

FORPROSJEKTRAPPORT

NYTTEN AV TILTAK MOT PFAS-FORURENSET GRUNN VED NORSKE LUFTHAVNER

– EN LITTERATURGJENNOMGANG MED FORSLAG TIL VIDERE ARBEID



MENON-PUBLIKASJON NR. 70/2018

Kristin Magnussen, Sofie W. Skjeflo og Ståle Navrud



Forord

Dette forprosjektet er gjennomført for å gjennomgå litteratur om per- og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS) og verdsetting av virkninger av PFAS-forurensning, og basert på dette foreslå hvordan man kan gå videre for å få innsikt i nyttesiden av tiltak mot grunnforurensning med PFAS.

Oppdraget er gjennomført for Avinor, som et ledd i rammeavtalen vi har om å være rådgiver for samfunnsøkonomiske nyttekostnadsanalyser i ytre miljø.

Prosjektet har vært ledet av Kristin Magnussen, partner i Menon senter for miljø- og ressursøkonomi (MERE), med Sofie Waage Skjeflo (Menon) og Ståle Navrud (professor ved NMBU og assosiert partner i MERE) som prosjektmedarbeidere. Henrik Lindhjem (MERE) har vært kvalitetssikrer.

Vi takker Avinor for et spennende oppdrag. Vi takker spesielt vår kontaktperson i Avinor, Bente Wejden for godt og konstruktivt samarbeid, og en rekke personer i Avinor og OSL for gode innspill underveis.

November 2018

Kristin Magnussen
Prosjektleder
Menon Economics

Innhold

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
1. INNLEDNING OG BAKGRUNN	6
1.1. Bakgrunn	6
1.2. Formål	6
1.3. Rapportens oppbygging	6
2. METODISK RAMMEVERK	7
2.1. Skadefunksjonsmetoden	7
2.2. Total samfunnsøkonomisk verdi av miljø- og helsevirkninger	8
2.3. Metoder for verdsetting av miljøeffekter og påvirkning på miljø og helse	9
2.4. Økosystemtjenestetilnærming for vurdering av tiltakenes betydning for miljøvirkninger	12
3. HVA SIER LITTERATUR OG MÅLINGER OM PFAS-EFFEKTER PÅ HELSE OG MILJØ OG HVILKE ØKOSYSTEMTJENESTER SOM PÅVIRKES	14
3.1. Formål med dette trinnet	14
3.2. Oversikt over litteraturen	14
3.2.1. Virkninger på helse	14
3.2.2. Virkninger på miljø	16
3.3. Kartlegging på norske lufthavner – Harstad/Narvik lufthavn, Evenes	17
3.3.1. Hvilke grenseverdier bør legges til grunn?	20
3.4. Kartlegging på norske lufthavner –Kristiansand lufthavn, Kjevik	21
3.5. Oppsummering	23
4. HVA ER STATUS FOR VERDSETTING AV PFAS OG STOFF MED LIGNENDE VIRKNINGER NASJONALT OG INTERNASJONALT	24
4.1. Formål med dette trinnet	24
4.2. Oversikt over litteratur som har verdsatt virkninger av PFAS	24
4.2.1. Verdsetting av samlede effekter	24
4.2.2. Verdsetting av helseeffekter	24
4.2.3. Verdsetting av miljøeffekter	26
4.3. Oversikt over litteratur som har verdsatt stoffer som gir lignende virkninger som PFAS	28
5. FORSLAG TIL VIDERE ARBEID MOT ET BEDRE GRUNNLAG FOR Å VURDERE SAMFUNNSNYTTEN AV TILTAK	30
5.1. Metodiske valg for videre nyttevurderinger	30
5.2. Break-even analyse	31
5.3. Verdioverføring	33
5.4. Nye primære verdsettingsstudier	35
5.4.1. Verdsetting basert på preferansene til påvirket befolkning	36
5.4.2. Sentrale punkter i en god verdsettingsstudie	37
5.4.3. Eksempel på informasjon, bilder og betalingsvillighetsspørsmål for verdsetting av forurensede sedimenter	39
REFERANSER	43
VEDLEGG 1. EKSEMPLER FRA SPØRRESKJEMAER	47
VEDLEGG 2. TILTAKSKOSTNADER	51

Sammendrag og konklusjoner

Bakgrunnen er krav om tiltak mot PFOS og andre PFAS

I denne rapporten er temaet grunnforurensning og nytten av tiltak mot slik forurensning. PFOS (perfluoroktylsulfonat) er ett av mange per- og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS), og er en miljøgift som ikke brytes ned, men blir værende i naturen i lang tid. Avinor brukte PFOS-holdig brannskum ved sine lufthavner fram til 2001 da det var lovlig og før de negative miljøkonsekvensene var kjent. Mellom 2001 og 2012 ble det benyttet brannskum med andre PFAS enn PFOS, mens det i dag benyttes fluorfritt brannskum. Selv om Avinor har fulgt reglene for PFOS- og PFAS-bruk finnes disse stoffene fortsatt i grunnen der de har blitt brukt. Kunnskapen er best om PFOS, og mange av de kjente tiltaksmetodene er først og fremst rettet mot PFOS.

Stoffene gjenfinnes i prøver av jord, og kan lekke ut i overflatevann og grunnvann og gå inn i næringskjeden der det kan tas opp av dyr og mennesker. Tiltak for å redusere utlekking og/eller fjerne PFAS-forurensning er ofte kostbare.

Miljødirektoratet har ved tidligere krav om utarbeidelse av tiltaksplaner, bedt Avinor om å beskrive mulige tiltak, miljønytte og kostnader ved tiltak. Så langt har dette vært gjennomført som kost-/effektanalyser, som har gitt Avinor kostnadstall for å fjerne en gitt mengde PFOS ved bruk av ulike tiltak. Det er ikke gjort noen vurderinger av disse kostnadene sammenlignet med nytten samfunnet har av at PFOS fjernes. Avinor ønsker å kunne gjennomføre samfunnsøkonomiske nytte-kostnadsvurderinger som grunnlag for beslutninger om tiltak. I slike nytte-kostnadsvurderinger vil det være viktig å få fram kunnskap og anslag for nytten av å rydde opp for å kunne vurdere nytten mot kostnadene.

Formål

Formålet med dette forprosjektet er å vurdere hva som foreligger av litteratur om PFAS og dets virkninger på helse og miljø, med tanke på hvordan nytten av tiltak mot slike stoffer kan vurderes og verdsettes i en samfunnsøkonomisk sammenheng. Prosjektet skal videre identifisere, beskrive og vurdere verdsettelseslitteratur som kan benyttes til å si noe om nytten av slike tiltak ved overføring av verdier, eller kan tjene som utgangspunkt dersom det skal gjennomføres nye verdsettelsesstudier knyttet til norske lufthavner.

Rapporten ender med et forslag til hvordan man kan gå videre for å få innsikt i nyttesiden av Avinors tiltak mot grunnforurensning med PFAS.

Hva vet vi om virkninger av PFAS/PFOS på helse og miljø?

Litteraturgjennomgangen er gjort for å få et bilde av hvilke virkninger PFAS/PFOS har på helse og miljø, med tanke på å vurdere muligheter for å verdsette slike virkninger.

Kort og litt forenklet, kan vi si at studier viser at PFOS (som er mest undersøkt) finnes og konsentreres i jord og vann, og organismer som befinner seg der. Det er indikasjoner på flere helseeffekter, men det er lite konkret kunnskap om dose-eksponeringssammenhenger, og det er også lite konkret om grenseverdier osv. for ulike helseeffekter, selv om det er etablert grenseverdier ut fra mulige helsevirkninger. Det er derfor grunn til å tro at PFOS kan ha virkninger for menneskelig helse på flere måter, men at det er vanskelig å etablere sammenhenger mellom de nivåene som finnes/er målt og antall eksponerte. Det virker imidlertid som ganske sikkert at folk eksponeres for doser som kan gi helsevirkninger først og fremst via drikkevann og fisk (fordi vannlevende organismer har større bioakkumulering), selv om eksponering via melk og grønnsaker (for eksempel ved vanning) også kan påvirke helsen.

Når det gjelder virkninger på miljøet generelt og ulike økosystemtjenester, tyder litteraturen og målinger fra norske lufthavner på at PFOS påvises i ulik grad i alle organismer som er eksponert. Det skjer en bioakkumulering,

slik at nivåene er høyere jo høyere opp i næringskjeden man kommer, og vannlevende organismer har større bioakkumulering enn landlevende. Det er mer uklart hvordan ulike nivåer av PFOS påvirker de økosystemtjenestene vi får fra ulike økosystemer. Det er imidlertid grunn til å anta at ferskvannsfiske kan bli påvirket dersom det fiskes i ferskvann i området. Likeledes er det grunn til å tro at verdien av natur som sådan, særlig verdien av «livet i ferskvann og våtmarksområder og i dyrelivet som befinner seg der» (naturarv – en ikke-bruksverdi) kan bli påvirket positivt av tiltak mot PFAS.

Hva er status for verdsetting av PFAS og stoff med lignende virkninger nasjonalt og internasjonalt?

Vi har ikke funnet noen studier nasjonalt eller internasjonalt som har verdsatt virkninger av PFOS eller andre PFAS som sådan. Det er derfor ikke mulig å benytte eller overføre slike verdsettelsestimater for samlede virkninger av PFAS. Når vi ser på de virkningene PFAS kan ha på miljø og helse, finnes det imidlertid en del verdsettelsesstudier som verdsetter hver enkelt av disse virkningene. For Norge er det først og fremst mulige rekreasjonsverdier det finnes studier av. Disse er imidlertid en del år gamle, og eventuell overføring må skje med varsomhet. Det finnes også noen studier av helseeffekter, og virkninger på ikke-bruksverdier som til en viss grad kan være overførbare. Vi konkluderer med at foreliggende verdsettelsesstudier ikke kan gi et fullgodt svar på nytten av tiltakene mot PFAS på norske lufthavner.

Hvordan kan man jobbe videre for å få et bedre grunnlag for å vurdere samfunnsnyttene av tiltak mot PFAS?

Basert på informasjon innhentet i rapporten, gir vi avslutningsvis en vurdering av hvor mye informasjon man har, og hvilke muligheter det gir for å komme fram til samfunnsnyttene av tiltak mot PFAS/PFOS på Avinors lufthavner. Hensikten er først og fremst å vurdere nytten av tiltakene opp mot kostnadene ved tiltak og eventuelt gi et bedre grunnlag for prioriteringer. Vi skisserer derfor tre ulike tilnærminger vi ser som aktuelle (se figur S.1). Figuren viser til venstre de ulike metodene, hvilket datagrunnlag som normalt vil kreves og hva man får ut av hver av metodene (resultat). Den første tilnærmingen, som kan benyttes umiddelbart, og som eventuelt kan bygges ut og detaljeres ytterligere etter hvert som man får mer kunnskap om nyttevirkningene og samfunnsverdien av dem, er det som kalles en break-even-analyse (også kalt tipping point-analyse) (øverste boks i figuren nedenfor). Denne tilnærmingen gir ikke ny informasjon om verdien av å sette inn tiltak, men gir bedre grunnlag for å vurdere om nytten av tiltakene står i forhold til kostnadene. Dette kan utgjøre første steg i videre analyser av nytteverdier.

Vi vurderer deretter hvilke muligheter som foreligger for verdioverføring (nytteoverføring) for helse- og miljøvirkning (og/eller eventuelt ulike virkninger), og noe om usikkerheten i slike verdioverføringer.

Vår konklusjon er at ingen av metodene over gir noe fullgodt svar på hva som er nytten av tiltakene ved konkrete lufthavner, selv om både break-even-analyser og gjerne i kombinasjon med verdioverføring, kan gi beslutningsrelevant informasjon, og bringe oss et skritt nærmere hva som er «riktig» tiltaksnivå i en samfunnsøkonomisk sammenheng. På grunn av få studier å overføre fra, er det bare nye primære verdsettelsesstudier som kan gi oss konkrete nytte-estimater av å sette inn tiltak mot PFAS. Avslutningsvis vurderer vi derfor mulighetene for nye, primære verdsettelsesstudier og gir en overordnet beskrivelse av hvordan dette kan gjøres i praksis. Vi ser at dette er krevende, blant annet på grunn av stor usikkerhet med hensyn til tiltakenes miljøeffekter og dermed verdsetting, men ser også at det vil være interessant å gå i den retningen.

Som del av forslaget til hvordan man kan/bør gå videre, vurderer vi et par aktuelle case (Harstad/Narvik lufthavn, Evenes og Kristiansand lufthavn, Kjevik) for å se hvilken spesifikk informasjon som finnes om disse, og som kan brukes enten ved break-even-analyser, verdioverføring eller primære verdsettelsesstudier (som for eksempel grunnlag for pilottesting av metoden).



Figur S.1. Mulige metoder, datagrunnlag og resultater for videre nyttevurderinger.

1. Innledning og bakgrunn

1.1. Bakgrunn

Avinor eier, driver og utvikler et landsomfattende nett av lufthavner for sivil sektor og en samlet flysikringstjeneste for sivil og militær sektor. Avinor fokuserer på langsiktige mål knyttet til de tre største miljøutfordringene ved lufthavndrift, henholdsvis klima, støy og utslipp til vann og grunn.

I denne rapporten er temaet grunnforurensning og nytten av tiltak mot slik forurensning. PFOS (perfluoroktylsulfonat) tilhører ett av mange per- og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS), og er en miljøgift som ikke brytes ned, men blir værende i naturen i lang tid. Stoffene gjenfinnes i prøver av jord, og kan lekke ut i overflatevann og grunnvann og gå inn i næringskjeden der det tas opp av jord- og vannlevende dyr, samt mennesker.

Disse stoffene ble tidligere brukt i brannskum, og selv om Avinor har faset ut PFOS i 2001 og all PFAS-bruk i 2011, finnes stoffene fortsatt i grunnen der de har blitt brukt. Avinors lufthavner er i større eller mindre grad forurenset av PFOS, og av perfluorerte forbindelser er det denne man har best kunnskap om. Siden tiltak og krav fra miljømyndighetene oftest gjelder PFAS som gruppe av ulike forbindelser, vil vi benytte PFAS som generell term, mens vi skriver PFOS når omtalen gjelder PFOS spesielt.

Miljødirektoratet har ved tidligere krav om utarbeidelse av tiltaksplaner, bedt Avinor om å beskrive mulige tiltak, miljønytte og kostnader ved tiltak. Så langt har dette vært gjennomført som kost-/effektanalyser, som har gitt Avinor kostnadstall for å fjerne en gitt mengde PFOS ved bruk av ulike tiltak. Det er ikke gjort noen vurderinger av disse kostnadene sammenlignet med nytten samfunnet har av at PFOS fjernes. Avinor ønsker å kunne gjennomføre samfunnsøkonomiske nytte-kostnadsvurderinger som grunnlag for beslutninger om tiltak. I slike nytte-kostnadsvurderinger vil det være viktig å få fram kunnskap og anslag for nytten av å rydde opp.

1.2. Formål

Dette forprosjektet skal vurdere hva som foreligger av litteratur om PFAS og dets virkninger på helse og miljø, med tanke på hvordan nytten av tiltak mot slike stoffer kan vurderes og verdsettes i en samfunnsøkonomisk sammenheng. Prosjektet skal videre identifisere, beskrive og vurdere verdsettingslitteratur som kan benyttes til å si noe om nytten av slike tiltak ved overføring av verdier, eller kan tjene som utgangspunkt dersom det skal gjennomføres nye verdsettingsstudier knyttet til norske lufthavner.

Vi skal så oppsummere den innhentede informasjonen og foreslå hvordan man kan gå videre for å få innsikt i nyttesiden av Avinors tiltak mot grunnforurensning med PFAS.

1.3. Rapportens oppbygging

Vi starter i kapittel 2 med en beskrivelse av det metodiske rammeverket som benyttes i nyttevurderingene. I kapittel 3 oppsummerer vi litteratur om virkninger av PFAS, med vekt på om virkningene er av en slik art og sikkerhet at de kan inngå i et videre arbeid som kan gi et bedre grunnlag for å vurdere samfunnsnyttene av tiltak. Kapittel 4 oppsummerer samfunnsøkonomiske verdsettingsstudier der virkninger av PFAS eller stoffer med lignende virkninger er verdsatt. Avslutningsvis, i kapittel 5, oppsummerer vi funnene, og kommer med forslag og anbefalinger om hvordan Avinor kan jobbe videre med konkretisering og tallfesting av nytten av å gjennomføre tiltak mot PFAS på sine lufthavner.

2. Metodisk rammeverk

I dette kapittelet beskriver vi det metodiske rammeverket som kan benyttes for å verdsette nytten av å gjennomføre tiltak mot PFAS. Dette er nyttig for å se hvilken sammenheng resultater fra litteraturgjennomgangen skal brukes i. Vi starter med en kort beskrivelse av skadefunksjonsmetoden (2.1), deretter beskrives teoretisk grunnlag (2.2) og ulike metoder for verdsetting av helse- og miljøeffekter/økosystemtjenester (2.3.), inkludert DALY som kan benyttes som tilleggsinformasjon om helseeffekter. Avslutningsvis beskrives økosystemtjenestetilnærmingen som kan benyttes for å vurdere effekter på miljø (2.4).

2.1. Skadefunksjonsmetoden

Skadefunksjonstilnærmingen (Damage Function Approach / Impact Pathway Approach) er en etablert fremgangsmåte for økonomisk verdsetting av miljø- og helseskader (Hanley og Barbier 2009, Freeman 2014), og består av fem trinn som vist i figur 2.1, illustrert for helsevirkninger av PFOS (og andre kjemikalier). Skadefunksjonsmetoden benyttes til å anslå skadekostnadene av PFOS, som er lik den samfunnsøkonomiske nytten av tiltak som reduserer eller unngår disse skadevirkningene. Skadefunksjonsmetoden er en relativt omfattende prosedyre for verdsetting, som tar utgangspunkt i faktiske forurensingsnivåer som måles eller beregnes. I mange tilfeller har man ikke all informasjon som trengs for å gjennomføre alle trinnene fullt ut. Da er rammeverket nyttig for å identifisere på hvilke trinn og temaer man har tilstrekkelig eller manglende informasjon, og synliggjør usikkerheten i forenklinger som må gjøres mens man samler inn/avventer mer data på de ulike trinnene.

For jord og vann som er forurenset med PFOS, kan man søke å beregne (og/eller anslå ved hjelp av eksperter) eksponeringsveier og eksponering i ulike medier basert på målinger av konsentrasjoner i jord og vann, samt spredningsmodeller. Deretter kan man ved hjelp av dose-responsfunksjoner eller eksponerings-responsfunksjoner (ERF)¹ (i den grad de er etablert), risikoanalyser og ekspertanslag søke å utlede sammenhenger mellom eksponering og henholdsvis helseendepunkter og økologiske endepunkter for miljøvirkninger.

Med helseendepunkter menes både økt forekomst av for tidlig død i forhold til forventet levealder (målt som antall personer eller i form av tapte leveår), og helseendepunkter i form av økt hyppighet av ulike sykdommer, både akutte og kroniske, som har sammenheng med PFOS.

De økologiske virkningene kan opptre for eksempel i form av endrede muligheter for ferskvannsfiske, endret vannkvalitet, eller endrede forhold for liv i jord og vann.

Den økonomiske vurderingen og verdsettingen kommer først i trinn 4 i skadefunksjonsmetoden (se figur 2.1). For verdsetting av helse kan vi telle opp antall «for tidlig døde» og antall personer med ulike sykdommer, og multiplisere disse tallene med henholdsvis verdien av et statistisk liv (VSL; Value of Statistical Life, eller eventuelt tapte leveår og verdien av et tapt leveår; Value Of a Life Year =VOLY) og verdien av å unngå ett tilfelle av de aktuelle sykdommene.

For miljøverdsettingen kan vi for eksempel verdsette redusert antall rekreasjonsfiskedager, eller hvor mange som blir berørt av at naturkvaliteten i vassdrag og våtmarker blir redusert.

¹ Dose-respons-funksjoner brukes ofte som en fellesbetegnelse på sammenhengen mellom doser av forurensende stoff og effekter på både helse og miljøkvalitet/økosystemtjenester, mens eksponerings-responsfunksjoner (ERF-er) brukes oftest om sammenhengen mellom dose (eksponering) og helse.



Figur 2.1: Trinnene i skadefunksjonstilnærmingen, eksemplifisert for helsevirkninger av PFOS

2.2. Total samfunnsøkonomisk verdi av miljø- og helsevirkninger

Når man gjennomfører tiltak for å forbedre helse- og miljøtilstanden, ønsker man å få fram nytten av disse tiltakene for samfunnet. Denne nytten – kalt total samfunnsøkonomisk verdi – TSV (Total Economic Value – TEV) består av både bruks- og ikke-bruksverdier, som illustrert i figur 2.2.

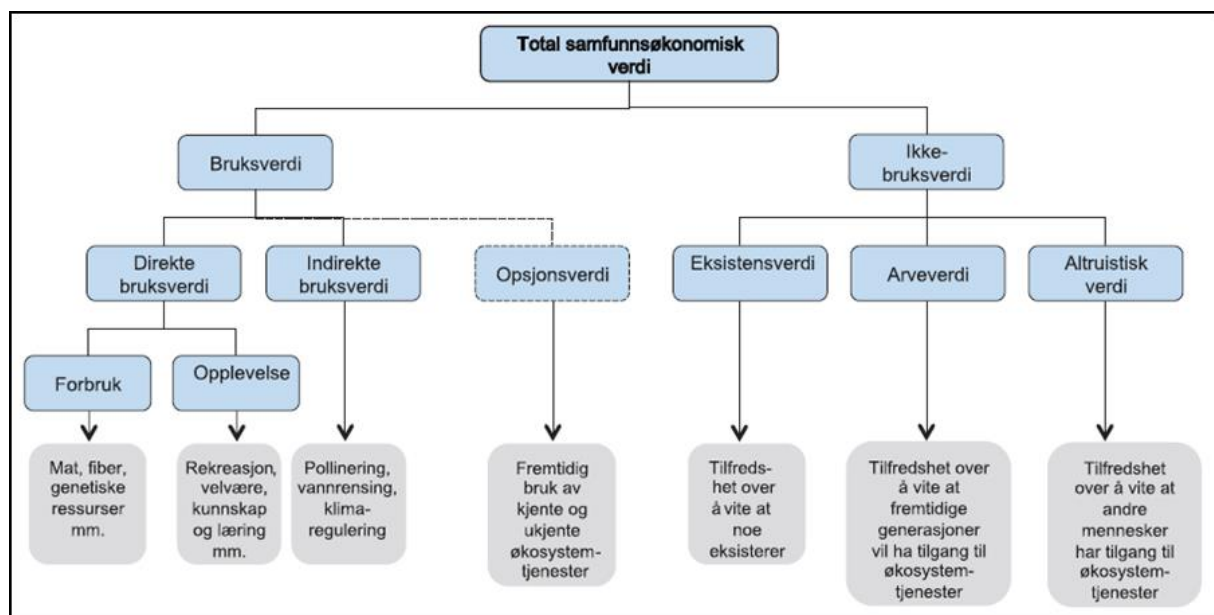
Viktige bruksverdier som kan påvirkes av tiltak for opprydding av PFAS, kan være eventuelle drikkevannskilder, samt rekreasjonsverdier, for eksempel hvis det blir flere som fisker i vannene rundt lufthavnen, eller de som allerede fisker i området fisker flere dager, eller har større nytte av hver fiskedag.

Ikke-bruksverdi kan innehas av alle husholdninger som føler at deres nytte/livskvalitet (velferd) påvirkes positivt av at en unngår effektene av PFAS-forurensningen; det vil si både brukere og ikke-brukere. Ikke-bruksverdien

måles i form av betalingsvilligheten husholdninger har for eksistensen av bedre vann- og jordkvalitet og positive effekter på biologisk mangfold som følge av tiltak mot PFAS-forurensningen og muligheten til å bevare disse miljøgodene/økosystemtjenestene for fremtidige generasjoner, det vil si eksistens- og bevaringsverdien. Av de to hovedgruppene verdsettelsesmetoder (se tabell 2.1), avslørte og oppgitte preferanser, er det kun de sistnevnte som kan brukes for å kartlegge ikke-bruksverdier fordi de avslørte preferansemetodene jo ser på adferd knyttet til miljøgodene, og dermed i all hovedsak kun bruksverdiene. Oppgitte preferanseundersøkelser, det vil si betinget verdsettning og valgeksperimenter vil dokumentere nytten ved å spørre om husholdningers betalingsvillighet for tiltak som kan unngå dagens miljø- og helseeffekter av PFAS-forurenset grunn. Deres betalingsvillighet vil være motivert av bruks- og/eller ikke-bruksverdier; og kartlegger således TSV når en spør et representativt utvalg av de husholdningene som kan tenkes å være berørt av tiltaket, det vil si at deres nytte endres ved opprydding. Dersom de påvirkede økosystemene er av lokal verdi, vil berørt befolkning kunne være husholdningene i kommunen(e), mens det vil være fylket eller hele landet dersom de påvirkede økosystemtjenestene er av henholdsvis regional og nasjonal verdi. Det må vurderes i hvert enkelt tilfelle og for de ulike godene og tjenestene (økosystemtjenestene) hva som er berørt befolkning.

I likhet med økosystemtjenester, som er definert som nytten mennesker har av de tjenester økosystemene yter, er ikke-bruksverdien basert på husholdningenes nytte. Naturens egenverdi inngår således ikke i ikke-bruksverdien og dermed ikke i total samfunnsøkonomisk verdi, men vil være et separat argument i tillegg til kartlegging av total samfunnsøkonomisk verdi.

Samfunnsøkonomiske analyser ser oftest på nytte- og kostnader av prosjekter (her tiltak mot PFOS-forurensning) for et land (her: Norge), og globale effekter tas derfor kun unntaksvis inn, som når utslipp i et land har globale skadekostnader som tilfellet er med klimagassutslipp. Det vil imidlertid kunne være viktig tilleggsinformasjon i en analyse dersom et stoff, som PFOS, har virkninger utenfor landets grenser.



