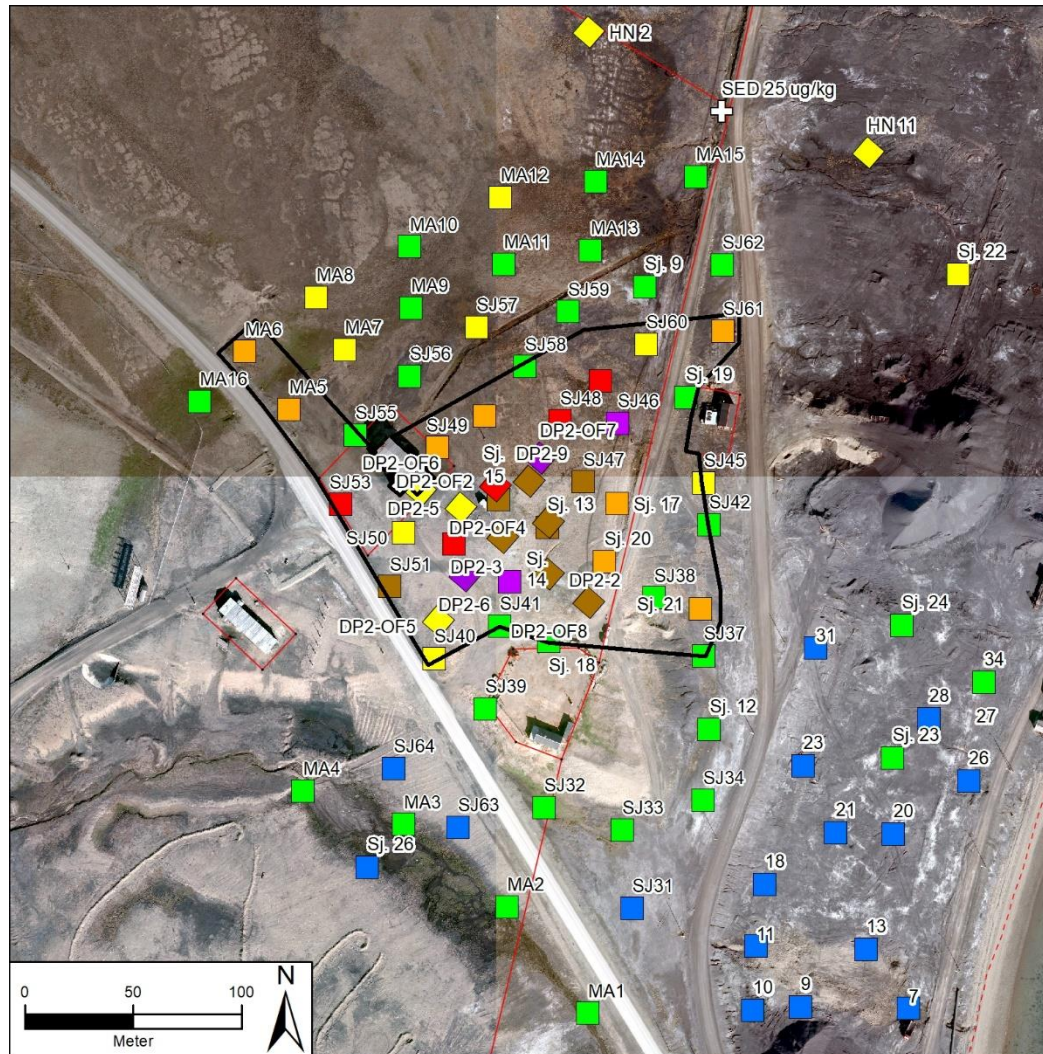
Arealtallene i Tabell 5-2 viser til interpolert areal for de enkelte konsentrasjonsgrenser basert på vektete gjennomsnittskonsentrasjoner i hvert prøvepunkt. Faktisk tiltaksareal for de enkelte konsentrasjonsgrenser vil imidlertid kunne avvike fra disse, da tiltaksomfang bestemmes ut fra høyeste påviste konsentrasjoner i enkeltprøver i hvert prøvepunkt. Faktisk tiltaksareal vil eksempelvis kunne bli større dersom det er påvist høyere konsentrasjoner helt i ytterkant av interpolert konsentrasjonsgrense eller i enkeltpunkter utenfor interpolert konsentrasjonsgrense.

For aktuelle tiltaksgrenser på 150 og 500 µg/kg vil dette medføre at faktisk tiltaksareal blir noe større enn det som er lagt til grunn i mengdeberegningene for interpolerte konsentrasjonsgrenser i Tabell 5-2. For en tiltaksgrense på 500 µg/kg skyldes dette at det er påvist flere høye konsentrasjoner >500 µg/kg helt i yttergrense av interpolert konsentrasjonsgrense, mens det for en tiltaksgrense på 150 µg/kg er påvist konsentrasjoner >150 µg/kg i enkeltpunktene SJ21 og SJ61 som ligger utenfor interpolert konsentrasjonsgrense (se Figur 5-1).

Tabell 5-3 viser beregnede mengder ΣPFAS (kg) og volum masser (m³) for forventet tiltaksomfang ved tiltaksgrenser 150 og 500 µg/kg. Beregningen er basert på arealer som angitt i Figur 5-3 – Figur 5-6.

Tabell 5-3: Beregnede mengder ΣPFAS (kg) og volum masser (m³) for forventet tiltaksomfang ved konsentrasjonsgrense <150 µg/kg og <500 µg/kg for gjenværende masser.

Tiltaksgrense ΣPFAS (µg/kg)	ΣPFAS _{gj.snitt} (µg/kg)	Areal (m ²)	Volum masser (m ³)	Mengde PFAS (kg)	Mengde/volum (g/m ³)
<i>0 - 1 m</i>					
150	1546	22725	22725	25,8	1,2
500	2373	13321	13321	24,1	1,8
<i>>1 m - permafrost</i>					
150	560	13695	9279	4,4	0,5
500	1007	5953	4447	3,8	0,9
<i>Totalt</i>					
150			32004	30,2	0,9
500			17768	27,9	1,6



Svalbard lufthavn (ENSB) Gammel BØF (Forventet tiltaksgrense 0-1 m)

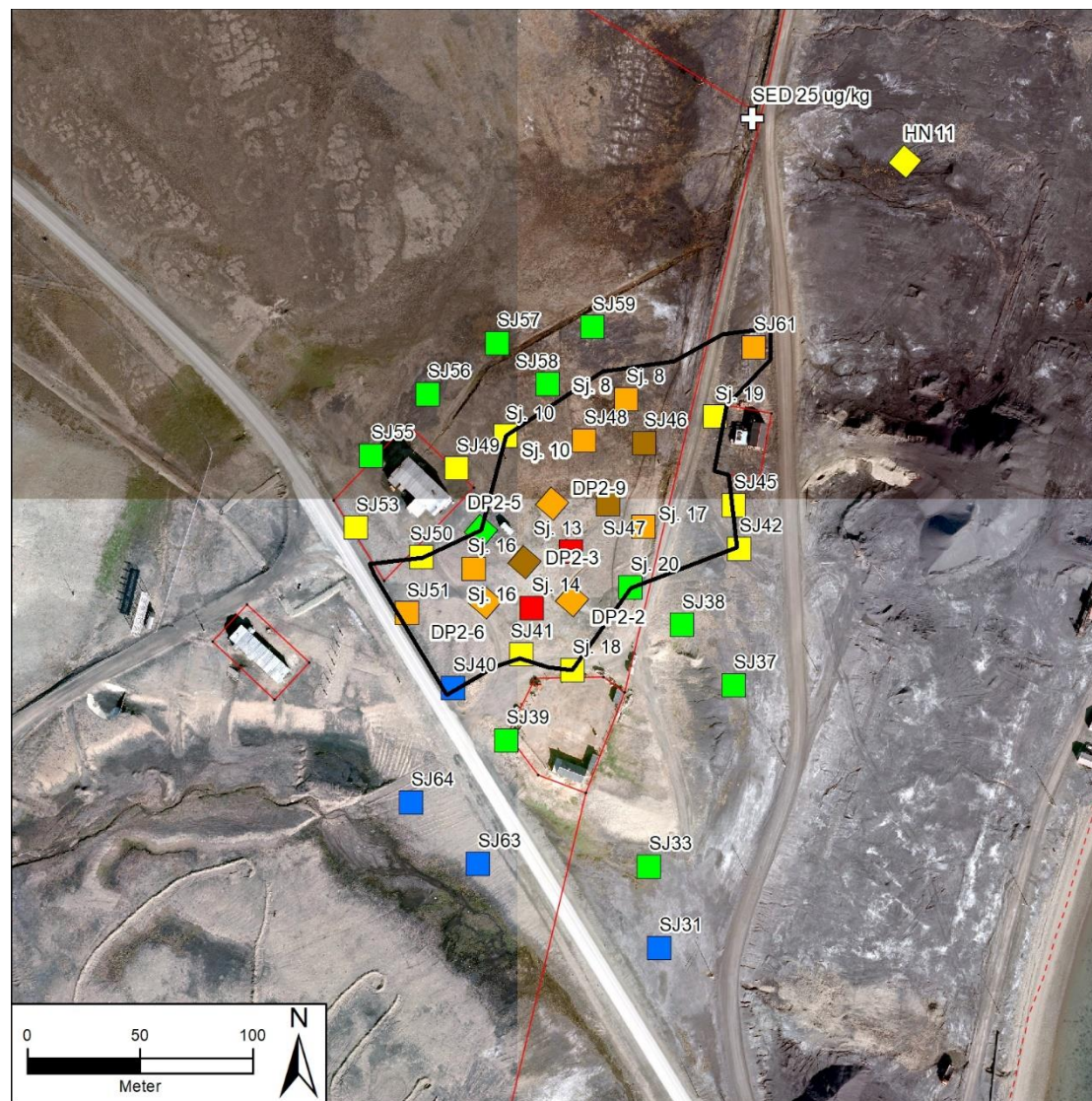
PFOS i jord (µg/kg)	ΣPFAS i jord (µg/kg)
<3	<3
3-30	3-30
30-150	30-150
150-500	150-500
500-1000	500-1000
1000-3000	1000-3000
>3000	>3000

Forventet tiltaksgrense 0-1 m dyp

Eldre prøver som kun er analysert for PFOS og PFOA er i kartet symbolisert etter konsentrasjon av PFOS. Øvrige prøver er symbolisert etter konsentrasjon av ΣPFAS.

Resultatene er symbolisert etter høyeste påviste konsentrasjon i hvert punkt.

Figur 5-3: Forventet tiltaksgrense for 0-1 m dybde ved konsentrasjonsgrense <150 µg/kg for gjenværende masser. I figuren vises også resultater fra utførte undersøkelser for tilsvarende dybdeintervall.



Svalbard lufthavn (ENSB) Gammel BØF

(Forventet tiltaksgrense
1 m under terreng til permafrost)

PFOS i jord (µg/kg)	ΣPFAS i jord (µg/kg)
<3	<3
3-30	3-30
30-150	30-150
150-500	150-500
500-1000	500-1000
1000-3000	1000-3000
>3000	>3000

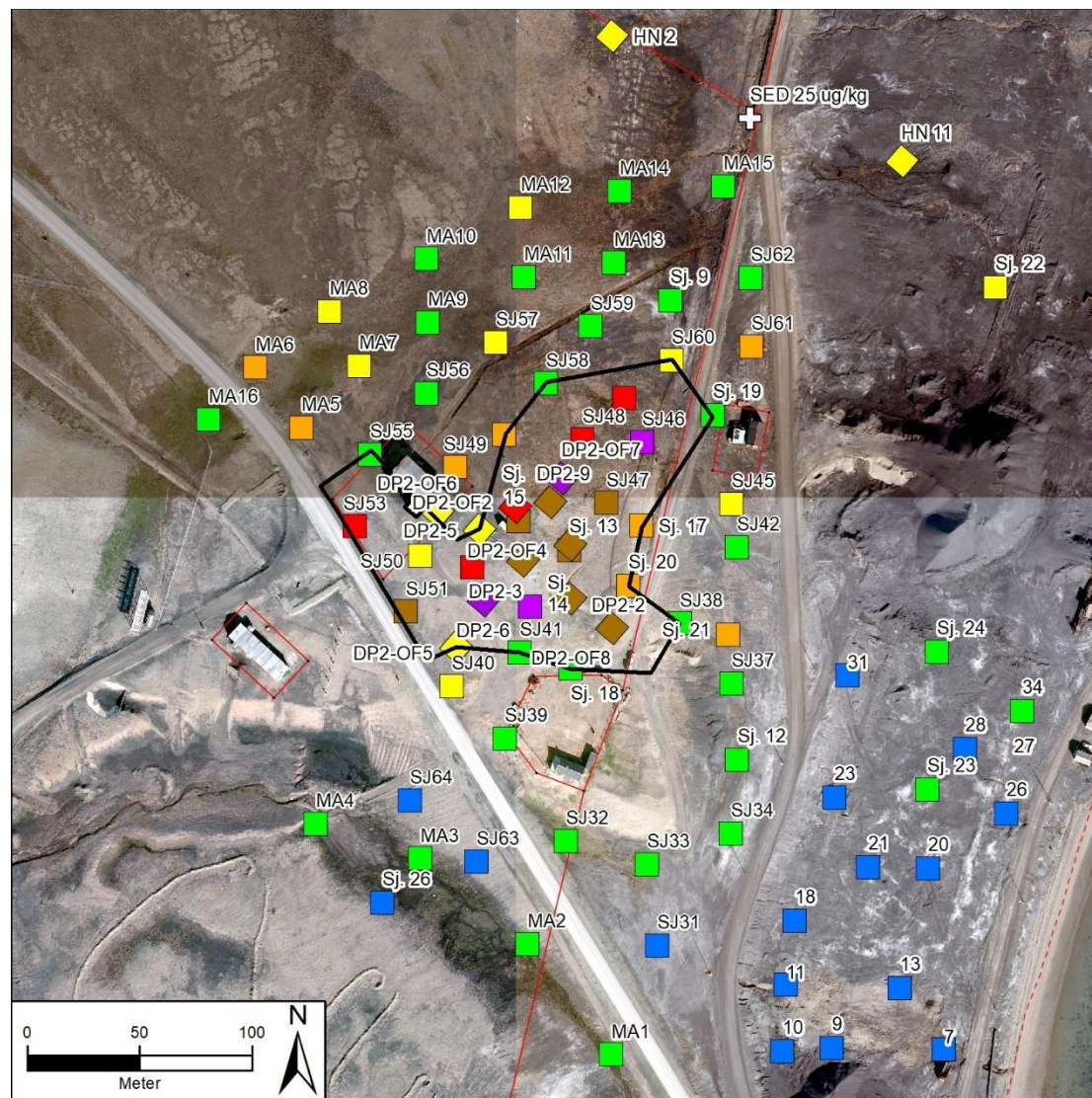
Forventet tiltaksgrense 1 m u.t. til permafrost

Eldre prøver som kun er analysert for PFOS og PFOA er i kartet symbolisert etter konsentrasjon av PFOS. Øvrige prøver er symbolisert etter konsentrasjon av ΣPFAS.

Resultatene er symbolisert etter høyeste påviste konsentrasjon i hvert punkt.



Figur 5-4: Forventet tiltaksgrense for 1 m dybde til permafrost ved konsentrasjonsgrense <150 µg/kg for gjenværende masser. I figuren vises også resultater fra utførte undersøkelser for tilsvarende dybdeintervall.



Svalbard lufthavn (ENSB) Gammel BØF

(Forventet tiltaksgrense 0-1 m)

PFOS i jord (µg/kg) ΣPFAS i jord (µg/kg)

◆ <3	■ <3
◆ 3-30	■ 3-30
◆ 30-150	■ 30-150
◆ 150-500	■ 150-500
◆ 500-1000	■ 500-1000
◆ 1000-3000	■ 1000-3000
◆ >3000	■ >3000

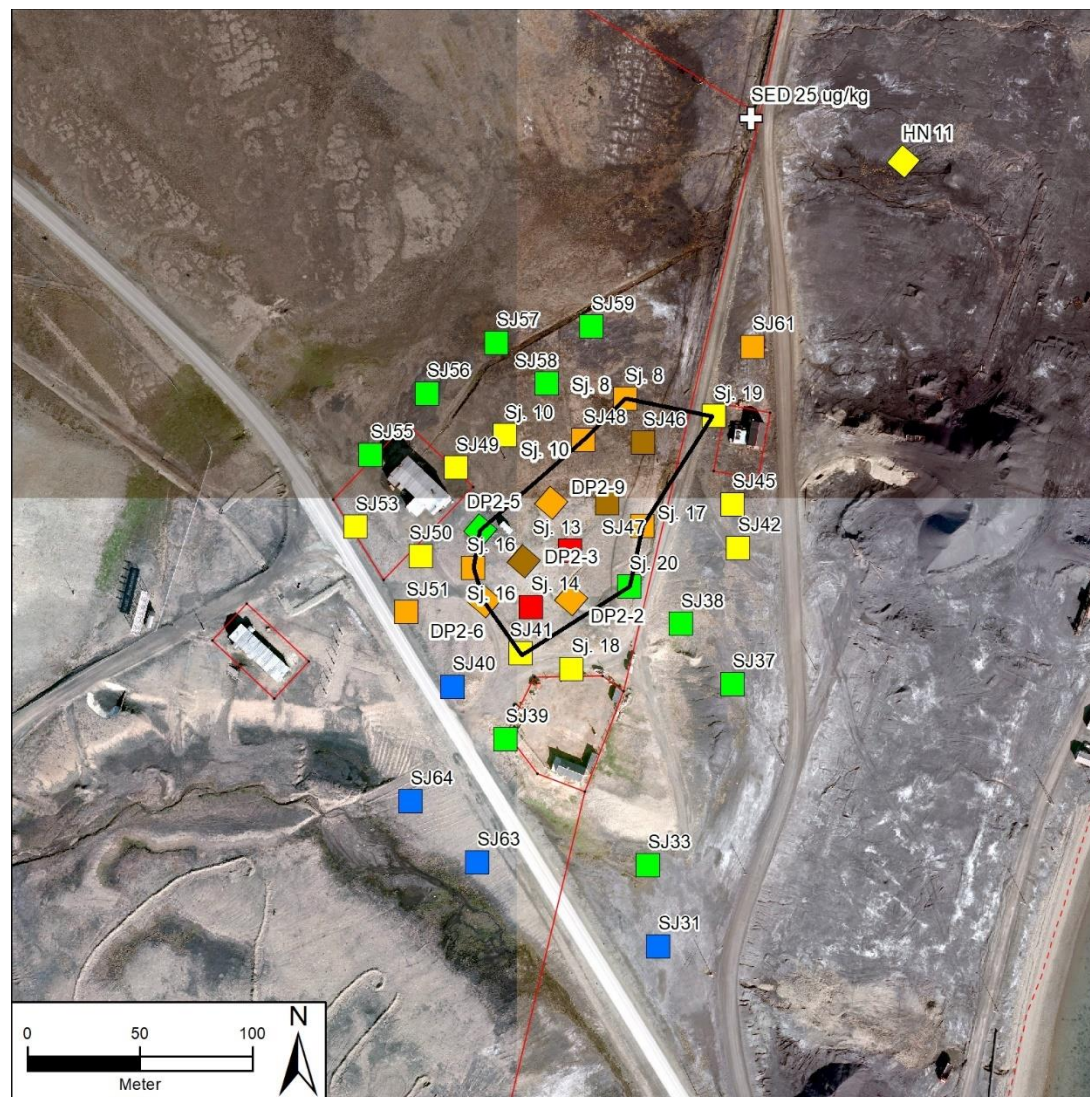
Forventet tiltaksgrense 0-1 m dyp

Eldre prøver som kun er analysert for PFOS og PFOA er i kartet symbolisert etter konsentrasjon av PFOS. Øvrige prøver er symbolisert etter konsentrasjon av ΣPFAS.

Resultatene er symbolisert etter høyeste påviste konsentrasjon i hvert punkt.

AVINOR
Norconsult
Utarbeidet av
Lars Været
20-05-2022

Figur 5-5: Forventet tiltaksgrense for 0-1 m dybde ved konsentrasjonsgrense <500 µg/kg for gjenværende masser. I figuren vises også resultater fra utførte undersøkelser for tilsvarende dybdeintervall.



Svalbard lufthavn (ENSB) Gammel BØF

(Forventet tiltaksgrense
1 m under terreng til permafrost)

PFOS i jord ($\mu\text{g/kg}$)	ΣPFAS i jord ($\mu\text{g/kg}$)
◆ <3	■ <3
◆ 3-30	■ 3-30
◆ 30-150	■ 30-150
◆ 150-500	■ 150-500
◆ 500-1000	■ 500-1000
◆ 1000-3000	■ 1000-3000
◆ >3000	■ >3000

Forventet tiltaksgrense 1 m u.t. til permafrost

Eldre prøver som kun er analysert for PFOS og PFOA er i kartet symbolisert etter konsentrasjon av PFOS. Øvrige prøver er symbolisert etter konsentrasjon av ΣPFAS .

Resultatene er symbolisert etter høyeste påviste konsentrasjon i hvert punkt.

AVINOR
Norconsult
Utarbeidet av
Lars Været
20-05-2022

Figur 5-6: Forventet tiltaksgrense for 1 m dybde til permafrost ved konsentrasjonsgrense <150 $\mu\text{g/kg}$ for gjenværende masser. I figuren vises også resultater fra utførte undersøkelser for tilsvarende dybdeintervall.

6 Spredningsmengder

Resultater fra utførte undersøkelser viser avrenning av PFAS i ulike spredningsveier fra brannøvingsfeltet, med stor variasjon i vannmengder og konsentrasjonsnivåer gjennom sommerperioden (frostfri periode). Disse forholdene gjør at det er vanskelig å etablere faste målepunkter med sikker vannføring som kan følges over tid, for faktisk dokumentasjon av spredningsmengder [1].

For vurdering av spredningsmengder er det imidlertid gjennomført teoretiske beregninger av utlekking og spredning av PFAS fra brannøvingsfeltet. Det understrekes her at en slik teoretisk tilnærming i liten grad er tilpasset gjeldende forhold på Svalbard, hvor grunnen er karakterisert av permafrost og overliggende aktivt lag som vil være tilfrost store deler av året. Beregningen vil allikevel kunne gi en indikasjon på forventede konsentrasjonsnivåer og spredningsmengder fra lokaliteten.

6.1 Beregningsverktøy

Miljødirektoratet, med bistand fra Norges Geotekniske Institutt (NGI), har utviklet et nytt beregningsverktøy for å vurdere spredning fra forurensset grunn (M-2173/2021) [38]. Verktøyet er basert på en boksmøll som består av tre «bokser»:

1. Umettet sone der forurensingen ligger
2. Mettet sone der grunnvannet transporterer forurensingen til resipienten
3. Resipienten som får tilført forurensingen

Det vises til tilhørende bakgrunnsrapport for detaljert metodebeskrivelse og vurdering av usikkerheter knyttet til beregningsverktøyet [39].

For beregning av dagens spredning er det tatt utgangspunkt i resultatene fra utførte undersøkelser (kap. 4) og utførte beregninger av mengder i jord (kap. 5), samt vurdering av stedsspesifikke forhold knyttet til hhv. umettet sone, mettet sone og resipient (input til modellen).

I beregningene er det målte konsentrasjoner av Σ PFAS i jord som er lagt til grunn, selv om PFOS er eneste PFAS som ligger inne i modellens liste over stoffer. Fremfor å legge inn målte konsentrasjoner for alle enkeltprøver i jord for beregning av gjennomsnittskonsentrasjon og mengde PFAS i umettet sone, er det benyttet gjennomsnittskonsentrasjon for Σ PFAS > 3 $\mu\text{g/kg}$ hentet direkte fra interpolering og mengdeberegninger omtalt i kap. 5. Denne vil representere en vektet gjennomsnittskonsentrasjon for hele det forurensede arealet, og anses i så måte å være mest representativ for utlekkingspotensialet for området som helhet. Dette gjør også at enkeltprøver med svært høye eller lave konsentrasjoner ikke tillegges uforholdsmessig stor vekt i beregningene.

Beregninger i modellverktøyet er utført uten å legge inn målte konsentrasjoner i porevann, mettet sone (jord), grunnvann og resipient. Målte konsentrasjoner er i stedet brukt som en kontroll, for å kunne se om modellen gir beregnede verdier på nivå med det som faktisk er målt. Ved en slik tilnærming vil modellen også kunne brukes til å beregne forventede effekter av ulike tiltaksomfang.

6.2 Utlekking

Det er utført beregninger av teoretiske porevannskonsentrasjoner og utlekking av Σ PFAS fra forurensede masser i øvre 0-1 m sentralt på brannøvingsfeltet som vist i Tabell 6-1. Beregningene er basert på vektet gjennomsnittskonsentrasjon av Σ PFAS i jord for ulike konsentrasjonsgrenser (jfr. Tabell 5-2).

Det er i beregningene benyttet en fordelingskoeffisient, Koc, for PFOS på 1000 l/kg basert på Zareitalabad m.fl. (2013) [40], noe som tilsvarer en Kd på 100 l/kg for masser med moderat organisk innhold (10% TOC).

Dette er en grov forenkling, da K_d varierer betydelig mellom ulike PFAS-forbindelser, og særlig kortkjedete forbindelser vil ha en høyere løselighet og lavere K_d sammenliknet med PFOS [40], men vil allikevel kunne gi et mål på forventede konsentrasjonsnivåer av Σ PFAS i utlekking fra forurensede masser på feltet.

Det er beregnet en teoretisk porevannskonsentrasjon på 9300 ng/l i middel for alle masser med konsentrasjon av Σ PFAS >3 $\mu\text{g/kg}$. Teoretisk beregnet porevannskonsentrasjon for masser med konsentrasjon av Σ PFAS >3000 $\mu\text{g/kg}$ er 49 000 ng/l. Teoretisk beregnede porevannskonsentrasjoner er innenfor den variasjon i konsentrasjoner som er påvist i sigevann i ulike spredningsretninger fra brannøvingsfeltet (jfr. kap. 4.2).

Tabell 6-1: Teoretisk beregnede porevannskonsentrasjoner for Σ PFAS (ng/l) basert på vektete gjennomsnittskonsentrasjoner av Σ PFAS i øvre 0-1 m for sentrale deler av brannøvingsfeltet.

Konsentrasjonsgrense Σ PFAS ($\mu\text{g/kg}$)	Σ PFAS _{gj.snitt} ($\mu\text{g/kg}$)	Σ PFAS _{porevann} (ng/l)
>3	932	9320
>30	1249	12490
>150	1816	18160
>500	2671	26710
>1000	3265	32650
>3000	4899	48990

6.3 Beregnede spredningsmengder

For beregning av spredningsmengder under dagens situasjon er det tatt utgangspunkt i interpolert gjennomsnittskonsentrasjon for jord i øvre 0-1 m hentet fra Tabell 5-2, fordelingskoeffisient (K_d) på 100 l/kg som gitt i kap. 6.2, samt øvrige inngangsparametere som gitt i Tabell 6-2. Det er kun beregnet spredning fra masser i øvre 0-1 m, da forurensningen i all hovedsak ligger i dette dybdeintervallet, samt at modellverktøyet ikke er egnet for å beregne samlet spredning fra forurensning som fordeler seg i ulike lag nedover i jordprofilen.

Modellverktøyet gir en teoretisk beregnet volum forurensset grunnvann/sigevann tilsvarende ca. 3 150 m³/år, og en årlig beregnet spredningsmengde på ca. 15 g/år (Tabell 6-3).

Tilsvarende er det også utført beregninger av spredningsmengder og forventet reduksjon i spredning ved gjennomføring av tiltak som fjerner/immobiliserer forurensning til gitte konsentrasjonsgrenser, henholdsvis 500, 150 og 30 $\mu\text{g/kg}$ (Tabell 6-3). Alle de aktuelle tiltaksgrensene vil gi en betydelig reduksjon i årlig spredningsmengde sammenliknet med dagens situasjon, hvor beregnet årlig spredning reduseres fra dagens 15 g/år til mellom 0,1 – 1,1 g/år. Det vil imidlertid for en tiltaksgrense på 500 $\mu\text{g/kg}$ være en større gjennliggende mengde i jord (om lag 4,4 kg) som vil kunne bidra til en større fremtidig spredning over tid, sammenliknet med gjennliggende mengder for de to andre tiltaksgrensene.

De utførte beregningene gir et estimat på spredningsmengder under dagens situasjon og ved gjennomføring av tiltak som fjerner/immobiliserer forurensning til gitte konsentrasjonsgrenser. Beregningene tar ikke høyde for mulige fremtidige endringer i spredning som følge av endrede nedbørmengder eller avtakende utlekking over tid som følge av at konsentrasjoner i jord reduseres.

Tabell 6-2: Inngangsparametere for beregning av spredning fra nedlagt brannøvingsfelt (0 – 1 m).

UMETTET SONE GENERELLE PARAMETERE			
Grunnleggende jord parametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
f_{OC} (-)	0,01	0,10	Gj.snitt 10 % TOC i øvre meter
Bulkdensitet jord, ρ_{jord} [kg/dm ³]	1,7	0,85	Antatt bulketthet for fyllmasser 1,7, justert for 50 % grovfraksjon
Effektiv porøsitet, ϵ	0,4	0,4	Øvre grense for sand/grus
Vannfylt porevolum i umettetsone (m ³ /m ³)	0,2	0,2	Satt til halvparten av porevolumet, konservativt høy
Generelle områdeparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Lengde forurensingsoverflate i grunnvannsretning (m)	50	140	Tot. areal > 3 µg/kg = 35100 m ² (35100 / 250 = 140)
Bredde forurensingsoverflate på tvers av grunnvannsretning (m)	50	250	Tot. areal > 3 µg/kg = 35100 m ²
Dybde til grunnvann (m)	4	1	Beregnet kun for 0-1 m
Nedbør (mm/år)	1500	217,5	Yr.no
Fraksjon av nedbør som infiltrerer	0,8	0,8	Maksimumverdi for grus uten evapotranspirasjon
METTET SONE GENERELLE PARAMETERE			
Grunnleggende jord parametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
f_{OC} (-)	0,002	0,010	Antatt 1 % TOC
Bulkdensitet til løsmasser, ρ_{losg} [kg/l]	1,7	1,7	Antatt bulketthet for fyllmasser
Effektiv Porøsitet, ϵ	0,40	0,40	Øvre grense for sand/grus
Generelle områdeparametere grunnvann	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Hydraulisk konduktivitet k (m/s)	1,00E-04	1,00E-04	Sand k= 10 ⁻⁴ m/s
Gradient dh/dl (m/m)	0,03	0,04	16 / 425 = 0,038 (korteste avst. til sjø er ca. 425 m, feltet på kote 16)
Strømningshastighet (m/år)	237	315	Basert på Darcy's lov omregnet til porevannshastighet i meter pr. år
Blandingsdybde (m)	5	0,1	Temporært vannførende lag over permafrost
Lengde akvifer = lengde forurensset areal + avstand til resipient (m)	50	425	Korteste avstand fra feltet til sjø ca. 425 m fra "bakkant interpolert omr."
RESIPIENT GENERELLE PARAMETERE			
Grunnleggende jord parametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Årsvolum i resipient (m ³)	5000000	5000000	
Oppholdstid i resipient (år)	1,00	0,02	Sjablongverdi for oppholdstid i fjord
Påvirket vannvolum (m ³ /år)	5000000	250000000	Q total i resipient / Oppholdstid i resipient

Tabell 6-3: Beregnede spredningsmengder fra nedlagt brannøvingsfelt. I tabellen vises også gjenværende mengde i jord og teoretisk beregnet reduksjon i spredning dersom man gjennomfører tiltak som fjerner forurensning ned til gitte konsentrasjonsgrenser.

Konsentrasjonsgrense ΣPFAS (µg/kg)	Gjenværende mengde i jord* (kg)	Beregnet spredning (g/år)	Beregnet reduksjon i spredning** (%)
Dagens situasjon (ingen tiltak)	32,3	15	-
500	4,4	1,1	93
150	2,1	0,4	98
30	1	0,1	99

* Gjenværende mengde i jord som kan bidra til fremtidig spredning ved tiltak som fjerner/immobiliserer forurensning til gitt konsentrasjonsgrense.

** Beregnet reduksjon (%) i forhold til teoretisk beregnet spredning under dagens situasjon.

7 Risikovurdering av dagens forurensningssituasjon

Risikovurdering av dagens forurensningssituasjon er basert på resultater fra utførte undersøkelser i perioden 2011-2021. Kunnskapsnivå og vurderingsgrunnlag knyttet til ulike PFAS-forbindelser har endret seg betydelig de senere år, og det er også et utvidet analyseomfang som dekker flere enkeltforbindelser for senere undersøkelser sammenliknet med de første undersøkelser som ble gjennomført. Resultater fra senere år er derfor tillagt mest vekt i vurderingen, da disse gir et mest dekkende bilde av forurensningssituasjon med tanke på PFAS, samt at disse anses som mest representative for dagens forurensningssituasjon.

7.1 Risiko for human helse

7.1.1 Kunnskapsgrunnlag

I september 2020 fastsatte EFSA ny TWI (*tolerabelt ukentlig inntak*) for summen av forbindelsene PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS på 4,4 ng/kg kroppsvekt per uke, noe som gir en grenseverdi for *maksimalt tolerabelt daglig inntak* (MTDI) på 0,63 ng/kg kroppsvekt per dag [9]. Basert på den nye tålegrensen utførte Folkehelseinstituttet (FHI) en vurdering av hvilke nivåer av PFAS i fisk og drikkevann som utgjør en økt helserisiko [10]. Vurderingen angir makskonsentrasjoner for summen av forbindelsene PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS i fisk og drikkevann uten at TWI overskrides. Inntak fra øvrig kosthold og andre eksponeringskilder for forbindelsene er tatt med i vurderingen. For barn overskrides TWI for summen av forbindelsene PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS fra øvrig kosthold, og det er derfor ikke beregnet makskonsentrasjoner i fisk eller drikkevann. Resultatene fra vurderingen er oppsummert i Tabell 7-1.

For et gjennomsnittlig inntak av fisk per uke er det beregnet en makskonsentrasjon av summen av forbindelsene PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS 0,23 ng/g fisk for voksne kvinner, og 0,27 ng/g fisk for voksne menn. Det er beregnet en noe høyere makskonsentrasjon av summen av forbindelsene i fisk dersom personen spiser en porsjon mager fisk sammenliknet med en porsjon fet fisk per uke. Makskonsentrasjonen i fisk for voksne kvinner er 0,45 ng/g fisk ved inntak av mager fisk, og 0,60 ng/g fisk ved inntak av fet fisk. For voksne menn er de beregnede makskonsentrasjonene noe høyere.

For voksne kvinner kunne det ikke beregnes makskonsentrasjoner i drikkevann ettersom TWI for summen av forbindelsene PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS overskrides fra øvrig kosthold og andre eksponeringskilder. For voksne menn er makskonsentrasjonen i drikkevann 2,6 ng/l dersom personen drikker en gjennomsnittlig mengde vann basert på data fra norske kostholdsundersøkelser.

Tabell 7-1: Beregnede makskonsentrasjoner av summen av forbindelsene PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS i fisk uten at TWI overskrides ved ulike scenarioer for humant inntak [10].

Inntak av fisk	Makskonsentrasjon kvinner (ng/g fisk)	Makskonsentrasjon menn (ng/g fisk)
Dersom personen spiser en gjennomsnittlig mengde fisk per uke basert på data fra norske kostholdsundersøkelser	0,23	0,27
Dersom personen spiser en porsjon mager per fisk uke	0,45	0,75
Dersom personen spiser en porsjon fet fisk per uke	0,60	1,0
Dersom personen spiser 100 g fisk per uke	0,90	1,5

7.1.2 **Aktuell eksponering**

Når det gjelder risiko for human helse knyttet til spredning av PFAS fra nedlagt brannøvingsfelt ved Svalbard lufthavn, er følgende i lufthavnens nærområde vurdert:

- Opphold på hestegård som grenser til brannøvingsfeltet
- Inntak av fisk fra nærliggende resipient (Adventfjorden)

Hestegården ved brannøvingsfeltet er en hestegård med et par hester som drives som besøksgård for barn og unge. I henhold til informasjon mottatt fra Longyearbyen lokalstyre er barn og unge jevnlig innom for å stelle hester, noen daglig, andre et par ganger i uken. Eier av bygget oppholder seg der jevnlig, i perioder daglig.

Da det ikke er utført undersøkelser med prøvetaking av jord inne på selve hestegården, er det i risikovurderingen lagt til grunn at masser på selve hestegården har samme forurensningsgrad som masser på undersøkt areal ved brannøvingsfeltet. Dette vil være en rimelig antakelse grunnet hestegårdens nærhet til selve øvingsfeltet.

Det er ikke vurdert risiko knyttet til opphold i gammelt MC-bygg på selve brannøvingsfeltet, da dette i dag ikke er i bruk.

7.1.3 **Beregningsverktøy**

Miljødirektoratet, med bistand fra Norges Geotekniske Institutt (NGI), har utviklet et nytt beregningsverktøy for risikovurdering av human helse på lokaliteter med forurensset grunn [41]. Verktøyet og tilhørende bakgrunnsrapport ligger tilgjengelig på Miljødirektoratets hjemmesider, og dette er benyttet for beregninger av risiko for human helse som følge av eksponering for forurensningen ved nedlagt brannøvingsfelt ved Svalbard lufthavn.

Inputparametere til modellen omfatter:

1. Transport- og spredningsprosesser (eks. jordspesifikke egenskaper, hydrogeologiske forhold, mm.)
2. Eksponering ved aktuell arealbruk (eks. oppholdstid på lokaliteten, grunnvann benyttet som drikkevann, inntak av fisk fra nærliggende resipient, mm.)
3. Målte konsentrasjoner i ulike medier (eks. jord, grunnvann, inneluft, fisk, mm.)

I beregningene er det for transport- og spredningsprosesser benyttet tilsvarende inngangsverdier som benyttet for spredningsberegninger (se kap. 6.3). For eksponering er det benyttet to ulike tilnærminger:

1. Beregning basert på standardverdier for eksponeringsveier og eksponeringstid for industriareal (hentet fra Tabell 3 i bakgrunnsrapport for beregningsverktøyet, vist i Tabell 7-2). Denne tilnærmingen gir en beregning av risiko for human helse basert på standardverdier for opphold innendørs og utendørs som er satt til 240 dager per år og 2 timer per dag for både barn og voksne. Det er i denne tilnærmingen lagt til grunn at det ikke er noe uttak av grunnvann til drikkevann fra lokalitetene, og heller ikke konsum av grønnsaker dyrket på arealet eller inntak av fisk fra nærliggende resipient (satt til 0% i beregningene).
2. Beregning basert på aktuelle eksponeringsveier og eksponeringstid slik lokaliteten oppgis benyttet i dag. Det er i denne tilnærmingen benyttet inngangsverdier som vist i Tabell 7-3. Inngangsverdier er satt basert på kjennskap til forholdene ved lokaliteten (jfr. beskrivelse i kap. 7.1.2). Det er i denne tilnærmingen i all hovedsak beregnet en risiko knyttet til eksponering gjennom sommerperioden (mai - september), da dette vil være perioden hvor eksponering som følge av oralt jordinntak, hudkontakt

og inhalering av støv vil være mest aktuell. Denne type eksponering er ansett som mindre aktuell gjennom vinterperioden (oktober - april) hvor grunnen er frossen og dekket av snø.

Tabell 7-2: Inngangsverdier benyttet i beregningsverktøy for vurdering av risiko for human helse ved beregning basert på standardverdier for industriareal.

Eksponeringsveier ved aktuell arealbruk. (Kun verdier i gull felt kan endres. Endringer skal begrunnes.)				
Parametre	Standard verdi	Anvendt verdi	Enhet	Begrunnelse (Gule celler må fylles)
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (barn)	365 8	240	dager/år 2 timer/dag	Standardverdi for industriareal, toppjord og dypereliggende jord (TK3)
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (voksne)	365 8	240	dager/år 2 timer/dag	Standardverdi for industriareal, toppjord og dypereliggende jord (TK3)
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (barn)	80 8	240	dager/år 2 timer/dag	Standardverdi for industriareal, toppjord og dypereliggende jord (TK3)
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (voksne)	45 8	240	dager/år 2 timer/dag	Standardverdi for industriareal, toppjord og dypereliggende jord (TK3)
Oppholdstid utendørs (barn)	365 24	240	dager/år 2 timer/dag	Standardverdi for industriareal, toppjord og dypereliggende jord (TK3)
Oppholdstid utendørs (voksne)	365 24	240	dager/år 2 timer/dag	Standardverdi for industriareal, toppjord og dypereliggende jord (TK3)
Oppholdstid innendørs (barn)	365 24	240	dager/år 2 timer/dag	Standardverdi for industriareal, toppjord og dypereliggende jord (TK3)
Oppholdstid innendørs (voksne)	365 24	240	dager/år 2 timer/dag	Standardverdi for industriareal, toppjord og dypereliggende jord (TK3)
Fraksjon av grunnvann fra lokaliteten brukt som drikkevann	100 %	0 %	UAKTUELL	
Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på lokaliteten	30 %	0 %	UAKTUELL	
Fraksjon av inntak av fisk fra nærliggende resipient	100 %	0 %	UAKTUELL	

Tabell 7-3: Inngangsverdier benyttet i beregningsverktøy for vurdering av risiko for human helse ved beregning basert på faktisk eksponering slik lokaliteten benyttes i dag.