Figur 2.2: Total samfunnsøkonomisk verdi (TSV) av en miljøforbedring

2.3. Metoder for verdsettning av miljøeffekter og påvirkning på miljø og helse

Metoder for å verdsette goder uten markedspriser

Det er utviklet flere metoder for verdsettning av goder og tjenester som ikke har markedspriser. Disse metodene bygger på velferdsøkonomiens prinsipper. Vi går ikke nærmere inn på det teoretiske grunnlaget her, men slike beskrivelser finnes f.eks. i standardreferanser som Champ et al. (2017) og Freeman et al. (2014). Disse metodene

er i tråd med myndighetenes retningslinjer for samfunnsøkonomiske analyser (DFØ, 2014; Finansdepartementet, 2014). Det vil si at verdien av fellesgoder som jord-, luft- og vannkvalitet og folkehelse vurderes ut fra folks preferanser, og måles som deres betalingsvillighet for å få en marginal forbedring, eller unngå en marginal forverring, i kvaliteten eller mengden av fellesgodet. Med andre ord: hva de er villig til å gi fra seg av inntekt for å oppnå en spesifisert miljø- eller helseforbedring, eller unngå en forverring i disse fellesgodene. Man skiller oftest mellom to hovedtyper av verdsettingsmetoder som forsøker å anslå denne betalingsvilligheten; henholdsvis oppgitte og avslørte preferanse-metoder; se tabell 2.1.

Avslørte og oppgitte preferanser

Oppgitte preferanse-metoder består i spørreundersøkelser til tilfeldige utvalg av berørte individer/husholdninger om deres villighet til å betale for tiltaksplaner som vil unngå de aktuelle miljø- og/eller helseeffektene. Avslørte preferanse-metoder ser på individenes eller husholdningenes adferd i markeder for private goder som har sammenheng med miljøgodet. For eksempel kan man forsøkt å måle hvilken effekt bedre vannkvalitet og bortfall av kostholdsråd kan ha på hytte- og boligprisene i omlandet til den aktuelle vannforekomsten ved bruk av eiendomsprismetoden.

Tabell 2.1. Klassifisering av metoder for verdsetting av miljøgoder

	Indirekte	Direkte
Avslørte preferanser (Revealed Preferences - RP)	Transportkostnadsmetoden (Travel Cost Method - TCM) Eiendomsprismetoden (Hedonic Price Method - HPM) Kostnader ved forebyggende tiltak (Avoidance Costs - AC)	Markedspriser Kostnader ved å erstatte tapte tjenester (Replacement Costs -RC)
Oppgitte preferanser (Stated Preferences - SP)	Valgekspesimenter (Choice Experiments - CE)	Betinget Verdsetting (Contingent Valuation – CV; også kalt "Betalingsvillighetsundersøkelser")

Metoder som bygger på avslørte preferanser, utleder verdier ut fra folks faktiske valg («Revealed Preference» (RP)-metoder). Oppgitte preferanser utleder verdier ut fra oppgitte valg («Stated Preference» (SP)-metoder). Det vil si at folk selv oppgir sine preferanser i direkte spørsmål om maksimal betalingsvillighet i betinget verdsettingsundersøkelser eller indirekte gjennom valg mellom tiltaksplaner med ulike kostnader i valgekspesimenter. I begge tilfeller er dette del av spesialdesignede spørreundersøkelser med nøye testede beskrivelser av de miljø- og helseeffekter en ønsker å verdsette. Disse spørreundersøkelsene gjennomføres i økende grad ved bruk av internettpaneler av representative utvalg av berørte individer/husholdninger. Dette er både tids- og kostnadsbesparende, samtidig som det gir like pålitelige resultater som personlig intervju, og er bedre enn telefon- og postalundersøkelser (Lindhjem & Navrud 2011 a, b).

Metodene har ulike styrker og svakheter

Ved valg av metode må man ofte vurdere ulike hensyn mot hverandre. Hovedinnvendingen mot SP-metoder, som bruker spørreundersøkelser, er at de stiller hypotetiske spørsmål om betalingsvillighet og at folk kan oppgi for høy betalingsvillighet for å få en miljøforbedring dersom de tror at de ikke faktisk må betale beløpet, men kan påvirke beslutningen om tiltak som gir denne forbedringen. Slike hypotetiske feil kan imidlertid i stor grad unngås ved å gjøre betalingsmekanismen realistisk, for eksempel ved at respondentene får spørsmål om en økning i vann- og kloakkavgiften for å få en vannkvalitetsforbedring, og vise til at utfallet av undersøkelsen kan påvirke beslutningen om å gjennomføre tiltak som gir den beskrevne miljøforbedringen det spørres om. Dette

kalles konsekvensialitet i betaling og gjennomføring av tiltak. Da vil oppgitt betalingsvillighet kunne måle velferdsøkningen individet/husholdningen har av miljøforbedringen.

Folks preferanser er komplekse og sammensatte. Det er ikke nødvendigvis en entydig sammenheng mellom omfanget av miljøforbedringen og folks betalingsvillighet. Det betyr ikke nødvendigvis at folk er irrasjonelle eller at metoden er ubrukelig, men at folk bryr seg om mange ulike egenskaper ved et miljøgode. Det foregår mye forskning både nasjonalt og internasjonalt for å forstå folks preferanser bedre. Lindhjem et al. (2014) gir en oversikt over diskusjonen av noen sentrale innvendinger mot, og foreslåtte teoretiske og metodiske løsninger for den betingede verdsetningsmetoden for et norsk publikum.

Metodene som baserer seg på folks faktiske atferd, har tradisjonelt vært sett på som mer troverdige blant økonomer, fordi de baserer seg på faktisk atferd i markeder. Dette bildet er nok i ferd med å nyanseres noe, da det er blitt klart etter flere tiår med forskning at mange av disse metodene også har sine svakheter. For eksempel er de svært sensitive for ulike antagelser man gjør i økonometrisk modellering og beregning av verdiene (Champ et al. 2017). Samtidig har metodene som baserer seg på oppgitte preferanser, blitt videreutviklet og forbedret de senere år, noe som har bidratt til økt aksept blant økonomer og folk som anvender resultater i forvaltningen (Kling et al. 2012).

For verdsetting av helseeffekter benyttes i stor grad de samme metodene som for miljøgoder. Betinget verdsetting og valgeksperiment er benyttet til å verdsette velferdstapet ved akutte sykdommer, som luftveislidelser hvor det er etablert dose-responsfunksjoner for ulike typer luftforurensning, som hoste, rennende øyne, pustebesvær, bihulebetennelse, astma etc. (se for eksempel Navrud 2001 og Ready et al. 2004). De samme metodene er også brukt til å verdsette velferdstapet ved kroniske luftveissykdommer som bronkitt og KOLS. I tillegg til velferdstapet ved sykdomsepisoden kommer tapt produktivitet, som verdsettes ved bruk av tapt lønn, og kostnader ved behandling og medisinske utgifter både for private og det offentlige. For verdi av statistisk liv (VSL) benyttes både hedonisk prissetting ved at man ser på hva arbeidere minst må ha i kompensasjon for å påta seg en jobb med en høyere dødsrisiko (såkalt «Hedonic Wage»), og i økende grad metoder som bygger på oppgitte preferanser. I tillegg benyttes DALY (Disability Adjusted Life Year) som vi beskriver nedenfor.

Det er verdt å merke seg at mange verdier (priser) som brukes blant annet i transportsektoren bygger på resultater fra betinget verdsetnings- og valgeksperimentundersøkelser, altså oppgitte preferanser. Det gjelder for eksempel verdien av statistisk liv (VSL) og tidsverdier, som benyttes som standard i samfunnsøkonomiske analyser.

Verdioverføringsmetoder

I tillegg til de ovennevnte verdsetningsmetodene som baserer seg på innsamlede data for formålet, har man verdioverføringsmetoder, som også kalles nytte-overføringsmetoder. Disse benytter eksisterende verdsetningsstudier i en ny sammenheng der det er behov for anslag på velferdseffekter. Man kan enten overføre enkeltanslag fra nasjonale eller internasjonale studier som verdsetter lignende virkninger som dem en er interessert i, eller en kan overføre en verdsetningsfunksjon som så kan tilpasses med variabelverdier som er viktige for betalingsvilligheten, fra den lokale konteksten en skal bruke anslagene. Det siste kan for eksempel bety å bruke et datasett fra en annen studie eller å samle og syntetisere mange verdsetningsanslag i en database som så kan analyseres, såkalt meta-analyse.

Verdioverføringsmetodene er mye i bruk i praktiske samfunnsøkonomiske analyser fordi det ofte ikke er tid eller ressurser til å gjennomføre nye spesialtilpassede verdsetningsstudier for et bestemt prosjekt. Det er derfor også stor interesse og en relativt stor litteratur som diskuterer verdioverføringsmetoder og presisjonen i ulike metoder (se for eksempel Navrud og Ready 2007; Lindhjem og Navrud 2008; Johnston et al. 2015). I tillegg til usikkerheten i de opprinnelige verdsetningsanslagene, får man ved bruk av verdioverføringsmetoder

usikkerheten i selve overføringen. Likevel vil presisjonen i mange tilfeller kunne være god nok, avhengig av beslutningskontekst.

Bruk av DALY (Disability Adjusted Life Year)

DALY²-metodikken kan supplere verdsettingen av helseeffekter for PFAS og andre kjemikalier. Den generiske formen for å beregne DALY for de enkelte plagene er:

$$\text{DALY} = \text{antall utsatte} \times \text{Alvorlighetsvekt (DW)}$$

For ubehag er antall utsatte lik antall sterkt plaget ved forskjellige plagenivåer. For hjerte- og karsykdommer beregnes antall utsatte i form av «befolkningens tilskrivbare andel» (population's attributable fraction, PAF) multiplisert med antall sykdomstilfeller. PAF uttrykker hvor mange av sykdomstilfellene som kan tilskrives en viss forurensning e.l., og er basert på ekspertanslag.

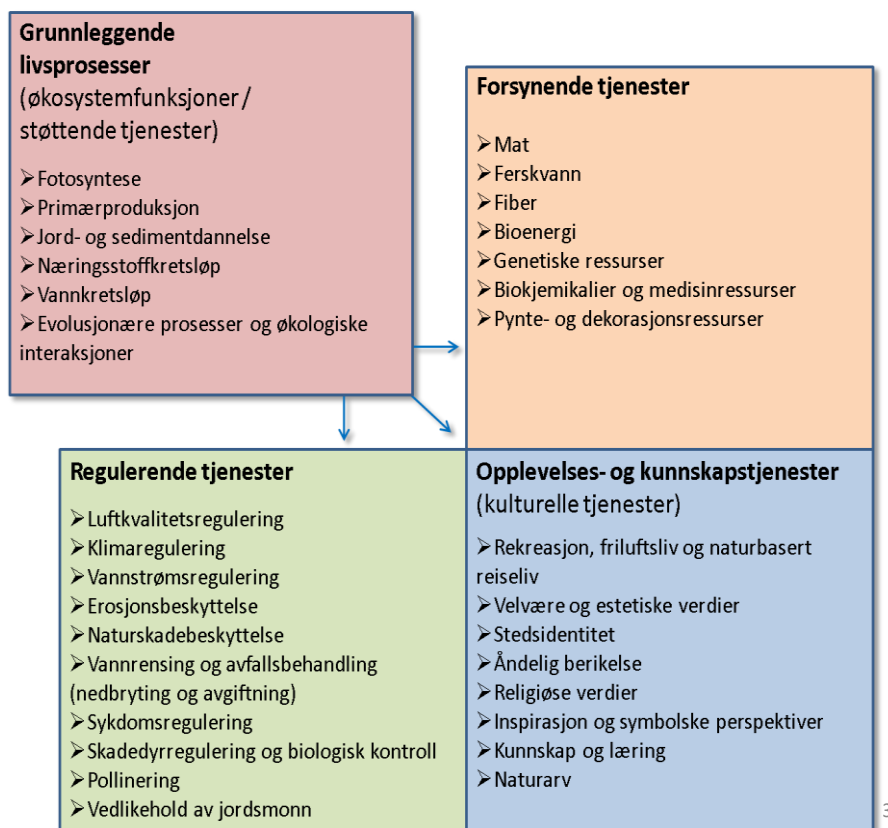
Alvorlighetsvekten (Disability Weight) uttrykker hvor mye helsen til et fullstendig friskt menneske (DW=0) blir redusert av den aktuelle skaden/plagen. DW lik 0,1 betyr at helsen blir redusert med 10 prosent, mens DW lik 1 betyr at man dør.

Transande og Liu (2011) bruker samme ekspertbaserte PAF-metodikk, men kaller det «Environmental attributable fraction» siden de ser på effekten av kjemikalier på barn gjennom ulike eksponeringsveier i miljøet og tilhørende helsekostnader i form av medisin- og behandlingskostnader, samt produktivitetstap, men ikke på trivselstapet eller plagen ved å være syk.

2.4. Økosystemtjenestetilnærming for vurdering av tiltakenes betydning for miljøvirkninger

For å systematisere miljøvirkninger på en form som er egnet for økonomisk verdsetting og inkludering i samfunnsøkonomiske analyser, brukes nå ofte det som kalles en økosystemtjenestetilnærming. Med økosystemtjenester menes alle goder og tjenester fra naturen som gir nytte for mennesker. Økosystemtjenestene deles ofte i kategoriene forsynende tjenester, som mat og drikkevann; regulerende tjenester som klimaregulering og flomdemping; og opplevelses- og kunnskapstjenester som rekreasjon og bevaring av natur- og kulturverdier. De støttende tjenestene som også er kalt grunnleggende livsprosesser, er grunnleggende for de øvrige tjenestene og inngår ikke eksplisitt i en verdsetting av miljøvirkninger da det ville føre til dobbelttelling. En oversikt over økosystemtjenester slik de ble kategorisert i NOU 2013:10, er vist i figur 2.3.

² Disability-adjusted life years (DALY), dvs. summen av år som går tapt grunnet for tidlig død (Years of Life Lost = YLL) og av antall år med god helse som går tapt pga. dårlig helse eller nedsatt funksjonsevne (Years Lost due to Disability = YLD).



Figur 2.3. Liste over økosystemtjenester ifølge NOU 2013: 10. Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester (NOU 2013).

Med utgangspunkt i skadefunksjonsmetoden, som illustrert i figur 2.1, vil man for konkrete tiltak og prosjekter kunne utlede hvilke økosystemtjenester som blir påvirket og hvor mye i trinn 2 og 3, og så forsøke å verdsette disse i trinn 4.

Det må gjøres en selvstendig vurdering av hvilke økosystemtjenester Avinors ulike tiltak påvirker, og som det kan være mulig å komme med verdianslag for. Dette kommer vi tilbake til i kapittel 3.3 og 3.4 der vi gjengir hvilke konsentrasjoner av PFOS/PFAS som er målt i ulike deler av økosystemene rundt lufthavnene. Det må vurderes hvor det kan være mulig å gi tilstrekkelig sikre anslag til at de vil ha en verdi i analysene og hvor stor usikkerhet som kan aksepteres i analysen og for den beslutningen som skal fattes.

Denne øvelsen kan også benyttes til å sortere hvilke økosystemtjenester som fremstår som viktige i Avinors tiltak, og der det er størst behov for videre verdsettelsesstudier for å få bedre og sikrere verdianslag på sikt. Dersom verdien av effekten på økosystemtjenesten er så stor at de enkeltvis eller samlet kan påvirke utformingen og/eller beslutningen om prosjekt, bør en søke å bedre presisjonen på verdianslaget ved å gjennomføre nye verdsettelsesstudier av de utvalgte økosystemtjenestene.

Som vi kommer tilbake til i de følgende kapitlene, er det ikke etablert dose-respons- eller dose-eksponeringssammenhenger for så mange miljøvirkninger/økosystemtjenester eller helsevirkninger, men fremgangsmåten og gangen i arbeidet, som er skissert i figur 2.1 og systematiseringen av miljøvirkninger med betydning for samfunnsnyttene i figur 2.2 er likevel nyttig. Vi kommer tilbake til dette i kapitlene utover, der vi går nærmere inn på hva som finnes av informasjon og hva vi foreslår å gjøre videre.

3. Hva sier litteratur og målinger om PFAS-effekter på helse og miljø og hvilke økosystemtjenester som påvirkes

3.1. Formål med dette trinnet

I denne delen av rapporten gir vi en overordnet oversikt over kunnskapen vi har i dag om PFAS-effekter på helse og miljø. Formålet er å forstå hvilke effekter som er relevante når man skal vurdere samfunnsnyttene av å fjerne PFAS-forurensing, og hvor stor usikkerhet det er om effektene. En slik forståelse er avgjørende for å kunne vurdere hva vi kan si om samfunnets nytte ved å unngå skadene fra PFAS, både for menneskers helse og økosystemtjenester. Vi ønsker å vurdere hvilke virkninger som har betydning for folks velferd (både bruks- og ikke-bruksverdier) som kan verdsettes.

Det er også viktig å vite noe om hvor sikre eller usikre disse effektene er, ettersom dette også påvirker hvilke tilnærminger som er relevante når man skal gjøre samfunnsøkonomiske vurderinger av fjerning av PFAS. Vi vil for eksempel vurdere om vi kan overføre verdiestimer fra andre studier av PFAS og andre (lignende) miljøgifter. For å vite om dette er mulig, må vi ha en grunnleggende forståelse for bakgrunn og mekanismer for virkninger.

Denne litteraturoversikten er ikke uttømmende, men forsøker å gi en oversikt basert på oversiktsartikler fra senere år. Vi gir også korte oppsummeringer av rapporter om målinger som er gjennomført ved to norske lufthavner for å få et inntrykk av hvilken informasjon og hvilke data som samles inn, og hvor høye PFAS-verdier som er funnet. Vi går ikke i dybden i metoder og svakheter ved studiene. Vår forståelse er i stor grad basert på sammendrag og forenklinger i oversiktsartiklene ettersom vi ikke har tilknyttet oss natur- og helsefaglig ekspertise i denne delen av arbeidet. I videre arbeid med dette ser vi for oss at det vil være nyttig å knytte til seg eksperter på området.

3.2. Oversikt over litteraturen

Litteraturgjennomgangen viser at det meste av litteraturen om effekter av PFAS fokuserer på helseeffekter for mennesker. Mye av litteraturen som beskriver effekter på miljø, har også helseeffekter for mennesker som «endepunkt», for eksempel ved å se på eksponering gjennom konsum av fisk fra vann med høye konsentrasjoner av PFAS. Kunnskapsgrunnlaget ser ut til å være best for PFOS og PFOA (perfluorert oktansyre), som også er blant PFAS-ene som i størst grad hopper seg opp i levende organismer. PFOS er det mest utbredte av PFAS-ene, og er også sluttprodukt for en del andre PFAS-er som brytes ned i naturen. Både PFOS, PFOA og tre andre PFAS-er har vært brukt i brannskum (Norconsult og Sweco, 2015). I vår gjennomgang fokuserer vi stort sett på effekter av PFOS, ettersom analysene fra lufthavner i Norge viser at det er dette stoffet som er dominerende i jord- og vannprøvene som er tatt.³

3.2.1. Virkninger på helse

Det finnes mye litteratur som ser på effekter av PFOS på menneskers helse, både basert på dyreforsøk og epidemiologiske studier.⁴ Det finnes også flere litteraturgjennomganger som oppsummerer kunnskapen om helseeffekter av både PFOS og PFOA. EUs mattrygghetsbyrå (EFSA) publiserte i 2008 en vitenskapelig vurdering av menneskers eksponering for PFOS og PFOA gjennom matinntak (EFSA, 2008), og en arbeidsgruppe under

³ Basert på rapportene som er publisert på <https://avinor.no/konsern/miljo-og-samfunn/pfos-i-fokus/rapporter>

⁴ Studier av sykdomsforekomster og faktorer som påvirker disse i grupper av mennesker

Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain er nå i gang med å forberede en oppdatert vitenskapelig vurdering.⁵

Det amerikanske Environmental Protection Agency (EPA) har relativt nylig publisert en omfattende litteraturgjennomgang og vurdering av helseeffekter av PFOS og PFAS (US EPA 2016 a og b). Oversikten over helseeffekter som presenteres her er i stor grad basert på litteraturgjennomgangen i US EPA 2016 a, men vi har også gått gjennom andre litteraturgjennomganger som viser sammenfallende resultater (se for eksempel gjennomgangen av helseeffekter i Danish Ministry of the Environment, 2015 og Smith et al., 2016).

Eksponering

Det antas at mennesker hovedsakelig eksponeres for PFOS gjennom konsum av forurenset mat og drikkevann, mens det er begrenset kunnskap om eksponering gjennom hudkontakt og innånding (US EPA, 2016 a). I studiene som oppsummeres i Norconsult og Sweco (2015) pekes det særlig på meieriprodukter, fisk og skaldyr som viktige eksponeringskilder, mens kjøtt, frukt og grønnsaker, samt innemiljø også kan være viktige eksponeringskilder. Små barn kan i større grad eksponeres gjennom støv og jord. Halveringstiden for PFOS i mennesker er basert på epidemiologiske studier, målt til fire til ni år, mens halveringstiden i dyr varierer mye, fra omtrent 40 dager i mus og rotter til omtrent 120 dager i aper.

Helseeffekter basert på langsiktige epidemiologiske studier

Studier som har sett på sammenhengen mellom nivå av PFOS i blod og ulike helseutfall, viser en del sammenhenger mellom PFOS og helseproblemer, selv om mekanismene som ligger bak ikke er like godt kjent. Hovedfunnene, som er oppsummert i US EPA (2016 a), er som følger:

PFOS distribueres hovedsakelig til blodet og leveren, og konsentrasjonen i blodet er positivt korrelert med mengden kjøtt og fisk som konsumeres. Flere studier viser at det er en sammenheng mellom PFOS-konsentrasjon i blodet og **kolesterolnivået** i den generelle befolkningen. Økt nivå av PFOS i blodet er assosiert med en liten økning av kolesterolnivået. Man finner også en sammenheng mellom PFOS og forhøyet kolesterol (hyperkolesterolemi) i enkelte studier, blant annet i befolkning som har vært eksponert for forurenset drikkevann. Funnene når det gjelder andre typer blodfett, er blandet.

De eksisterende studiene av sammenheng mellom PFOS-konsentrasjon og **leverskade** er ikke sterke nok til å konkludere, ettersom man ikke klarer å isolere effekten av PFOS fra effekten av andre miljøgifter.

Studier viser en negativ sammenheng mellom konsentrasjon av PFOS og **nyrefunksjon** hos voksne og barn, og også en sammenheng med urinsyrenivåer (indikator for nyreskade). På den annen side kan man ikke utelukke revers kausalitet, det vil si at individer med dårligere nyrefunksjon har høyere nivå av PFOS i blodet fordi de har mindre evne til å skille ut PFOS fra kroppen.

Studier som ser på sammenheng mellom PFOS i blodet, fruktbarhet og svangerskapsutfall viser en invers sammenheng mellom konsentrasjon av PFOS hos mor og barnets **fødselsvekt**. Færre studier har sett på sammenheng mellom konsentrasjon av PFOS i blodet og **risiko for forhøyet blodtrykk** og **svangerskapsforgiftning**, og finner økt risiko for disse utfallene. Flere studier viser en sammenheng mellom konsentrasjon av PFOS i blodet og **reduert fruktbarhet**. For eksempel er PFOS-eksponering assosiert med senere pubertet hos begge kjønn og fertilitetsproblemer hos kvinner.

Det er en viss støtte for en positiv sammenheng mellom PFOS-eksponering og **stoffskiftesykdommer**. Det finnes også noe støtte for effekter på immunforsvar, med noen indikasjoner på en negativ sammenheng mellom PFAS-

⁵ <http://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/wqs/chemical-contaminants/contamwqpfasfood.pdf>

eksponering og **effekt av enkelte vaksiner**, og også økt risiko for **astma**, men det er vanskelig å isolere effekten av PFOS fra andre PFAS-er i disse studiene.

Det finnes noen få epidemiologiske studier som ser på sammenhengen mellom PFOS-eksponering og **kreft**. Disse studiene finner noe økt risiko for blærekreft og prostatakreft, men både antallet studier og metodiske svakheter gjør man ikke kan konkludere med at det finnes en sammenheng. Litteraturgjennomgangen konkluderer med at det er «*suggestive evidence of carcinogenic potential of PFOS in humans*», det vil si at det er indikasjoner på at PFOS kan øke risikoen for kreft.

3.2.2. Virkninger på miljø

Vi har ikke funnet like mye litteratur, og særlig ikke litteraturoversikter, som fokuserer på miljø- og økosystemeffekter av PFAS. En eldre litteraturgjennomgang er gjort av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) for Miljødirektoratet i 2007 (NIVA, 2007), mens det i 2017 ble publisert en oversikt over økologiske effekter av PFAS (McCarthy et al. 2017). I tillegg finnes det en rekke enkeltstudier som ser på økotoksikologi og funn av PFAS i naturen, men få studier ser på hele økosystemer. En nyttig oversikt over noen enkeltstudier er også gitt i rapportene som er skrevet av Norconsult og Sweco på oppdrag fra Avinor.⁶

Bioakkumulering⁷

PFAS er funnet i ulike arter over store deler av verden, og særlig i arter på toppen av næringskjeden. For eksempel viser Norconsult og Sweco (2015) til at høye nivåer av PFAS er funnet i sel (i lever), isbjørn (i plasma) og egg fra marine fugler på Svalbard. Smith et al. (2016) viser til at konsentrasjonen av PFOS er økende i isbjørner på Grønland og hos sjøoter.

McCarthy et al. (2017) oppsummerer bioakkumuleringsfaktorene (BAF) fra studier som ser på fisk, bunndyr og landlevende organismer. Det er begrenset med studier som ser på bioakkumulering av PFAS, og de fleste studiene som finnes, gjelder PFOS og PFOA. Bioakkumuleringen er tett knyttet til lengden til karbonkjeden i stoffet, og PFOS akkumuleres mer enn PFOA i vannlevende organismer, mens PFAS-er med kortere karbonkjeder ikke er definert som bioakkumulerende.