Eksponeringsveier ved aktuell arealbruk. (Kun verdier i gull felt kan endres. Endringer skal begrunnes.)				
Parametre	Standard verdi	Anvendt verdi	Enhet	Begrunnelse (Gule celler må fylles)
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (barn)	365 8	44	dager/år 2 timer/dag	Legger til grunn at et barn besøker hestegården 2 ganger i uken i sommerperioden (mai-sept), 2 timer hver gang
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (voksne)	365 8	153	dager/år 4 timer/dag	Legger til grunn at eier besøker hestegården daglig i sommerperioden (mai-sept), 4 timer hver gang
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (barn)	80 8	44	dager/år 2 timer/dag	Legger til grunn at et barn besøker hestegården 2 ganger i uken i sommerperioden (mai-sept), 2 timer hver gang
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (voksne)	45 8	153	dager/år 4 timer/dag	Legger til grunn at eier besøker hestegården daglig i sommerperioden (mai-sept), 4 timer hver gang
Oppholdstid utendørs (barn)	365 24	44	dager/år 2 timer/dag	Legger til grunn at et barn besøker hestegården 2 ganger i uken i sommerperioden (mai-sept), 2 timer hver gang
Oppholdstid utendørs (voksne)	365 24	153	dager/år 4 timer/dag	Legger til grunn at eier besøker hestegården daglig i sommerperioden (mai-sept), 4 timer hver gang
Oppholdstid innendørs (barn)	365 24	44	dager/år 2 timer/dag	Legger til grunn at et barn besøker hestegården 2 ganger i uken i sommerperioden (mai-sept), 2 timer hver gang
Oppholdstid innendørs (voksne)	365 24	153	dager/år 4 timer/dag	Legger til grunn at eier besøker hestegården daglig i sommerperioden (mai-sept), 4 timer hver gang
Fraksjon av grunnvann fra lokaliteten brukt som drikkevann	100 %	0 %	UAKTUELL	
Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på lokaliteten	30 %	0 %	UAKTUELL	
Fraksjon av inntak av fisk fra nærliggende resipient	100 %	20 %		Antatt inntak av fisk fisket lokalt i Adventfjorden

Det er beregnet en risiko knyttet til eksponering for forurensning i øvre 0-1 m, da aktuelle eksponeringsveier, så som hudkontakt og oralt jordinntak ikke vil være relevant for dypereliggende masser [41]. For målte konsentrasjoner i jord er det da benyttet en vektet gjennomsnittskonsentrasjon for ΣPFAS for øvre 0-1 m for hele det undersøkte arealet på 932 µg/kg (jfr. Tabell 5-2). Ved beregninger av risiko etter gjennomføring av tiltak som fjerner/immobiliserer forurensning ned til gitte konsentrasjonsgrenser er det benyttet vektet gjennomsnittskonsentrasjon for gjenliggende masser i øvre 0-1 m.

Beregninger i modellverktøyet er utført uten å legge inn målte konsentrasjoner i andre medier, så som eksempelvis grunnvann og fisk. Målte konsentrasjoner er i stedet brukt som en kontroll, for å kunne se om modellen gir beregnede verdier på nivå med det som faktisk er målt. Ved en slik tilnærming vil modellen også kunne brukes til å beregne forventede effekter av ulike tiltaksomfang.

Som input til beregningene er det som nevnt benyttet en vektet gjennomsnittskonsentrasjon for Σ PFAS. Dette selv om PFOS er eneste enkeltforbindelse av PFAS som ligger inne i modellens liste over stoffer. Dette betyr at det er stoffspesifikke egenskaper for PFOS som legges til grunn i beregningene for alle enkeltforbindelser som inngår i Σ PFAS, og vil følgelig være en usikkerhet gitt at ulike PFAS har svært ulike stoffspesifikke egenskaper. Å benytte Σ PFAS som grunnlag for beregningene vil også være en konservativ tilnærming, da beregningene i et slikt tilfelle vil representere en total eksponering for summen av alle PFAS-forbindelser, vurdert opp mot en grenseverdi (MTDI) som gjelder for summen av fire enkeltforbindelser (PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS).

7.1.4 Beregning basert på standardverdier

Basert på standardverdier for arealbruk industri er det beregnet en total eksponering (E_{he}) på 1,5 ng/kg kroppsvekt/dag for barn og 0,11 ng/kg kroppsvekt/dag for voksne, noe som gir en overskridelse av MTDI (0,63 ng/kg kroppsvekt/dag) for barn, men ikke for voksne. For både barn og voksne er det oralt jordinntak som i all hovedsak bidrar til totaleksponeringen. Det presiseres her at denne beregningen representerer risiko ved eksponering i henhold til gitte standardverdier for opphold på industriareal, som er satt til 240 dager per år og 2 timer per dag (innendørs og utendørs) for både barn og voksne, og ikke en risiko knyttet til faktisk opphold på lokaliteten slik den benyttes i dag. Tilsvarende beregninger av eksponering dersom man gjennomfører tiltak som fjerner forurensning ned til gitte konsentrasjonsgrenser er gitt i Tabell 7-4.

Tabell 7-4: Beregnet total eksponering og overskridelse av MTDI for barn og voksne ved dagens situasjon og dersom man gjennomfører tiltak som fjerner forurensning ned til gitte konsentrasjonsgrenser. Beregnet basert på standardverdier for bruk som industriareal.

Konsentrasjonsgrense Σ PFAS (μ g/kg)	Gjenværende mengde i jord* (kg)	Total eksponering (E_{he}) (ng/kg/dag)		Overskridelse MTDI** (%)	
		Barn	Voksne	Barn	Voksne
Dagens situasjon (ingen tiltak)	32,3	1,5	0,11	138	-83
500	5	0,17	0,012	-73	-98
150	2,3	0,077	0,006	-88	-99
30	1	0,033	0,002	-95	-100

* Gjenværende mengde i jord som kan bidra til fremtidig eksponering ved tiltak som fjerner/immobiliserer forurensning til gitt konsentrasjonsgrense.

** Basert på MTDI (maksimalt tolerabelt daglig inntak) for summen av forbindelsene PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS på 0,63 ng/kg kroppsvekt per dag [9].

7.1.5 Beregning basert på aktuell eksponering

Basert på gitte inngangsverdier for aktuell eksponering slik lokaliteten benyttes i dag er det beregnet en total eksponering (E_{he}) på 0,35 ng/kg kroppsvekt/dag for barn og 0,17 ng/kg kroppsvekt/dag for voksne, noe som ikke gir overskridelser av MTDI (0,63 ng/kg kroppsvekt/dag) for verken barn eller voksne. For både barn og voksne er det oralt jordinntak, inhalering av støv og inntak av fisk fra nærliggende resipient som i all hovedsak bidrar til totaleksponeringen. Tilsvarende beregninger av eksponering dersom man gjennomfører tiltak som fjerner forurensning ned til gitte konsentrasjonsgrenser er gitt i Tabell 7-5.

Med oralt inntak menes direkte inntak av jord eller inntak av jord eller støv via fingre og hender som puttes i munnen. Dette inntaket regnes for å være størst hos små barn. Med innånding av støv menes innånding av partikler <10 µm. Større partikler fester seg på flimmerhår i luftveiene og transporteres bort fra lungene og svelges. Denne eksponeringsveien anses å være av liten betydning sammenliknet med oralt inntak av støv [42].

Det understrekes her at de utførte beregningene representerer risiko knyttet til opphold på lokaliteten under dagens situasjon og etter gjennomføring av et fremtidig oppryddingstiltak på brannøvingsfeltet.

Beregningene sier ikke noe om risiko knyttet til opphold på lokaliteten bakover i tid, eller i den perioden brannøvingsfeltet var i bruk.

Tabell 7-5: Beregnet total eksponering og overskridelse av MTDI for barn og voksne ved dagens situasjon og dersom man gjennomfører tiltak som fjerner forurensning ned til gitte konsentrasjonsgrenser. Beregnet basert på aktuell eksponering slik lokaliteten benyttes i dag.

Konsentrasjonsgrense ΣPFAS (µg/kg)	Gjenværende mengde i jord* (kg)	Total eksponering (E _{ne}) (ng/kg/dag)		Overskridelse MTDI** (%)	
		Barn	Voksne	Barn	Voksne
Dagens situasjon (ingen tiltak)	32,3	0,35	0,17	-44	-73
500	5	0,040	0,019	-94	-97
150	2,3	0,018	0,009	-97	-99
30	1	0,008	0,004	-99	-99

* Gjenværende mengde i jord som kan bidra til fremtidig eksponering ved tiltak som fjerner/immobiliserer forurensning til gitt konsentrasjonsgrense.

** Basert på MTDI (maksimalt tolerabelt daglig inntak) for summen av forbindelsene PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS på 0,63 ng/kg kroppsvekt per dag [9].

7.2 Økologisk risiko

Resultater fra utførte undersøkelser viser at det forekommer spredning av PFAS fra brannøvingsfeltet til det terrestriske og marine miljø nedstrøms brannøvingsfeltet. Det er beregnet en spredningsmengde for ΣPFAS på om lag 15 g/år, hvor spredningen i all hovedsak skjer gjennom årets frostfrie periode (sommerperioden mai – september). Resultater fra utført prøvetaking av vann i relevante spredningsveier viser stor variasjon i konsentrasjonsnivåer, men med enkelte svært høye konsentrasjoner i vannstrømmer på kullager øst for brannøvingsfeltet. De høyeste konsentrasjonene er imidlertid i stor grad påvist under forhold med liten avrenning, og representerer i så måte ikke nødvendigvis en større spredningsmengde. Enkeltforbindelsene PFHxS, PFHxA, PFOS og PFOA utgjør største andel av ΣPFAS i avrenning fra feltet [1].

Resultater fra prøvetaking av vann i marin resipient Adventfjorden, like ved utløp for avrenning fra brannøvingsfeltene ved lufthavnen, viser lavere konsentrasjoner (<10 ng/l) sammenliknet med det som er påvist i avrenning fra brannøvingsfeltene, men hvor konsentrasjoner av PFOS og ΣPFAS overskrider miljøkvalitetsstandard, AA-EQS, for PFOS i kystvann (0,13 ng/l) [36] [37].

Det er påvist PFAS i prøver av vegetasjon fra myrområde nord for brannøvingsfeltet. Prøvegrunnlaget omfatter prøver av fjellbunke (*Deschampsia alpina*), polarsnøull (*Erophorum scheuchzeri ssp. arcticum*), klobleikmose (*Sanionia uncinata*) og bladmose (muligens *Bryum*-slekta), med høyeste påviste konsentrasjon av ΣPFAS i prøve av fjellbunke (45 µg/kg). Dette viser at PFAS som spres fra brannøvingsfeltet tas opp i vegetasjon, med potensiale for videre opptak og akkumulering hos arter som beiter på vegetasjon i disse områdene (eks. gjess, vadefugl, svalbardrein).

Datagrunnlaget for marin resipient Adventfjorden omfatter analyseresultater for vann og sedimentprøver, samt biota fra ulike trofiske nivå i den marine næringskjeden. Resultater for sedimentprøvene fra strandsonen ved utløpene for avrenning fra det nedlagte brannøvingsfeltet viser konsentrasjoner av Σ PFAS mellom 2-3 $\mu\text{g/kg}$ [1]. Tilsvarende konsentrasjoner (2-3 $\mu\text{g/kg}$) er også påvist i marint sediment på dypere vann i noe lenger avstand fra brannøvingsfeltet [37]. PFOS er i de fleste av disse prøvene påvist i konsentrasjoner over miljøkvalitetsstandard for langtidseksponering, AA-EQS, for PFOS i sediment i kystvann (0,23 $\mu\text{g/kg}$), noe som tilsier at konsentrasjonsnivåer for PFOS i sediment utgjør en risiko for organismer som lever i tilknytning til sedimentet. Det ble i undersøkelsen utført av Ali m.fl. (2021) også funnet signifikant høyere konsentrasjoner av PFAS i sediment utenfor det nedlagte brannøvingsfeltet, sammenliknet med konsentrasjonsnivåer ved antatt upåvirket referansestasjon, noe som tyder på at avrenning fra brannøvingsfeltet bidrar til forhøyede konsentrasjonsnivåer funnet i sediment i Adventfjorden [37].

Resultater fra prøvetaking av biota fra ulike stasjoner i Adventfjorden utført av Ali m.fl. (2021) viste en økning i konsentrasjoner av Σ PFAS ved økende trofisk nivå, fra zooplankton ($1,1 \pm 0,3 \mu\text{g/kg}$ våtvekt, vv), til flerbørstemark ($2,8 \pm 0,8 \mu\text{g/kg}$ vv), krabbe ($2,9 \pm 0,7 \mu\text{g/kg}$ vv, hel krabbe), fisk ($5,4 \pm 0,9 \mu\text{g/kg}$ vv, lever av ulke og steinbit) og polarmåke ($62 \pm 11 \mu\text{g/kg}$ vv, lever). Det ble for stedbundne arter, som flerbørstemark og til en viss grad krabbe (*Hyas Araneus*), påvist høyere konsentrasjoner i prøver fra stasjoner tilknyttet utløp for avrenning fra nedlagt brannøvingsfelt sammenliknet med prøver fra antatt upåvirket referansestasjon (høyere maksimumsverdier, ikke statistisk signifikant). Resultatene viser opptak og akkumulering av PFAS gjennom den marine næringskjeden, hvor påviste konsentrasjoner i lever av polarmåke (*Larus hyperboreus*) er betydelig over grenseverdi for beskyttelse av predatorer mot sekundær forgiftning, $QS_{\text{sec pois}}$, på 33 $\mu\text{g/kg}$. Resultatene viste imidlertid stor variasjon i fordeling av PFAS-forbindelser i de enkelte individer som ble prøvetatt (totalt 20 individer fra nærområdene ved Longyearbyen), noe som tyder på variasjon i næringsstrategier og kilder til næringsopptak mellom individene. Det er også trolig at individene kan ha blitt eksponert for PFAS gjennom opphold på sørligere breddegrader gjennom vinterperioden. Svært høye konsentrasjoner av PFAS i flere individer, betydelig over det som ble funnet i fiskelever, viser allikevel klart at det skjer en biomagnifisering av PFAS i den marine næringskjeden [37].

Fiskearten vanlig ulke (*Myoxocephalus scorpius*), som er prøvetatt i utførte undersøkelser, er en utpreget stasjonær bunnfisk som ofte danner lokale populasjoner. Vanlig ulke forekommer på nesten all slags bunn der den lever av fisk, krepsdyr og børstemark. Arten lever som regel på 0-25 meters dyp, men kan finnes dypere. Den er som nevnt stasjonær og foretar kun meget korte vandringer, som medfører at fiskene som er prøvetatt i sjøen nedstrøms brannøvingsfeltene mest sannsynlig har levd hele sitt livsløp i det samme området som der de ble fanget. Arten må forventes å være blant fiskeartene som finnes i områdene som mottar avrenning fra brannøvingsfeltet og er derfor egnet som indikator for eksponering av PFAS. Resultater fra analyser av PFAS i vanlig ulke fra undersøkelser utført i 2016 viste konsentrasjoner av Σ PFAS under miljøkvalitetsstandard EQS_{biota} på 9,1 $\mu\text{g/kg}$, både for muskelprøver, men også i leverprøver, der en forventer de høyeste konsentrasjonene. Påviste konsentrasjoner i enkeltindivider ved de to stasjonene i strandsonen varierte mellom 0,6 – 6,7 $\mu\text{g/kg}$ vv i leverprøver og <LOQ – 0,9 $\mu\text{g/kg}$ vv i muskelprøver [1].

Ahrens m. fl. [35] konkluderer med at PFAS er allestedsnærværende på Svalbard som følge av en kombinasjon av lokale kilder (avløpsvann, avfallsdeponi, brannøvingsfelt) og langtransportert forurensning, herunder atmosfærisk avsetning og tilførsler via havstrømmer. Dominans av PFOS og 6:2 FTS i jordprøver fra aktivt og nedlagt brannøvingsfelt ved Svalbard lufthavn viser PFAS med opprinnelse i bruk av brannskum (AFFF), og analyser av smeltevann nedstrøms brannøvingsfeltene viste opptil 20 ganger høyere konsentrasjon av Σ PFAS, samt en langt høyere andel perfluorsulfonater (PFSA) og fluortelomersulfonater (FTS), enn smeltevann ved lokaliteter andre steder i undersøkelsesområdet. Ahrens m. fl. [35] konkluderer med at dette viser transport av PFAS fra områder forurensset med brannskum via smeltevann til sjø.

Oppsummert viser undersøkelsene at lokale kilder er dominerende der disse forekommer, men at langtransport forurensning bidrar som diffus kilde til totalbelastning på resipient.

8 Aktuelle tiltaksmetoder

Det er som del av tiltaksvurderingen gjort en gjennomgang av aktuelle tiltaksmetoder for opprydding i PFAS-forurensset grunn. De ulike metodene omfatter *in situ* og *ex situ* metoder, hvor flere av metodene er i et relativt tidlig utviklingsstadium, og lite dokumentert med tanke på egnethet og langtidseffekt. Metodene er i ulikt stadium med tanke på utviklingsnivå (lab, pilot, i bruk), hvor kun metoder som er *i bruk med dokumentert langtidseffekt* er nærmere vurdert med tanke på egnethet og kostnader. Metodene er vurdert basert på gjennomgang av eksisterende litteratur (se eks. [43] [44] [45] [46]), samt dialog og innhenting av informasjon fra aktuelle leverandører.

Miljødirektoratet har i dialogmøter tydelig signalisert at det for de lufthavnene som er høyest prioritert med tanke på opprydding, grunnet betydelige mengder PFAS i jord og/eller høy utlekking og spredning, fortrinnsvis bør utføres gravetiltak som primærtiltak. Et slikt tiltak innebærer at en større andel av forurensningen fjernes fra lokaliteten, og man vil være sikret en langtidseffekt av oppryddingen. Dersom det skal benyttes alternative tiltak, vil det stilles strenge krav til kontroll og oppfølging av tiltaket for å sikre en tilsvarende langtidseffekt av oppryddingen.

Det ble i tiltaksplanen fra 2018 vurdert tre ulike tiltaksalternativer for nedlagt brannøvingsfelt ved Svalbard lufthavn, herunder 1) oppgraving med deponering på fastlandet, 2) tildekking for å hindre infiltrasjon gjennom forurensede masser, og 3) vasking av masser i mobilt vaskeanlegg. Det ble gjort vurderinger for tre ulike tiltaksomfang for hvert tiltaksalternativ, hvor omfanget ble definert ut fra gjenværende konsentrasjon av PFOS/ Σ PFAS i masser utenfor tiltaksområdet (hhv. 30 $\mu\text{g/kg}$, 100 $\mu\text{g/kg}$ og 500 $\mu\text{g/kg}$). Basert på vurdering av kostnad og forventet effekt for ulike tiltaksmetoder og tiltaksomfang, ble det for nedlagt brannøvingsfelt foreslått tiltak med tildekking av forurensede masser med konsentrasjon av PFOS/ Σ PFAS >100 $\mu\text{g/kg}$ [1].

Miljødirektoratet påla i 2021 Avinor å gjennomføre supplerende undersøkelser og utarbeide en ny tiltaksvurdering for nedlagt brannøvingsfelt (pålegg datert 04.06.2021) [4]. Dette med bakgrunn i at Miljødirektoratet ikke vurderte den foreslåtte løsningen med tildekking som «...et tilstrekkelig trygt og gjennomarbeidet forslag for å sikre miljøet i et langsiktig perspektiv». De pekte på at den foreslåtte løsningen i tiltaksplanen fra 2018 ikke var tilstrekkelig beskrevet til at det kunne pålegges tiltak.

På bakgrunn av krav i pålegget fra 2021 [4], er det nå utført en ny tiltaksvurdering for opprydding i PFAS-forurensning ved nedlagt brannøvingsfelt, hvor følgende tiltaksmetoder er vurdert som aktuelle:

- Oppgraving m/ekstern deponering
- Vasking av masser
- Tildekking
- Innkapsling

8.1 Oppgraving med ekstern deponering

Et tiltak med oppgraving og ekstern deponering av masser innebærer oppgraving av forurensede masser med konsentrasjon av Σ PFAS over en gitt konsentrasjonsgrense. Massene fraktes til mellomlager for utsortering av grovfraksjon, hvor finfraksjon deretter lastes på båt for transport til deponi. Gravegrop gjenfylles med rene masser.