Økologiske risikovurderinger

McCarthy et al. (2017) oppsummerer også økologiske risikovurderinger som ser på sammenheng mellom PFAS-eksponering på kort og lang sikt og utfall som har betydning for artens overlevelse (for eksempel reproduksjon). Det finnes flere studier som har sett på helseeffekter for pattedyr enn for andre arter på grunn av relevansen for helseeffekter for mennesker. Felles for disse studiene er at de finner «no observed adverse effect level» (NOAEL) på omtrent 0,1 mg PFAS per kg kroppsvekt per dag. Studiene som er oppsummert, støtter tidligere studier som har vist at PFOS sannsynligvis er den giftigste PFAS-en. Det er færre studier som har sett på tilsvarende referansenivå for fugl, men et par studier har beregnet NOAEL for stokkand og en type vaktel, og noen studier har også sett på effekter av å injisere ulike mengder PFAS i fugelegg. For disse studiene rapporteres «no observed effect concentrations» (NOEC) for ulike utfall, for eksempel utklekkingsrate.

For ferskvannsfisk finnes det flere studier, og de fleste av dem ser på effekter av PFOS. En oppsummering er gitt i Qi et al. (2011), hvor man viser «predicted no effect concentrations» (PNEC) for ulike arter fra ulike studier. Her anbefales en grense for PFOS i ferskvann på mellom 0,61-6,66 mikrogram per liter. Studiene av ferskvannsarter

⁶ Litteraturoversikten er den samme i rapportene for Kristiansand, Harstad/Narvik, Sogndal, Trondheim og Ålesund, se for eksempel sammendraget i Norconsult og Sweco (2015)

⁷ Opptak og lagring av stoff i planter og dyr, spesielt i fettrikt vev, slik at konsentrasjonen blir vesentlig høyere enn i miljøet ellers (<http://www.miljodirektoratet.no/no/Tjenester-og-verktoy/Veileder/Substitusjonsplikten/Ordliste/>)

som er oppsummert i McCarthy et al. (2017), viser at det er en type fjærmygg (*Chironomus tentans*) som er mest følsom for PFAS-forurensning i ferskvann.

For marine arter henviser McCarthy et al. (2017) blant annet til en studie av Mhadhbi et al. (2012), som finner PNEC for marine arter for PFOS på 1,1 mikrogram per liter, og 119 mikrogram per liter for PFOA.

Det finnes lite informasjon om eksponering gjennom sedimenter for bunnlevende organismer. For landlevende organismer finnes det en del studier som ser på eksponering gjennom jord, både for planter og virvelløse dyr. Norconsult og Sweco (2015) refererer også til en studie av økotoksikologiske effekter på meitemark, hvor man finner skadelige effekter på reproduksjonsevnen ved 10 mg PFOS per kilo jord, og 16 mg PFOA per kg jord.

Smith et al. (2016) gir mye informasjon om hvordan PFAS opptrer, noe som er nyttig for å forstå hva som skjer og hvilke konsekvenser man kan vente. Det gjengis derfor her, selv om det er litt teknisk. PFAS bindes til proteiner og ikke til fett, i motsetning til de fleste andre persistente miljøgiftene. Det er funnet høyest konsentrasjon i blod, lever, nyrer, lunger, milt og benmarg, og lavere konsentrasjoner i hjerte, fett, hjerne og muskler. Eksponering gjennom konsum av kjøtt og fisk skjer likevel gjennom konsentrasjon av stoffet i muskler. Stoffet overføres gjennom morkaken til foster både hos dyr og mennesker.

Biokonsentrasjon og bioakkumulering⁸ er direkte relatert til lengden av karbonkjeden i stoffet. Bioakkumuleringen kan variere mye mellom dyr på land og i vann fordi PFOS og PFOA er svært vannløselige og har lavt «vapor pressure» (lav fordampning). Det betyr at for eksempel fisk mer effektivt kan kvitte seg med stoffene gjennom gjellene enn dyr som puster i luft. Bioakkumuleringsfaktoren for PFOS i enkelte fiskearter er likevel høy; 16 000 for ørret når man tar hensyn til opptak både fra mat og vann. Biomagnifiseringsfaktoren (økning i kjemisk konsentrasjon i en organisme sammenlignet med den kjemiske konsentrasjonen i dietten) er særlig høy for isbjørn relativt til sel (177), men er også høy for torsk som spiser plankton, samt for narhval.

Bioakkumuleringspotensialet er lavere på land enn i marine miljøer. Bioakkumuleringsfaktoren av PFOA er lavere enn for PFOS. "It is of special concern that PFOA and APFO biomagnify in endangered species as shown for the polar bear and in animals which are likely to become endangered in the near future (narwhale and beluga whale)."

Når det gjelder økotoksisitet, er PFOS og PFOA klassifisert som moderat akutt og "slightly chronically toxic" for vannlevende organismer. Marine virvelløse dyr er mest følsomme for kortsiktig eksponering, og mer følsomme enn virvelløse dyr i ferskvann. PFOA er generelt mindre giftig enn PFOS. Det mangler informasjon om giftighet ved langtidseksponering. PFASer finnes i mange arter over hele verden, og konsentrasjonen i flere arter (for eksempel isbjørn på øst-Grønland) øker årlig.

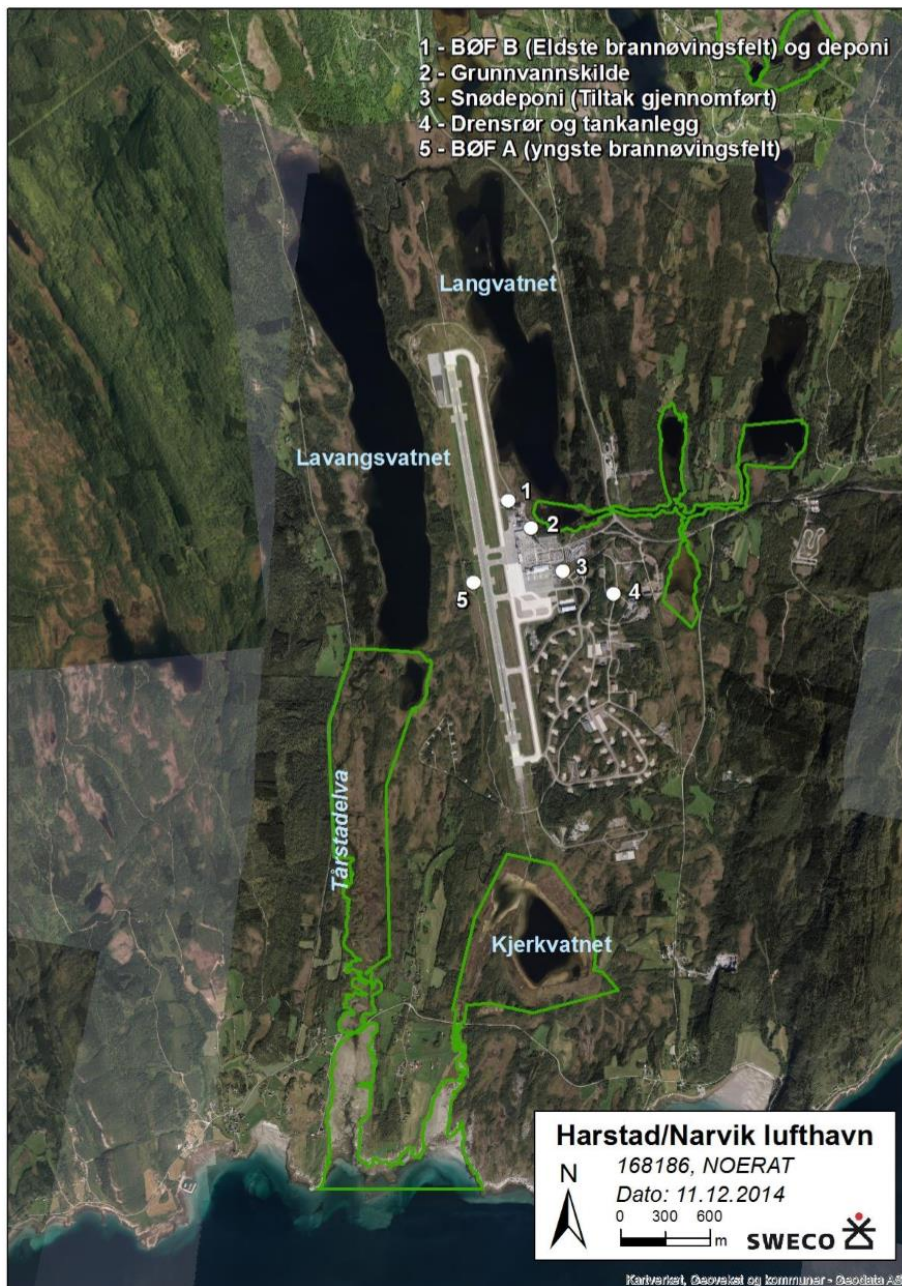
3.3. Kartlegging på norske lufthavner – Harstad/Narvik lufthavn, Evenes

For å vurdere hvilke undersøkelser som er gjort og hvilke konsentrasjoner som er funnet i ulike miljøer og biota på norske lufthavner, gjengir vi her sentrale resultater fra undersøkelser som Norconsult og Sweco har gjort for Avinor (Norconsult og Sweco, 2015 a og b). Dette er nyttig informasjon for å vite hva som er målt ved norske lufthavner og dermed hvilke konsekvenser på helse og miljø som potensielt kan oppstå, ut fra den litteraturgjennomgangen som er referert i kapittel 3.1 og 3.2.

Norconsult og Sweco utførte på oppdrag fra Avinor supplerende prøvetaking, kartlegging og risikovurdering av PFAS-forurensningen ved og rundt 18 lufthavner, spesielt ved brannøvingsfeltene. Vi vil her gjengi resultater fra Harstad/Narvik lufthavn, Evenes, som er en av de lufthavnene som er mest undersøkt, og som derfor kan være

⁸REACH: En substans er bioakkumulerende dersom biokonsentrasjonsfaktoren (BCF) >2000l/kg i vannlevende organismer.

aktuell som et case-område for eventuelle videre studier. Figur 3.1 viser et oversiktsbilde av lufthavnen med brannøvingsfelt, grunnvannskilder og snødeponi.



Figur 3.1. Oversiktsbilde over Harstad/Narvik lufthavn, Evenes.

I boks 3.1. gis en stikkordsmessig oppsummering av hva som ble gjort og resultater.

Boks 3.1. Stikkordsmessig oppsummering av målinger og resultater av PFAS på Harstad/Narvik lufthavn, Evenes. Kilde: Sweco og Norconsult (2015 b).

<ul style="list-style-type: none"> - Prøvetaking av jord på Harstad/Narvik lufthavn ble utført i 2011 og 2012, og de fleste analysene ble gjennomført i perioden rett etter. - Da undersøkelsene startet, var det begrenset med kunnskap om andre PFAS enn PFOS og PFOA. Analyseresultatene er derfor i stor grad begrenset til disse to parameterne.
<ul style="list-style-type: none"> - Det er innholdet av PFAS i biota som er styrende for miljørisikovurderingene som er gjennomført, og om resipienten er regnet for å ha god tilstand.
<ul style="list-style-type: none"> - Det er påvist PFOS-konsentrasjoner høyere enn normverdien i flere jordprøver nær det eldste brannøvingsfeltet. Spredningen strekker seg i retning nord-sør over minst 200 meter, med PFOS-konsentrasjoner mellom ca. 500 og 1200 µg/kg. De fleste prøvene er tatt i myrområder dominert av torv.
<ul style="list-style-type: none"> - Ved det yngste brannøvingsfeltet ble det påvist PFOS med betydelig høyere konsentrasjoner enn normverdien i flere jordprøver (opp til 1100 mikrogram/kg jord). De høyeste konsentrasjonene finnes nær senter av brannøvingsfeltet, og det er mer i dypere liggende lag enn i topplaget. Det er også funnet PFOS i topplaget langs akse i sydvestlig retning, nedstrøms brannøvingsfeltet.
<ul style="list-style-type: none"> - Det er få analyser av andre PFAS, men på begge brannøvingsfelt er det er PFOS som dominerer i de analysene som er utført.
<ul style="list-style-type: none"> - Det er funnet vesentlig høyere konsentrasjoner av PFAS i torvmasser enn i mineralske masser.
<ul style="list-style-type: none"> - Omtrent 40 prosent av prøvene tilsier moderat forurensning, mens omtrent 12 prosent tilsier dårlig miljøtilstand.
<ul style="list-style-type: none"> - Det er tatt to prøver av overflatesedimenter (ferskvann) som begge viser moderate konsentrasjoner av PFOS.
<ul style="list-style-type: none"> - Prøve av en grunnvannsbrønn på lufthavnen viser moderat forurensning av PFOS, men anses ikke som representativ på grunn av manglende beskyttelse mot overvann.
<ul style="list-style-type: none"> - Private grunnvannsbrønner og kilder i området viser ikke forurensning som følge av aktiviteten på lufthavnen.
<ul style="list-style-type: none"> - Prøver av overvann fra alle tre vann i området viser moderat eller dårlig miljøtilstand for alle prøver unntatt to.
<ul style="list-style-type: none"> - Otofjorden mottar PFOS/PFAS-forurensset vann via elvene Tårstadosen og Stunesosen. I begge elver ligger påvist PFAS-konsentrasjon på godt under 100 ng/l.
<p>Prøver fra ferskvannsfisk</p>
<ul style="list-style-type: none"> - Det ble funnet PFOS i alle de undersøkte prøvene fra Kjerkvatnet. I ørretmuskel var gjennomsnittet av PFOS 41,5 µg/kg, med minimum 12 og maksimum 81 µg/kg.
<ul style="list-style-type: none"> - I ørretlever og -nyrer ble det funnet svært høye konsentrasjoner av PFAS i alle de analyserte prøvene. Variasjonen mellom de ulike prøvene var forholdsvis stor (minimum 220 og maksimum 1200 µg PFAS/kg).
<ul style="list-style-type: none"> - I muskel fra røye fisket i Langvatnet, ble det funnet PFAS i alle de analyserte individene (Tabell 6-24 i Norconsult og Sweco 2015), med et gjennomsnitt på 14,7 µg PFAS/kg (minimum 5,3 µg PFAS/kg, maksimum 26 µg PFAS/kg).
<ul style="list-style-type: none"> - I de seks analyserte prøvene av muskel fra ørret fanget i Langvatnet, ble det funnet PFAS i alle individene, og alle PFAS ble påvist i utvalget. Gjennomsnittlig var konsentrasjonen av ΣPFAS 20,5 µg/kg (minimum 10,3 µg PFAS/kg, maksimum 28,5 µg PFAS/kg).
<ul style="list-style-type: none"> - I Lavangsvatnet ble det funnet PFOS i alle individene av røye som ble analysert, både i muskel og i lever. De 10 muskelprøvene viser et gjennomsnitt på 37,2 µg PFAS/kg, et minimum på 13 og maksimum på 62 µg PFAS/kg.
<ul style="list-style-type: none"> - Analysert laks fra Lavangsvatnet viser lave konsentrasjoner av PFAS i muskelvev (Tabell 6-29 i Norconsult og Sweco 2015), gjennomsnitt 0,9 µg PFAS/kg. Lave verdier henger trolig sammen med at laksen fanget i Lavangsvatnet har kommet opp fra havet og er på gytevandring.
<ul style="list-style-type: none"> - I ørret (sjøørret og stedegen ørret) (Tabell 6-30 i Norconsult og Sweco 2015) er det stor variasjon i totalt innhold av PFAS, fra minimum 0,61 til maksimum 160 µg PFAS/kg våtvekt (Tabell 6-30). Sjøørret kan ha ulik lengde på opphold i sjø og ferskvann, og det er rimelig å anta at nivåene av sum PFAS gjenspeiler hvor lenge fisken har oppholdt seg i Lavangsvatnet.

<p>Marine arter</p> <ul style="list-style-type: none"> - Det ble funnet PFAS i alle de undersøkte marine artene, men lavere konsentrasjoner enn i ferskvannsortene. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i lever av torsk, kveite og skrubbe. I muskelprøvene, ble det funnet høyest gjennomsnittlig konsentrasjon i skrubbe, men høyest individkonsentrasjon i torsk. Det ble påvist PFAS i alle prøvene av strandbiota, som er en del av næringsgrunnlaget for fisken. - I skrubbemuskel ble det også funnet PFOS i alle prøvene, med et jevnt nivå i de fire undersøkte fiskene, og omtrent på samme nivå som i muskelprøvene av ørret (gjennomsnitt 34,3 µg PFAS/kg, minimum 30 og maksimum 43 µg PFAS/kg).
<p>Norconsult og Sweco (2015 b) konkluderer på denne måten:</p> <p>«Konklusjon risikovurdering»:</p> <ul style="list-style-type: none"> - <i>Naturen rundt Evenes lufthavn, er preget av myrer, våtmarksområder, vann og elver som drenerer til sjøen. Dette er artsrike økosystemer med flere viktige biologiske funksjoner. Området er spesielt viktig som beite- og trekkområde for et høyt artsmangfold av ender og andre våtmarksfugler. Eksempelvis kan dette være hegrer, fiskender, laksender og ulike måkearter som makrellterne. Disse artene lever blant annet av fisk og derfor befinner de seg høyt i næringskjeden</i> - <i>Med foreliggende konsentrasjonsnivå av PFAS, og med utgangspunkt i internasjonal litteratur er det ikke grunnlag for å fastslå at forurensingen av PFAS fra Evenes lufthavn potensielt kan gi uheldige økologiske konsekvenser, men en kan heller ikke utelukke dette.</i> - <i>Det er kjent fra internasjonal litteratur at ulike arter både av planter og dyr viser skader ved påvirkning av høye konsentrasjoner av PFAS, men det er ikke funnet dokumentasjon i litteraturen på at de konsentrasjonene som er målt i biota ved Evenes lufthavn sannsynliggjør at det kan oppstå konsekvenser av økologisk eller individuell karakter for tilstedeværende arter» (Norconsult og Sweco 2015 b).</i>

Mattilsynet har gjort en vurdering av om det burde innføres kostholdsråd rundt lufthavnen og konkluderer som følger:

«Ved Harstad/Narvik lufthavn, Evenes er det analysert prøver av ørret, røye laks, torsk, kveite, skrubbe/rødspette og litt blåskjell. Undersøkelsene er utført på fisk fra flere fiskevann rundt og i umiddelbar nærhet til lufthavnen: Lavangsvatnet, Langvatnet, Kjerkvatnet, Tårstadelva, Tårstad-/Stunesosen og Kjerkvatnva. Undersøkelsen viser stor forurensing av PFAS-forbindelser og da særlig PFOS til biota, men all den tid TDI/TWI ikke blir overskredet gir Mattilsynet ikke advarsel for inntak av fiskefilet (ferskvann/sjø) fra området. Analyseresultatene viser svært varierende resultater. Høyeste gjennomsnittsverdi er analysert av PFOS i fisk fra Kjerkvatnet med 41,55 µg/kg våtvekt. Det gir her et maksimalt inntak med normal kost i en uke på 38,86 µg PFOS. Laks og sjøørret fra Tårstadelva viser lave verdier av PFOS med 0,78 µg/kg våtvekt, som gir ukeinntak for et voksent menneske på 2,83 µg.»

3.3.1. Hvilke grenseverdier bør legges til grunn?

Det er benyttet litt ulike grenseverdier for PFOS og andre PFAS-er i ulike rapporter. I Norconsult og Sweco (2015a) er EQS-verdien for biota human helse brukt som kriterium for god vannkvalitet, noe som ikke er opplagt fordi det finnes egne kvalitetskriterier for vann og sedimenter utarbeidet av Miljødirektoratet (Miljødirektoratet, 2016).

Når det gjelder bruken av EQS-verdien for biota er den i rapportene fra Norconsult og Sweco (2015a) brukt i en konservativ tilnærming ved å sammenligne EQS-verdien for PFOS i biota med summen av alle analyserte PFAS-forbindelser. Imidlertid varierer antall PFAS-forbindelsene som analyseres i de ulike undersøkelsene. Noe som kompliserer sammenligningen. I tillegg har de ulike PFAS-forbindelsene svært ulike spredningsegenskaper i miljøet. For PFOA, som ikke antas å bioakkumulere i vannlevende organismer, ligger QSbiota-verdien adskillig høyere enn for PFOS (QSbiota PFOA=91,3 µg/kg våtvekt). Denne forbindelsen utgjør imidlertid en liten del av PFAS som påvises ved brannøvingsfeltene. Det kan derfor være enklere å forholde seg til de grenseverdiene som finnes for henholdsvis PFOS og PFOA og omtale de øvrige PFAS-forbindelsene der de utgjør en vesentlig del av

observert spredning eller innhold i biota (Breedveld, personlig kommunikasjon). Det er imidlertid klart at det først og fremst er PFOS som er målt og som utgjør de største mengdene på Evenes.

Vi benytter de målingene som er gjennomført, men forutsetter at Mattilsynets vurderinger bør legges til grunn når det gjelder eventuelle helsemessige virkninger av menneskelig konsum av fisk og vann, mens Miljødirektoratets grenseverdier legges til grunn ved vurdering av virkninger for naturmiljøet og vurdering av tilstanden i vannforekomsten i henhold til vannforskriften.

Ut fra dette, tilsier Mattilsynets uttalelser at det ikke er grunnlag for kostholdsråd i området fordi innholdet i fisk ikke er så høyt at det tilsier slike anbefalinger. Det er likevel en viss usikkerhet når det gjelder barns inntak av fisk, men ut fra kunnskap om hvor mye fisk folk i området spiser, finnes det usannsynlig at disse grenseverdiene skal bli overskredet. Vi har ikke noe grunnlag for å «overprøve» disse vurderingene, og vil legge dem til grunn i den videre vurderingen.

Vi vil likevel bemerke at det europeiske byrået EFSA har varslet ny gjennomgang av PFOS- og PFAS-verdier, og at det kan være grunn til å anta at grenseverdiene kan bli senket. Vi vil derfor ha med i den videre diskusjonen hvordan dette kan påvirke våre vurderinger. Vi vet imidlertid ikke hvor mye grenseverdiene eventuelt vil bli senket og om dette vil gi seg utslag i andre anbefalinger fra Mattilsynet når det gjelder kostholdsråd og anbefalinger om å spise fisk fra Tårstadvassdraget og fjorden utenfor.

Når det gjelder miljøvirkninger for naturen som sådan, legger vi til grunn at Miljødirektoratets grenseverdier som kommer til uttrykk i M-608/2016, bør legges til grunn.

3.4. Kartlegging på norske lufthavner –Kristiansand lufthavn, Kjevik

I dette kapittelet gis en oppsummering av målinger som er utført ved Kristiansand lufthavn, Kjevik, basert på Norconsult og Sweco (2015). I figur 3.2. gis et oversiktsbilde over lufthavnen. I boks 3.2. gis en stikkordsmessig oppsummering av hva som ble gjort og resultater.



Figur 3.2. Oversiktsbilde over Kristiansand lufthavn, Kjevik med de to gamle brannøvingsfeltene BØF 1 og BØF 2 og det aktive brannøvingsfeltet BØF 3, som ble tatt i bruk fra 2008.

Boks 3.2. Stikkordsmessig oppsummering av målinger og resultater av PFAS på Kristiansand lufthavn, Kjevik. Kilde: Sweco og Norconsult (2015 a).

<p>Oversikt over naturtyper i området:</p> <ul style="list-style-type: none">- Kjevik Ø Naturtype: Rik sump- og kildeskog. Utforming: Rikere strandskog. Verdi: lokalt viktig.- Kjevik SV Naturtype: slåttemark. Verdi: svært viktig- Kjevik NØ og Kjevik V Naturtype: slåttemark. Verdi: viktig/svært viktig- Fauløyna Naturtype: Strandeng og strandsump. Verdi: svært viktig.- Topdalselvas utløp/Topdalselva Naturtype: Deltaområde. Verdi: viktig. Utforming: stort typisk utformet delta er vurdert som viktig (B) (regionalt) på grunn av at elvedeltaet er et relativt intakt elvedelta med forholdsvis store gruntvannsområder og med en viktig funksjon som raste- og næringsområde for fugl. Det er også viktige marine naturtyper i elvedeltaet. Naturtypen er vurdert som sårbar på listen over naturtyper i Norge.- Forekomster av ålegressenger- Raste- og næringsområde for ande-, vade- og måkefugler- Elva er lakseførende- «Middels berørt», basert på utbygginger og aktivitet knyttet til lufthavnen- Ved Topdalselva Naturtype: mudderbank. Verdi: svært viktig.- Vesbekken Naturtype: viktig bekkedrag. Verdi: svært viktig.- Justnessundet, Justvigbukta Naturtype: undervannseng. Verdi: viktig.- Topdalsfjorden Naturtype: ålegrassamfunn. Verdi: svært viktig
<p>Resultat fra prøver av jord, sedimenter og vann</p> <ul style="list-style-type: none">- Det ikke er påvist PFOS over normverdien i prøvetatte masser på andre områder av lufthavnen enn ved de to gamle brannøvingsfeltene.- Sentralt og nordvest ved det eldste brannøvingsfeltet er det påvist PFOS-konsentrasjoner opp til 15 ganger normverdien på 100 µg/kg både i overflatemasser (0-10 cm) og dypereliggende masser (10-160 cm).- Ved det nyeste av de to nedlagte feltene er det sentralt funnet konsentrasjoner av PFOS 24,4 ganger høyere enn normverdien.- Det er ikke påvist PFOS over deteksjonsgrenser i marine sedimentprøver eller i sedimentprøver oppstrøms de to brannøvingsfeltene.- Nedstrøms de to brannøvingsfeltene er det påvist lave/moderate konsentrasjoner, mens det i en dreneringsgrøft ble funnet moderat/høye konsentrasjoner av PFOS.- Ved Kristiansand lufthavn ble det i 2011 og 2012 utført analyser av overflatevann og grunnvann ved alle tre brannøvingsfelt. Ved de nedlagte feltene, BØF 1 og 2, ble det påvist til dels høye konsentrasjoner av PFOS i grunnvannet, samt spredning til Topdalselva. I overflatevann fra dreneringsgrøfta som til dels drenerer BØF 2 og renner ut i Topdalselva, ble det påvist høy konsentrasjon av PFOS, mens det i overflatevann fra elvekanten ble påvist lave konsentrasjoner av PFOS.- I 2013 ble det tatt en vannprøve i Ålefjærbukta i forbindelse med overvåkning av avisingkskemikalier. Prøven ble i tillegg analysert mht. PFAS, men det ble ikke påvist PFAS over de gitte deteksjonsgrenser.
<p>Resultat fra prøver av biota</p> <p><i>Terrestriske arter:</i></p> <ul style="list-style-type: none">- Det ble samlet inn prøver fra skogmus, blader fra ulike trær og meitemark fra to prøveområder og et referanseområde.- Funn av PFAS i alle prøver fra blader, også fra referanseområdet, med målinger rett under EQS biota (9,01 mikrogram/kg), mens målingene fra de eksponerte områdene var høyere og i gjennomsnitt 100 mikrogram/kg i bjørkeblader.- Det ble også funnet PFAS rett over EQS biota i meitemarken fra referanseområdet, mens konsentrasjonen i prøvene fra de eksponerte områdene var på 300-400 mikrogram/kg.- Prøvene viser stor grad av biomagnifisering i meitemark.- PFAS ble funnet i muselever i alle prøver fra de eksponerte områdene, i noen tilfeller 10 ganger EQS biota. Konsentrasjonen i hele individer er forventet å være lavere.- Oppsummert viser analysene av biota at det terrestriske miljøet i området nedstrøms BØF 2 er påvirket i en slik grad at området gis kategorien dårlig miljøtilstand. Det ble samlet to prøver av bjørk sørvest for BØF 2, og en prøve av meitemark og en av bjørk på en referansestasjon et stykke oppstrøms lufthavnen. Prøvene av bjørk i området ved BØF 2 viser konsentrasjoner av PFAS som tilsvarer moderat miljøtilstand. På referansestasjonen

viste konsentrasjonen av PFAS i meitemark også verdier som tilsvarer moderat miljøtilstand, mens konsentrasjonen i bjørkebladene lå lavere og antyder god miljøtilstand.
Ferskvanns- og marine arter
- Det ble samlet inn prøver fra småreker, skrubbe, stingsild, laks og ørret både fra eksponerte områder og fra referanseområder.
- Det ble funnet relativt høye konsentrasjoner av PFAS i artene i de eksponerte områdene, men også noe PFAS i prøvene fra referanseområdene.
- Det ble funnet sum PFAS på mellom 1000 og 1900 mikrogram/kg fra blandprøver av stingsild og skrubbe, mens reke så vidt overstiger EQS biota (9,9 mikrogram/kg).
- I ørret ble det målt høy konsentrasjon i lever og blandprøver. Konsentrasjonen i muskel varierer svært mye (fra 50-3700 mikrogram/kg).
- Det ble målt noe lavere konsentrasjon i sjøørret, og det var vanskelig å bestemme konsentrasjon i muskel.
- Konsentrasjonene som er påvist i biota innenfor området med påvist forurenset jord og/eller vann er til dels høye.
Norconsult og Sweco (2015 a) konkluderer med:
- <i>Basert på litteratur på dette feltet synes det ikke være grunnlag for å si at uheldige effekter kan forventes på bakgrunn av målte konsentrasjoner i biota (Loi et al., 2011; Xu et al., 2014). I studiene av meitemark (Eisenia fetida) der det ble påvist at PFOS og PFOA var skadelig for meitemarkens reproduksjonsevne skjedde dette når nivået i jorda oversteg henholdsvis 10 og 16 mg/kg (reduisert antall avkom, lav vekt på avkom) (Stubberud, 2006). Det viser at konsentrasjonen i jord må være svært mye høyere enn det som er observert i nærområdet til brannøvingsfeltene. Det er imidlertid ikke gjennomført langvarige studier av PFAS-virkninger på organismer, og således er det heller ikke grunnlag for å si at uheldige effekter ikke kan oppstå.</i>
- <i>Et annet moment knyttet til at dette er et lite område, er at det er begrenset antall terrestriske arter og få individer til stede. I et økosystemsperspektiv er det altså relativt få individer som kan påvirke tilgrensende økosystem. I forhold til gjeldende internasjonal kunnskap om toksiske effekter av PFAS på ulike organismer kan dette bety at effekten av spredning av PFAS via biota fra forurenset område ved BØF 1 og 2 ved Kristiansand lufthavn kan være av relativt beskjeden karakter, og at risiko for skade på tilgrensende terrestriske økosystem er lav.</i>

3.5. Oppsummering

Denne litteraturgjennomgangen er gjort for å få et bilde av hvilke virkninger PFAS/PFOS har på helse og miljø, med tanke på å vurdere muligheter for å verdsette slike virkninger.

Kort og litt forenklet, kan vi si at studier viser at PFOS (som er mest undersøkt) finnes og konsentreres i jord og vann, og organismer som befinner seg der. Det er indikasjoner på flere helseeffekter, men det er lite konkret kunnskap om dose-eksponeringssammenhenger, og det er også lite konkret om grenseverdier osv. for ulike helseeffekter. Det er derfor grunn til å tro at PFOS kan ha virkninger for menneskelig helse på flere måter, men at det er vanskelig å etablere sammenhenger mellom de nivåene som finnes/er målt og antall eksponerte. Det virker imidlertid som ganske sikkert at folk eksponeres for doser som kan gi helsevirkninger først og fremst via drikkevann og fisk (fordi vannlevende organismer har større bioakkumulering), selv om eksponering via melk og grønnsaker (for eksempel ved vanning) også kan påvirke helsen.

Når det gjelder virkninger på miljøet generelt og ulike økosystemtjenester, tyder litteraturen og målinger fra norske lufthavner på at PFOS finnes i alle organismer som er eksponert. Videre at det er større konsentrasjoner i vann og vannlevende organismer, og at det skjer en bioakkumulering, slik at nivåene er høyere jo høyere opp i næringskjeden man kommer. Det er mer uklart hvordan ulike nivåer av PFOS påvirker økosystemene (spesielt vann og våtmark) og planter og dyr som lever i dem, og dermed de økosystemtjenestene vi får fra naturen (se figur 2.3). Det er imidlertid grunn til å anta at ferskvannsfiske kan bli påvirket dersom det fiskes i ferskvann i området. Likeledes er det grunn til å tro at verdien av natur som sådan, særlig verdien av «livet i ferskvann og våtmarksområder og i dyrelivet som befinner seg der» (naturarv – en ikke-bruksverdi, se figur 2.2.) kan bli påvirket negativt av PFAS.

4. Hva er status for verdsetting av PFAS og stoff med lignende virkninger nasjonalt og internasjonalt

4.1. Formål med dette trinnet

Dette trinnet består i å søke og gjennomgå aktuell verdsetningslitteratur. Vi har søkt etter, og i den grad den finnes, gjennomgått verdsetningslitteratur som verdsetter virkninger av PFAS som sådan. Siden det er svært få studier som verdsetter PFAS-virkninger, har vi også søkt og gjennomgått verdsetningslitteratur for stoffer som kan ha lignende virkninger som PFAS, og som kan påvirke de samme helse- og miljøeffektene som PFAS (jf. kapittel 3 der disse effektene ble omtalt).

4.2. Oversikt over litteratur som har verdsett virkninger av PFAS

Navrud (2017a) gir en oversikt over muligheter og metoder for verdsetting av helse- og miljøeffekter av kjemikalier som PFOS og andre PFAS ved hjelp av verdioverføring. Gjennomgangen viser at man ofte vil mangle etablerte eksponerings-responsfunksjoner (ERFer) for kjemikalier, både for miljø- og helseeffekter, og må basere effektvurderingene på ekspertanslag. Når det gjelder verdsetting av helseeffekter, finnes det verdianslag for mortalitetseffekter (VSL og VOLY) og enkelte akutte sykdommer, mens det for kroniske sykdommer med lange latensperioder (for eksempel ikke-dødelige kreftformer), nedsatt fertilitet og fosterskader finnes få eller ingen verdianslag å basere verdioverføringen på. I disse tilfellene kan verdsettingene suppleres med Disability Adjusted Life Years (DALY)-vurderinger, som finnes for en rekke aktuelle sykdommer og kroniske helseeffekter. Magnussen et al. (2010b) gjennomførte originale verdsetningsstudier (betinget verdsetting og valgekspesimenter) både for verdi av statistisk liv (VSL) og verdi av et leveår (Value Of a Life Year= VOLY) knyttet til luftforurensning, og inngikk i grunnlaget for VSL-verdien som anbefales i DFØs veileder for samfunnsøkonomiske analyser (som er 30 millioner 2012-kroner for voksne, og anbefalt sensitivitetsanalyse på 60 millioner kroner for barn (under 18 år) (DFØ 2014, Finansdepartementet 2014).

For miljøeffekter finnes det verdsetningsstudier av vannkvalitet, bruks- og ikke-bruksverdi av ferskvannsfiskebestander, samt opphevelse av kostholdsråd for sjømat i ferskvann, samt verdsetningsstudier av grunnvannskvalitet.

4.2.1. Verdsetting av samlede effekter

Gabbert (2017) gir en oppdatert oversikt over relevante studier internasjonalt som har søkt å anvende ulike former for skadefunksjonstilnærming på regulering av PFOS, og finner at få studier har tatt hensyn til langtidseffekter. Hun identifiserer 10 studier, hvor ingen verdsetter nytteeffekten av regulering på grunn av mangel på dose-responsfunksjoner. To av studiene bruker kostnadene ved regulering som en proxy for nytten av tiltak i form av unngåtte skadekostnader. Disse to studiene benytter dermed «kostnader av avbøtende tiltak» som verdsetningsmetode, men dette er et imperfekt mål, og det er kun i spesielle tilfeller at nytten i form av den unngåtte marginale skadekostnaden er lik den marginale renskostnaden. Ofte er renskostnaden kun et nedre anslag for nytten, men det kan også forekomme at renskostnadene er større enn nytte-effekten.

4.2.2. Verdsetting av helseeffekter

Av mulige helseeffekter er følgende nevnt (jfr. EPA 2016 og oppsummering i kapittel 3): i) økt risiko for forhøyet kolesterol (hyperkolesterolemi), ii) leverskader og redusert nyrefunksjon (samt redusert effekt av noen vaksiner, men vanskelig å isolere effekten av PFOS fra andre miljøgifter), iii) økt risiko for høyt blodtrykk og svangerskapsforgiftning, iv) lavere fødselsvekt, iv) fertilitetsproblemer, v) stoffskiftesykdommer, vi) mulig potensiale for kreftsykdommer (og dermed reduksjon i forventet levealder)

Den mest omfattende verdsettingsstudien av alle disse typer symptomer er Scasny et al. (2014) som for EUs Kjemikaliedirektoratet (European Chemical Agency - ECHA) gjennomførte betinget verdsettingsstudier og valgekspesimenter for mange av disse effektene (reduisert nyrefunksjon, redusert fertilitet, lav fødselsvekt og ulike kreftsykdommer). Disse studiene anslår velferdstap ved disse helseeffektene (se også ECHA 2016), se oversikt i tabell 4.1. Scasny et al. (2014) fant følgende enhetsverdier for velferdstap ved henholdsvis akutt nyresvikt og kronisk nyresykdom; 532 og 2761 2012-euro. I tillegg kommer behandlings- og medisnutgifter, samt tapt produktivitet. Dette kalles med et fellesnavn COI (Cost-of-Illness), og Scasny et al. (2014) fant COI for lungekreft som vist i tabell 4.2.

Tabell 4.1. Betalingsvillighet for graviditet, fertilitet, og å unngå fosterskader (av ulike grad), som et privat gode. Kilde: Scasny et al. (2014).

Helse-endepunkt	Konservative verdier (euro)	Følsomhetsanalyse
Verdi av en statistisk graviditet	21 600	34 700
Verdi av en statistisk infertilitet (in vitro fertiliseringsbehandling)	29 400	
Verdi av et statistisk tilfelle av barnehelse (nyfødt-helse):		
- små (minor) fødselsdefekter	4 300	12 000
- defekter på eksterne kroppsdeler	26 000	10 8 000
- defekter i innvendige organer	128 000	178 000

Tabell 4.2. Oversikt over Cost-of-Illness (COI) -studier for lungekreft. Kilde: Scasny et al. (2014)

Forfatter	Land	Tilnærming	Diskontering	2005-euro		
				Medisinsk behandling	Tapt produktivitet	Totalt
Weissflog et al. 2001	Tyskland	Prevalence	Nei	18 703	151 327	170 031
Serup-Hansen et al. 2003	Danmark	Incidence	Ja (3%)	20 173	35 608	55 781
Scasny et al. (2008)	Tsjekkia	Incidence	Ja (3%)	6 221	33 746	39 967
Scasny et al. (2008)	Tsjekkia	Incidence	Ja (1%)	6 221	38 043	44 264
Scasny et al. (2008)	Tsjekkia	Incidence	nei	6 221	40 580	46 800

Utfordringen her synes i større grad å være manglende eller svært usikre dose-responsfunksjoner for disse helseeffektene og dermed anslag for redusert antall tilfeller som følge av oppryddingstiltak, enn manglende verdsettingsanslag. Men det er selvsagt usikkerhet både i verdianslagene og verdioverføring fra de land studiene ble foretatt i (Tsjekkia, Nederland, Storbritannia og Italia) til Norge.

4.2.3. Verdsetting av miljøeffekter

Bioakkumulering av PFAS-forbindelser i ferskvannsfisk (mindre i anadrom fisk som laks enn i stasjonære arter som ørret) og i saltvannsfisk kan medføre så høye konsentrasjoner at det innføres kostholdsråd for konsum av fisk. For omfattende tiltak mot PFAS-forbindelser som medfører at kostholdsrådet oppheves, kan verdioverføring fra tidligere betinget verdsettingsstudier av oppheving av kostholdsråd fra opprydding i forurensete fjordsedimenter anvendes. Selv om disse studiene spør om betalingsvillighet for å oppheve kostholdsråd (og omsetningsforbud), er scenariobeskrivelsen fokusert på en bedring i miljøtilstanden. Magnussen & Bergland (1996) fant en gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand per år (i 10 år) på 500-1000 2005-kroner for opphevelse av kostholdsråd i Grenlandsfjorden innen 10 år. Oppjustert med konsumprisindeksen til 2018-kroner tilsvarer det 800-1300 kroner. (En antar da implisitt at husstanders verdsetting av velferdstapet ved kostholdsråd øker i takt med den generelle prisstigningen; som var 29 prosent fra 2005 til 2018). Barton et al. (2010) fant at husstander i kommunene rundt Grenlandsfjorden hadde en betalingsvillighet lik 1320-1703 2005-kroner (95 prosent konfidensintervall); som tilsvarer ca. 1700 – 2200 2018-kroner per husstand per år.

Befolkningens betalingsvillighet for opphevelse av kostholdsråd i slike betinget verdsettingsstudier av befolkningen generelt kan være motivert av bruksverdi i form av redusert opplevelsesverdi/rekreasjonsverdi av fiske når man ikke kan spise fisken (og at man unngår helseeffekter om man likevel spiser fisken) blant dem som driver fritidsfiske. I tillegg er betalingsvilligheten, både blant dem som fisker og ikke fisker, motivert av ikke-bruksverdi i form av den verdi det har for dem at vassdraget/sjøen ikke er forurenset fra sedimentene (eksistensverdien), og at dette kan bevares for fremtidige generasjoner (bevaringsverdien). Eventuelle helsegevinster ved å bedrive en rekreasjonsaktivitet antar man generelt ikke fanges opp i rekreasjonsverdianslagene, verken fra betinget verdsetting eller transportkostnadsmetoden, slik at de vil komme i tillegg.

Mens verdsettingsstudiene av kostholdsråd gjelder i *saltvann*, finnes det tidligere norske verdsettingsstudier av forbedret *vannkvalitet* i ferskvann (spesielt for redusert eutrofiering) det kunne være aktuelt å overføre fra til våre aktuelle case, men det forutsetter at befolkningen har samme oppfatning av vannkvalitetsforbedringene med hensyn til eutrofiering som det å hindre avrenning av PFAS til resipienten. Barton et al. (2009) fant i en betinget verdsettingsstudie at gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand per år for alle kommuner som grenser til innsjøene Vestre Vannsjø og Storefjorden (det vil si Moss, Våler, Råde og Rygge) var 1070 kroner med et 95 prosent konfidensintervall lik 803-1337 kroner for en vannkvalitetsforbedring fra rød eller gul til grønn (se vedlegg 1; figur V1.1-V.1.3 for scenariobeskrivelse i form av kart og vannkvalitetsskala). Det var ikke signifikant høyere betalingsvillighet for en forbedring i to innsjøer kontra én innsjø, unntatt for dem som ble spurt om betalingsvillighet for forbedring i to innsjøer først og så for én innsjø. I valgekspérimentet i samme studie var det ikke mulig å estimere betalingsvilligheten fra rød til grønn vannkvalitet, men fra gul til blå vannkvalitet var gjennomsnittlig betalingsvillighet ca. 2000 kroner per husstand per år i form av økt vann- og avløpsavgift. Alle tall er i 2008-kroner. Tallene, som var betalingsvillighet i form av økt vann- og avløpsavgift, kan sammenlignes med gjennomsnittlig årlig vann- og avløpsavgift som var 4000 kroner per husstand i 2008. For å gjøre om disse tallene til 2018-kroner, må de multipliseres med 1,21. Denne norske studien var del av EU-prosjektet Aquamoney, som også testet verdioverføring mellom europeiske land, og fant at overføring av verdifunksjonen var å foretrekke, men enhetsverdioverføring ga i mange tilfeller også akseptable overføringsfeil (Bateman et al. 2011).

Økt innhold av PFAS i fisk vil kunne påvirke fritidsfisket i de utsatt lokalitetene ved at alle eller en del av fritidsfiskerne slutter å fiske og/eller reduserer antall dager fiske i vassdraget per år. Dette kan tenkes verdsatt ved å kartlegge reduksjonen i antall fiskedager (en fiskedag er definert som at én person bedriver fritidsfiske én dag; uavhengig av antall timer per dag) i vassdraget eller sjøen pga. forurensningen, og anta at tiltak vil medføre at man helt eller delvis unngår denne reduksjonen i antall fiskedager. Rekreasjonsverdien per fiskedag kan så overføres fra tidligere verdsettingsstudier. Kristofersson og Navrud (2003) testet verdioverføring av anslag for både rekreasjonsverdi og ikke-bruksverdi av bevaring av ferskvannsfiskebestander mellom Island, Norge og

Sverige. De konkluderte med at overføring av ikke-bruksverdier medfører minst overføringsfeil. Imidlertid har vi såpass mange verdsettelsesstudier av fritidsfiske etter ferskvannsfisk i Norge (og noen få for saltvannsfiske); se Navrud (2001b) at man har relativt gode anslag for rekreasjonsverdien per fiskedag som varierer fra 100-150 kroner per fiskedag i mindre innsjøer med ørret og for fritidsfiske i saltvann, til opp mot 1000 kroner per fiskedag i gode laksevassdrag.

Dersom kostholdsrad pga. bioakkumulering av PFAS ikke medfører redusert fiskeaktivitet, men overgang til fang-og-slipp-fiske, kan man se på endring i rekreasjonsverdi mellom dette såkalte konsumerende fritidsfisket til ikke-konsumerende fiske. Endringer i næringsfiske (og mataukefiske) kan verdsettes ved hjelp av endret nettoinntekt av dette fisket.

Det finnes også betinget verdsettelsesstudier av folks betalingsvillighet for bedring i grunnvannskvaliteten, se Boyle et al. (1994) for en tidlig oppsummering av 9 studier i USA. Siden innføring av EUs grunnvannsdirektiv i 2006 er det foretatt ni studier i Europa, men ingen i Norge. En global oppdatert meta-analyse basert på disse studiene er nå under utforming. Denne kan danne grunnlaget for verdioverføring basert på en meta-regresjonsfunksjon.

De norske studiene om fiske er oppsummert i tabell 4.3. Det er gjennomført en del studier, men de er alle nokså gamle, og det betyr at man må være varsom med å overføre disse verdiene uten nærmere undersøkelser av om de fortsatt gjelder.

Tabell 4.3: Norske verdsettelsesstudier av fritidsfiske. Resultater fra anvendelser av transportkostnadsmetoden og betinget verdsetting. Rekreasjonsverdi per fiskedag er angitt i 2018-kroner (ved å multipliseres med økning i konsumprisindeksen). Avrundet til nærmeste tikkone. Kilde Navrud (2001b).

	Vannforekomst	Fiskeart	Forfatter	Metode*	Rekreasjonsverdi per fiskedag (2018-kroner)
Ferskvann	Gaula	Laks/sjøørret	Strand (1981)	TKM	540
			Rolfesen (1991)	TKM	700-970
				BV	510
			Singsaas (1991)	TKM	350-540
	Vikedalselven (forsuret)	Laks/sjøørret	Navrud (1988)	TKM	220-300
				BV	210-300
	Audna-elven (forsuret)	Laks/sjøørret	Navrud (1990)	TKM	340-390
				BV	150-440
	Stordalselv	Laks/sjøørret	Ulleberg (1988)	TKM	380-500
	Hallingdalselven	Brunørret	Navrud (1984)	TKM	270
	Tinnelv	Brunørret	Scancke (1984)	TKM	270
	Lauvvann	Brunørret	Navrud (1993a)	TKM	190-240
				BV	120-160
	Gjerstadskogvannet	Brunørret	Navrud (1993a)	TKM	140-150
			BV	70-100	
Saltvann	Kysten rundt Audna-elven	Laks/sjøørret	Navrud (1993b)	TKM	40-90
				BV	60-100

*TKM= transportkostnadsmetoden. BV= betinget verdsettelsesmetoden.

Navrud og Bergland (2016) gjennomførte høsten 2015 samme studie som ble foretatt i Vikedalselven i 1987 (jfr. tabell 4.3.), som var året før kalkingen av denne forsurede lakse- og sjøørretelven startet. I studien i 2015 fikk imidlertid fiskerne i elven også spørsmål om sin betalingsvillighet for å unngå at fisket i elven måtte stenges,

eventuelt bare være fang-og-slipp-fiske. Resultatene viser at mens rekreasjonsverdien fra betinget verdsetningsstudien i 1987 var 244 kroner/fiskedag (i 2015-kroner, oppjustert med konsumprisindeksen) var tilsvarende tall fra undersøkelsen i 2015 437 kroner/fiskedag. Det vi si at bruk av konsumprisindeksen til å oppjustere verdien per fiskedag (særlig fra studier som er over 20-30 år gamle), vil kunne medføre feil anslag for rekreasjonsverdien. I dette tilfellet var det riktige tallet 79 prosent høyere enn det overførte. Dette kan selvsagt skyldes endringer over tid i form av for eksempel kvaliteten på fisket, størrelsen på fisken og fiskebestandene, tilgang og kvalitet på substitutter (dvs. andre lakse- og sjøørretelver), generell økt knapphet på villakselver åpne for fiske, økt realinntekt, fiskernes preferanser osv.; men viser uansett betydningen av å overføre rekreasjonsverdi-anslag fra tidligere studier som er nære både i tid og sted.

Navrud og Bergland (2016) fant videre at 80 prosent av fiskerne i Vikedalselva ville fisket i andre lakse- og sjøørretelver i Rogaland dersom Vikedalselva ble stengt for fiske, og elvene rundt var åpne. Dette viser at dersom man ikke tar hensyn til substitutter, kan man overestimere tap av rekreasjonsverdi ved stenging av/påvirkninger i én elv. Det innebærer at man bør se på endringer i fritidsfiske i andre vann/vassdrag enn vannene nærmest lufthavnene for ikke å overvurdere endringen i rekreasjonsverdi av fritidsfisket (dette gjelder selvsagt også andre friluftslivsaktiviteter). Navrud og Bergland (2016) fant også at 52 prosent av fiskerne ville fortsette å fiske laks og sjøørret i Vikedalselva selv om det bare ble fang-og-slipp-fiske. Dette bekrefter at det er viktig også å ta hensyn til endringer i fordelingen mellom konsumptivt og ikke-konsumptivt fritidsfiske (som kan ha ulik rekreasjonsverdi per fiskedag) ved tiltak som påvirker bestandsstørrelser og eventuelle restriksjoner på fritidsfisket. Ikke-konsumptivt fiske vil nok særlig være aktuelt i lakse- og sjøørretelver, og er trolig mindre aktuelt rundt de fleste lufthavnene.

Til tross for usikkerheten som ligger i disse eldre studier av rekreasjonsverdien av fritidsfiske, synes det klart ut fra resultatene ovenfor, at verdien er størst i lakse- og sjøørretelver, deretter følger verdien for gode ørretelver og større innsjøer og til slutt verdien for fiske i mindre innsjøer. Som foreløpige anslag for størrelsesordenen på rekreasjonsverdien per fiskedag kan en bruke ca. 450 kroner for lakse- og sjøørretelver med smålaks/mellomlaks (basert på den nye Vikedalselvstudien; anslaget ville vært 300-350 kroner basert på oppdatering med KPI av kun de gamle studiene); det dobbelte (ca. 900 kroner) for storlakselver (gitt at verdien der har økt i takt med det vi fant i en smålakseelv som Vikedalselva), ca. 300 kroner for gode ørretelver og større innsjøer med storørret, og ca. 120 kroner for mindre innsjøer. Selv om disse tallene kan brukes som foreløpige anslag i samfunnsøkonomiske analyser, er det et stort behov for nye studier av rekreasjonsverdien av ulike typer fritidsfiske for å få en bedre oppdatering av verdiene enn bruk av konsumprisindeksen over opptil flere tiår. Dette er spesielt viktig dersom fritidsfiske er en friluftslivsaktivitet som (kan) påvirkes vesentlig av tiltak i noen av lufthavnene.

Det samme gjelder imidlertid andre enhetspriser, man må være varsom med overføring fra studier som er forskjellige fra det området og det godet som skal verdsettes, og man må være varsom med overføring fra gamle studier.