Denne tiltaksmetoden innebærer at en betydelig andel av kjent forurensning fjernes fra lokaliteten, og er i så måte et permanent tiltak. Det vil da være tilnærmet ingen risiko knyttet til fremtidig spredning av forurensning fra tiltaksområdet, og det vil heller ikke være en større gjenliggende forurensning som hefter ved lokaliteten. Tiltaket vil heller ikke medføre restriksjoner på etterbruk.

Frakt av masser til deponi på fastlandet innebærer imidlertid utslipp av klimagasser, og totalt utslipp av klimagasser er forventet å være noe høyere for denne tiltaksmetoden sammenliknet med tildekking og innkapsling som er beskrevet under.

8.2 Vasking av masser

Tiltak med vasking av masser innebærer oppgraving av masser til en gitt konsentrasjonsgrense, hvor massene deretter vaskes i et mobilt vaskeanlegg (*in situ*) etter utsortering av grovfraksjon. Dette tiltaket innebærer at masser i fraksjon 0,06-50 mm (dvs. sand, grus og grovere fraksjoner) vaskes i et vaskeanlegg, og tilbakeføres på lokaliteten etter vasking, forutsatt at restkonsentrasjon av PFAS i massene er lavere enn en gitt akseptgrense. Finere fraksjoner (silt og leire <0,06 mm) og organisk materiale vil separeres ut i vaskeprosessen og leveres på eksternt deponi.

Vasking av masser vil gi en restkonsentrasjon av PFAS i de massene som tilbakeføres på lokaliteten, og effekten av tiltaket, i form av mengde (kg) PFAS fjernet, vil derfor være noe lavere sammenliknet med et tiltak med deponering av alle masser. Det er for videre vurderinger lagt til grunn at restkonsentrasjon i alle masser som tilbakeføres er <30 µg/kg. Erfaringer fra testforsøk utført med masser fra andre brannøvingsfelt (Arlanda og Bergen) tilsier imidlertid at det kan være vanskelig å oppnå så lave konsentrasjoner i masser fra denne type lokaliteter. På brannøvingsfeltet på Svalbard har man også et betydelig innslag av kullmateriale i massene, noe som ytterligere forventes å bidra til å gjøre massene mindre egnet for vasking. Hvilken konsentrasjon man faktisk klarer å oppnå gjennom vasking vil avhenge av massetyper og utgangskonsentrasjoner, og det vil måtte gjøres egne laboratorieforsøk med stedegne masser for nærmere vurderinger av dette i en eventuell senere detaljeringsfase for tiltaket.

Denne tiltaksmetoden innebærer at en betydelig andel av kjent forurensning fjernes fra lokaliteten (forutsatt at metoden er egnet), og er i så måte et permanent tiltak. Det vil da være tilnærmet ingen risiko knyttet knyttet til fremtidig spredning av forurensning fra tiltaksområdet, og det vil heller ikke være en større gjennliggende forurensning som hefter ved lokaliteten. Tiltaket vil heller ikke medføre restriksjoner på etterbruk.

Klimagassregnskap for et tiltak med vasking av masser er forventet å være nokså tilsvarende det man vil ha for oppgraving og deponering. Dette grunnet behov for transport av vaskeanlegg til lokaliteten, samt transport av restfraksjon (filterkake) til deponi etter vasking.

8.3 Tildekking

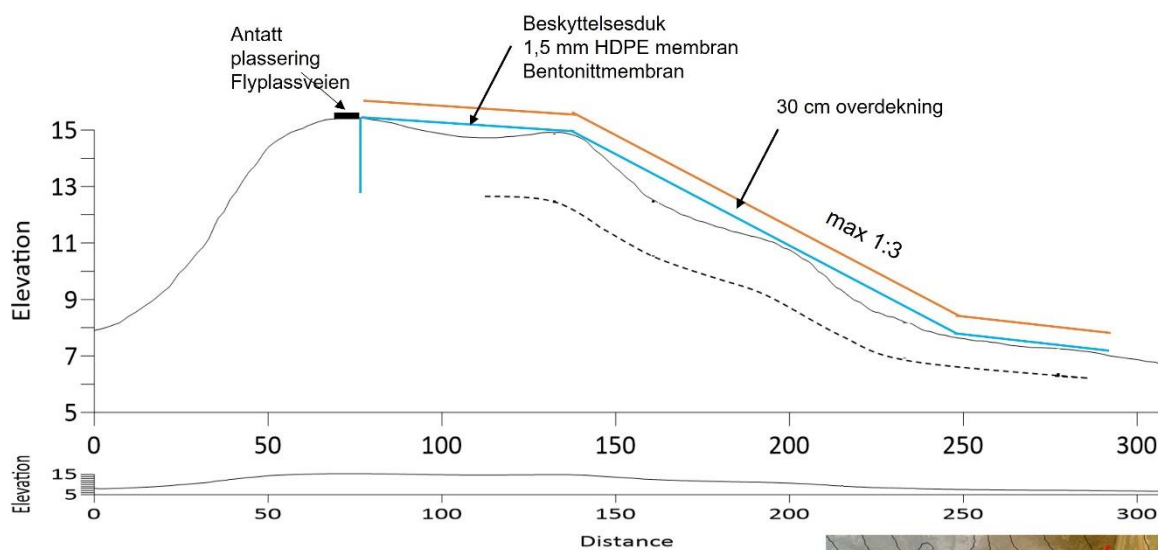
Tildekking er en metode som har til hensikt å hindre infiltrasjon og vertikal transport av vann gjennom forurensede masser. Løsningen vil da bidra til at man ikke får vann i kontakt med forurensede masser i umettet sone, og på denne måten hindre utlekking og spredning av forurensning fra tildekket område.

Prinsippskisse for en mulig tildekkingsløsning er vist i Figur 8-1 og Figur 8-2. Denne løsningen innebærer etablering av en to-lags horisontal membran over forurensset område, som også legges vertikalt ned langs ytterkanter av tildekket område. Tildekkingsmaterialet vil eksempelvis kunne bestå av (fra nederst til øverst):

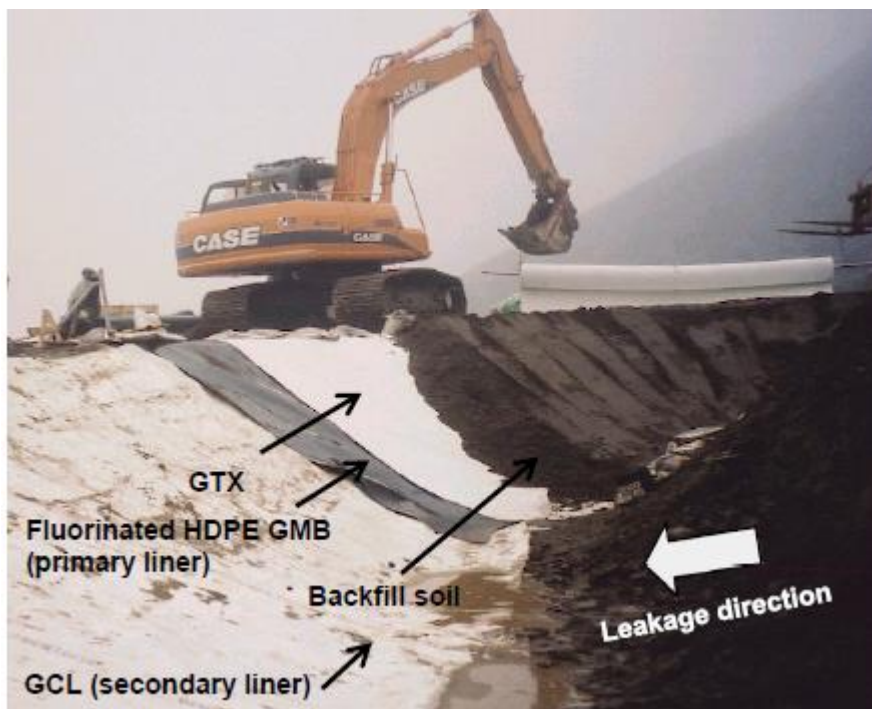
1. Bentonittmembran (geosynthetic clay liner, GCL)
2. 1,5 mm HDPE membran
3. Beskyttelsesduk (fiberduk)
4. Overdekning, minimum 30 cm, D_{max} 25 mm

Vertikal membran legges ned mot permafrosten langs ytterkanter av tildekket område. Membranen legges imidlertid ikke helt ned til permafrost, men det opprettholdes et sjikt over permafrost hvor vann kan strømme fritt, og som legger til rette for at vann kan drenere ut dersom det skulle komme vann inn under membran.

Dette for å hindre oppstuvning av vann innenfor tildekket område, og redusere mulighet for vannansamlinger i øvre sjikt hvor man finner masser med høyest forurensningsgrad. Om det skulle komme mindre vannmengder inn i et begrenset sjikt over permafrost, forventes dette i mindre grad å bidra til spredning av PFAS, sammenliknet med ev. utlekking av vann som har vært oppstuvet. Eksakt dyp for etablering av membran vil måtte vurderes nærmere i en detaljprosjekteringsfase.



Figur 8-1: Prinsippskisse for tiltak med tildekking av forurensede masser.



Figur 8-2: Eksempelfigur som viser mulig oppbygging av tildekkingsløsning. GCL = bentonittmembran, HDPE GMB = HDPE-membran, GTX = geotekstil/beskyttelsesduk. Figur hentet fra [47].

En fordel med en tildekkingsløsning er at de forurensede massene i stor grad blir liggende uforstyrret, og man reduserer da den risiko for mobilisering og spredning av forurensning som følger av oppgraving og håndtering av forurensede masser. Ved en tildekking vil da også de mest forurensede massene forbli liggende i øverste lag (0-1 m), noe som reduserer risiko for utlekking og spredning fra disse om man skulle få innstrømning av vann i et begrenset sjikt over permafrost. Det kan imidlertid være utfordrende å få til en god montering som sikrer en tett løsning, da særlig i tilknytning til eksisterende vei og bygninger på lokaliteten. Annen infrastruktur i grunnen må også hensyntas (eks. strømledninger).

Tildekking vil gi begrensninger på etterbruk av det aktuelle området. Det vil ikke kunne etableres bygninger eller annen infrastruktur på området som medfører inngrep og mulig brudd i membran. Det bør også legges begrensninger på bruk av tynge kjøretøy over tildekket område. Dersom området skal benyttes for tynge kjøretøy, må overdekning av membran økes fra 30 cm til minimum 80 cm. En tildekkingsløsning vil også kunne være særskilt utsatt for annen ytre påvirkning, herunder eksempelvis skred. Det er imidlertid gjennomført skredkartlegging i utvalgte områder på Svalbard, og det kommer frem av denne at det foreslåtte tiltaksområdet ikke er i berøring med kartlagte faresoner for skred [48].

Tildekking er en løsning som medfører behov for vedlikehold og oppfølging i all fremtid, da dette er tenkt å være en permanent løsning. Det er lagt til grunn 50-100 års «levetid» for løsningen, men det vil være usikkerhet knyttet til denne, da det er begrensede erfaringer med levetid for denne type membraner under de gitte forhold. Gjentatte fryse-/tinesykluser vil kunne medføre endringer i bentonittstrukturen, med påfølgende redusert levetid [47]. Den beskrevne løsningen er imidlertid foreslått av en leverandør som har omfattende erfaring med leveranser av denne type løsninger, og de har etter dialog med ulike underleverandører kommet fram til en løsning som de mener vil være robust over tid under de gjeldende forhold på Svalbard. HDPE-membranen er også forventet å være motstandsdyktig mot vann som inneholder PFAS.

Det forventes at en tildekkingsløsning vil medføre strenge krav til oppfølging og kontroll av tiltaket. Dette for å dokumentere at det ikke kommer vann inn under tildekket området, med påfølgende utlekking og spredning fra forurensede masser. Sammensatte grunnforhold og spredningsveier på lokaliteten, og sterkt varierende vannmengder gjennom året, kan imidlertid gi utfordringer i forhold til kontroll og overvåkning. Det vil kunne etableres poretrykksmålere (piezometer) innenfor tildekket område som vil kunne bidra til å avdekke om man får etablert vannspeil over permafrost. Det vil da også kunne være muligheter for prøvetaking av dette vannet forutsatt tilstrekkelig vannvolum. Man vil også i en eventuell senere detaljeringsfase kunne se nærmere på muligheter for etablering av avskjærende grøfter for å kunne lede avrenningsvannet til kontrollert oppsamling, men det forventes at dette vil kunne bli utfordrende å få til under de gjeldende forhold på lokaliteten.

En tildekkingsløsning vil innebære at forurensningen blir liggende på lokaliteten, noe som da vil hefte ved eiendommen, og samtidig medføre en risiko for at man på et senere tidspunkt må gjennomføre ytterligere tiltak dersom tildekkingen ikke virker etter hensikten. Tiltaket innebærer imidlertid et redusert behov for transport sammenliknet med tiltaksalternativer med oppgraving/deponering og vasking av masser, og vil i så måte komme noe bedre ut i et klimagassregnskap.

8.4 Innkapsling

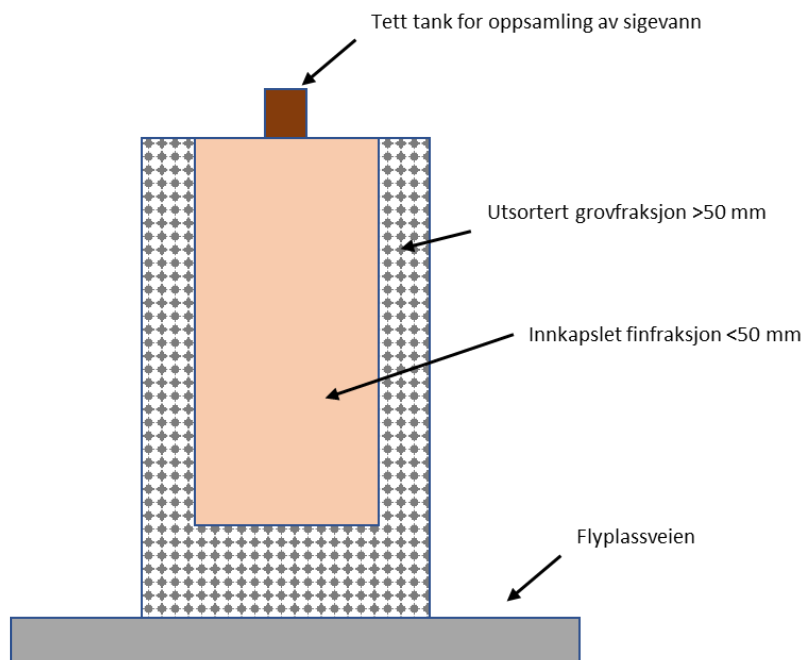
Innkapsling er en metode som i stor grad vil være tilsvarende en tildekking, men man har ved innkapsling også en dobbel bunntetting (dvs. to-lags membran under forurensede masser) for å hindre gjennomstrømming av vann i bunn av forurensede masser. Denne løsningen har til hensikt å hindre infiltrasjon og vertikal transport av vann gjennom forurensede masser, og hindre at eventuell horisontal vannstrømning over permafrost når forurensede masser, samtidig som man har tett lag i bunn som gir en ytterligere barriere mot eventuell utlekking og spredning fra forurensede masser.

Prinsippskisse for en mulig tiltaksløsning med innkapsling av forurensede masser er vist i Figur 8-3. Ved en innkapsling vil masser først måtte graves opp, for videre utsortering av grovfraksjon, før massene legges på mellomager. Utsortert grovfraksjon vil kunne tilbakelegges for gjenfylling mot ytterkanter av utgravd område, slik at man reduserer arealet for legging av membran og innkapsling av masser (se Figur 8-3).

Bunntettmembran legges over permafrost. Det vil da være behov for et avrettingslag over permafrost (Dmax 25 mm), for å jevne ut overflaten og sikre fall mot et definert oppsamlingspunkt for sigevann. Deretter legges bentonittmembran, og videre HDPE-membran og beskyttelsesduk. Over denne legges et nytt avrettingslag (Dmax 25 mm) og deretter et lag med drenerende masser. Forurensede masser (<50 mm) legges så over dette. Deretter legges toptetting med tilsvarende oppbygning som bunntetting. På nedstrøms side etableres tett tank for kontrollert oppsamling av eventuelt sigevann fra innkapslede masser.

Arealet for innkapsling vil være noe redusert sammenliknet med areal som må dekkes ved en tildekking. Dette medfører mindre konflikt og utfordringer knyttet til eksisterende veier, bygninger og infrastruktur i grunnen.

Prinsippskisse innkapsling	
Oppbygning	Tykkelse (m)
Total oppbygning over permafrost	2,64
Revegetering	0,1
Oppbygningslag	0,2
Avrettingslag Dmax25	0,1
Geotekstil	0,05
HDPE	
Bentonitt	
Avrettingslag Dmax25	0,1
PFAS masser < 50 mm	1,64
Drenslag	0,2
Avrettingslag Dmax25	0,1
Geotekstil	0,05
HDPE	
Bunntetting/bentonitt	
Avrettingslag Dmax25	0,1
Permafrost	



Figur 8-3: Prinsippskisse for tiltak med innkapsling av forurensede masser.

Innkapsling vil gi begrensinger på etterbruk av det aktuelle området. Det vil ikke kunne etableres bygninger eller annen infrastruktur på området som medfører inngrep og mulig brudd i membran. Det bør også legges begrensninger på bruk av tyngre kjøretøy over innkapslet område. Dersom området skal benyttes for tyngre kjøretøy, må overdekning av membran økes fra 30 cm til minimum 80 cm. En slik løsning vil også kunne være særskilt utsatt for annen ytre påvirkning, herunder eksempelvis skred. Det er imidlertid gjennomført skredkartlegging i utvalgte områder på Svalbard, og det kommer frem av denne at det foreslåtte tiltaksområdet ikke er i berøring med kartlagte faresoner for skred [48].

Innkapsling er en løsning som medfører behov for vedlikehold og oppfølging i all fremtid, da dette er tenkt å være en permanent løsning. Det er lagt til grunn 50-100 års «levetid» for løsningen, men det vil, som for en tildekking, være usikkerhet knyttet til denne, da det er begrensede erfaringer med levetid for denne type membraner under de gitte forhold. Gjentatte fryse-/tinesykluser vil kunne medføre endringer i bentonittstrukturen, med påfølgende redusert levetid [47]. Den beskrevne løsningen er imidlertid foreslått av en leverandør som har omfattende erfaring med leveranser av denne type løsninger, og de har etter dialog med ulike underleverandører kommet fram til en løsning som de mener vil være robust over tid under de gjeldende forhold på Svalbard. HDPE-membranen er også forventet å være motstandsdyktig mot vann som inneholder PFAS.

Det forventes at man ved innkapsling, vil få tilsvarende strenge krav til oppfølging og kontroll som ved en tildekking. Sammensatte grunnforhold og spredningsveier på lokaliteten, og sterkt varierende vannmengder gjennom året, vil imidlertid også her kunne gi utfordringer i forhold til kontroll og overvåkning. Det vil kunne etableres poretrykksmålere (piezometer) innenfor innkapslet område som vil kunne bidra til å avdekke om man får etablert vannspeil over permafrost. Etablering av en løsning med avrenning av sigevann til en tett tank, gjør også at man i stor grad kan kontrollere eventuell utlekking fra innkapslede masser.

En løsning med innkapsling av forurensede masser vil innebære at forurensningen blir liggende på lokaliteten, noe som da vil hefte ved eiendommen, og samtidig medføre en risiko for at man på et senere tidspunkt må gjennomføre ytterligere tiltak dersom tiltaket ikke virker etter hensikten. Tiltaket innebærer imidlertid et redusert behov for transport sammenliknet med tiltaksalternativer med oppgraving/deponering og vasking av masser, og vil i så måte komme ut noe bedre i et klimagassregnskap.

9 Kostnadsberegninger

Hensikten med å beregne kostnader for tiltak er å kunne vurdere kost/effekt ved opprydding på lokaliteten, samt å få en oversikt over totale kostnader for tiltak. Kostnadsberegningene er utført på skissenivå, og det er ikke utført detaljutredninger for hver lokalitet.

Det er beregnet kostnader og kost/effekt for tiltaksmetoder som er vurdert som aktuelle for lokaliteten (jfr. vurderinger i kap. 8). Dette betyr at det for nedlagt brannøvingsfelt ved Svalbard lufthavn er beregnet kostnader for tiltaksalternativene (1) oppgraving med ekstern deponering, (2) vasking av masser, (3) innkapsling av masser og (4) tildekking av masser.

For å estimere mest mulig realistiske kostnader for tiltak er det innhentet priser fra entreprenører, deponier og leverandører av ulike tiltaksløsninger, samt erfaringstall fra Avinor fra tidligere gjennomførte oppryddingstiltak. Basert på opplysninger fra ulike aktører er det satt priser som antas å være realistiske for hver lokalitet, og som kan brukes i en overordnet vurdering av kostnader. En slik innhenting av priser, hvor man ikke er i reell anskaffelse og konkurransesituasjon, vil imidlertid medføre at kostnadene som legges til grunn innehar en betydelig usikkerhet. Prisene vil også speile markedet slik det er i dag, med mulighet for at disse kan endre seg fram mot en fremtidig gjennomføring av tiltak. Særlig har påvirkninger som korona og krigen i Ukraina hatt innvirkning på markedsprisen, samt at det på Svalbard med få etablerte entreprenører, er av stor betydning dersom konkurransesituasjonen i markedet endres som følge av det kommer flere aktuelle aktører inn i markedet.

9.1 Metode og forutsetninger

Det er for tiltaksalternativene (1) oppgraving med ekstern deponering og (2) vasking av masser utført kostnadsberegninger for opprydding til tre ulike konsentrasjonsgrenser i gjenværende masser. De tre konsentrasjonsgrensene som er vurdert er konsentrasjoner av Σ PFAS i gjennomsnittlige masser tilsvarende $<30 \mu\text{g/kg}$, $<150 \mu\text{g/kg}$ og $<500 \mu\text{g/kg}$. I beregningene er det da lagt til grunn arealer, massevolumer og mengder PFAS basert på vektete gjennomsnittskonsentrasjoner i de enkelte prøvepunkt og interpolert konsentrasjonsfordeling mellom disse.

Som beskrevet i kap. 5.3 vil imidlertid faktisk tiltaksareal for de enkelte konsentrasjonsgrenser kunne avvike fra arealene som er lagt til grunn i disse beregningene. Dette fordi tiltaksomfang bestemmes ut fra høyeste påviste konsentrasjoner i enkeltprøver i hvert prøvepunkt, og det faktiske tiltaksarealet for en gitt konsentrasjonsgrense vil eksempelvis kunne bli større dersom det er påvist høyere konsentrasjoner i enkeltpunkter utenfor interpolert areal for konsentrasjonsgrensen. Som det fremgår av kap. 5.3 (Tabell 5-2 og Tabell 5-3) vil en konsentrasjonsgrense på $150 \mu\text{g/kg}$ medføre at faktisk tiltaksareal blir noe større enn det som er lagt til grunn i mengdeberegningene på grunn av konsentrasjoner $>150 \mu\text{g/kg}$ i enkeltpunkter utenfor interpolert areal for konsentrasjonsgrensen. For å synliggjøre denne forskjellen er det derfor i tillegg beregnet kostnader for et forventet tiltaksomfang ved konsentrasjonsgrense $150 \mu\text{g/kg}$.

For tiltaksalternativene (3) innkapsling av masser og (4) tildekking av masser er det kun beregnet kostnader for opprydding for forventet tiltaksomfang ved tiltaksgrense $150 \mu\text{g/kg}$. Dette fordi begge disse tiltaksmetodene innebærer en fremtidig risiko som følge av at forurensningen blir liggende på lokaliteten. Det er derfor vurdert som lite aktuelt med en høyere tiltaksgrense for disse tiltaksalternativene.

For kostnadsberegningene er prinsippene for kostnadsoverslag etter Anslagsmetoden til Statens vegvesen lagt til grunn [49]. Kostnadsoverslag etter Anslagsmetoden er oppbygd som vist i Figur 9-1. Kostnadsestimater for de ulike alternative tiltakene og tiltaksgrensene er presentert som basiskostnad (grunnkalkyle + 20% uspesifisert; jfr. Figur 9-1), og det er denne som er lagt til grunn ved beregning av kost/effekt for de ulike tiltakene som presentert i kap. 9.2.

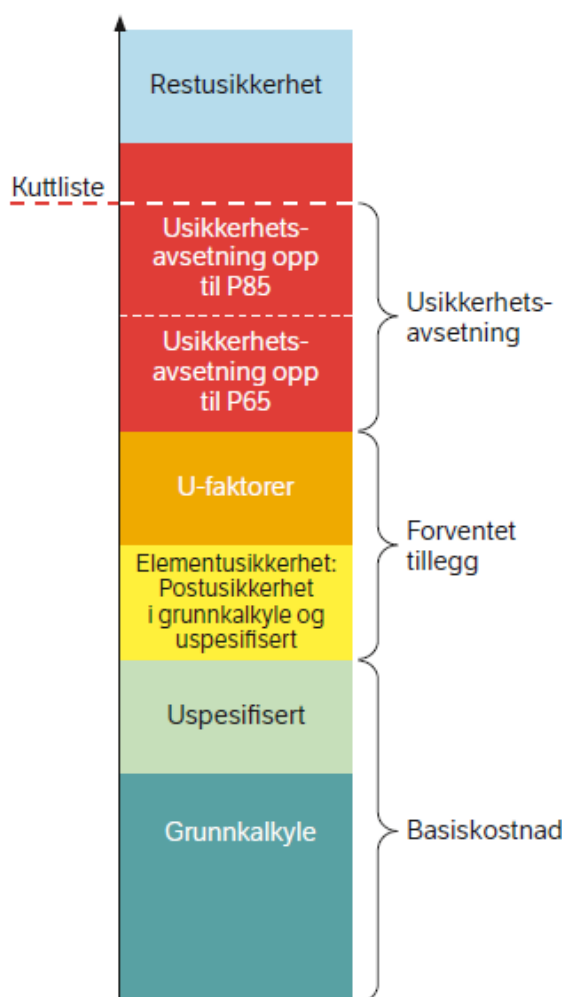
Kostnadsoverslaget (basiskalkyle) er bygget opp etter en kalkylestruktur med følgende hovedposter:

- Masseutskifting/vasking av masser/tildekking av masser eller innkapsling av masser
- Tekniske installasjoner
- Byggherrekostnader
- Uspesifisert

Uspesifiserte kostnader er inkludert i beregningene (basiskalkyle), da dette omfatter kostnader som er forventet, men som ikke er tilstrekkelig kartlagt eller utredet på grunn av manglende detaljeringsgrad. Denne kostnaden er angitt som et prosentanslag på 20 %. Merverdiavgift (mva) er ikke inkludert i basiskalkylen.

Basiskalkylen vil legges til grunn for usikkerhetsanalyse som gjennomføres i regi av Avinor.

Usikkerhetsanalysen ender opp med usikkerhetselementer som legges til basiskalkylen, og som da gir en forventet totalkostnad (P50) (*mest sannsynlige kostnad*) og kostnadsramme (P85) for foreslått tiltaksalternativ.



Figur 9-1: Skisse som viser hvordan et kostnadsoverslag etter Anslagsmetoden bygges opp [49].

Følgende overordnede forutsetninger er lagt til grunn for kostnadsberegningene for (1) oppgraving med ekstern deponering og (2) vasking av masser:

- Prisnivå 2022
- Plannivå: skisseprosjekt
- Kalkylemessig plassering og behandling av:
 - Entreprenørens rigg og drift - egen post
 - Byggeledelse og byggherrens rigg - egen post
 - Prosjekterings- og undersøkelseskostnader - egen post
- Byggherre: Avinor
- Finansieringsform: Bevilgning
- Utlysning/konkurranseform: Utførelsesentreprise
- Antatt byggestart: 2023
- Forventet anleggsperiode: 3 mnd.

Hvordan den faktiske anleggsgjennomføringen vil foregå bestemmes i detaljeringsfasen, og vil derfor være gjenstand for endringer. For kostnadsoverslagene, med unntak for tiltak med tildekking av masser, er det lagt til grunn følgende gjennomføring:

- Sikteverk brukes til å ta ut grovfraksjonen, mens finere fraksjoner enten lastes på bil og kjøres bort, vaskes eller legges på mellomlager (før innkapsling).
- Masser som skal mellomlagres legges på tett dekke med oppsamling av vann til vannrenseanlegg.
- Gravegrop fylles igjen med utsortert grovfraksjon og rene masser ved oppgraving med ekstern deponering og vasking av masser. Området planeres og komprimeres. Ved innkapsling vil det først legges membran/bunntetting i gravegrop, deretter tilbakefylles forurensede masser over membran og det etableres membran/topptetting. Grove fraksjoner tilbakefylles utenfor innkapslet område.
- Ved oppgraving med ekstern deponering og vasking av masser kjøres forurensede masser og/eller filterkake (forurensset rest av finstoff fra vaskeprosessen) til havn og lastes over på båt for videre transport sjøvegen med levering til mottak direkte fra båt.
- Det er forutsatt en koordinering av oppgraving, opplasting og transport som fører til at graveentreprenør og transportør vil kunne jobbe relativt jevnt uten mye ventetid.
- Det forutsettes at rene masser for tilbakefylling i byggegrop er tilgjengelig lokalt og/eller at slike masser kan mellomlagres på/nær lokaliteten frem til anvendelse.

Det er lagt til grunn at 30% av massene er grove masser (>50 mm) som kan sorteres ut ved bruk av sikteverk og legges tilbake på lokaliteten.

For tiltak med tildekking vil terrenget jevnnes ut før etablering av membran over de forurensede massene med avslutning av membranen ned i grunnen mot permafrost rundt hele tiltaksarealet.

Det forventes ikke at tiltaksgjennomføringen påvirkes av hensynet til flysikkerhet og drift ved lufthavnen.

Det er usikkert i hvilken grad det vil bli behov for håndtering av anleggsvann, men det er for kostnadsberegningen estimert kostnader for at vann fra gravegrop renses med et mobilt (kontainerbasert) renseanlegg.

Eksempler på forhold som bør detaljutredes før tiltak er følgende (listen er ikke uttømmende):

- Omfang av midlertidige anleggsveier, mellomlagringsområder, eller omlegging av interne veier

- Omfang av installasjoner i grunnen, asfalt eller annen infrastruktur i anleggsområdet
- Omfang av miljøteknisk bistand, og omfang av geoteknisk bistand i forbindelse med stabilitetsvurderinger av masser, etablering av mellomlager, internveier etc.

9.2 Kostnader

Beregnete basiskostnader for tiltaksalternativene (1) oppgraving med ekstern deponering, (2) vasking av masser, (3) innkapsling av masser og (4) tildekking av masser er vist i Tabell 9-1. I tabellen vises også kostnad per mengde PFAS fjernet (kr/kg PFAS) for ulike konsentrasjonsgrenser (30, 150 og 500 µg/kg), samt for forventet tiltaksomfang ved tiltaksgrenser 150 og 500 µg/kg.

Effekt av tiltaket er i tabellen angitt som antall kg PFAS fjernet ved oppgraving og ekstern deponering og vasking av masser, eller antall kg PFAS immobilisert ved innkapsling av masser og tildekking av masser.

Tabell 9-1: Beregnet basiskostnad og kost/effekt for oppgraving med ekstern deponering og vasking av masser ved konsentrasjonsgrense 30, 150 og 500 µg/kg, samt for innkapsling av masser og tildekking av masser ved konsentrasjonsgrense 150 µg/kg.

Oppgraving med ekstern deponering				
Konsentrasjonsgrense ΣPFAS	Basiskostnad (NOK)	Volum masser (m ³)	Effekt (kg PFAS)	Kost/effekt (kr/kg PFAS)
30 µg/kg	kr 132 200 000	38 000	31,2	kr 4 240 000
150 µg/kg	kr 89 800 000	24 300	29,9	kr 3 000 000
500 µg/kg	kr 57 900 000	14 000	27,3	kr 2 120 000
150 µg/kg*	kr 113 600 000	32 000	30,2	kr 3 760 000
500 µg/kg*	kr 69 600 000	17 800	27,9	kr 2 490 000
Vasking av masser				
Konsentrasjonsgrense ΣPFAS	Basiskostnad (NOK)	Volum masser (m ³)	Effekt (kg PFAS)	Kost/effekt (kr/kg PFAS)
30 µg/kg	kr 99 000 000	38 000	30,3	kr 3 270 000
150 µg/kg	kr 71 700 000	24 300	29,3	kr 2 450 000
500 µg/kg	kr 51 200 000	14 000	27,0	kr 1 900 000
150 µg/kg*	kr 87 100 000	32 000	29,4	kr 2 960 000
Innkapsling av masser				
Konsentrasjonsgrense ΣPFAS	Basiskostnad (NOK)	Volum masser (m ³)	Effekt (kg PFAS)	Kost/effekt (kr/kg PFAS)
150 µg/kg*	kr 61 600 000	32 000	30,2	kr 2 040 000
Tildekking av masser				
Konsentrasjonsgrense ΣPFAS	Basiskostnad (NOK)	Volum masser (m ³)	Effekt (kg PFAS)	Kost/effekt (kr/kg PFAS)
150 µg/kg*	kr 28 500 000	32 000	30,2	kr 940 000

* Som det fremgår av kap. 5.3 (Tabell 5-2 og Tabell 5-3) vil tiltaksgrenser på 150 og 500 µg/kg medføre at faktisk tiltaksareal blir noe større enn det som er lagt til grunn i mengdeberegningene basert på interpolerte konsentrasjonsgrenser og vektete gjennomsnittskonsentrasjoner. For en tiltaksgrense på 500 µg/kg skyldes dette at det er påvist flere høye konsentrasjoner >500 µg/kg helt i yttergrense av interpolert konsentrasjonsgrense, mens det for en tiltaksgrense på 150 µg/kg er påvist konsentrasjoner >150 µg/kg i enkeltpunktene SJ21 og SJ61 som ligger utenfor interpolert konsentrasjonsgrense.

10 Foreslått tiltaksalternativ

10.1 Miljømål

Basert på en gjennomgang av forurensingssituasjonen, aktuelle tiltaksmetoder og tilhørende kostnader, foreslås følgende miljømål for et oppryddingstiltak ved nedlagt brannøvingsfelt på Svalbard lufthavn:

- Det skal ikke være risiko for menneskelig helse ved fremtidig opphold på lokaliteten slik den benyttes i dag, eller ved annen fremtidig bruk som industriareal.
- Tiltaket skal bidra til å betydelig redusere spredning av PFAS til nedstrøms arealer, slik at kvaliteten på disse ikke forringes.
- Tiltaket skal bidra til at miljømål i vannforskriften¹ om god kjemisk tilstand i resipient Adventfjorden oppnås på lengre sikt. Dette innebærer at konsentrasjoner i sediment og kystvann på sikt skal reduseres til et nivå under gjeldende miljøkvalitetsstandarder (AA-EQS).

10.2 Foreslått tiltak og akseptkriterier

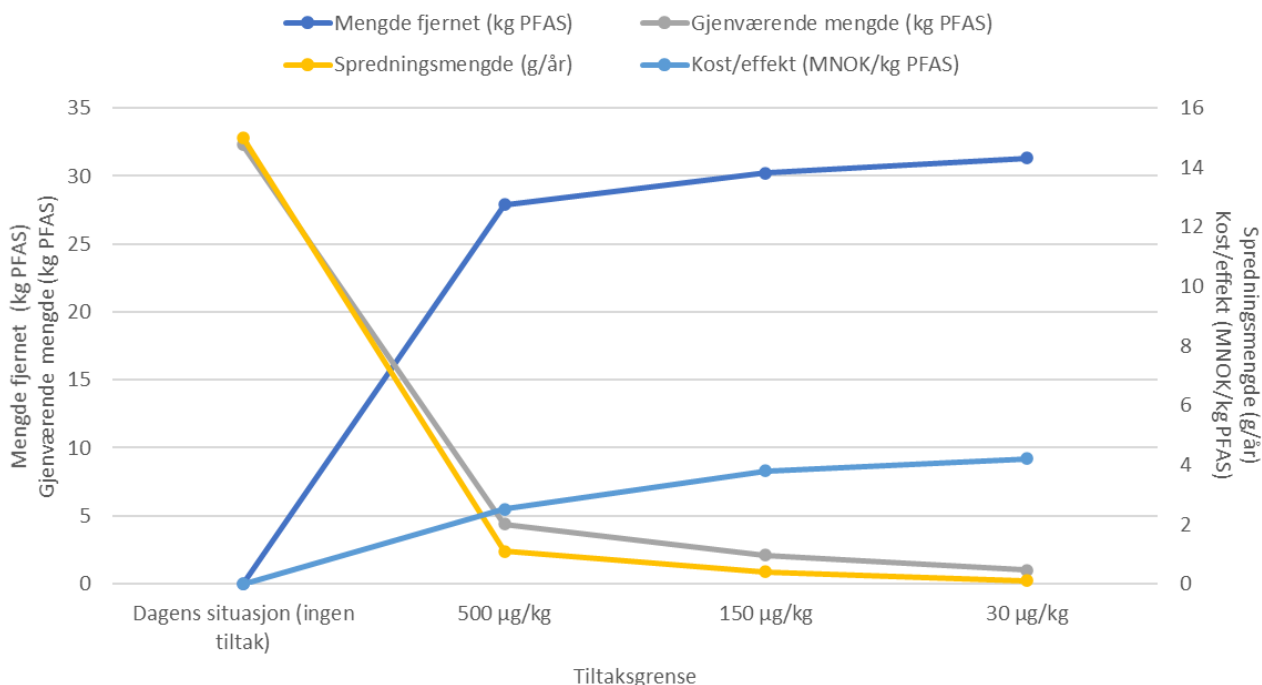
For nedlagt brannøvingsfelt ved Svalbard lufthavn foreslås et tiltak med oppgraving og ekstern deponering av alle masser med konsentrasjon av Σ PFAS >500 $\mu\text{g/kg}$. Det er for foreslått tiltaksgrense beregnet en betydelig mengde PFAS (27,9 kg) innenfor et volum masser på 17 800 m^3 , noe som gir en kost/effekt for tiltaket på 2,5 MNOK/kg PFAS (jfr. Tabell 9-1). Basiskostnad for tiltaket er anslått til 69,6 MNOK.

Det foreslåtte tiltaket vil innebære at om lag 86% av kjent mengde forurensning fjernes fra lokaliteten (27,9 kg av totalt 32,3 kg), og vil gi en beregnet reduksjon i årlig spredningsmengde fra feltet på 90% sammenliknet med dagens situasjon (jfr. Tabell 6-3).

En tiltaksgrense på 500 $\mu\text{g/kg}$ vil medføre en gjenværende mengde på om lag 4,4 kg PFAS etter tiltak. Til sammenlikning vil en tiltaksgrense på 150 $\mu\text{g/kg}$ gi en gjenværende mengde på 2,1 kg PFAS (se Figur 10-1). Dette vil da være en større gjennliggende mengde som vil kunne bidra til en større fremtidig spredning over tid, sammenliknet med gjennliggende mengder ved lavere tiltaksgrenser. Merkostnaden for et gravetiltak ved tiltaksgrense 150 $\mu\text{g/kg}$ sammenliknet med 500 $\mu\text{g/kg}$ vurderes imidlertid som uforholdsmessig høy (44 MNOK for å fjerne 2,3 kg PFAS; jfr. Tabell 9-1).

Andre vurderte tiltaksalternativer, så som eksempelvis innkapsling eller tildekking av masser, kommer ut med en lavere total kostnad og kost/effekt for en tiltaksgrense på 150 $\mu\text{g/kg}$, men usikkerhetene knyttet til disse tiltaksmetodene, særlig under gjeldende forhold på Svalbard, gjør at det vurderes som mer hensiktsmessig å gå for et tiltak med oppgraving og deponering med en høyere tiltaksgrense. Et tiltak med vasking av masser vurderes som lite egnet for massene på nedlagt brannøvingsfelt. Erfaringer fra testforsøk utført med masser fra andre brannøvingsfelt (Arlanda og Bergen) tilsier at det kan være vanskelig å oppnå tilstrekkelig lave konsentrasjoner etter vasking av masser fra denne type lokaliteter. På brannøvingsfeltet på Svalbard har man også et betydelig innslag av kullmateriale i massene, noe som ytterligere forventes å bidra til å gjøre massene mindre egnet for vasking.

¹ Vannforskriften gjelder per i dag ikke for Svalbard, men det legges til grunn at enkelte prinsipper og miljømål i vannforskriften også er relevante for kystvann på Svalbard [45].



Figur 10-1: Sammenstilling av mengde fjernet (kg PFAS), gjenværende mengde (kg PFAS), spredningsmengde (g/år) og kost/effekt (MNOK/kg PFAS) ved ulike tiltaksgrenser for tiltak med oppgraving og ekstern deponering av masser.