4.3. Oversikt over litteratur som har verdsatt stoffer som gir lignende virkninger som PFAS

PFAS tilhører stoffer som er PBT (Persistent, bioaccumulative and toxic), og en tilnærming er da å se på samfunnsøkonomiske nytte-kostnadsanalyser (NKA) av andre PBT-stoffer som kan ha samme type effekter. Av de stoffer som det er gjennomført NKA av, synes kvikksølv å være i en særklasse både med hensyn til dokumentasjon av miljø- og helseeffekter og økonomisk verdsetting av disse. Navrud (2017b) gir en oversikt og vurdering av fem rapporter over kvantifisering og økonomisk verdsetting av samfunnsøkonomisk nytte (i form av unngåtte miljø- og helseeffekter) av å regulere henholdsvis ftalater, kvikksølv, PFOAer, NMP (1-metyl-2-pyrrolidone) og formaldehyd. Av disse fem utvalgte stoffer var kvikksølv det klart best dokumenterte både i form av effekter og økonomisk verdsetting av disse. Spesielt gjelder dette US EPAs nytte-kostnadsanalyse av å

redusere kvikksølvutslipp fra kullfyrte kraftverk, hvor en brukte dose-responsfunksjoner for kvikksølv og IQ-tap, og forsøkte å verdsette IQ-tap ved redusert fremtidig inntekt (det vil si produktivitetstap).

Verdsetting av samlede effekter

Getzner & Schulz-Zak (2018) gjennomfører en samfunnsøkonomisk nytte-kostnadsanalyse av implementeringen av EUs REACH (Regulation on Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals)- direktiv for Østerrike. Denne studien ser både på kostnadene ved regulering av kjemikalier og nytte-effektene i form av reduserte miljø- og helseeffekter. For verdsetting av unngåtte helseeffekter benyttes anslag på unngåtte kostnader ved medisinsk behandling, produktivitetstap (ved unngått sykefravær) og unngått reduksjon i livskvalitet (målt som kvalitetsjusterte leveår QALY, og verdsatt med verdien av et leveår basert på en SP-studie i 9 europeiske land; se Desaignes et al. (2011)). Unngåtte dødsfall er verdsatt ved hjelp av verdien av statistisk liv (VSL), som er utledet for Østerrike basert på en global meta-analyse av VSL-estimer fra oppgitte preferansestudier (Lindhjem et al. 2011, Lindhjem og Navrud 2015). For miljøeffekter finner Getzner og Schulz-Zak (2018) at det mangler data om effektene av de ulike kjemikaliene, og de antar derfor forenklet at reduksjonen i oppryddingskostnader p.g.a. regulering gir et bilde av unngått miljøskadepkostnader (dvs. de bruker «Avertive/Avoidance cost» -metoden). Så vidt vi vet finnes det ikke tilsvarende samfunnsøkonomiske analyser spesielt for PFOS/PFAS i et enkelt land. Metodikken anvendt i Getzner & Schulz-Zak (2018) er i samsvar med den skadefunksjonstilnærmingen vi har skissert i denne rapporten, og det samme er metodene for verdsetting av helse-effekter, mens for miljø-effekter søker vi å kartlegge typen effekter og verdsette miljøeffektene samlet i form av endret vannkvalitet eller opphevelse av kostholdsråd for sjømat ved opprydding i forurensede fjordsedimenter.

Verdsetting av helseeffekter

Av helseeffekter av kvikksølv er det IQ-tap hos barn som er verdsatt ved en COI-tilnærming. Disse effektene er trolig lite relevante for PFAS, og det er også omdiskutert hvorvidt og hvordan eventuelt tap av IQ skal/kan verdsettes, og vi går ikke nærmere inn på dem.

Verdsetting av miljøeffekter

Her er også kvikksølvforurensning den best dokumenterte, og det er spesielt effekter på fisk som verdsettes indirekte ved at man spør om betalingsvillighet for å oppheve kostholdsråd i oppgitte preferansestudier. Betalingsvilligheten vil da gjenspeile både bruksverdien (opplevelses-/rekreasjonsverdien av fritidsfiske) og ikke-bruksverdi (eksistens- og bevaringsverdi) av «rene» fiskebestander og reduserte helseeffekter av å spise forurenset fisk. Vi vurderer det slik at det ikke vil være relevant å overføre fra disse studiene til aktuelle case ved norske lufthavner, men heller se på de norske studiene av forurensede sedimenter generelt, se kapittel 4.2.3.

5. Forslag til videre arbeid mot et bedre grunnlag for å vurdere samfunnsnytten av tiltak

5.1. Metodiske valg for videre nyttevurderinger

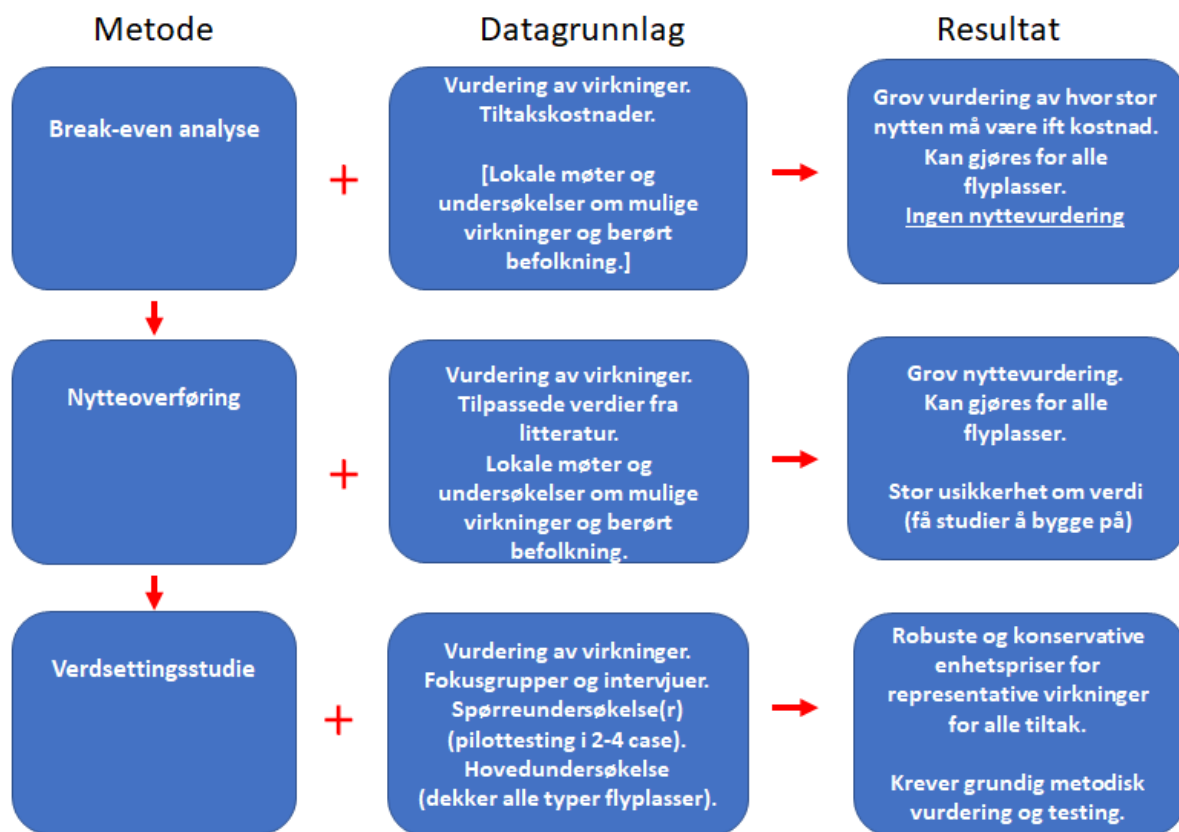
Basert på informasjon innhentet i kapitlene foran, gir vi i dette kapittelet en vurdering av hvor mye informasjon man har, og hvilke muligheter det gir for å komme fram til samfunnsnytten av tiltak mot PFAS/PFOS på Avinors lufthavner. Hensikten er først og fremst å vurdere nytten av tiltakene opp mot kostnadene ved tiltak og eventuelt gi et bedre grunnlag for prioriteringer. Vi skisserer derfor tre ulike tilnærminger vi ser som aktuelle (se figur 5.1).

Vi fokuserer her på metoder som måler samfunnsnytten av tiltakenes miljøvirkninger. Opprydding kan ha betydning for arealenes anvendbarhet til ulike formål. Tomteverdier er derfor også en problemstilling med hensyn til utviklingsmuligheter av arealer/tomter, og kostnader eller manglende inntekter ved utvikling. Dette gjelder både mens eiendommen fortsatt er i Avinors eie og ved eventuell nedleggelse av lufthavner. Slike verdier vurderes best ved undersøkelser av (potensielle) markedspriser for tomter i ulike områder og ved ulike bruksmuligheter. Vi har ikke vurdert slike virkninger eller metoder for prissetting av slike virkninger i denne rapporten. Slike vurderinger kan imidlertid være høyst relevante ved vurdering av enkelt-lufthavner fordi ulikt innhold av PFAS i jorda kan gi ulike bruksområder for arealene i etterkant. Vi har heller ikke sett på virkninger og metoder for å måle virkninger av for eksempel omdømme, ved at man kan tenke seg at Avinor kan tape omdømme ved ikke å sette inn tilstrekkelige tiltak eller forbedre omdømme ved å sette inn tiltak, e.l.

Venstre kolonne i Figur 5.1 viser de ulike metodene, midtre kolonne viste hvilket datagrunnlag som normalt vil kreves og høyre kolonne viser hva man får ut av hver av metodene (resultat). Den første tilnærmingen, som kan benyttes umiddelbart, og som eventuelt kan bygges ut og detaljeres ytterligere etter hvert som man får mer kunnskap om nyttevirkningene og samfunnsverdien av dem, er det som kalles en «break-even»- analyse (også kalt «tipping point-analyse») (øverste boks i figuren nedenfor, se også kapittel 5.2). Denne tilnærmingen gir ikke ny informasjon om verdien av å sette inn tiltak, men gir bedre grunnlag for å vurdere om nytten av tiltakene står i forhold til kostnadene. Dette kan utgjøre første steg i videre analyser av nytteverdier.

Vi vurderer deretter hvilke muligheter som foreligger for verdioverføring (nytteoverføring) for helse- og miljøvirkning (og/eller eventuelt ulike virkninger), og noe om usikkerheten i slike verdioverføringer (kapittel 5.3).

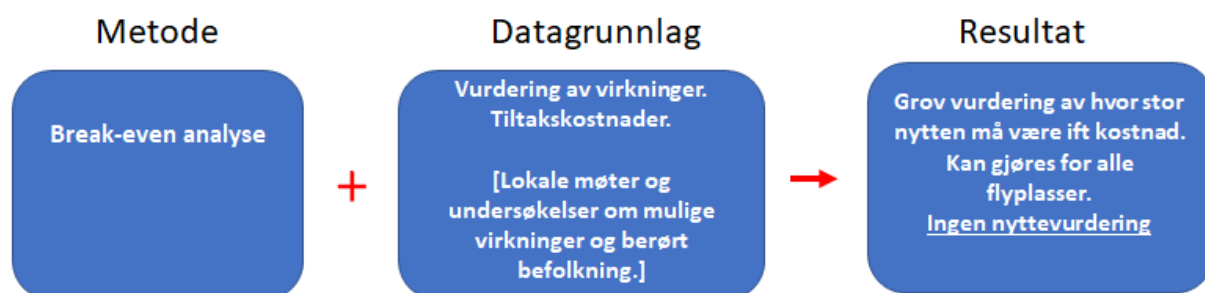
Som vi vil se, gir ingen av metodene over noe fullgodt svar på hva som er nytten av tiltakene ved konkrete lufthavner. Avslutningsvis vurderer vi derfor mulighetene for nye, primære verdsettingsstudier og gir en overordnet beskrivelse av hvordan dette kan gjøres i praksis (kapittel 5.4).



Figur 5.1. Mulige metoder, datagrunnlag og resultater for videre nyttevurderinger.

Som del av forslaget til hvordan man kan/bør gå videre, vurderer vi et par aktuelle case (lufthavner) for å se hvilken spesifikk informasjon som finnes om disse, og som kan brukes enten ved break-even-analyser, verdioverføring eller primære verdsettingsstudier (som for eksempel grunnlag for pilottesting av metoden). Dette vil vise enda mer konkret hvordan den informasjonen som finnes, kan brukes for å vurdere nytte-effektene, og hvorvidt man har god nok lokal kunnskap til å kunne gi meningsfulle lokale analyser av nytte-effektene, eventuelt hva som trengs av tilleggsinformasjon for å kunne gjøre slike analyser. Vi vil benytte casene Harstad/Narvik lufthavn, Evenes og Kristiansand lufthavn, Kjevik, der innhentet informasjon allerede er presentert i kapittel 3 (henholdsvis kapittel 3.3. og 3.4.).

5.2. Break-even analyse



I en break-even-analyse beregner man først nåverdi på vanlig måte av alle kostnader og eventuelle nyttevirksomheter som kan prissettes. Deretter regner man seg fram til hvor stor verdien av de ikke-prissette

konsekvensene må være for at tiltaket skal ha akkurat like stor nytte som kostnad (break-even, eller tipping-point).

Hvis man for eksempel finner at netto nåverdi av kostnadene til PFOS-oppryddingstiltak på en lufthavn er 100 millioner kroner, og man ikke har prissatt noen av nyttevirkningene av tiltakene, er break-even-verdien 100 millioner kroner. Det vil si at nytten av oppryddingen må være minst 100 millioner kroner for at tiltaket skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt. Her bør det tas med i betraktningen hvorvidt noen av konsekvensene har særlig lang varighet eller er irreversible.

Man kan bruke informasjon om verdsettingsundersøkelser av lignende ikke-prissatte konsekvenser fra tidligere studier for å vurdere om det er rimelig å anta at de ikke-prissatte konsekvensene vil være av en slik størrelsesorden at tiltakene antas å være samfunnsøkonomisk lønnsomme.

Break-even-analyser kan gjennomføres på ulike måter og med ulik ressursinnsats. Hvis man går grundig inn på sammenligning med studier som har sett på nytteverdier, så er man gradvis over i bruken av nytteoverføringsmetodikk (se 5.3). Her beskriver vi en enkel tilnærming, som kan bidra til å klargjøre avveiningene som må gjøres. Denne tilnærmingen er i tråd med beskrivelsen av break-even-analyser i Statens vegvesens håndbok i samfunnsøkonomiske analyser og konsekvensanalyse, V712 (Statens vegvesen 2018).

Spørsmålet man stiller og forsøker å belyse/besvare er følgende: Hvordan kan man vurdere om de ikke-prissatte nyttevirkningene av tiltakene mot PFOS, er større eller mindre enn tiltakskostnadene? Man har gode muligheter for å beregne kostnader ved oppryddingstiltak ved norske lufthavner (se vedlegg 2 for slike beregninger for lufthavnene Harstad/Narvik og Kristiansand) og dermed et godt utgangspunkt for break-even-analyser.

Mer konkret: hvis tiltakene på lufthavn A koster 100 millioner kroner i nåverdi (det vil si verdien i dag av alle kostnader knyttet til tiltakene i deres levetid), er det rimelig å anta at verdien av de unngåtte negative ikke-prissatte miljø- og helsevirkningene kan «forsvare» disse kostnadene?

Man må da vurdere om gevinsten for de ikke-prissatte miljøvirkningene kan antas å være verdt minst 100 millioner kroner i nåverdi. Dette er ikke enkelt å svare på, men noen punkter kan være hjelp på veien, og bidra til å belyse spørsmålet.

1. Nåverdien er verdien i dag av netto nytte i analyseperioden, som ofte settes til 40 år i transportsektoren (jf. Finansdepartementet 2014 og Statens vegvesen 2018). Et naturlig spørsmål er derfor hva den årlige verdien av ikke-prissatte konsekvenser må være når nåverdien er 100 millioner. Det vil si at en tar hensyn til at beløp diskonteres i en nåverdiberegning. Vi får da at nåverdien må deles med en faktor på ca. 20⁹, og at årlig verdi i dag må være minst 5 millioner kroner.
2. En annen naturlig synliggjøring, er å vurdere hva verdien for å unngå de negative ikke-prissatte konsekvensene må være per berørt person eller husstand. Hvor mange mennesker som antas å bli berørt, det vil si har nytte av å unngå negative konsekvenser for noen av utredningstemaene, må vurderes i hvert tilfelle. Hvis svært lokale miljøgoder påvirkes, vil den berørte befolkningen være ganske begrenset, kanskje kommunens innbyggere eller enda færre. For områder, arter og miljøer med regional eller nasjonal verdi vil berørt befolkning være større, for eksempel hele fylket, eller i spesielle tilfeller, hele landets befolkning.
Ved vurdering av hvor mange som er berørt, er det viktig å huske at også folk som ikke bruker et område, kan være berørt og ha ikke-bruksverdier knyttet til å bevare for eksempel et våtmarksområde.
La oss som et enkelt eksempel anta at det er kommunenes innbyggere som blir berørt av et tiltak og at det er 1 000 innbyggere i kommunen. Nåverdien per innbygger av å unngå negative konsekvenser blir

⁹ Akkumulert diskonteringsfaktor for 4 prosent rente og 40 års levetid er 19,793.

da 100 millioner kroner delt på 1 000 innbyggere. Det vil si at nåverdien per innbygger må være minst 100 000 kroner.

3. Mer naturlig enn å vurdere nåverdi per innbygger, er det å kombinere årlig verdi med antall innbyggere. Vi finner da at den årlige verdien er 5 millioner kroner. Per innbygger blir nåverdien 5 000 kroner per år i 40 år. For at det skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt å gjennomføre tiltakene, må altså verdien av miljø- og helseforbedringer for den berørte befolkningen i dette tenkte tilfelle være minst 5 000 kroner per innbygger per år (i en 40-års periode).

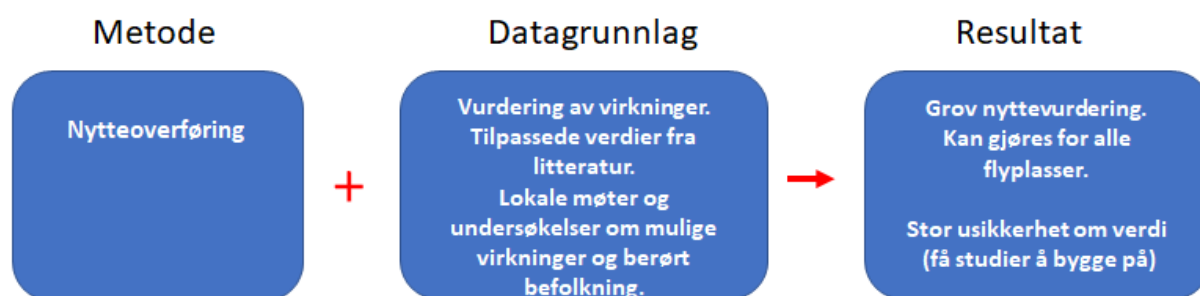
Denne tilnærmingen gir ikke svar på om nytten av tiltak er større enn kostnadene, men det gjør det litt enklere å forholde seg til hvor stor nytten må være, avhengig av hvor mange som må antas berørt osv.

Man kan også kombinere dette med å sammenligne den betalingsvilligheten man kommer fram til, med hva som er funnet av betalingsvillighet for «lignende» miljøforbedringer.

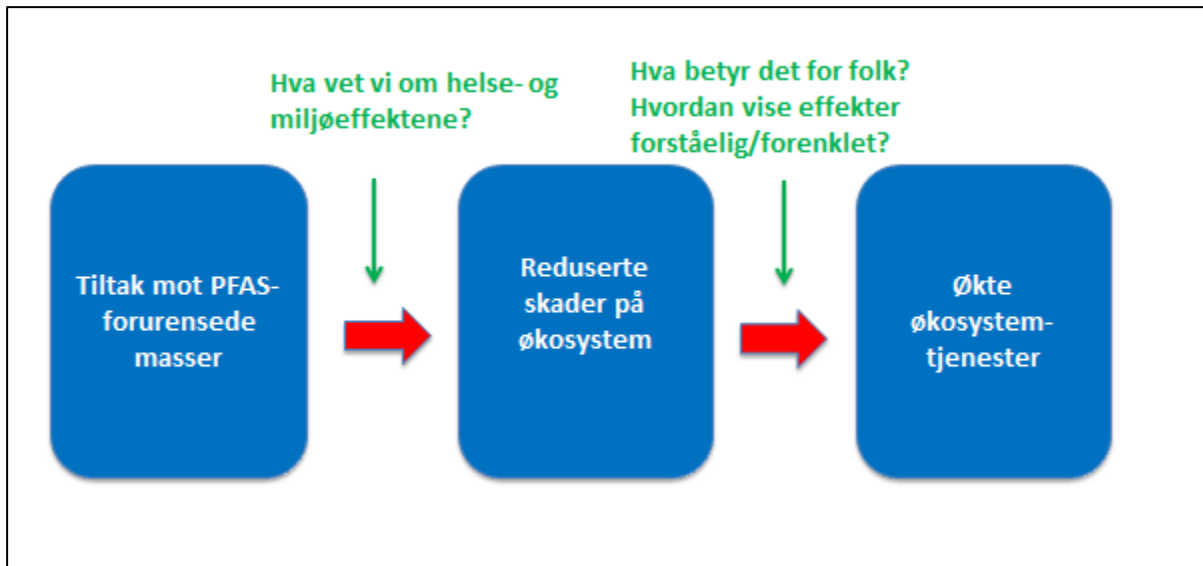
For PFOS og andre PFAS har vi som vi så i kapittel 4, egentlig ingen studier som verdsetter de totale effektene, men det finnes en del studier som verdsetter enkelte virkninger som PFAS/PFOS kan gi. Man må da jobbe videre med å identifisere virkninger for hver lufthavn, og vurdere hvorvidt betalingsvilligheten for disse er relevante å sammenligne med. Man må også være nøye med å vurdere og begrunne hvilken befolkning som blir berørt av de eventuelle virkningene.

Slike analyser vil det være mulig å gjennomføre for alle lufthavnene, og er særlig godt egnet der man har gode kostnadsestimater og der det er gjennomført målinger av PFOS og eventuelt andre PFAS i ulike biota. Man må da se nærmere på de identifiserte nivåene, vurdere befolkning i omlandet som kan bli berørt (merk at ulik stor befolkning kan bli berørt av ulike virkninger). Det kan være nyttig å supplere gjennomgang av skriftlig materiale med møter og undersøkelser lokalt både for å få en bedre forståelse for mulige virkninger og berørt befolkning (for eksempel få oversikt over lokale friluftsfiskeområder og bruken av disse, drikkevannskilder for hus og hytter osv.). Man må så gå gjennom de verdsettingsstudiene som er sitert for «lignende» goder og tjenester i kapittel 4, og vurdere om det ser ut til at nytten er større, mindre eller i samme størrelsesorden som kostnadene.

5.3. Verdioverføring



Enten man ønsker å benytte verdioverføring eller gjennomføre primære verdsettingsstudier av miljø- og helsevirkninger av tiltak mot PFAS, må man gå gjennom trinnene i skadefunksjonsmetoden, eller litt forenklet som vist i figur 5.2 nedenfor. Man starter med tiltakene, vurderer hva de betyr for reduserte skader på de økosystemene som er berørt (jord, ferskvann, våtmark, kyst/hav), og identifiserer så hva disse endringene betyr for folk, ved å vurdere hvilke økosystemtjenester som blir berørt (jf. Kapittel 2, figur 2.2 og 2.3) og hvor mye. Særlig ved gjennomføring av primære verdsettingsstudier er det også svært viktig at de endringene som skal verdsettes, vises på en forståelig og forenklet, men fortsatt faglig holdbar måte.



Figur 5.2. Trinnene fra tiltak mot PFAS til verdien av eventuelle forbedringer for helse og miljø, her kalt «økte økosystemtjenester».

Når det gjelder muligheter for å overføre verdier for nytten av å rydde opp i PFAS fra tidligere studier til enkeltlufthavner, og eventuelt lufthavner generelt, viste kapittel 4 at det ikke er funnet noen studier som eksplisitt verdsetter alle virkninger av PFAS samlet. De studiene som oppgir tall for nytten av PFAS-reduksjon, benytter tiltakskostnader for å beregne nytten, og legger dermed til grunn at nytten av tiltak er minst like stor som kostnadene ved tiltak – ellers ville man (samfunnet) ikke gjennomført tiltakene. Dette er en forenklet tilnærming som benyttes i en del tilfeller der man mangler egne nytteverdier, men er ingen akseptabel verdsettelsesmetode, fordi det bare unntaksvis vil være slik at nytten faktisk er like stor som kostnadene, jf. omtale i kapittel 2. Dessuten er det jo slik at vurdering av nytten helst bør baseres på egne studier som så skal danne grunnlag for politiske beslutninger, og ikke at nytteverdien skal avledes av (mer eller mindre informerte) beslutninger.

Hvis man skal benytte verdioverføring, kan man derfor ikke benytte samlet verdsettelse av PFAS, men må vurdere overføring for hver enkelt virkning som PFAS-tiltak kan påvirke.

Det vil si at man må begynne med å vurdere hvilke forhold, miljø- og helsevirkninger, som antas å bli påvirket av tiltak. Dette kan best gjøres for hver enkelt lufthavn, og er mulig der det er gjennomført undersøkelser som har målt og vurdert PFAS i omgivelsene rundt lufthavnene, som i våre eksempel-lufthavner Harstad/Narvik og Kristiansand. Eventuelt må man basere seg på ekspertvurderinger for lufthavner der grunnlaget er mindre godt.

Man kan da først vurdere om det må antas helsevirkninger. Dette henger sammen med om det er drikkevannskilder i området som kan være påvirket, og om det er fiske, særlig i ferskvann, og eventuelt andre kilder som melk og grønnsaker i området kan bli påvirket. Det er relativt enkelt å finne ut om det er drikkevannskilder i nærheten som benyttes. Likeledes om det foregår ferskvannsfiske og eventuelt om det er melkebønder eller grønnsaksproduksjon i nærområdet som kan bli påvirket. Det er også rimelig å se på om Mattilsynet har vurdert det som helseskadelig med drikkevann, spise fisk e.l.