Forurensningen ved det nedlagte brannøvingsfeltet er ikke avgrenset mot Flyplassveien i vest, dersom det legges til grunn et akseptkriterium på <500 µg/kg i gjenværende masser etter tiltak. Det er påvist enkelte svært høye konsentrasjoner i prøvepunkter langs veien (1700 µg/kg i SJ51 og 640 µg/kg i SJ53 i øvre 0-1 m), langs yttergrense av foreslått tiltaksområde, hvor eksisterende vei og annen infrastruktur har lagt begrensninger for prøvetaking utover disse. Det er imidlertid utført prøvetaking i flere prøvepunkter i skråning mot og langs bekkedrag i sørvest, som alle viser gjennomgående lave konsentrasjoner (<30 µg/kg). Det er derfor ikke forventet å finne masser med høye konsentrasjoner eller større mengder PFAS i område vest og sørvest for brannøvingsfeltet.

Utførte beregninger tilsier at det ikke vil være risiko for human helse ved opphold på lokaliteten etter gjennomført tiltak, dersom det legges til grunn at lokaliteten benyttes som den gjør i dag, eller ved annen fremtidig bruk som industriareal.

Det forventes også at gjennomføring av et tiltak som fjerner en såpass betydelig mengde PFAS fra lokaliteten, på sikt vil bidra en forbedret tilstand i resipient Adventfjorden, som igjen vil gi redusert risiko som følge av oppkonsentrering av PFAS i den marine næringskjeden. Reduserte spredningsmengder fra brannøvingsfeltet vil også over tid gi redusert risiko for terrestriske arter som lever i tilknytning til myrområdene nedstrøms brannøvingsfeltet.

Det foreslåtte tiltaket vil i liten grad komme i berøring med delområder hvor det gjennom utført kartlegging er funnet særskilt viktige og sårbare arter. Det vises til egen rapport i Vedlegg A for nærmere beskrivelse av utført kartlegging og resultater fra denne.

Det foreslåtte tiltaket vil heller ikke komme i berøring med kjente kulturminner. Det vurderes også som lite sannsynlig at det skal være andre ikke-kjente kulturminner innenfor det foreslåtte tiltaksområdet, da det ikke er avdekket tegn til kulturminner gjennom utførte undersøkelser.

Tiltaket vil imidlertid innebære utslipp av klimagasser som følge av en omfattende transport av masser til deponi på fastlandet. Alle de vurderte tiltaksmetodene vil innebære ulik grad av transportbehov og utslipp av klimagasser. For et gravetiltak med tiltaksgrense 500 µg/kg er imidlertid volumet masser som skal transporteres til deponi på fastlandet betydelig lavere enn ved en tiltaksgrense på 150 µg/kg.

10.3 Gjennomføring av tiltak

Det foreslåtte tiltaket innebærer oppgraving og deponering av alle masser innenfor et forventet tiltaksområde som vist i Figur 10-2 og Figur 10-3. Dette omfatter da utgraving av masser i øvre 0-1 m innenfor et areal på om lag 13 300 m², og utgraving av masser fra >1 m og ned til permafrost innenfor et areal på om lag 6000 m².

Oppgravde masser sorteres ved bruk av sorteringsskuff eller sikteverk. Grovfraksjon anses rene og legges til side for gjenbruk på stedet, mens forurensset finfraksjon transporteres til godkjent mottak. Forurensning av PFAS antas å være knyttet til finfraksjon (<20 mm), men av praktiske hensyn kan det være behov for sikting på en grovere fraksjon (eks. <50 mm). Dette må vurderes nærmere i en detaljeringsfase. Ved behov legges masser og ev. annet påtruffet avfall på mellomager før transport på båt til mottak på fastlandet. Det legges opp til at utgravde masser erstattes med rene masser, slik at de sammen med tilbakelegging av utsortert grovfraksjon gir opprinnelig terrengutforming og grunnforhold i tråd med ønsket arealbruk.

Det legges opp til at egen risikoanalyse for lufthavndrift gjennomføres som del av senere for-/detaljprosjektering, men det foreligger ikke opplysninger p.t. som medfører en forventning om at tiltaksgjennomføringen skal komme i konflikt med regulær lufthavndrift. Dette fordi tiltaksområdet og planlagte transportveier ligger i god avstand til område for flytrafikk. Det forventes derfor at tiltaket kan gjennomføres innenfor regulær arbeidstid, uten stopp i arbeidene som skyldes hensynet til lufthavndriften.

10.3.1 Risiko for spredning og avbøtende tiltak

Oppgraving og håndtering av masser vil medføre risiko for spredning av forurensning under anleggsarbeidene. Dette kan bl.a. være tilknyttet massehåndtering (feildisponering, søl under transport, støvflukt mm.) eller manglende/utilstrekkelig vannhåndtering (ukontrollert avrenning av forurensset vann fra graveområde og/eller mellomager, overløpshendelser mm.). Det vil som del av videre prosjektering utarbeides risikovurdering for ytre miljø, plan for avbøtende tiltak, samt program for overvåkning under og etter tiltaksfasen, inkl. plan for sluttkontroll. Videre vil det i samarbeid med valgt entreprenør bli utarbeidet beredskapsplan i tilfelle uønskede og uforutsette hendelser.

Avbøtende tiltak for å begrense risiko for spredning av forurensning som følge av tiltaksarbeidene kan være:

- Ved behov for mellomagring av masser kan dette etableres på tett dekke med kontrollert avrenning og oppsamling av vann til midlertidig renseanlegg.
- Etablering av midlertidig renseanlegg for vann fra gravegrop og mellomager (se forslag til grenseverdier for utslipp i kap. 12.1).

10.3.2 Vann i gravegrop under anleggsarbeider

Det vil etableres en rensløsning for vann ved tiltaksområdet som kan benyttes dersom det blir behov. Varighet av anleggsperioden er usikker, men anslås til ca. 3 måneder og vil bli gjennomført i frostfri periode juli – september (etter smelteperioden).

Det kan oppstå vann i gravegrop fra direkte nedbør, innsig av overflatevann eller grunnvann. Det er imidlertid gjennom utførte undersøkelser i liten grad påtruffet vann i sjaktene, og da kun i form av et svært begrenset vanninnsig over permafrost i enkelte sjakter. Det forventes derfor lave vannmengder som må håndteres under gravearbeidene.

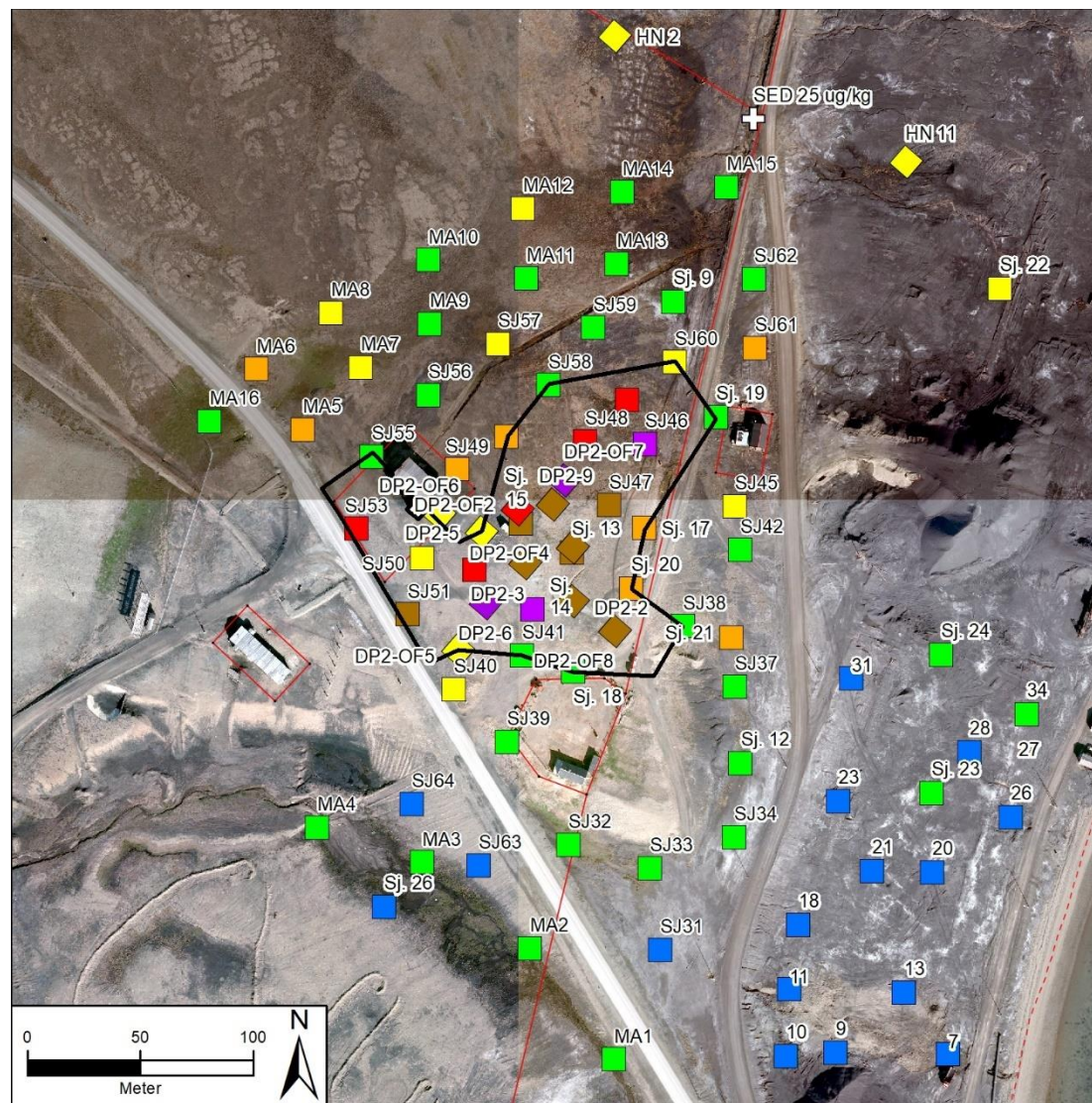
10.3.3 Overordnet plan for massedisponering

For et tiltak med oppgraving og ekstern deponering vil alle oppgravde masser innenfor tiltaksområdet leveres til godkjent deponi på fastlandet. Ev. utsorterte grovfraksjoner kan gjenbrukes. Det kan bli behov for mellomager, og dette vil da etableres på tett dekke med kontrollert avrenning og oppsamling av vann til midlertidig renseanlegg.

Tabell 10-1: Planlagt disponering av masser for tiltak med oppgraving og ekstern deponering.

Massetype	Midlertidig disponering/ mellomlager	Sluttdisponering
Vegetasjonsdekke	Kan bli behov, men forventes ikke	Leveres til godkjent deponi
Organisk rik jord	Kan bli behov	Leveres til godkjent deponi
Fyllmasser og pukk/grus	Kan bli behov	Finfraksjon leveres til godkjent deponi
	Kan bli behov	Grovfraksjon kan gjenbrukes
Ev. avfalls- eller oljeholdige masser*	Kan bli behov	Leveres til godkjent deponi

* Det kan forventes å påtreffe noe oljeholdige masser i sentral og østlig del av foreslått tiltaksområde.



Svalbard lufthavn (ENSB) Gammel BØF

(Forventet tiltaksgrense 0-1 m)

PFOS i jord (µg/kg) ΣPFAS i jord (µg/kg)

◆ <3	■ <3
◆ 3-30	■ 3-30
◆ 30-150	■ 30-150
◆ 150-500	■ 150-500
◆ 500-1000	■ 500-1000
◆ 1000-3000	■ 1000-3000
◆ >3000	■ >3000

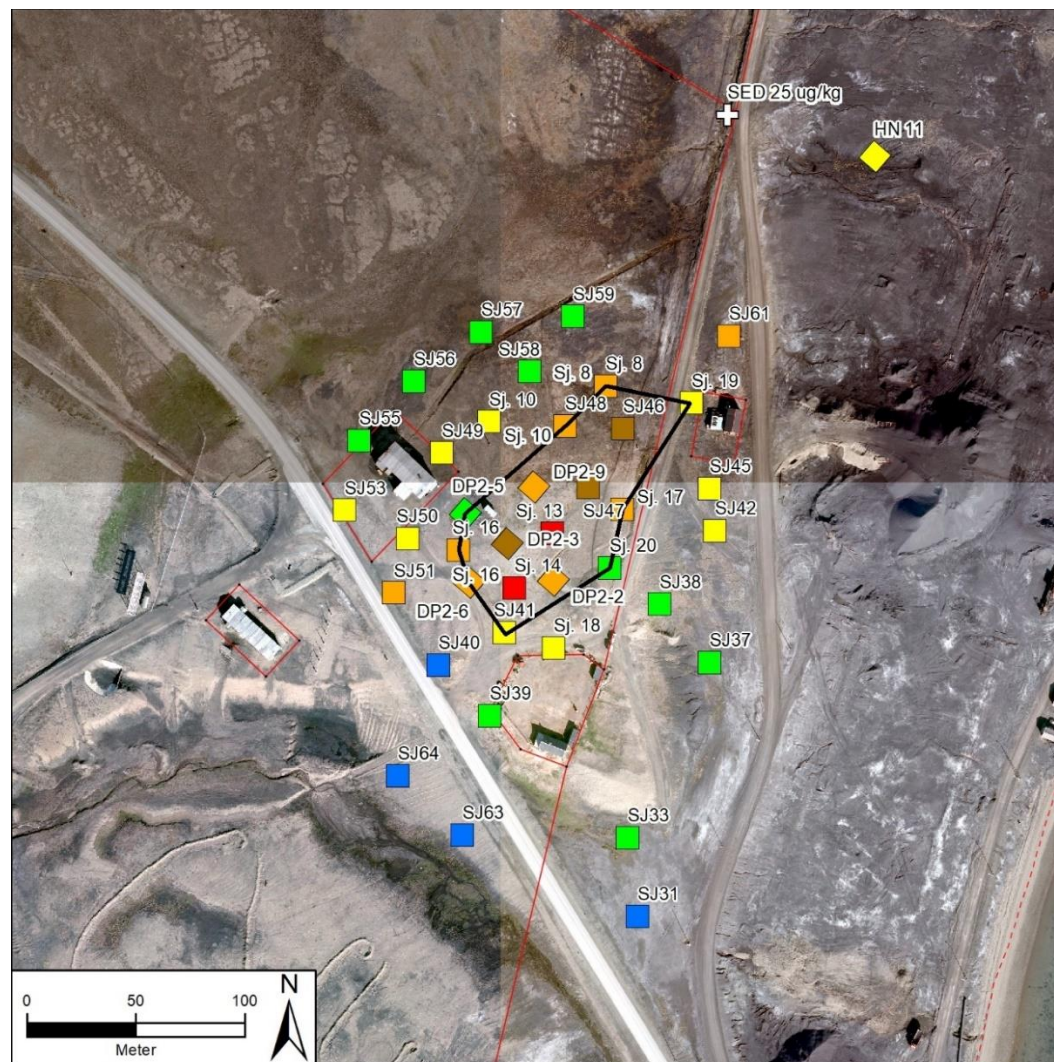
Forventet tiltaksgrense 0-1 m dyp

Eldre prøver som kun er analysert for PFOS og PFOA er i kartet symbolisert etter konsentrasjon av PFOS. Øvrige prøver er symbolisert etter konsentrasjon av ΣPFAS.

Resultatene er symbolisert etter høyeste påviste konsentrasjon i hvert punkt.

AVINOR
Norconsult
Utarbeidet av
Lars Været
20-05-2022

Figur 10-2: Forventet tiltaksgrense for 0-1 m dybde ved konsentrasjonsgrense <500 µg/kg for gjenværende masser. I figuren vises også resultater fra utførte undersøkelser for tilsvarende dybdeintervall.



Svalbard lufthavn (ENSB) Gammel BØF

(Forventet tiltaksgrense
1 m under terreng til permafrost)

PFOS i jord (µg/kg)	ΣPFAS i jord (µg/kg)
◆ <3	■ <3
◆ 3-30	■ 3-30
◆ 30-150	■ 30-150
◆ 150-500	■ 150-500
◆ 500-1000	■ 500-1000
◆ 1000-3000	■ 1000-3000
◆ >3000	■ >3000

Forventet tiltaksgrense 1 m u.t. til permafrost

Eldre prøver som kun er analysert for PFOS og PFOA er i kartet symbolisert etter konsentrasjon av PFOS. Øvrige prøver er symbolisert etter konsentrasjon av ΣPFAS.

Resultatene er symbolisert etter høyeste påviste konsentrasjon i hvert punkt.

AVINOR
Norconsult
Utarbeidet av
Lars Været
20-05-2022

Figur 10-3: Forventet tiltaksgrense for 1 m dybde til permafrost ved konsentrasjonsgrense <150 µg/kg for gjenværende masser. I figuren vises også resultater fra utførte undersøkelser for tilsvarende dybdeintervall.

11 Fremdrift

11.1 Planlagte bygge- og graveprosjekter

Det er planlagt etablering av ny energiløsning på Svalbard i 2023. Det må vurderes nærmere i hvilken grad noe av arbeidene eventuelt kan samkjøres med gjennomføring av det foreslåtte oppryddingstiltaket ved nedlagt brannøvingsfelt.

11.2 Fremdriftsplan

Avinors foreslåtte fremdriftsplan for gjennomføring av tiltak er gitt i Vedlegg B.

12 Overvåkning under og etter tiltak

Det skal gjennomføres kontroll og overvåkning for å sikre at det ikke skjer en uakseptabel spredning av forurensning til omgivelsene ved gjennomføring av tiltaket. Overvåkningen skal også sikre at gitte utslippskrav overholdes under anleggsgjennomføringen. Det skal videre gjennomføres oppfølgende overvåkning etter tiltak for å dokumentere effekter over tid.

Plan for overvåkning og avbøtende tiltak vil detaljeres nærmere i senere faser av prosjekteringen, men overordnede prinsipper er kort beskrevet under.

12.1 Overvåkning i anleggsfase

Anleggsvann skal ved behov renses i midlertidig renseanlegg. Foreslåtte grenseverdier for utslipp av vann fra renseanlegg er gitt i Tabell 12-1. Grenseverdiene foreslås å gjelde som ukentlige gjennomsnittskonsentrasjoner, med unntak for særskilte hendelser (eks. ekstremnedbør).

Tabell 12-1: Forslag til grenseverdier for utslipp av vann fra renseanlegg.

Parameter	Suspendert stoff (SS) (mg/l)
Foreslått grenseverdi	50

Det er kun foreslått grenseverdi for suspendert stoff (SS). Dette da utgraving av masser i all hovedsak vil skje over grunnvannsnivå, hvor vann i gravegrop forventes å være fraværende eller kun i form av et begrenset sjikt over permafrost. Det forventes derfor lave totale vannmengder til håndtering. Dette gitt at tiltaket gjennomføres etter smelteperioden, slik at man ikke må håndtere smeltevann under anleggsgjennomføringen.

Vann i gravegrop vil kunne ha høye konsentrasjoner av PFAS, men det vurderes allikevel ikke som hensiktsmessig med en konsentrasjonsgrense for PFAS i utslippsvann, da totale mengder PFAS til utslipp gjennom anleggsperioden i alle tilfeller forventes å være lave. Utslippsvann vil ledes til utslipp i resipient Adventfjorden, og det vil vurderes mulighet for å kunne benytte utslippsledning på lufthavnen (dypvannsutslipp i Adventfjorden).

Resipienter for avrenning fra brannøvingsfeltet overvåkes som del av lufthavnens miljøovervåkningsprogram (MOV) [50]. Det anbefales intensivt overvåkning av disse gjennom anleggsperioden, med ukentlig stikkprøvetaking i aktuelle prøvepunkter, herunder Gml. BØF nedstr. og L1 OV (jfr. Figur 4-8).

Relevante analyseparametere for overvåkning i anleggsperioden vil være:

- PFAS
- Suspendert stoff (SS)
- Olje
- BTEX
- Polyaromatiske hydrokarboner (PAH16)

12.2 Oppfølgende overvåkning

Det anbefales videreføring av dagens miljøovervåkning (MOV) med stikkprøvetaking for analyse av PFAS i prøvepunkt Gml. BØF nedstr. og L1 OV to ganger gjennom sommerperioden (frostfri periode).

Det foreslås også oppfølgende prøvetaking av biota (strandbiota og fisk) ved utløp for avrenning fra brannøvingsfeltet i resipient Adventfjorden henholdsvis 3, 6 og 9 år etter gjennomført tiltak.

Resultater fra oppfølgende overvåkning vurderes løpende, hvor nødvendig prøvetakingsfrekvens og varighet for overvåkingen vurderes basert på foreliggende resultater.

13 Referanser

- [1] Norconsult, «Tiltaksplan for PFAS-forurensset grunn som følge av brannøving. Longyearbyen - Gammelt og nytt brannøvingsfelt. I henhold til pålegg.,» Norconsult rapport, rev. J05 , 2018.
- [2] Sysselmannen på Svalbard, «Pålegg om utarbeidelse av tiltaksplan for PFAS-forurensset grunn som følge av brannøving, Longyearbyen - Gammelt og nytt brannøvingsfelt,» Sysselmannen på Svalbard, datert 26.05.2016, 2016.
- [3] Sweco og Cowi, «Miljøprosjektet - DP2. Miljøtekniske grunnundersøkelser. Svalbard lufthavn,» Avinor, 2012.
- [4] Miljødirektoratet, «Miljødirektoratet pålegger Svalbard Lufthavn AS å utarbeide ny tiltaksvurdering for opprydning i forurensset grunn på nedlagt brannøvingsfelt ved Svalbard Lufthavn, Longyearbyen,» Miljødirektoratet, 2021.
- [5] Miljødirektoratet, «Perfluorerte stoffer (PFOS, PFOA og andre PFAS-er),» 2020. [Internett]. Available: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/perfluorerte-stoffer-pfos-pfoa-og-andre-pfas-er/>.
- [6] Folkehelseinstituttet, «Fakta om PFAS,» 2020. [Internett]. Available: <https://www.fhi.no/ml/miljo/miljogifter/fakta/fakta-om-pfos-og-pfoa/>.
- [7] EFSA, «European Food Safety Authority,» 13 Desember 2018a. [Internett]. Available: <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/5194>.
- [8] EFSA, «European Food Safety Authority - Contaminants update: first of two opinions on PFAS in food,» 2018b. [Internett]. Available: <https://www.efsa.europa.eu/en/press/news/181213>.
- [9] EFSA, «Risk to human health related to the presence og perfluoroalkyl substances in food,» EFSA, 2020.
- [10] Folkehelseinstituttet, «Forvaltningsstøtte til Mattilsynet og Miljødirektoratet - Vurdering av PFAS,» 2020.
- [11] Mattilsynet, «PFAS i drikkevann,» 24 03 2021. [Internett]. Available: https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/drikkevann/beredskap_for_drikkevann/pfas_i_drikkevann.42576. [Funnet 27 10 2021].
- [12] Mattilsynet, «Mattilsynet advarer mot å spise fisk og drikke vann fra ferskvann nær flyplasser,» 02 12 2020. [Internett]. Available: <https://kommunikasjon.ntb.no/pressemelding/mattilsynet-advarer-mot-a-spise-fisk-og-drikke-vann-fra-ferskvann-naer-flyplasser?publisherId=10773547&releaseld=17896845>. [Funnet 02 16 2021].
- [13] Miljødirektoratet, «Helsebaserte tilstandsklasser for forurensset grunn - TA-2553/2009,» Miljødirektoratet, 2009.

- [14] Miljødirektoratet, «Forslag om endring av normverdi for PFOS i vedlegg 1 i forurensningsforskriften kapittel 2,» 27 04 2020. [Internett]. Available: <https://www.miljodirektoratet.no/hoeringer/2020/april-2020/forslag-om-endring-av-normverdi-for-pfos-i-vedlegg-1-i-forurensningsforskriften-kapittel-2-/>.
- [15] NFFA, «Vedlegg 2 (versjon 1 - 24.4.2017) i NFFA veileder "Hva gjør farlig avfall"».
- [16] Miljødirektoratet, «Pålegg om samlet vurdering av PFAS-forurensning ved Avinors lufthavner,» Miljødirektoratet, 2018.
- [17] Direktoratgruppen vanndirektivet, «Veileder 02:2018, Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjø og elver,» Direktoratgruppen for gjennomføring av vannforskriften, 2018.
- [18] NIBIO, «Metodeutvikling for bruk av biota i risikovurdering av PFAS forurensede lokaliteter,» i *PFAS-forurensning i grunnen - Oppsummering fra workshop 26.11.15*, 2015.
- [19] EFSA, «European Food Safety Authority,» 13 Desember 2018a. [Internett]. Available: <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/5194>.
- [20] Sweco og Cowi, «Miljøprosjektet - DP2. Miljøtekniske grunnundersøkelser. Svalbard lufthavn.,» Avinor, 2012.
- [21] Akvaplan-NIVA, «Resipientundersøkelse i Adventfjorden, 2020,» Akvaplan-niva rapport 2020 62020.01, 2020.
- [22] Akvaplan-NIVA, «Adventfjorden som resipient for sanitærløp og kvernet matavfall fra Longyearbyen,» Akvaplan-NIVA rapport 8905-1, 2017.
- [23] Norsk polarinstitutt, «Marine naturtyper på Svalbard,» 2022. [Internett]. Available: <https://www.npolar.no/>. [Funnet 20 05 2022].
- [24] Akvaplan-NIVA, «Marin resipientundersøkelse ved Longyearbyen, Svalbard,» Akvaplan-NIVA rapport 413.3369, 2006.
- [25] Wlodarska-Kowalczyk, M., Szymelfenig, M. og Zajaczkowski, M., «Dynamic sedimentary environments of an Arctic glacier-fed river estuary (Adventfjorden, Svalbard). II: Meio- and macrobenthic fauna.,» *Estuarine Coastal and Shelf Science*, vol. 74, pp. 274-284, 2007.
- [26] Sysselmasteren på Svalbard, «Søknad om dispensasjon etter svalbardmiljøloven § 44 første ledd - Tiltak i sikringssonen til automatisk fredete kulturminner id158513 Kirkegård og id 160185-1 Danskebrakka - Longyearbyen,» Ref. 16/00662-34, datert 02.09.2021, 2021.
- [27] Riksantikvaren, «Kartlegging av grunnforurensning på nedlagt brannøvingsfelt ved Svalbard lufthavn, Longyearbyen. Vedtak om dispensasjon jf. svalbardmiljøloven § 44, første ledd.,» Ref. 21/05157-2, datert 03.09.2021, 2021.
- [28] Miljødirektoratet, «Veiledning om risikovurdering av forurensset grunn,» Miljødirektoratet, 1999.
- [29] Sweco og Cowi, «Miljøprosjektet - DP2, Miljøtekniske grunnundersøkelser ved Avinors lufthavner - Rapport nr 168180-1,» Avinor, 2012.

- [30] Akvaplan NIVA, «Miljøtilstanden for massene ved Hotellneset, Longyearbyen,» Akvaplan NIVA, rapport nr. 60370-1, 2018.
- [31] Norconsult AS, «Ny miljøstasjon for Longyearbyen. Miljøteknisk rapport og tiltaksplan med risikovurdering. Hotellneset, Longyearbyen,» Norconsult rapport 5193590-RIM-01, rev E04, 2019.
- [32] Norconsult AS, «Vurdering av PFAS-forurensning i vann i område for planlagt miljøstasjon på Hotellneset, Longyearbyen,» Norconsult notat 5193590-RIM02, 2020.
- [33] Norconsult AS, «PFAS-forurensning i vann i område for planlagt miljøstasjon på Hotellneset, Longyearbyen. Resultater fra supplerende prøvetaking 2020.,» Norconsult notat 5193590-RIM03, 2020.
- [34] A. Olsson, «Local pollution and the risks of OPFR, PBDE and PFAS to the marine ecosystem outside Longyearbyen and Barentsburg in Svalbard,» Masteroppgave, Lund Universitet, 2016.
- [35] L. Ahrens, J. Racovic, S. Axelson og R. Kallenborn, «Source tracking and impact of per- and polyfluoroalkyl substances at Svalbard.,» SLU/UNIS, 2016.
- [36] Skaar, J.S., Ræder, E.M., Lyche, J.L., Ahrens, L. og Kallenborn, R., «Elucidation of contamination sources for poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) on Svalbard (Norwegian Arctic),» *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 26, pp. 7356-7363, 2019.
- [37] Ali, A.M., Langberg, H.A., Hale, S.E., Kallenborn, R., Hartz, W.F., Mortensen, Å-K., Ciesielski, T.M., McDonough, C.A., Jenssen, B.M. og Breedveld, G.D., «The fate of poly- and perfluoroalkyl substances in a marine food web influenced by land-based sources in the Norwegian Arctic,» *Environ. Sci.: Processes Impacts*, vol. DOI: 10.1039/d0em00510j, 2021.
- [38] Miljødirektoratet, «Verktøy for å beregne spredning fra forurensning grunn,» Miljødirektoratet M-2173/2021. Tilgjengelig på: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/forurensning-grunn/for-naringsliv/forurensning-grunn---kartlegge-risikovurdere-og-gjore-tiltak/risikovurdering-av-forurensning-grunn/vurdere-spredning/>, 2021.
- [39] NGI, «Grunnlagsrapport - Verktøy for å beregne spredning fra forurensning grunn (M-2172/2021),» Norges geotekniske institutt (NGI), dok.nr. 20200490-03-R, rev.nr. 0/2021-12-10, 2021.
- [40] Zareitalabad, P., Siemens, J., Hamer, M. og Amelung, W., «Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in surface waters, sediments, soils and wastewater - A review on concentrations and distribution coefficients,» *Chemosphere*, vol. 91, pp. 725-732, 2013.
- [41] Miljødirektoratet, «Verktøy for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurensning grunn,» Miljødirektoratet M-2171/2021. Tilgjengelig på: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/forurensning-grunn/for-naringsliv/forurensning-grunn---kartlegge-risikovurdere-og-gjore-tiltak/risikovurdering-av-forurensning-grunn/vurdere-risiko-for>, 2021.
- [42] SFT, «Veiledning om risikovurdering av forurensning grunn. Veiledning 99:01a. TA1629/99,» Statens forurensningstilsyn (nå Miljødirektoratet).

- [43] Bolan, N. m.fl., «Remediation of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) contaminated soils - To mobilize or to immobilize or to degrade?», *Journal of Hazardous Materials*, vol. 401, 2021.
- [44] Mahinroosta, R. og Senevirathna, L., «A review of emerging treatment technologies for PFAS contaminated soils», *Journal of Environmental Management*, vol. 255, 2020.
- [45] Ross, I. m.fl., «A review of emerging technologies for remediation of PFASs», *Remediation*, vol. 28, pp. 101-126, 2018.
- [46] Sleep, J.A. og Juhasz, A.L., «A review of immobilisation-based remediation of per- and poly-fluoroalkyl substances (PFAS) in soils», *Land Pollution*, 2021.
- [47] Hosney, M.S. og Kerry Rowe, R., «Performance of GCL after 10 years in service in the Arctic», *Jornal of geotechnical and geoenvironmental engineering*, vol. 140, nr. 10.
- [48] NVE, «Skredkartlegging i utvalgte områder på Svalbard», Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), rapport 91/2016, 2016.
- [49] Statens vegvesen, «Anslagsmetoden, Håndbok R764», 2021.
- [50] Avinor, «Ytre miljø - miljøforvaltning - miljøovervåkningsprogram - Bergen lufthavn», Avinor, 2019.
- [51] Akvaplan-NIVA, «ØKOKYST - delprogram Svalbard, Årsrapport 2018», Miljødirektoratet M1387-2019, 2019.

14 Vedlegg

Vedlegg A	Kartlegging av naturverdier ved nedlagt brannøvingsfelt 2021
Vedlegg B	Fremdriftsplan tiltaksgjennomføring
Vedlegg C	Berørte parter

Vedlegg A

Kartlegging av naturverdier ved nedlagt brannøvingsfelt 2021

Avinor AS

► Kartlegging av naturverdier ved nedlagt brannøvingsfelt, Svalbard lufthavn

Resultater fra utført kartlegging 2021

Oppdragsnr.: 5205614 Dokumentnr.: NAM-01-ENSB Versjon: J02 Dato: 2022-05-26



Oppdragsgiver: Avinor AS
Oppdragsgivers kontaktperson: Asbjørn Rasdahl
Rådgiver: Norconsult AS, Vestfjordgaten 4, NO-1338 Sandvika
Oppdragsleder: Aina Marie Nordskog
Fagansvarlig: Torgeir Isdahl
Andre nøkkelpersoner: Annelene Pengerud, Torbjørn Kornstad

J02	2022-05-26	For bruk	Torgeir Isdahl	Torbjørn Kornstad	Aina Nordskog
A01	2022-04-26	For fagkontroll	Torgeir Isdahl	Torbjørn Kornstad	Aina Nordskog
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult AS. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

► Sammendrag

Det ble i 2018 utarbeidet en tiltaksplan for PFAS-forurensset grunn ved aktivt og nedlagt brannøvingsfelt på Svalbard lufthavn, Longyear [1]. Det ble i tiltaksplanen vurdert tre ulike tiltaksalternativer for nedlagt brannøvingsfelt, herunder 1) oppgraving med deponering på fastlandet, 2) tildekking for å hindre infiltrasjon gjennom forurensede masser, og 3) oppgraving med vasking av masser i mobilt vaskeanlegg, med tilbakelegging etter vasking. Grunnet usikkerhet knyttet til ulike forhold, påla Miljødirektoratet i 2021 Avinor å gjennomføre supplerende undersøkelser og utarbeide en ny tiltaksvurdering for nedlagt brannøvingsfeltet. Dette med bakgrunn i at Miljødirektoratet ikke vurderte den foreslåtte løsningen med tildekking som «...et tilstrekkelig trygt og gjennomarbeidet forslag for å sikre miljøet i et langsiktig perspektiv». I pålegget fra 2021 ble det stilt krav til supplerende undersøkelser i området, og nå ble det også fokusert på at det skulle gjennomføres vurderinger av naturverdier i området og hvordan disse ville bli påvirket av ulike foreslåtte tiltaksalternativer. Videre ba Sysselimesteren i sin tillatelse til gjennomføring av miljøtekniske grunnundersøkelser om en redegjørelse for hvordan undersøkelsene ble gjennomført, særlig med fokus på hensyn til sårbar vegetasjon. Foreliggende rapport gjengir også deler av denne redegjørelsen hva restaurering og miljøhensyn under graving angår.

Det aktuelle tiltaksområdet ved det nedlagte brannøvingsfeltet er tidligere kartlagt av kompetente botanikere fra AsplanViak i 2013, samt enkelte mer enkeltregistreringer av biologer fra NINA i 2021. Resultater fra disse kartleggingene ga en klar indikasjon på at det er spesielle botaniske verdier i områdene som vil kunne bli direkte berørt ved gjennomføring av miljøtekniske grunnundersøkelser og fremtidige oppryddingstiltak. Ved planleggingen av gjennomføring av miljøtekniske grunnundersøkelser, vurderte Norconsult de foreliggende avgrensningene av naturverdier til å være for grove til å kunne vurdere muligheten til å unngå sentrale verdier og til å kunne innarbeide relevante avbøtende tiltak. Det ble derfor bestemt at en biolog skulle delta i gjennomføringen av undersøkelsene for å redusere skadevirkninger på verdifull vegetasjon gjennom å justere prøvetakningsplanen on-site og bidra til riktig revegetering. Samtidig ble hele tiltaksområdet kartlagt og vurdert med tanke på botaniske verdier. Dette for å sikre et godt grunnlag for å kunne vurdere kost/nytte ved vurdering av ulike alternative tiltaksomfang ved det nedlagte brannøvingsfeltet.

Resultater fra miljøtekniske grunnundersøkelser ved det nedlagte brannøvingsfeltet viste betydelige konsentrasjoner av PFOS/ Σ PFAS i grunnen. Det var også overlapp mellom forurensede områder og områder med betydelige naturverdier. Likevel var det stort sett lavere konsentrasjoner av PFAS i de mest verdifulle områdene. Det vil derfor være mulig å oppnå en betydelig opprydding uten at vesentlige naturverdier blir berørt.

Uavhengig av tiltaksmetode, vil sannsynligvis alle naturverdier innenfor tiltaksområdet gå tapt. Generelt sett vurderes imidlertid mulighetene for revegetering som gode. Det avgjørende er hvilke masser som utgjør jordsmonnet etter endt tiltak. Elvesand fra Adventdalen eller andre rene morenemasser er mulige løsninger som vil kunne utgjøre egnet jordsmonn for naturlig revegetering. En slik revegetering krever betydelig tålmodighet. Tidligere forsøk har vist at et tidsperspektiv på 15 år trolig er et minimum dersom området som revegeteres har litt størrelse.

Innhold

1	Innledning og metode	5
1.1	Innledning	5
1.2	Kunnskapsgrunnlag og feltarbeid	5
2	Beskrivelse av naturverdier	7
2.1	Eksisterende informasjon	7
2.2	Resultater fra befaringen høsten 2021	8
3	Prøvetaking og revegetering	10
4	Vurderinger knyttet til ulike tiltaksomfang	13
5	Referanser	14

1 Innledning og metode

1.1 Innledning

Det ble i 2018 utarbeidet en tiltaksplan for PFAS-forurensset grunn ved brannøvingsfeltene på Svalbard lufthavn, Longyear [1]. Tiltaksplanen ble utarbeidet etter pålegg fra Sysselmannen på Svalbard, datert 26. mai 2016 [2]. Pålegget ble gitt med bakgrunn i rapport fra miljøtekniske grunnundersøkelser utført i 2011-2012 [3], samt resultater fra Avinors miljøovervåkning ved lufthavnen.

Det ble i tiltaksplanen vurdert tre ulike tiltaksalternativer for nedlagt brannøvingsfelt ved Svalbard lufthavn, herunder 1) oppgraving med deponering på fastlandet, 2) tildekking for å hindre infiltrasjon gjennom forurensede masser, og 3) oppgraving med vasking av masser i mobilt vaskeanlegg, med tilbakelegging etter vasking. Det ble gjort vurderinger for tre ulike tiltaksomfang for hvert tiltaksalternativ, hvor omfanget ble definert ut fra gjenværende konsentrasjon av PFOS/ Σ PFAS i masser utenfor tiltaksområdet (hhv. 30 μ g/kg, 100 μ g/kg og 500 μ g/kg) [1]. Basert på vurdering av kostnad og forventet effekt for ulike tiltaksmetoder og tiltaksomfang, ble det for nedlagt brannøvingsfelt foreslått tiltak med tildekking av forurensede masser med konsentrasjon av PFOS/ Σ PFAS >100 μ g/kg. Det foreslåtte tiltaket ville innebære tildekking av >90% av kjent forurensning i jord, og gi en tilsvarende reduksjon i forventet fremtidig spredningsmengde fra feltet [1].

Miljødirektoratet påla i 2021 Avinor å gjennomføre supplerende undersøkelser og utarbeide en ny tiltaksvurdering for nedlagt brannøvingsfelt (pålegg datert 04.06.2021) [4]. Dette med bakgrunn i at Miljødirektoratet ikke vurderte den foreslåtte løsningen med tildekking som «...et tilstrekkelig trygt og gjennomarbeidet forslag for å sikre miljøet i et langsiktig perspektiv». De pekte på at den foreslåtte løsningen i tiltaksplanen fra 2018 ikke var tilstrekkelig beskrevet til at det kunne pålegges tiltak.

I henhold til pålegget fra 2021 skulle det utføres supplerende undersøkelser i området, og her ble det også fokusert på at det skulle gjennomføres vurderinger av naturverdier i området og hvordan disse ville bli påvirket av ulike foreslåtte opprydningsmetoder. I tillatelse fra Sysselmesteren til graving i forurensset grunn datert 9. juli 2021 er det også stilt vilkår om en redegjørelse for hvordan de miljøtekniske undersøkelsene er gjennomført. Foreliggende rapport gjengir også deler av denne redegjørelsen hva restaurering og miljøhensyn under graving angår.