Hvis vi ser på eksemplene i kapittel 3, virker det ikke som om det er drikkevannskilder i nærheten, og Mattilsynet har ikke funnet grunn til å advare mot å spise fisk. I og med at dette er de miljøene og organismene som bidrar med eksponering og som er mest utsatt for PFAS, kan det virke rimelig å anta at det ikke er spesifikke helsevirkninger knyttet til PFAS ved den lufthavnen. Dette er imidlertid raske og forenklete vurderinger. Hvis man skulle benytte denne metoden, ville vi anbefale at man samler en større gruppe av folk med kunnskap på området (gjærne også med lokale representanter), går gjennom materialet som foreligger (inkludert internasjonal

litteratur og målinger for de respektive lufthavner) og vurderer nærmere hvorvidt aktuelle tiltak må antas å ha helsevirkninger.

Derneft vurderes hvilke miljøvirkninger tiltakene vil/kan ha. Det kan da tas utgangspunkt i listen over økosystemtjenester i figur 2.2, og man kan gå gjennom hvilke goder og tjenester som potensielt *kan* påvirkes. Dette vil være en form for grovsiling, og bør omfatte for mange heller enn for få, økosystemtjenester, men utelukke dem som åpenbart ikke kan bli påvirket av PFAS-tiltak ved lufthavner.

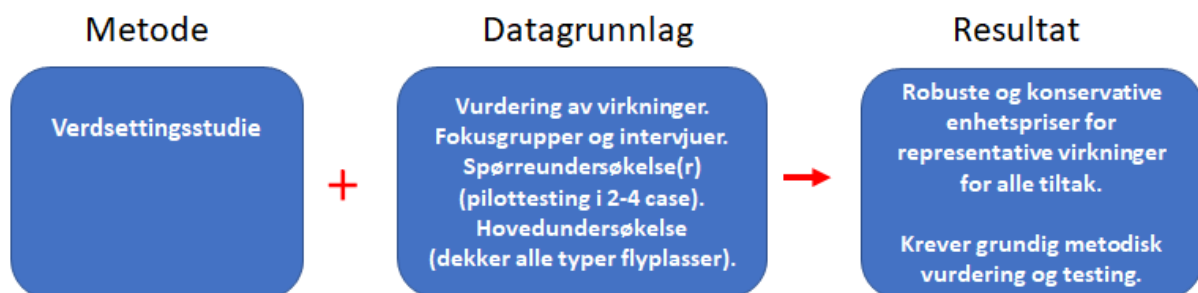
I neste omgang vurderes listen fra grovsilingen nærmere, med utgangspunkt i kjennskap til målinger etc. for den enkelte lufthavn, og man identifiserer hvilke goder og tjenester som faktisk kan/vil bli påvirket. I de eksemplene vi har brukt, er det for eksempel grunn til å plukke ut rekreasjonstjenester (særlig rekreasjonsfiske), samt ikke-bruksverdien «naturarv», det vil si ivaretagelse av liv i ferskvann, våtmarksområder osv. Dette er ofte en viktig ingrediens i folks vilje til å betale for å unngå miljøforringelser, eller få miljøforbedringer. Som nevnt under break-even-analysen, er det også grunn til å vurdere spesielt om virkningene er irreversible.

Vi må vurdere om noen av de identifiserte verdsetningsstudiene kan benyttes for overføring. Vi så i kapittel 4 at det finnes ganske mange verdsetningsstudier for rekreasjonsfiske i norske vassdrag, og at man kan utlede verdien av en fiskedag for vann og elver med ulike kvaliteter ut fra disse. Man må imidlertid også ha informasjon om hvor mange som fisker i området og om de vil fiske mer (flere dager) eller ha større nytte av fisket dersom det blir mindre PFAS i vannet. Ofte gjøres forenklede antagelser om disse forholdene, men hvis man skulle velge verdioverføring som metode, ville vi anbefalt at man gjør litt grundigere undersøkelser for eksempel av hvor mange som faktisk fisker i området, og om det ville gjøre noen forskjell om det blir mindre PFAS, for eksempel ved en enkel spørreundersøkelse til befolkning i nærområdet, ved intervjuer med lokale fiskeforeninger og medlemmer, møter med kommunerepresentanter e.l. Erfaringsmessig ligger en stor del av usikkerheten ved verdioverføringer nettopp ved det antallet «verdien» skal multipliseres med.

Som vi så i kapittel 4, er mange av studiene relativt gamle. Det kan være grunn til å lete etter nyere studier i sammenlignbare land, som Sverige og Finland og Nord-Amerika. Selve overføringsprosedyren kan gjøres på ulike måter. En kan overføre enkle enhetsverdier justert for økning i realpris over tid. Hvis det er internasjonale studier, må man justere for kjøpekraftsparitet. I dette tilfelle velger man den studien som er mest relevant for den konteksten man skal overføre til, eller så tas gjennomsnitt av flere relevante studier. Mer avanserte metoder kan også brukes for overføring. Disse baserer seg enten på å overføre en beregnet verdsetningsfunksjon fra litteraturen, der en setter inn variable fra den lokale konteksten i funksjonen (for eksempel vannkvalitet, typer fisk som fiskes osv.), og får ut en verdi, eller at funksjonen er basert på mange studier (såkalte meta-analyser).

På samme måte som ovenfor, må man vurdere relevante verdsetningsstudier også for andre aktuelle økosystemtjenester som er identifisert, og som vi så i kapittel 4, finnes det også verdsetningsestimater for opprydding i ferskvann og for ikke-bruksverdier (som del av totalverdien), men det vil være betydelig usikkerhet knyttet til disse tallene for ferskvann med PFAS.

5.4. Nye primære verdsetningsstudier



5.4.1. Verdsetting basert på preferansene til påvirket befolkning

Det kan være aktuelt å gjennomføre primære (nye) verdsettingsstudier knyttet til Avinors tiltak mot PFAS, og etter vår vurdering er det kun metoder som bygger på oppgitte preferanser som er aktuelle for å få med virkninger for helse og miljø.

Når det gjelder valg mellom ulike oppgitte preferanse-metoder, går hovedskillet mellom betinget verdsetting (betalingsvillighetsundersøkelse) og valgeksperimenter, der betalingsvillighet avledes basert på ulike hypotetiske valg respondentene gjør. Det er ikke gitt hvilken metode som vil være best egnet i dette tilfellet, og vi vil holde det åpent innledningsvis hvilken av disse tilnærmingene man eventuelt bør velge. Det kan være argumenter både for og imot de ulike tilnærmingene, og vi mener det er fornuftig å starte med en ytterligere gjennomgang av det metodiske grunnlaget før man tar endelig beslutning. Per i dag heller vi imidlertid i retning av det bør gjennomføres en betinget verdsettingsundersøkelse. Denne metoden er mye brukt i ulike sammenhenger og er blitt forbedret mye de senere år, bl.a. er den blitt bedre til å sikre konservative svar (unngå urealistisk høye anslag på betalingsvillighet).

Johnston et al. (2017) har utarbeidet oppdaterte retningslinjer for gode state-of-the-art verdsettingsstudier som bør legges til grunn for eventuell ny verdsettingsstudie. Vi har gjennomført en rekke slike undersøkelser de senere årene, som grunnlag for nytte-kostnadsanalyser i ulike sammenhenger. De inkluderer blant annet arbeid for Kystverket om nytten av å unngå miljøskader ved oljeutslipp fra skip (se Lindhjem et al. 2016), for NVE om kostnader for befolkningen ved strømbrydd (se Skjeflo et al. 2018), to studier for Miljødirektoratet om verdsetting av å unngå miljøskader av fremmede arter (se Magnussen et al. 2018 a og b), og en pilotstudie for Kystverket om nytten av å håndtere forurensede sedimenter i norske havner (Lindhjem et al. 2018). I disse studienes gjøre det omfattende arbeid med å sikre at beskrivelsene av miljøvirkninger av tiltak er vitenskapelig korrekte og forståelige for folk flest, og det gjennomføres grundig testing av design av spørreundersøkelsen i fokusgrupper og på testrespondenter. Dette er svært viktig for å unngå, redusere eller eventuelt korrigere for kjente skjevheter i slike spørreundersøkelser. Det er en økende bruk av enhetspriser for miljø- og helsevirkninger i samfunnsøkonomiske analyser i Norge og internasjonalt basert på den betingede verdsettingsmetoden.

Valgeksperimenter har sitt fortrinn når det er ulike attributter ved et gode eller tjeneste som skal vurderes «hver for seg». Dette kunne vært aktuelt i dette tilfellet fordi ulike forhold ved forurenset grunn kan antas å påvirke betalingsvilligheten. Det er imidlertid mer arbeidskrevende å gjennomføre valgeksperimenter, og det kan også være utfordringer fordi man kan anta at folk (respondentene) verdsetter det å unngå virkninger av forurenset grunn som «et hele», ikke som en sum av ulike attributter. Vi mener derfor at betinget verdsetting med betalingskort for eksempel i form av en glideskala er mest aktuelle tilnærming, men vil foreta en grundigere vurdering av dette dersom det blir aktuelt med slike verdsettingsstudier for Avinors tiltak.

Siden det ikke synes å være verdsettingsstudier av miljøforbedringene (i jord, vann og biota) av oppryddingstiltak for PFAS verken i Norge eller internasjonalt er det mye som taler for å gjennomføre en ny verdsettingsstudie av de samlede miljøeffektene (av ulike omfang) av oppryddingstiltak i noen utvalgte case, gjerne ved lufthavner hvor effektene er godt dokumentert og som samtidig kan representere spennvidden geografisk og effektmessig for norske lufthavner. For eksempel, kunne man starte med Harstad/Narvik og Kristiansand som er benyttet som eksempler i rapporten. Grundige vurderinger av utforming av metode og testing kvalitativt og i mindre pilotundersøkelser bør gjøres før man evt. går videre med en større undersøkelse som kan danne grunnlag for enhetspriser til bruk for alle Avinors lufthavner.

I neste avsnitt går vi ganske detaljert igjennom sentrale punkter i en verdsettingsstudie, basert på tidligere slike «best practice»-studier i Norge. Blant annet kan vi bygge en del på studier vi har gjort for Kystverket, som har lignende utfordringer både i vurderinger og framstilling av miljø- og helsevirkninger av tiltak, og i utforming og testing av undersøkelsene.

5.4.2. Sentrale punkter i en god verdsetningsstudie

Sentrale punkter i gjennomføring av en betinget verdsetningsundersøkelse er:

- Utforming av spørreskjema som gir mest mulig troverdige og pålitelige resultater
 - Beskrivelse av godet som skal verdsettes (scenariobeskrivelse)
 - Betalingsmåte
 - Betalingsmekanisme
 - Mekanismer for godt design
- Identifisering av berørt befolkning (noe som også kombineres med vurderinger i etterkant av undersøkelsen)
- Innsamling av data
- Bearbeiding av data

Mye av arbeidet helt fra evt. oppstart og første utforming av opplegg for undersøkelsen til siste avslutning av hovedstudien, vil derfor dreie seg om hvordan disse punktene skal utformes for å få mest mulig troverdige og pålitelige resultater. Svakheter ved metoden er kjent gjennom mange års forskning, og det er en rekke anbefalte grep en kan gjøre for å redusere og bøte på disse i grundig testing og design.

Med utgangspunkt i den informasjon vi nå har om potensielle virkninger av PFOS og andre PFAS generelt (i litteraturen) og ved norske lufthavner, og vår erfaring med verdsetningsstudier av litt kompliserte tiltak og miljøvirkninger, som uhellsutslipp av olje på sjø og forurensede sedimenter, vil hovedpunktene i en høykvalitet betinget verdsetningsundersøkelse av nytten av bedre miljø være:

1. Scenariobeskrivelse

Scenariobeskrivelsen, det vil si beskrivelse av effektene *uten og med* tiltaksplan for bedre økosystemtjenester, hvor endringene, for eksempel i vannkvalitet og økologiske effekter er beskrevet verbalt, med tegninger/foto/video og/eller kart over områder hvor vannkvaliteten blir bedre, se figur 5.3 som illustrer hvordan dette ble gjort for verdsetting av forurensede sedimenter i et nylig gjennomført pilotprosjekt for Kystverket. I vedlegg 1 viser vi i figur V1.1 vannkvalitetsskala, tegninger og kart brukt i scenarioet for verdsetting av forbedret vannkvalitet i Barton et al. (2009). Beskrivelsen av effektene bør være vitenskapelig korrekt, og samtidig forståelig for respondentene (jf. også Figur 5.2 ovenfor).

I forkant av scenariobeskrivelsen legges det ned mye arbeid i å få fram sammenhengene vitenskapelige korrekte, og med nødvendige forenklinger for å gjøre det forståelig.

2. Beskrivelse av tiltak som skal gi effektene

Tiltakene som skal gi disse effektene må beskrives, og respondentene må ha tro på at tiltakene er realistiske, og at de med (tilnærmet) sikkerhet vil gi de effektene som beskrives. Hvis de tror at tiltakene ikke er effektive og vil gi mindre effekter enn beskrevet i scenarioet, vil betalingsvilligheten deres også være for en mindre effekt, og ikke den vi tror de verdsetter. En bør derfor sjekke, fortrinnsvis ved uttesting av spørreskjemaet i fokusgrupper, en-til-en-intervjuer og pilottester, om respondentene aksepterer scenario-beskrivelsen som realistisk ut fra tiltakene. En vil typisk også spørre i undersøkelsen om folk tror tiltakene vil ha de beskrevne virkningene.

3. Betalingsmåte

Betalingsmåten oppgis. Den bør være så realistisk som mulig med en direkte sammenheng mellom betaling og tiltak, og oppfattes som effektiv og rettferdig (for å unngå protest nullsvar, se pkt. 5). For bedre vannkvalitet, brukes oftest en økning i den kommunale vann- og avløpsavgiften (VA-avgift), da den tilfredsstiller kravet om at respondentene tror det er realistisk at de faktisk må betale (og dermed redusere mulighetene for hypotetisk skjevhet, det at de oppgir for høy betalingsvillighet, i svarene).

For opprydding på lufthavner må vi vurdere og teste ut hvilken betalingsmåte som er egnet, det kan være en betaling knyttet til flyreiser, eller en mer generell skatt eller avgift. Erfaringsmessig er folk opptatt av at betalingsmåten er «fornuftig», «rettferdig» osv., slik at det er viktig at dette testes grundig. I motsatt fall kan man få mange såkalte protestsvar¹⁰ fordi folk reagerer på måten pengene skal samles inn på.

4. *Betalingsvillighetsspørsmål*

Betalingsvillighetsspørsmålene kan stilles som åpne eller lukkede spørsmål:

- Åpent: «Hva er det meste din husstand er villig til å betale (per år) i xx-avgift for å få den beskrevne forbedringen i miljøkvalitet?» (hvor en oftest viser en liste eller en glideskala for mulige beløp fra 0 kr til et høyt beløp; se figur 5.2 (og figur V1.2 i vedlegg 1), eller
- Lukket: «Tiltaksplanen som vil gi den beskrevne forbedringen i miljøkvalitet koster X kroner per husstand per år i økt xx-avgift. Er du for eller imot planen?» (Beløpet X varieres mellom ulike deler av utvalget, andelen som er «for» planen ved ulike beløp registreres, og gjennomsnittlig betalingsvillighet kan beregnes ved hjelp av en statistisk regresjonsmodell)

De to tilnærmingene har ulike fordeler og ulemper. Mange av de norske studiene har benyttet den åpne spørsmålsformen i kombinasjon med en betalingskala som fungerer godt i webundersøkelser.

Når folk spørres om sin betalingsvillighet bør de minnes om at de har en begrenset inntekt.

5. *Årsak til nullsvar*

Årsak til nullsvar kartlegges for å skille mellom reelle nullsvar og protest-nullsvar. Protest-nullsvar vil si respondenter som oppgir null betalingsvillighet for å protestere mot scenariobeskrivelse, tiltaksplanen, betalingsmåten eller andre aspekter ved undersøkelsen; mens de egentlig har en nytte og betalingsvillighet for å få effektene av tiltaksplanen. Andelen protest-nullsvar bør være lav, og de bør tas ut av utvalget når gjennomsnittlig betalingsvillighet beregnes, da en ellers vil undervurdere gjennomsnittlig betalingsvillighet i befolkningen.

6. *Respondentenes vurdering av viktige forhold ved spørreskjemaet*

Respondentens vurdering av scenarioenes troverdighet undersøkes, og betalingsvillighet for ulike omfang av effektene testes. En slik «scope-test» gjennomføres for å se om respondenten er villig til å betale tilstrekkelig mye mer for en større enn for en liten miljøforbedring, og dermed handler i samsvar med økonomisk teori. Videre kartlegges respondentenes holdninger, informasjonsnivå, og sosioøkonomiske data (alder, kjønn, utdanning, inntektsnivå, osv.) for å sjekke representativitet og kunne forklare variasjonen i betalingsvillighet i utvalget.

I tillegg kommer at en høykvalitetsstudie må tilfredsstillende generelle krav til spørreundersøkelser som tilfredsstillende utvalgsstørrelse (absolutt og i prosent av populasjonen utvalget skal representere), svarprosent og representativitet i form av sosioøkonomiske variabler som kjønn, alder og utdanning mv.

¹⁰ En betegnelse på svar som er slik at respondentene har svart noe annet enn sin betalingsvillighet, selv om de har positiv nytte og anledning (inntekt) til å betale.

7. Identifisering av berørt befolkning

Dette er et viktig punkt, og hvem (hvor mange) som identifiseres som berørt befolkning har normalt stor betydning for den totale samfunnsnytt (eller -kostnaden) man kommer fram til. Man kommer jo fram til en gjennomsnittlig betalingsvillighet, og det er da vesentlig hvor mange denne skal antas å gjelde for. Hvor stor den berørte befolkning er, må avgjøres i hvert case, og det kan også variere for ulike virkninger. For eksempel vil helsevirkninger av drikkevannet kun berøre de menneskene som faktisk bruker dette vannet til drikkevann. Ofte er det vanskeligst å avgrense befolkninger for det som kalles ikke-bruksverdier, det vil si verdien av å vite at naturen tas vare på for kommende generasjoner. Også i slike tilfeller har man imidlertid noen tommelfingerregler å følge, slik at for et område som anses å ha lokal interesse, vil det være lokalbefolkningen som er berørt. Er det områder av nasjonal interesse, kan imidlertid hele landets befolkning anses som berørt. Dette betyr at man må vurdere hva som må anses som berørt befolkning for hvert case, og eventuelt også skille mellom ulike virkninger.

8. Innhenting av data

I våre dager er innhenting av data ved bruk av internettpanelene til meningsmålingsinstituttene den vanligste metoden, og vil antagelig være mest relevant her også. Det kan imidlertid kreves spesiell rekruttering i lokalområdene til lufthavnene for å få tilstrekkelig antall respondenter, fordi det kan se ut til at mange av de relevante virkningene av tiltak mot PFAS er lokale eller regionale.

9. Bearbeiding av data

Innsamlede data må behandles i tråd med oppdatert best-practice. Herunder identifisering og håndtering av null-protestsvar, følsomhetsvurderinger osv. For miljøeffekter av PFAS må det legges stor vekt på punkt 1 og 2, og vi anbefaler at det i første omgang gjøres en grundig pilotstudie slike vi gjorde for Kystverket i anslag for velferdstap ved oljesøl (Lindhjem et al. 2014, Navrud et al. 2017) og for nytten av å rydde opp i forurensede sedimenter. En slik studie vil trolig være nødvendig for å være sikker på om en større undersøkelse vil kunne fungere på en god måte og gi robuste og troverdige enhetspriser for vurdering av nytten av alle typer tiltak.

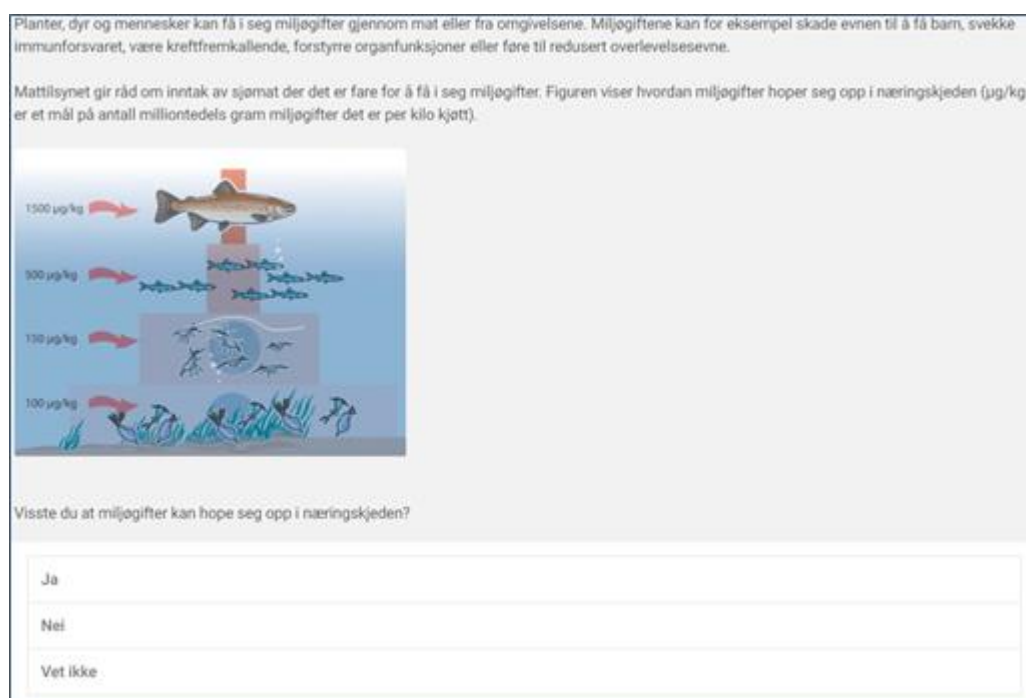
Resultatene fra slike undersøkelser brukes på ulike måter. Et naturlig sluttprodukt vil kunne være en rapport som beskriver metoden som er blitt brukt, gir en oversikt over beregnede enhetspriser for nyttevirksomheter av alle relevante tiltak og demonstrerer hvordan de skal anvendes i konkrete nytte-kostnadsanalyser, for eksempel ved bruk av et par case (se for eksempel Lindhjem et al. 2016 for en slik rapport).

5.4.3. Eksempel på informasjon, bilder og betalingsvillighetsspørsmål for verdsetting av forurensede sedimenter

Figur 5.3. viser miljøskadematrixen som ble brukt i pilotundersøkelsen for opprensing av forurensede sedimenter for å beskrive miljøvirkninger ved ulike ambisjonsnivåer ved tiltak (case: Hammerfest havn), mens figur 5.4 viser figuren som ble vist for å forklare hvordan miljøgifter kan hoppe seg opp i næringskjeden. Dette er et eksempel på hvordan komplisert informasjon kan formidles på en relativt enkel måte for respondentene, og samtidig på en måte som er faglig mest mulig korrekt. Man kan tenke seg å fremstille informasjon om effekter av PFOS på noenlunde tilsvarende måte, men tilpasset lokale forhold og faktiske virkninger av PFAS. Uttesting av hvordan slik informasjon forstås og oppfattes av respondentene er en viktig del av uttesting i et forprosjekt, og gjøres i flere runder, ved bruk av fokusgrupper og en-til-en-intervjuer, og med workshops o.l. med fagpersoner og relevante myndigheter.

Konsekvenskategori	Stor miljøskade	Middels miljøskade	Liten miljøskade	Ingen miljøskade
Skade på liv i sjøen 	Veldig giftig for dyr og planter som lever på bunnen og for fisk	Giftig for dyr og planter som lever på bunnen og for fisk	Noe giftig for dyr og planter som lever på bunnen og for fisk	Ingen negative effekter dyr og planter som lever på bunnen eller for fisk
Skade på sjøfugl 	Store negative effekter på fugl som spiser fisk som inneholder mye miljøgifter	Negative effekter på fugl som spiser fisk som inneholder miljøgifter	Små negative effekter på fugl som spiser fisk som inneholder lite miljøgifter	Ingen negative effekter på fugl
Truede arter 	Store negative effekter på for eksempel ål og purpursnegl som er truede arter	Negative effekter på for eksempel ål og purpursnegl som er truede arter	Små negative effekter på for eksempel ål og purpursnegl som er truede arter	Ingen effekter på truede arter
Matinntak & fritidsfiske 	Fisk og skalldyr bør ikke spises	Fisk og skalldyr bør ikke spises	Fisk og skalldyr kan spises	Fisk og skalldyr kan spises

Figur 5.3 Miljøskadematrix for å forklare miljøendringer som skulle verdsettes for opprydding av forurensete sedimenter i Hammerfest havn. Kilde: Lindhjem et al. (2018).



Figur 5.4 Bilde som ble vist for å illustrere hvordan miljøgifter akkumuleres i næringskjeden. Kilde: Lindhjem et al. (2018).

Figurene nedenfor viser først innledning til betalingsvillighetsspørsmålene (figur 5.5), deretter første miljøforbedring fra et nivå med stor skade til middels skade fra forurensete sedimenter i Hammerfest havn. Figur 5.6 er selve betalingsvillighetsspørsmålet, med en skala som folk benyttet for å angi sin betalingsvillighet (der både 0 og «vet ikke» var alternativer). Til slutt viser figur 5.7 et spørsmål der respondentene bes vurdere på nytt den betalingsvilligheten de har oppgitt, i dette tilfelle for seks ulike oppryddingstiltak for forurensete sedimenter i Hammerfest havn. De bes om dette for å få dem til å vurdere alle effektene og oppgitte beløp i sammenheng og for eksplisitt å vurdere om de står ved de beløpene de har oppgitt (dvs. at de ikke har oppgitt for høye beløp). En del respondenter velger her å redusere sine beløp.

Hva er det verdt for deg og din husholdning å redusere miljøskadene?

Vi ber deg nå tenke gjennom hva det er verdt for deg og din husholdning å rydde opp i forurenset sjøbunn i Hammerfest havn.

Det er krevende å rydde i hele havnen. Vi ber deg derfor først å vurdere hva det er verdt for deg å redusere miljøskader i den ene delen og så i den andre delen av havnen. Til slutt ber vi deg om å vurdere mer omfattende tiltak som rydder opp i hele havnen samtidig.

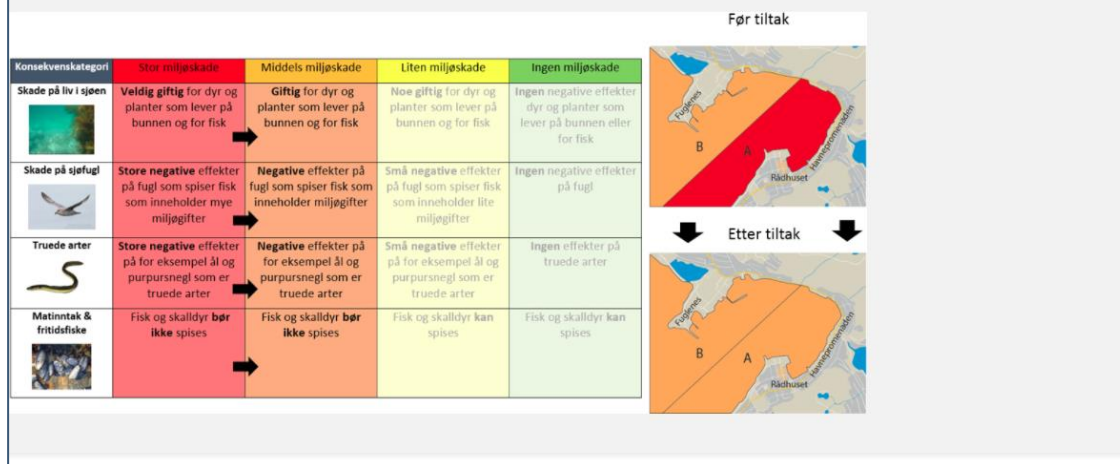
Hvis du har næringsvirksomhet eller jobb som kan påvirkes av tiltaket, ber vi deg om å holde dette utenfor vurderingen. Det er hva det er verdt for deg og din husholdning vi gjerne vil vite.

Figur 5.5. Informasjon som ble gitt som introduksjon til betalingsvillighetsspørsmålene.

Tiltak som gir en forbedring fra stor til middels miljøskade i halve havnen.

Vi spør deg først om tiltak i den delen av havnen der det er størst miljøskade (rødt område i kartet, merket A). Dette området er ca. 650 000 kvadratmeter stort. Det vil si rundt 90 fotballbaner. **Uten tiltak**, vil miljøskaden da forbli **stor** i dette området (rødt i tabellen) og på **middels** nivå (oransje) i den andre halvdelen av havnen (merket B). Del B av havnen er 800 000 kvadratmeter stor. Det vil si rundt 110 fotballbaner.

Dersom et mindre tiltak gjennomføres, vil man kunne redusere miljøskaden fra **stor** til **middels** i del A av havnen. Vi går da fra rødt til oransje i tabellen og kartet nedenfor.



Figur 5.6. Informasjon som ble gitt i undersøkelsen om hvilke forbedringer tiltakene ville gi.

Test - v1

Hva er det verdt for deg og din husholdning å få en forbedring fra dagens situasjon til en situasjon med **middels** miljøskade i halve havnen; som vist på kartene?

Det innebærer at del A av havnen ryddes opp fra **stor** miljøskade (rød) til **middels** miljøskade (oransje). Ingen tiltak i del B.

Marker på skalaen nedenfor det meste, om noe, husholdningen din helt sikkert er villig til å betale i en øremerket engangsvgift for tiltak som vil gi en slik miljøforbedring.

Husk at dersom husholdningen din betaler for dette har dere mindre penger å bruke på andre ting.

Klikk på markøren og trekk den til det beløpet du er villig til å betale

Engangsbetaling i kroner:



NØRSK
GALLUP

Figur 5.7. Betalingsvillighetsspørsmål som ble stilt i undersøkelsen og betalingslideren som ble benyttet.

Er du helt sikker på beløpet du har valgt? Test - v1

Her ser du engangsbetalingene du oppga for å redusere miljøskadestørrelsen til ulike nivåer.

Noen oppgir høyere beløp enn det de faktisk vil betale. Det kan også være vanskelig å vurdere de ulike miljøskadene opp mot hverandre.

Vi ber deg derfor vurdere alle beløpene en gang til, slik at du er sikker på beløpene du har valgt. Det er ikke noe riktig eller galt svar her.

Om du vil endre gjør du det ved å trykke på pilene til høyre for tabellen. Om du ikke vil endre kan du bare gå videre.

Havneområde	Uten tiltak	Med tiltak	Endre til nytt beløp?
A	Stor miljøskade	Middels miljøskade	Valgt verdi: 3800
A	Stor miljøskade	Liten miljøskade	Valgt verdi: 3200
A	Stor miljøskade	Ingen miljøskade	Valgt verdi: 3200
B	Middels miljøskade	Liten miljøskade	Valgt verdi: 2700
B	Middels miljøskade	Ingen miljøskade	Valgt verdi: 3800
B	Liten miljøskade	Ingen miljøskade	Valgt verdi: 2700

Figur 5.8. Bilde fra undersøkelsen der det ble gitt anledning til å endre tidligere oppgitt betalingsvillighet etter at respondenten hadde besvart alle betalingsvillighetsspørsmålene.

Figur V.1.4 i vedlegg 1 gjengir scenariobeskrivelsen fra Barton et al. (2010) som verdsatte opprydding i sedimenter i Grenlandsfjordene, og viser utviklingen over tid, med og uten tiltak, med hensyn til kostholdsråd og omsetningsforbud. Denne type scenariobeskrivelse er aktuell dersom tiltaket medfører en større endring slik som opphevelse av kostholdsråd; mens vannkvalitetsskalaen vist i figur V1.1-V1.3 er bedre egnet til å verdsette marginale endringer i miljøkvalitet (av mindre omfattende tiltak og/eller hvor full opprydding er av mindre omfang).

Referanser

Barton, D.N., S. Navrud, N. Lande og A. Bugge Mills (2009): Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status in Lakes under the EU Water Framework Directive. Case Study Report from the EU-project "Aquamoney". Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), NIVA Report 5732-2009, 109 s.

Barton, D.N., S. Navrud, H. Bjørkeslett og I. Lilleby (2010): Economic benefits of large-scale remediation of contaminated marine sediments—a literature review and an application to the Grenland fjords in Norway, *Journal of Soils and Sediments*, 10; 186-201.

Bateman, I. J., Brouwer, R., Ferrini, S., Schaafsma, M., Barton, D.N., Dubgaard, A., Hasler, B., Hime, S., Liekens, I., S. Navrud, De Nocker, L., Sceponaviciute, R., Semeniene, D. (2011): Making Benefit Transfers Work: Deriving and Testing Principles for Value Transfers for Similar and Dissimilar Sites Using a Case Study of the Non-Market Benefits of Water Quality Improvements Across Europe. *Environmental and Resource Economics* 50 (3); 365-387.

Boyle, K.J., G.L. Poe og J.C. Bergstrom (1994): What Do We Know About Groundwater Values? Preliminary Implications from a Meta Analysis of Contingent-Valuation Studies. *American Journal of Agricultural Economics* 76, 5 (1); 1055–1061.

Danish Ministry of the Environment (2015): Perfluoroalkylated substances: PFOA, PFOS and PFOSA. Evaluation of health hazards and proposal of a healthbased quality criterion for drinking water, soil and ground water. Environmental project No. 1665.

Desaigues, B., Ami, D., Bartczak, A., Braun-Kohlová, M., Chilton, S., Czajkowski, M., Farreras, V., Hunt, A., Hutchison, M., Jeanrenaud, C., Kaderjak, P., MácA, V., Markiewicz, O., Markowska, A., Metcalf, H., Navrud, S., Nielsen, J.S., Ortiz, R., Pellegrini, S., Rabl, A., Riera, R., Scasny, M., Stoeckel, M.-E., Szántó, R., Urban, J. (2011): Economic valuation of air pollutants: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year. *Ecological Indicators* 11(3); 902 – 910.

Dubourg, W. R. (2017): Economic assessment of the benefits of regulating mercury – a review. Report to the OECD SACAME Workshop 30-31 August 2017, Ottawa, Canada.

DFØ (2014): Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Direktoratet for økonomistyring, DFØ.

ECHA (2016): Valuing selected health impacts of chemicals. Summary of the Results and Critical Review of the ECHA Study. February 2016.

http://echa.europa.eu/documents/10162/13630/echa_review_wtp_en.pdf

EFSA (2008): Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain. *The EFSA Journal* (2008) 653, 1-13

Finansdepartementet (2014): Retningslinjer for gjennomføring av samfunnsøkonomiske analyser, R-109/2014. Finansdepartementet.

Freeman, A. M. m. fl. (2014): The measurement of environmental and resource values: Theory and methods. Washington, DC: Resources for the Future.

Gabbert, S. (2017): Existing economic valuations and assessments of environmental and health impacts caused by PFOA and its salts. Case study for the OECD project "Socio-economic Analysis of Chemicals by Allowing a better quantification and monetarisation of Morbidity and Environmental impacts" (SACAME). Report to the OECD SACAME Workshop 30-31 August 2017, Ottawa, Canada.

Getzner, M. and D. Schulz-Zak (2018): Benefits and costs of regulating and restricting chemicals: The European Union's REACH system and its effects on the Austrian economy" Forthcoming in *Journal of Benefit-Cost Analysis*.

Hanley, N. and E. Barbier (2009): Pricing nature: Cost-benefit analysis and environmental policy. Edward Elgar.

Johnston, R. J. et al. (2015) (eds): Benefit transfer of environmental and resources values. A guide for researchers and practitioners.

Johnston, R.J. et al. (2017): Contemporary Guidance for Stated Preferences Studies, *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* June 2017; 319-405.

Kling, C., D. J. Phaneuf and J. Zhao (2012): From Exxon to PB: Has some number become better than no number? *Journal of Economic Perspectives* 26(4), 3–26.

Kristofersson, D. og S. Navrud (2003): Can use and non-use values be transferred across countries? Preserving freshwater fish stocks in Iceland, Norway and Sweden. Chapter 11 in Navrud, S and R. Ready (eds.) 2007: *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer, Dordrecht, Nederland.

Lindhjem, H. og S. Navrud (2008): How Reliable are Meta-Analyses for International Benefit Transfer? *Ecological Economics*, 66(2-3); 425-435.

Lindhjem, H. og Navrud (2015): "Reliability of meta-analytic benefit transfers of international value of statistical life estimates: Tests and illustrations". In Johnston, R., J. Rolfe, R. Rosenberger and R. Brouwer (eds.) *Benefit Transfer of Environmental and Resource Values: A Handbook for Researchers and Practitioners. The Economics of Non-Market Goods and Resources* 14. Springer, pp 441-464.

Lindhjem, H., K. Magnussen og S. Navrud (2014): Verdsetting av velferdstap ved oljeutslipp fra skip– Fra storm til smulere farvann (?) *Samfunnsøkonomen* 6: 25-39.

Lindhjem, H. and S. Navrud (2011a): Using Internet in Stated Preference Surveys: A review and comparison of survey modes. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 5 (4); 309–351

Lindhjem, H. and S. Navrud (2011b): Are internet surveys an alternative to face-to-face interviews in contingent valuation? *Ecological Economics* 70 (9); 1628-1637

Lindhjem, H, S. Navrud, N.A. Braathen, og V. Biaisque (2011): Valuing lives saved from environment, transport and health policies. A meta analysis. *Risk Analysis* 31 (9); 1381-1407

Mhadhbi, L., Rial, D., Pérez, S., & Beiras, R. (2012). Ecological risk assessment of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in marine environment using *Isochrysis galbana*, *Paracentrotus lividus*, *Siriella armata* and *Psetta maxima*. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(5), 1375-1382.

McCarthy, C., Kappleman, W., & DiGuseppi, W. (2017). Ecological Considerations of Per-and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Current Pollution Reports*, 3(4), 289-301.

Magnussen, K. og O. Bergland (1996): Verdsetting av miljøgifter i vann. Stiftelsen Østfoldforskning. Rapport OR 51-96. Desember 1996.

Magnussen, K. og S. Navrud (2009): Verdsetting av estetiske konsekvenser ved nettinvesteringer. Sweco-rapport 2009-01

- Magnussen, K. og S. Navrud (2016a): Prising av naturinngrep I KVU Grenlandsbanen. Jernbaneverket 2016.
- Magnussen, K. og S. Navrud (2016b): Økosystemtjenester I Kystverkets håndbok I samfunnsøkonomiske analyser. Rapport fra Vista Analyse.
- Magnussen, K. og S. Navrud (2016c): Bruk av økosystemtjenesten for vurdering av virkninger av endringer I vilkårsrevisjoner. Rapport fra Vista Analyse.
- Navrud, S. (2001a): Valuing Health Impacts from Air Pollution in Europe. New Empirical Evidence on Morbidity. *Environmental and Resource Economics*, 20 (4):305-329, December 2001.
- Navrud, S. (2001b): Economic valuation of inland recreational fisheries. Empirical studies and their policy use in Norway. *Fisheries Management and Ecology* 8 (4-5); 369-382.
- Navrud, S. (2017a): Possibilities and challenges in transfer and generalisation of monetary estimates for environmental and health benefits of regulating chemicals. OECD Environment Working Papers No. 119, OECD Publishing, Paris.
- Navrud, S. (2017b): Assessing Economic Valuation of the Benefits of Regulating Chemicals. Lessons Learned from Five Case Studies. SACAME workshop, 30-31 August 2017, Ottawa, Canada. OECD report ENV/EPOC/WPIEEP (2017)222.
- Navrud, S., H. Lindhjem og K. Magnussen (2017): Valuing Marine Ecosystem Services Loss from Oil Spills for Use in Cost-Benefit Analysis of Preventive Measures. Chapter 5 (p. 124-137) in Nunes, P. A.L.D., L. E. Svensson og A. Markandya (eds.) 2017: *Handbook on the Economics and Management of Sustainable Oceans*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Navrud, S og R. Ready (red.) (2007): Environmental Value Transfer: Issues and Methods. Springer, Dordrecht, Nederland.
- NIVA (2007): Litteraturstudie Miljørisiko ved perfluorerte alkylstoffer. TA-2267/2007
- Norconsult og Sweco (2015 a): Kristiansand lufthavn, Kjevik. Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota. Rapport nummer 168186-02-A1.
- Norconsult og Sweco (2015 b): Harstad/Narvik lufthavn, Evenes. Undersøkelser av PFAS i jord, vann og biota. Rapport nummer 168186-17-J8.
- NOU 2013:10. Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester, Norges offentlige utredninger.
- Ready, R.C. S. Navrud, B. Day, R. Dubourg, F. Machado, S. Mourato, F. Spanninks og M.X.V. Rodriquez (2004): Benefit Transfer in Europe. How Reliable Are Transfers Between Countries? *Environmental and Resource Economics* 29; 67-82.
- Riepe, C., Meyerhoff, J., Fujitani, M., Aas, Ø., Kochalski, S. og Arlinghaus, R. (submitted): Managing rivers for a good ecological status generates substantial economic benefits in four European countries: results of a discrete choice experiment. *Journal of Environmental Management*.
- Roy, H.E., Adriaens, T., Isaac, N.J.B., Kenis, M. og Al., E. (2012): Invasive alien predator causes rapid declines of native European ladybirds. *Diversity and Distributions*, 18, 717–725.
- Scasny, M. et al. (2014): *Stated-preference study to examine the economic value of benefits of avoiding selected adverse human health outcomes due to exposure to chemicals in the European Union*, Executive summary,

Prepared by Charles University in Prague (Environment Center) and Free University (VU), Amsterdam (Faculty of Earth and Life Sciences), Service contract for the European Chemicals Agency No. ECHA/2011/123. Summary Report September 2014.

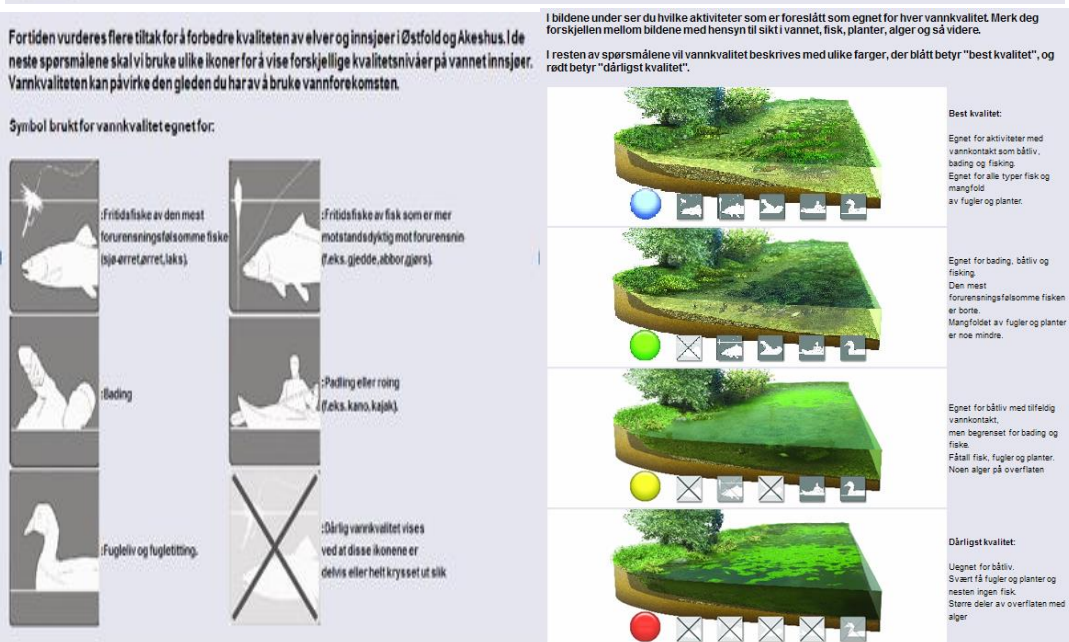
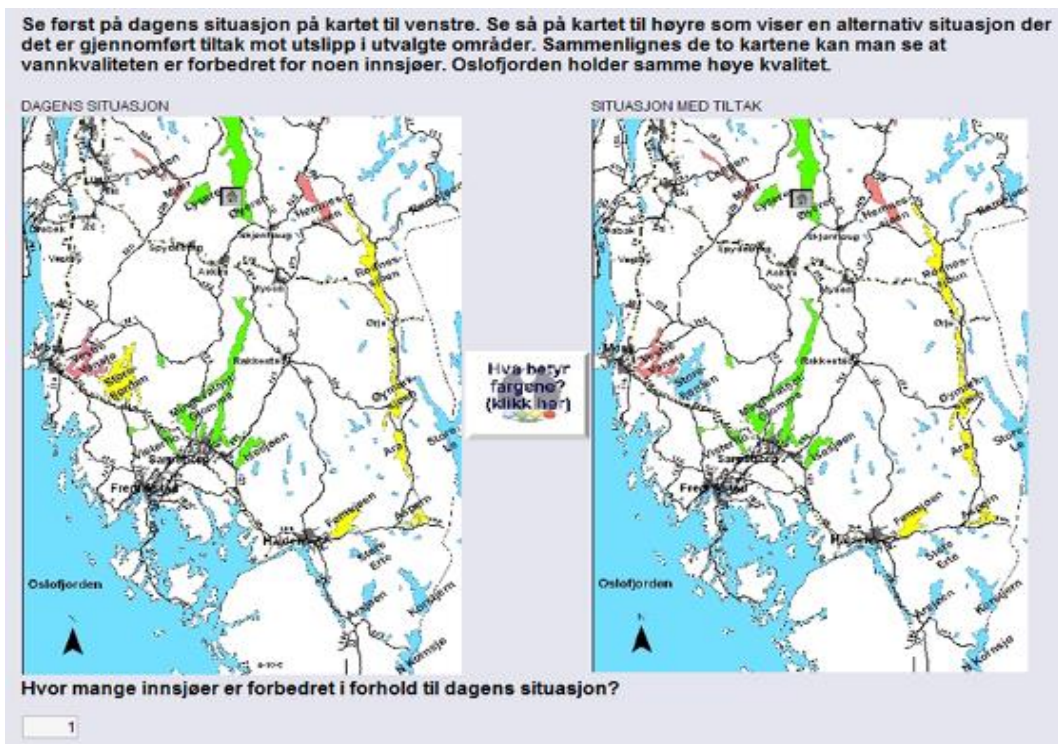
Smith, J.W.N. & Beuthe, B & Dunk, M & Demeure, S & Carmona, J.M.M. & Medve, A & Spence, M.J. & Pancras, Tessa & Schrauwen, G & Held, Thomas & Baker, K & Ross, Ian & Slenders, H. (2016). Environmental fate and effects of polyand perfluoroalkyl substances (PFAS). Concawe report no 8/2016.

Trasande, L og Y. Liu (2011): "Reducing the Staggering Costs Of Environmental Disease in Children, Estimated At \$76.6 Billion in 2008", *Health Affairs*, Vol. 30 (5), pp. 863-870.

United States Environmental Protection Agency (2016 a): Health Effects Support Document for Perfluorooctane Sulfonate (PFOS). May 2016

United States Environmental Protection Agency (2016 b): Health Effects Support Document for Perfluorooctanoic Acid (PFOA). May 2016

Vedlegg 1. Eksempler fra spørreskjemaer



- Figur V1.1. Eksempel på beskrivelse av endringer i vannkvalitet (i 4 vannkvalitetsklasser) ved hjelp av kart (se øverste del av figuren), tegninger, symboler og verbal beskrivelse i en betinget verdsettings- og valgeksperimentstudie i Østfold (Kilde: Barton et al. 2009).

Miljømyndighetene vurderer for tiden tiltak for å forbedre vannkvalitet i regionen. Fordi slike tiltak vil koste penger, ønsker de å vite om husstandene i Østfold/Akershus føler at det er verdt noe for dem å forbedre vannkvalitet i innsjøene. Myndighetene vil stille følgende krav for å gjennomføre tiltakene:

- Tiltakene skal finansieres med økning i vann- og kloakkavgifter (VA-avgift).
- Alle som bidrar til forurensning må betale, så som jordbruk industri og husstander.
- Hvis det totale beløpet husstander og andre forurenserere er villig til å betale er lavere enn tiltakskostnadene vil tiltakene ikke bli gjennomført og vannkvaliteten forblir som i dag.

Før vi spør om din husstand ønsker slike tiltak, ber vi deg vurdere følgende:

Vann- og kloakkavgiften (VA-avgiften) vil øke for å finansiere tiltakene. På grunn av kostnadene ved å vedlikeholde høy vannkvalitet må ekstrabeløpet betales hvert år.

Investeringen og økningen i VA-avgiften ville starte i 2008, men vannkvalitetsforbedringen som vist på kartet kommer først fra 2010 og i alle år fremover.

Økningen i vann- og kloakkavgiften vil bare bli brukt på dette tiltaket. Tiltaket vil ikke påvirke andre ting ved vannet som f.eks. drikkevannskvalitet i springen.

Økningen i vann- og kloakkavgiften vil selvfølgelig bety en tilsvarende reduksjon i beløpet din husstand disponerer til andre formål.



b

tns gallup

Klikk på det beløpet som tilsvarer det maksimale din husstand ville være villig til å betale PER ÅR for denne forbedringen i vannkvalitet.

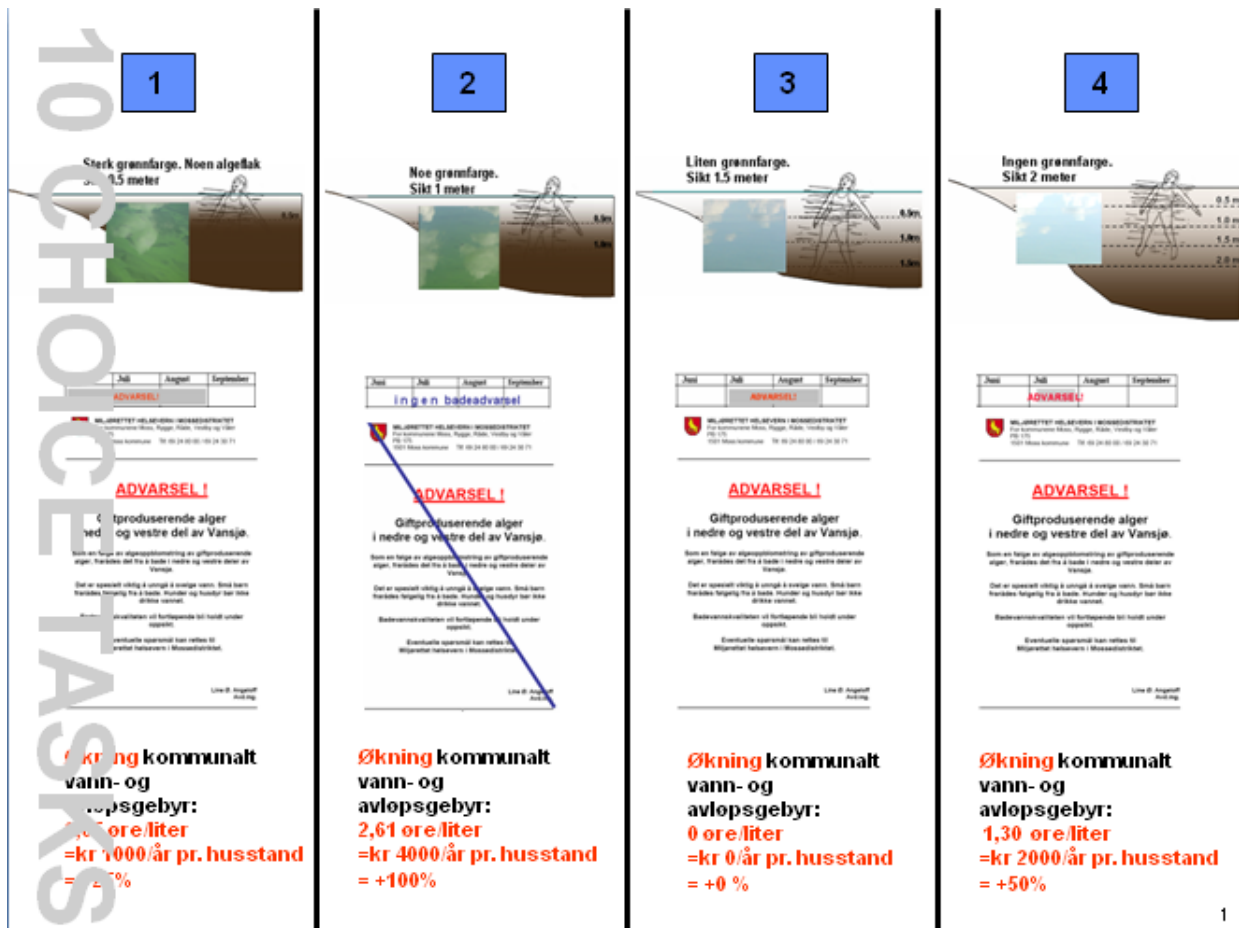
Se kartene over forbedringer i vannkvalitet igjen.