1.2 Kunnskapsgrunnlag og feltarbeid

I planleggingen av de miljøtekniske grunnundersøkelsene, vurderte Norconsult de foreliggende avgrensningene av naturverdier til å være for grove til å kunne vurdere muligheten til å unngå sentrale verdier og til å kunne innarbeide relevante avbøtende tiltak. Det ble derfor bestemt at en biolog skulle supplere mannskapet som skulle gjennomføre prøvetakningen med to viktige formål:

1) Optimalisering av prøvetakning

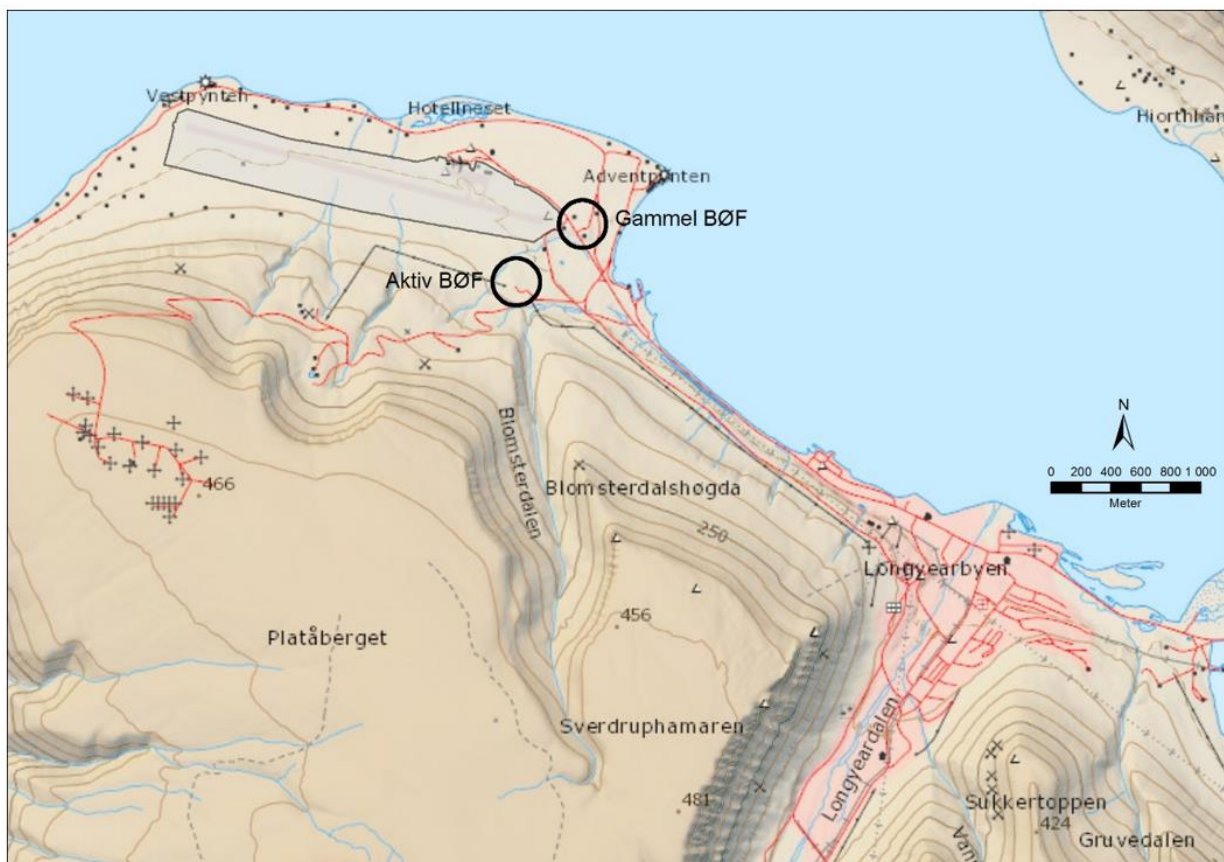
Det ble i prøvetakningsplan for miljøtekniske grunnundersøkelser foreslått flere prøvepunkt som ligger innenfor områder som er avgrenset som verdifull naturtype. Det ble vurdert til å være noe fleksibilitet både i plassering av prøvepunkt og metoder for prøvetaking. Det ble også vurdert som mulig å utelate prøver som ville medføre utilbørlig skade på verdifull vegetasjon. Det ble derfor planlagt en utsjekk av prøvepunktene før gravingen startet. I tillegg var vegetasjonsøkolog med og ga rådgivning for graving og revegetering fortløpende underveis i arbeidet.

2) Vurdering av naturverdier i tiltaksområdet

I det aktuelle tiltaksområdet ble resultater fra tidligere kartlagte områder vurdert som relevante. Det ble likevel vurdert som nødvendig å gjennomføre en nærmere kartlegging av verdiene som ligger innenfor det aktuelle tiltaksområdet for opprydding. Alle aktuelle tiltaksalternativer ble i utgangspunktet vurdert til å kunne

gi sterk forringelse av naturverdiene i tiltaksområdet. I en eventuell nytte-kostnads-vurdering av oppryddingstiltakene, vil derfor en nærmere beskrivelse av naturverdiene i tiltaksområdet være høyst relevant. En tilnærming med avgrensning av særlig verdifulle delområder innenfor tiltaksområdet ble derfor vurdert som hensiktsmessig.

Feltarbeidet ble gjennomført i perioden 16-18. september 2021. Tidspunktet var noe sent til å kunne gjennomføre en detaljert botanisk undersøkelse. Det hefter dermed usikkerhet også ved de nye verdivurderingene i området, men den vurderes å være relativt liten.



Figur 1. Oversiktskart for Svalbard lufthavn, Longyear, med beliggenhet i forhold til Longyearbyen. Lufthavnen (Avinors område) er angitt med grå ramme, og omtrentlig plassering av aktivt og nedlagt brannøvingsfelt (BØF) utenfor lufthavnen er angitt med sirkler. Kartunderlag er hentet fra Norsk Polarinstitutt. Figur hentet fra [1].

2.2 Resultater fra befaringen høsten 2021

Basert på feltarbeidet i perioden 16-18. august 2021 ble tiltaksområdet delt opp i 8 delområder (Figur 4), der hvert delområde har noenlunde lik vegetasjon og naturverdi. Som forventet var det særlig områdene nord i undersøkelsesområdet som utmerket seg som særlig verdifullt (Figur 3). Delområde 6 består av en artsrik reinrosehei med en rekke interessante plantearter. Den svært spesielle polarsjampinjongen som er kjent fra Hotellneset, ble funnet kun 10 meter utenfor undersøkelsesområdet. Også delområde 7, som er et fuktområde dannet av vegfyllingen og grøfta langs veien, skiller seg også ut som artsrikt med forekomst av en rundmose som antagelig er den rødlistede arten polarrundmose (EN).



Figur 3. Nord i undersøkelsesområdet fantes verdifulle naturtyper med en rekke spesielle arter for kalkrik arktisk tundra. Til høyre den svært spesielle arten polarsjampinjong.

Lengre sør er den menneskelige påvirkningen sterkere. Store deler av arealet består av utfyllinger, skrotemark og tykke lag med kullstøv. Flere steder har enkelte av de samme plantene som finnes oppe i de uberørte heiene klart å etablere seg fåtallig og spredt. Dog ingen polarsjampinjong. Delområde 5 ble vurdert til å være i best forfatning, mens sentralområdene 1,2 og 4 stort sett var skrotemark, fyllinger eller nærmest rene jordsmonn av kullstøv. Et intakt bekkeløp med fin fuktvegetasjon ble avgrenset som delområde 3.



Figur 4. I kartet er de ulike delområdene verdisatt med henholdsvis lav (gul), middels (oransje) og stor verdi (rød).

NR	Områdebeskrivelse	Verdi
1	Sentralområdet i brannfeltet. Skrotemark på utfylte masser. I fyllinger enkelte tuer med arter som polarjonsokblom, tundraarve, polarblindurt, polarvier, fjellsyre osv.	Lav verdi
2	Veifyllinger og skrotemark med lite eller ingen vegetasjon. Enkelte tuer med svalbardvalmue og tundraarve i skråningen ned mot bekken.	Lav verdi
3	Bekkeleie med flommark og fukteng. Relativt artsrikt med blant annet svært mye tundragress, polarmyrull, harerug, fjellsyre og polarreverumpe.	Middels verdi
4	Sterkt endret fastmark. Tykke lag av kull. Knapt noen vegetasjon. Enkelte funn av tundraarve og svalbardvalmue.	Lav verdi
5	Fuktig hei. Kan stedvis karakteriseres som arktisk grunn våtmark. Relativt artsrik med mye fjellsyre, vardefrytle, polarvier, polarblindurt, polarjonsokblom, tuemure (NT) og tundraarve. Svært påvirket av kullstøv.	Middels verdi
6	Verdifull, tørr og kalkrik reinrosehei. Svært mye reinrose, tett med tuer av rødsildre, fjellsmelle, vardefrytle og polarvier. Enkelte steder funn av den rødlistede kalkarven (NT). Den sjeldne polarsjampinjongen (EN) ble funnet ti meter utenfor området. Potensial også innenfor delområdet.	Stor verdi
7	Kunstig våtmarksområde dannet av oppdemming av grøftevann. Likevel svært frodig med polarmyrull, harerug, polarvier og tundragress. Det fantes også noen arter mose her hvorav en antagelig er den rødlistede arten polarrundmose (EN).	Stor verdi

3 Prøvetaking og revegetering

Verdivurderingen gjennomført i forkant av miljøtekniske grunnundersøkelser i september 2021, ble lagt til grunn i arbeidet med å redusere skader på verdifull vegetasjon. Metode for prøvetaking ble vurdert for hver enkelt av de ulike delområdene. I tillegg ble hvert enkelt prøvepunkt sjekket grundig for vurdering av om punktet burde flyttes for å oppnå en ytterligere småskala miljøgevinst.



Figur 5. I kartet vises gjennomførte prøvepunkter for miljøtekniske grunnundersøkelser i september 2021. Vanlige prøvepunkt gravd med maskin (rød trekant), prøvepunkt flyttet til område uten verdifull vegetasjon (blå trekant), prøvepunkt tatt i verdifullt område, men revegetert (grønn trekant) og prøve tatt manuelt med jordbor (grønn sirkel).

Det viktigste grepet var å erstatte tradisjonell maskingraving med prøvetaking med manuelt jordbor. Dette er en meget skånsom metode som i praksis ikke setter noen varige spor etter seg. Denne metoden ble valgt i hele det verdifulle nordområdet (6), inkludert det lille fuktområdet ved veien (7), samt nede i bekkeleiet i delområde 3. Ulempen med denne prøvemethoden var at det ikke alltid var mulig å komme helt ned til permafrosten. Dybden til permafrost var i enkelte delområder mellom en og to meter. Grunnet mye grov stein i massene var det vanskelig å komme særlig dypere enn en halv meter. Det ble derfor vurdert som strengt nødvendig å ta enkelte prøver med gravemaskin også tett på verdifulle områder. Enkelte av prøvepunktene ble derfor gravd med maskin, men ble flyttet rett utenfor de verdifulle delområder eller til partier med mindre verdifull vegetasjon.



Figur 6. I de mest verdifulle områdene ble prøvetakingen gjennomført ved hjelp av manuelt jordbor. Bildet til høyre viser prøvepunkt når de er fylt igjen.

Innenfor delområde 5 ble det vurdert som svært viktig å få gjennomført prøvetaking av masser helt ned til permafrost. Her valgte man derfor å gjennomføre prøvetakingen med gravemaskin, men brukte betydelig innsats på å revegetere på en ordentlig måte. Metoden var å skjære opp torvlaget i håndterbare firkanter på 75x75 cm, legge disse til side for deretter å legge torva pent på plass etter endt graving. Resultatet av dette var tilfredsstillende. Det var lett å se at det var gravd i området, men toppjord, frøbank og rotsoner lå trygt og godt på toppen. Sannsynligvis vil områdene være tilnærmet normale etter et par år.



Figur 7. Innenfor områder med intakt vegetasjon ble det valgt en omstendelig gravemetode hvor man bevarer torvlaget og brukte dette til å revegetere sårene etter prøvetakingen. Torva ble skåret opp i 75x75 cm firkanter som forsiktig ble lagt til side.



Figur 8. Etter prøvene var tatt ut og hullet fylt igjen, ble toppmassene og torvbitene lagt pent på plass før jorda ble forsiktig komprimert.

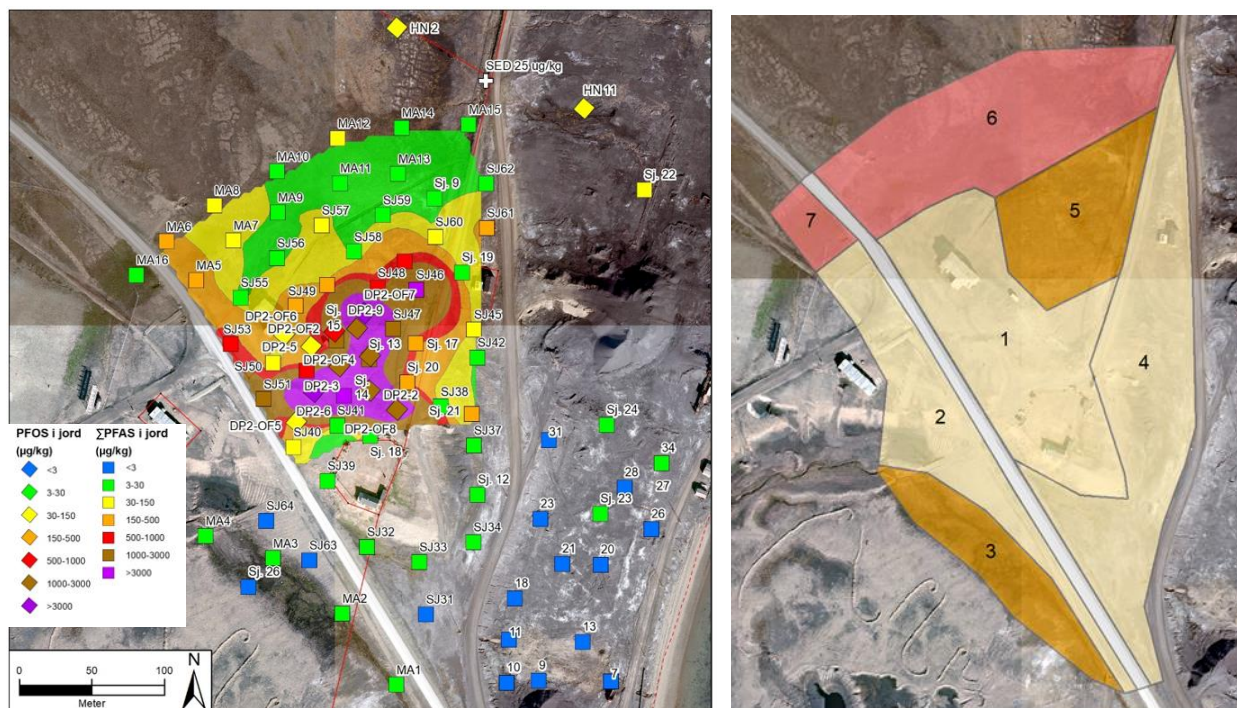
Underveis i prøvetakingen ble også atkomst til de ulike prøvepunktene lagt opp slik at ikke verdifulle områder ble krysset. I praksis viste dette seg å være relativt uproblematisk. Det var dog nødvendig å gjøre flere retningsjusteringer med graveren. Dette ble gjort nennsomt ved hjelp av skuffa for å unngå skader etter beltene.



Figur 9. Eksempel på hvordan atkomst til prøvepunkt ble lagt over områder med liten naturverdi.

4 Vurderinger knyttet til ulike tiltaksomfang

De gjennomførte prøvetakingene i område for nedlagt brannøvingsfelt viser betydelige konsentrasjoner av PFOS/ Σ PFAS. Det er overlapp mellom forurensede områder og områder med betydelige naturverdier (Figur 10).



Figur 10. Til venstre: Interpolert konsentrasjonsfordeling (µg/kg) for 0-1 m dybde ved nedlagt brannøvingsfelt. Til høyre: Vegetasjon i området hvor rød er stor verdi og oransje middels verdi.

Ut fra et rent vegetasjonsperspektiv er det ønskelig å særlig unngå inngrep i delområdene 6 og 7, mens delområde 3 og 5 er i en mellomstilling. I praksis later det til at konsentrasjonene av PFAS er relativt lave i delområdene 3, 6 og 7, mens deler av delområde 5 har svært høye konsentrasjoner. Det anbefales derfor at inngrep i delområde 3, 6 og 7 unngås, mens delområde 5 inngår i tiltaksområdet. Dersom denne anbefalingen kan følges vurderes konsekvensene av tiltaket for vegetasjon å være begrenset og trolig langt underordnet de positive effektene av opprydding på brannøvingsfeltet.

Uavhengig av tiltaksmetode, vil sannsynligvis alle naturverdier innenfor tiltaksområdet gå tapt. Generelt sett vurderes imidlertid mulighetene for revegetering som gode. Det avgjørende er hvilke masser som utgjør jordsmonnet etter endt tiltak. Elvesand fra Adventdalen eller andre rene morenemasser er mulige løsninger som vil kunne utgjøre egnet jordsmonn for naturlig revegetering. En slik revegetering krever betydelig tålmodighet. Tidligere forsøk har vist at et tidsperspektiv på 15 år trolig er et minimum dersom området som revegeteres har litt størrelse.

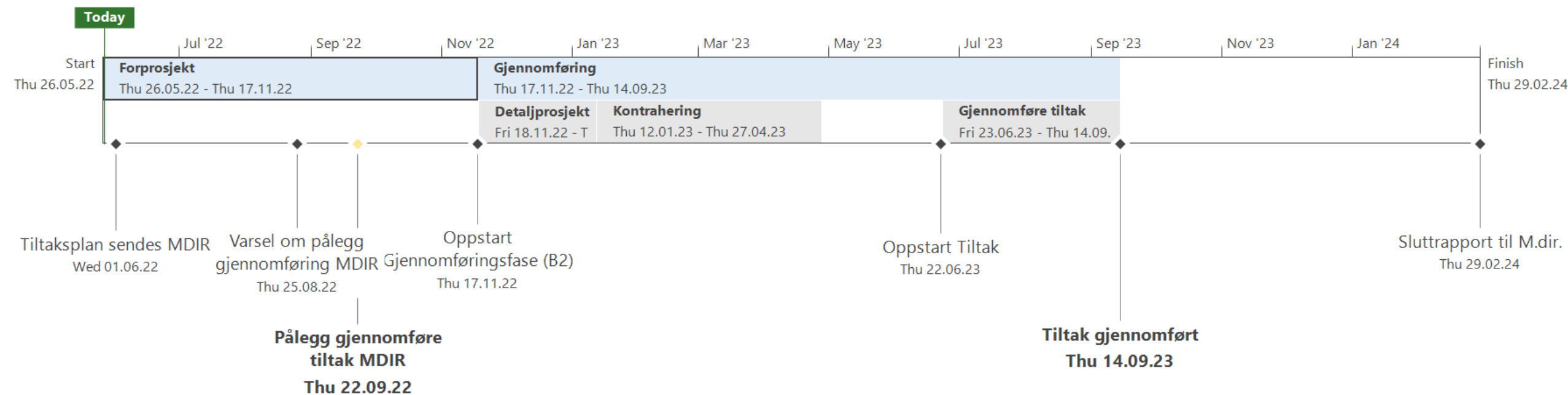
5 Referanser

- [1] Norconsult, «Tiltaksplan for PFAS-forurensset grunn som følge av brannøving. Longyearbyen - Gammelt og nytt brannøvingsfelt. I henhold til pålegg.,» Norconsult rapport, rev. J05 , 2018.
- [2] Sysselmannen på Svalbard, «Pålegg om utarbeidelse av tiltaksplan for PFAS-forurensset grunn som følge av brannøving, Longyearbyen - Gammelt og nytt brannøvingsfelt,» Sysselmannen på Svalbard, datert 26.05.2016, 2016.
- [3] Sweco og Cowi, «Miljøprosjektet - DP2. Miljøtekniske grunnundersøkelser. Svalbard lufthavn,» Avinor, 2012.
- [4] Miljødirektoratet, «Miljødirektoratet pålegger Svalbard Lufthavn AS å utarbeide ny tiltaksvurdering for opprydning i forurensset grunn på nedlagt brannøvingsfelt ved Svalbard Lufthavn, Longyearbyen,» Miljødirektoratet, 2021.
- [5] Biologisk mangfold på Svalbard Lufthavn, BM-rapport nr. 1-2013.
- [6] Hagen, D. & Prestø, T. 2007. Biologisk mangfold - temarapport som grunnlag for arealplan for Longyearbyen planområde. NINA-rapport 252. 65s.
- [7] Hagen, D. & Olsen, S.L. 2021. Miljøhensyn i anleggsprosjekt på Svalbard - med utgangspunkt i bygging av Kartverkets nye geodesistasjon i Ny-Ålesund. NINA Rapport 1957. Norsk institutt for naturforskning.

Vedlegg B

Fremdriftsplan tiltaksgjennomføring

PFAS Programmet Svalbard Lufthavn



Vedlegg C

Berørte parter

Oversikt over berørte parter mottatt fra Avinor 2022-05-30

Longyearbyen lokalstyre	Postboks 350, 9171 Longyearbyen
Store Norske Spitsbergen Kullkompani	Postboks 613, 9171 Longyearbyen
Nærings- og fiskeridepartementet	Postboks 8090 Dep., 0032 Oslo
Syselmesteren på Svalbard	Postboks 633, 9171 Longyearbyen