<input type="radio"/> kr. 0	<input type="radio"/> kr. 320	<input type="radio"/> kr. 680	<input type="radio"/> kr. 1040	<input type="radio"/> kr. 1600	<input type="radio"/> kr. 3650	<input type="radio"/> kr. 7600
<input type="radio"/> kr. 24	<input type="radio"/> kr. 360	<input type="radio"/> kr. 720	<input type="radio"/> kr. 1080	<input type="radio"/> kr. 1800	<input type="radio"/> kr. 4400	<input type="radio"/> kr. 8000
<input type="radio"/> kr. 40	<input type="radio"/> kr. 400	<input type="radio"/> kr. 780	<input type="radio"/> kr. 1120	<input type="radio"/> kr. 2000	<input type="radio"/> kr. 4800	<input type="radio"/> kr. 8400
<input type="radio"/> kr. 80	<input type="radio"/> kr. 440	<input type="radio"/> kr. 800	<input type="radio"/> kr. 1160	<input type="radio"/> kr. 2200	<input type="radio"/> kr. 5200	<input type="radio"/> kr. 8800
<input type="radio"/> kr. 120	<input type="radio"/> kr. 480	<input type="radio"/> kr. 840	<input type="radio"/> kr. 1200	<input type="radio"/> kr. 2400	<input type="radio"/> kr. 5600	<input type="radio"/> kr. 9200
<input type="radio"/> kr. 160	<input type="radio"/> kr. 520	<input type="radio"/> kr. 880	<input type="radio"/> kr. 1280	<input type="radio"/> kr. 2600	<input type="radio"/> kr. 6000	<input type="radio"/> kr. 9600
<input type="radio"/> kr. 200	<input type="radio"/> kr. 560	<input type="radio"/> kr. 920	<input type="radio"/> kr. 1360	<input type="radio"/> kr. 2800	<input type="radio"/> kr. 6400	<input type="radio"/> Annet beløp
<input type="radio"/> kr. 240	<input type="radio"/> kr. 600	<input type="radio"/> kr. 960	<input type="radio"/> kr. 1440	<input type="radio"/> kr. 3200	<input type="radio"/> kr. 6800	<input checked="" type="radio"/> Vet ikke
<input type="radio"/> kr. 280	<input type="radio"/> kr. 640	<input type="radio"/> kr. 1000	<input type="radio"/> kr. 1520	<input type="radio"/> kr. 3600	<input type="radio"/> kr. 7200	

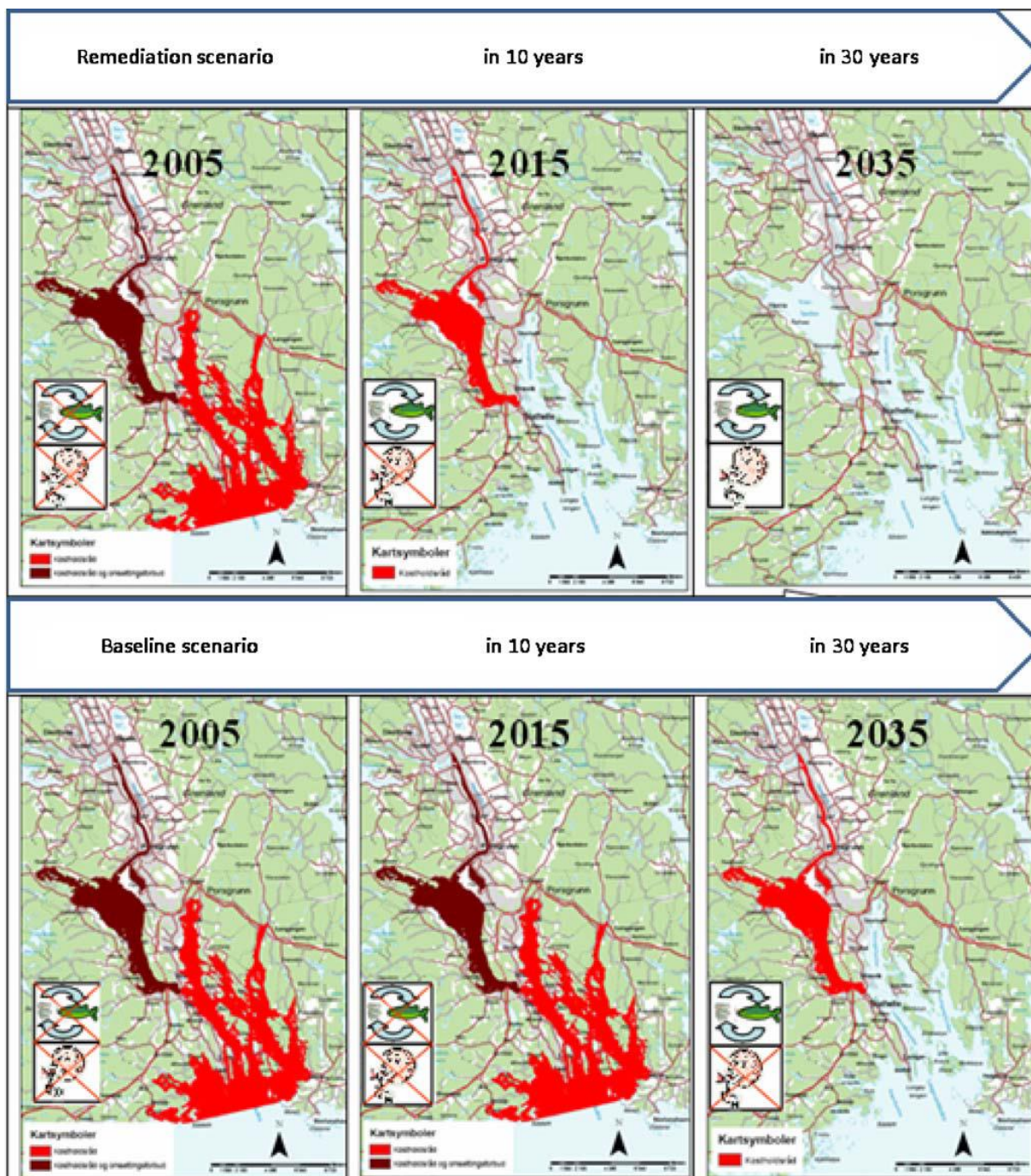
<< >>

Personvern, rettslig/tinger

Figur V1.2. Verbal scenariobeskrivelse (forut for kart og tegninger i og betalingskort (dvs. liste over mulige beløp) i Betinget Verdsetting (CV) – studien av betalingsvillighet for bedre vannkvalitet brukt i Barton et al (2009).



Figur V1.3. Eksempel på et valgkort brukt i et valgeksperiment (Choice Experiment (CE) om bedre vannkvalitet i Vansjø (Kilder: Lande 2008, Barton et al. 2009).



Figur V1.4. Scenariobeskrivelse i betinget verdsetningsstudie av forurensede fjordsedimenter i Grenlandsfjorden. Kilde: Barton et al. (2010).

Husstanders verdsetting av kostholdsråd gjenspeiler i første rekke deres betalingsvillighet for miljøkvalitetsforbedringen, slik at helse-effekter bør verdsettes separat v.h.a. anslag for endret hyppighet av ulike sykdommer og for tidlig død; som kan verdsettes med overførte enhetspriser for sykdommer, samt Verdi av Statistisk Liv (VSL) og/eller verdi av leveår (VOLY) . Eventuelt i form av DALY som en ikke-monetær enhet. En bør i begge tilfeller vurdere mulighetene for dobbelttelling av helse-effekter i den grad de også er helt eller delvis dekket av husstanders betalingsvillighet for opphevelse av kostholdsråd.

Vedlegg 2 Tiltakskostnader

V2.1. Tiltakskostnader Harstad/Narvik lufthavn, Evenes

Tiltakskostnader fra Tiltaksplan Harstad/Narvik lufthavn, Evenes Skisseprosjekt (Norconsult, 2015)

Akseptkriterier:

Fra Vannforskriftens miljøkvalitetsstandard: Det er foreslått en AA-QSferskvann på 0,65 ng PFOS/l. Dette er utledet fra en verdi på QSbiota, hh = 9,1 µg PFOS/kg, og denne gjenspeiles i Avinors miljømål om god vannkvalitet og gode livsbetingelser for berørte arter

Basert på beregnet spredning fra de ulike kildene: Det legges opp til en reduksjon av konsentrasjonene av PFOS i Lavangsvatnet, representert ved utløpet til Tårstadosen, ned til ca. 7 ng PFOS / l.

Oppsummert foreslås følgende akseptkriterier i vann:

- Lavangsvatnets utløp til Tårstadelva (O-5), <7 ng/l.
- Bekkens utløp til Lavangsvatnet (O-4/EVE5), <750 ng/l. Dette tilsvarer <1350 ng/l i bekkens øvre del (EVE4), som er den konsentrasjonen som kan aksepteres oppstrøms rensetrinnet før tiltaket kan fjernes.

Kostnader:

5 tiltakskombinasjoner som antas å ha full renseseffekt, med 11.2 kg estimert utslippsreduksjon

Tabell 4-9: Investerings- og kostandsforutsetninger for de ulike tiltaksalternativene.

Forutsetninger Årlige kostnader	Hvert x år	A1. Grøft med rensing	A1. Grøft med rensing	A2-1. Bortgraving, deponi	A2-1. Bortgraving, deponi	A2-2. Bortgraving, vasking	A2-2. Bortgraving, vasking	A3. Tildekking	A3. Tildekking	A4. Rensing av bekkevann	A4. Rensing av bekkevann
		15 år	6 mnd	Alt	Hotspot	Alt	Hotspot	Alt	Hotspot	30 år	45 år
Investering		13,398,113	7,022,309	41,633,159	15,025,223	38,226,084	12,918,747	13,336,653	6,601,784	12,247,292	11,722,447
Felleskost drift	1	141,655	70,994	0	0	0	0	0	0	169,825	179,050
Rydding- drift	5	55,200	0	0	0	0	0	0	0	22,080	22,080
Tildekking- drift	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oppgraving- drift	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stabilisering- drift	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tiltak bekk-drift	1	6,900	0	0	0	0	0	0	0	6,900	6,900
Fjerne installasjoner- drift	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vannrensning- reetablering	15	0	0	0	0	0	0	0	0	8,280,000	8,280,000
Vannrensning- drift	1	1,402,287	709,941	0	0	0	0	0	0	1,411,671	1,411,671
Levetid prosjekt (år)	30	15	1	1	1	1	1	1	1	30	45
Realavkastningskrav	4 %										

Tabell 4-10: Resultater og usikkerheter for alle tiltaksalternativer.

Vannrensing som eneste tiltak					Kostn. per kg redusert utslipp (mill NOK)			Levetid
	Forv. Effekt	Lav Effekt	Høy Effekt	Netto nåverdi	Forv. Effekt	Lav Effekt	Høy Effekt	
A1	5.5	3.0	8.0	30,205,142	5.5	10.1	3.8	15
A4	11.2	6.2	16.2	51,327,381	4.6	8.3	3.2	45
A1	11.2	6.2	16.2	73,929,977	6.6	11.9	4.6	30
Øvrige tiltakskombinasjoner	Fjerne/vaske/tildekke all forur. masse + A4 (30år)				Kostn. per kg redusert utslipp (mill NOK)			Levetid
	Forv. Effekt	Lav Effekt	Høy Effekt	Netto nåverdi	Forv. Effekt	Lav Effekt	Høy Effekt	
A2-1, inkl A1 som risikoreduserende tiltak i anleggsperioden (6 mnd)	11.2	6.2	16.2	91,259,838	8.1	14.7	5.6	30
A2-2, inkl A1 som risikoreduserende tiltak i anleggsperioden (6 mnd)	10.5	5.5	15.5	87,983,804	8.4	16.0	5.7	30
A2-1	11.2	6.2	16.2	83,756,718	7.5	13.5	5.2	30
A2-2	10.5	5.5	15.5	80,480,685	7.7	14.6	5.2	30
A3	11.2	6.2	16.2	56,548,540	5.0	9.1	3.5	30
Øvrige tiltakskombinasjoner	Fjerne/vaske/tildekke mest forur. omr. + A4 (30år)				Kostn. per kg redusert utslipp (mill NOK)			Levetid
	Forv. Effekt	Lav Effekt	Høy Effekt	Netto nåverdi	Forv. Effekt	Lav Effekt	Høy Effekt	
A2-1, inkl A1 som risikoreduserende tiltak i anleggsperioden (6 mnd)	9.2	5.2	13.2	65,675,284	7.1	12.6	5.0	30
A2-2, inkl A1 som risikoreduserende tiltak i anleggsperioden (6 mnd)	7.3	3.8	10.8	63,649,827	8.7	16.7	5.9	30
A2-1	9.2	5.2	13.2	58,172,165	6.3	11.2	4.4	30
A2-2	7.3	3.8	10.8	56,146,707	7.7	14.8	5.2	30
A3	9.2	5.2	13.2	50,072,704	5.4	9.6	3.8	30
Øvrige tiltakskombinasjoner	Fjerne/vaske/tildekke all forur. masse				Kostn. per kg redusert			Levetid
	Forv. Effekt	Lav Effekt	Høy Effekt	Netto nåverdi	Forv. Effekt	Lav Effekt	Høy Effekt	
A2-1, inkl A1 som risikoreduserende tiltak i anleggsperioden (6 mnd)	5.5	3.0	8.0	47,535,003	8.6	15.8	5.9	
A2-2, inkl A1 som risikoreduserende tiltak i anleggsperioden (6 mnd)	4.8	2.3	7.3	44,258,969	9.2	19.2	6.1	
A3	3.3	1.8	4.8	12,823,705	3.9	7.1	2.7	
Øvrige tiltakskombinasjoner	Fjerne/vaske/tildekke mest forur. omr.				Kostn. per kg redusert			Levetid
	Forv. Effekt	Lav Effekt	Høy Effekt	Netto nåverdi	Forv. Effekt	Lav Effekt	Høy Effekt	
A2-1, inkl A1 som risikoreduserende tiltak i anleggsperioden (6 mnd)	2.5	1.0	4.0	21,950,449	8.8	22.0	5.5	
A2-2, inkl A1 som risikoreduserende tiltak i anleggsperioden (6 mnd)	2.1	1.1	3.1	19,924,992	9.5	18.1	6.4	
A3	2.0	1.0	3.0	6,347,869	3.2	6.3	2.1	

V2.2. Tiltakskostnader Kristiansand lufthavn, Kjevik

Tiltakskostnader fra Tiltaksplan Kristiansand lufthavn, Kjevik Skisseprosjek (Norconsult, 2016)

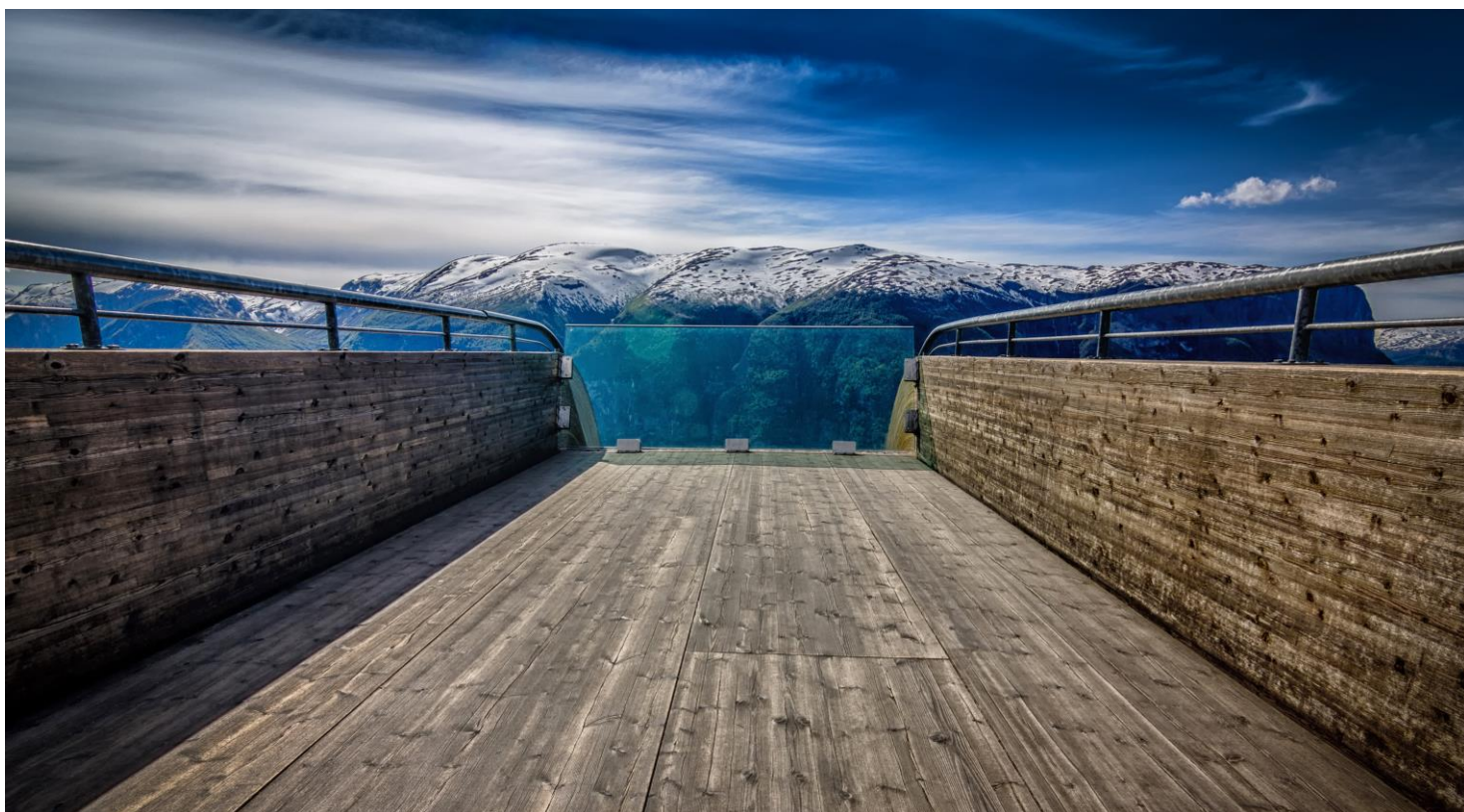
Det er beregnet tiltakskostnader for to ulike akseptkriterier – 0,65 ng/l vann og 230ng/l vann, hvor det andre akseptkriteriet er basert på en beregning av PNECferskvann (Predicted No Effect Concentration), som er beregnet til 0,23 µg/l basert på resultater fra en kronisk test med Chironomus tentans (Klif & Aquateam, 2012). 0,65 ng/liter er grenseverdi som i forslag til Vannforskriften (AA-QSbiota = 0,65 ng/l).

Effektene av alle tiltakene som gjør at det oppnås 0,65 ng PFOS/l i strandsonen i Topdalselva utenfor brannøvingsfeltene, er en reduksjon på 26 kg PFOS i løpet av levetiden i forventet case. For tiltakene som er vurdert nødvendig for å nå akseptgrensen på 230 ng/l, er reduksjonen 21.6 kg i løpet av levetiden.

Tabell 5-4: Kalkyle BØF 1 og BØF2. Kostnadsestimater for aktuelle løsninger for konsentrasjonene 0,65ng/l og 230ng/l i strandsonen i Topdalselva utenfor brannøvingsfeltene. Tiltakskombinasjoner refererer til Tabell 5-2.

Tiltakskombinasjon	Tiltakskombinasjon 1.1		Tiltakskombinasjon 1.2		Tiltakskombinasjon 1.3	
	Grunnvannrensning + tildekking BØF1 og BØF2		Grunnvannrensning + tildekking BØF1 og oppgraving BØF2		Grunnvannrensning + stabilisering BØF1 og BØF2	
	0,65ng/l		0,65ng/l		0,65ng/l	
	BØF1	BØF2	BØF1	BØF2	BØF1	BØF2
Felleskost investering- umettet sone	5,049,460	5,304,740	5,053,200	6,117,050	2,169,200	689,600
Felleskost investering- mett sone	5,314,309	5,418,747	5,316,809	5,418,747	5,316,809	5,418,747
Umettet sone- oppm/rydding- investering	54,600	85,400	92,000	92,000	92,000	92,000
Umettet sone- rydding- drift	0	0	0	0	0	0
Umettet sone- tildekking- investering	11,240,000	11,802,000	11,240,000	0	0	0
Umettet sone- tildekking- drift	39,200,000	41,160,000	39,200,000	0	0	0
Umettet sone- oppgraving- investering	0	0	0	61,078,500	0	0
Umettet sone- oppgraving- drift	0	0	0	0	0	0
Umettet sone- stabilisering- investering	0	0	0	0	21,600,000	6,804,000
Umettet sone- stabilisering- drift	0	0	0	0	0	0
Mettet sone- omlegging OV dren- investering	0	367,412	0	367,412	0	367,412
Mettet sone- omlegging OV dren- drift	0	0	0	0	0	0
Mettet sone- tiltak bekk- investering	0	331,970	0	331,970	0	331,970
Mettet sone- tiltak bekk- drift	0	0	0	0	0	0
Mettet sone- grunnvannrensning- investering	16,888,090	17,233,090	16,913,090	17,233,090	16,913,090	17,233,090
Mettet sone- grunnvannrensning- drift	36,255,000	36,255,000	36,255,000	36,255,000	36,255,000	36,255,000
Grunnkalkyle inkl/felleskostnader	114,001,459	117,958,359	114,070,099	126,893,769	82,346,099	67,191,819
Basiskalkyle	131,101,678	135,652,113	131,180,614	145,927,835	94,698,014	77,270,592
P50- Forventet kostnad	157,322,013	162,782,536	157,416,737	175,113,401	113,637,617	92,724,710

Tiltakskombinasjon	Tiltakskombinasjon 2.1		Tiltakskombinasjon 2.2		Tiltakskombinasjon 2.3	
	Grøfterensning BØF2+ tildekking BØF1 og BØF2		Grøfterensning BØF2+ tildekking BØF1 og oppgraving BØF2		Grøfterensning BØF2+ stabilisering BØF1 og oppgraving BØF2	
	230ng/l		230ng/l		230ng/l	
	BØF1	BØF2	BØF1	BØF2	BØF1	BØF2
Felleskost investering- umettet sone	2,363,160	948,120	2,363,160	624,120	975,160	624,120
Felleskost investering- mett sone	0	347,892	0	347,892	0	347,892
Umettet sone- oppm/rydding- investering	31,600	41,200	31,600	41,200	31,600	41,200
Umettet sone- rydding- drift	0	0	0	0	0	0
Umettet sone- tildekking- investering	4,000,000	1,600,000	4,000,000	0	0	0
Umettet sone- tildekking- drift	19,600,000	7,840,000	19,600,000	0	0	0
Umettet sone- oppgraving- investering	0	0	0	6,200,000	0	6,200,000
Umettet sone- oppgraving- drift	0	0	0	0	0	0
Umettet sone- stabilisering- investering	0	0	0	0	9,720,000	0
Umettet sone- stabilisering- drift	0	0	0	0	0	0
Mettet sone- omlegging OV dren- investering	0	367,412	0	367,412	0	367,412
Mettet sone- omlegging OV dren- drift	0	0	0	0	0	0
Mettet sone- tiltak bekk- investering	0	331,970	0	331,970	0	331,970
Mettet sone- tiltak bekk- drift	0	537,300	0	537,300	0	537,300
Mettet sone- grunnvannrensning- investering	0	1,973,584	0	1,973,584	0	1,973,584
Mettet sone- grunnvannrensning- drift	0	268,650	0	268,650	0	268,650
Grunnkalkyle inkl/felleskostnader	25,994,760	14,256,128	25,994,760	10,692,128	10,726,760	10,692,128
Basiskalkyle	29,893,974	16,394,547	29,893,974	12,295,947	12,335,774	12,295,947
P50- Forventet kostnad	35,872,769	19,673,456	35,872,769	14,755,136	14,802,929	14,755,136



Menon Economics analyserer økonomiske problemstillinger og gir råd til bedrifter, organisasjoner og myndigheter. Vi er et medarbeidereiet konsultentselskap som opererer i grenseflatene mellom økonomi, politikk og marked. Menon kombinerer samfunns- og bedriftsøkonomisk kompetanse innenfor fagfelt som samfunnsøkonomisk lønnsomhet, verdsetting, nærings- og konkurranseøkonomi, strategi, finans og organisasjonsdesign. Vi benytter forskningsbaserte metoder i våre analyser og jobber tett med ledende akademiske miljøer innenfor de fleste fagfelt. Alle offentlige rapporter fra Menon er tilgjengelige på vår hjemmeside www.menon.no.

+47 909 90 102 | post@menon.no | Sørkedalsveien 10 B, 0369 Oslo | menon.no