

2343

NINA Rapport

Økosystemtjenester i naturregnskap etter FN-standarden i Norge

Vurdering av biofysiske modeller og datagrunnlag

Graciela M. Rusch, Sigrid Engen, Laura Friedrich, Kjetil Hindar, Svein Olav Krøgli, Bart Immerzeel, Erling Solberg, Berit Köhler, Wenche Dramstad, Zander Venter, Reto Spielhofer, Erik Stange og David N. Barton



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Økosystemtjenester i naturregnskap etter FN-standarden i Norge

Vurdering av biofysiske modeller og datagrunnlag

Graciela M. Rusch
Sigrid Engen
Laura Friedrich
Kjetil Hindar
Svein Olav Krøgli
Bart Immerzeel
Erling Solberg
Berit Köhler
Wenche Dramstad
Zander Venter
Reto Spielhofer
Erik Stange
David N. Barton

Rusch, G.M., Engen, S., Friedrich, L., Hindar, K., Krøgli, S.O., Immerzeel, B., Solberg, E., Köhler, B., Dramstad, W., Venter, Z., Spielhofer, R., Stange, E. & Barton, D.N. 2024. Økosystemtjenester i naturregnskap etter FN-standard i Norge: Vurdering av tilgjengelige modeller og datagrunnlag. NINA Rapport 2343. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, Februar 2024

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5144-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Elisabeth Veivåg Helseth

ANSVARLIG SIGNATUR

Forsknings sjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2708|2024

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Kristen Grønvik Bråten

FORSIDEBILDE

© Juliet Landrø

NØKKEWORD

SEEA EA, romlige data, regulerende økosystemtjenester, opplevelses- og kunnskapstjenester, forsyningstjenester

KEY WORDS

Ecosystem accounting, spatial data, regulating services, cultural ecosystem services, provisioning services

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Rusch, G.M., Engen, S., Friedrich, L., Hindar, K., Krøgli, S.O., Immerzeel, B., Solberg, E., Köhler, B., Dramstad, W., Venter, Z., Spielhofer, R., Stange, E. & Barton, D.N. 2024. Økosystemtjenester i naturregnskap etter FN-standard i Norge: Vurdering av tilgjengelige modeller og datagrunnlag. NINA Rapport 2343. Norsk institutt for naturforskning

Målet med denne rapporten har vært å gi en oversikt over eksisterende modeller og datasett som kan brukes til å produsere biofysiske regnskaper av økosystemtjenester etter SEEA EA-standard i Norge. Vi evaluerte modeller og data for de tolv hovedkategoriene av økosystemtyper foreslått av Eurostat som oppfølging av implementering av standarden og som Norge er bundet til gjennom EØS-avtalen. Vi har gitt en oversettelse av disse kategoriene for norske økosystemer. Gjennomgangen inkluderer: (i) ni forsyningstjenester, inkludert mat og fiber, genetiske ressurser og vann, (ii) tjue regulerings- og vedlikeholdstjenester og (iii) fire opplevelses- og kunnskapstjenester. I hvert tilfelle gir vi en beskrivelse av økosystemtjenestemodellene som er utviklet i Europa og vi går igjennom de underliggende biofysiske modellene som har blitt brukt i Norge. Vi presenterer deretter eksisterende datasett som kan brukes til å utarbeide nasjonale naturregnskap for økosystemtjenester. Vi viser også hvordan de forskjellige komponentene i naturregnskap kobles sammen gjennom økosystemtjeneste-modellene. Når det gjelder opplevelses- og kunnskapstjenester, presenterer vi noen metoder som fanger opp ikke-bruksverdier, men som ikke er egnet for SEEA EA-regnskap. Disse metodene kan likevel være verdifulle for å vurdere økosystemtjenester og naturregnskap for andre bruksområder. Siden økosystemregnskap er romlig eksplisitte, er datagrunnlaget regnskapene bygger på særlig relevant i de tilfeller der man tar beslutninger om arealbruk som f.eks. i regionale- og kommuneplaner. Hvis avgrensningen av økosystemene har tilstrekkelig høy oppløsning, kan de biofysiske modellene for økosystemtjenester være et svært nyttig informasjonsgrunnlag for beslutninger om arealbruk og arealplanlegging på regionalt og lokalt nivå.

Vi identifiserer fire områder hvor man trenger mest innsats:

(i) Romlige datalag («spatial data layers» i SEEA EA 2022) som bedre representerer arealer som produserer økosystemtjenester (tjenesteytende økosystemarealer), også for regnskap på nasjonalt nivå. Dette betyr romlig eksplisitte data av økosystemenes utbredelse som kan oppdateres jevnlig for alle økosystemtyper samtidig. På nasjonalt nivå trengs det spesielt kart over myrer, og en finere differensiering av gressmark, fjell- og marine økosystemer, samt finere oppløsning av kart over grønninfrastruktur i byer og av semi-naturlige naturtyper i jordbrukslandskapet. Det trengs også kart som representerer tilstandsvariablene som inngår som faktorer i økosystemtjenestemodellene. Bruken av jordobservasjonsdata er i rask utvikling i Norge og internasjonalt. Disse dataene kan være den eneste måten for å overvåke kvantitative endringer i økosystemtjenester på regelmessig basis. Data som det er mulig å framskaffe med fjernmålingsdata være i tråd med SEEA EA prinsipper (regelmessig oppdatering). For eksempel er det behov for kart over skogens alder og struktur, som påvirker produksjonen av økosystemtjenester på ulike måter (f.eks. habitat for stedegnete arter, rekreasjon, klimaregulering, jorderosjonskontroll, og tjenester knyttet til vannføring (inkl. flomkontroll)). Regelmessig oppdaterbare romlige data kan også brukes for å overvåke endringer i skogstruktur som forårsakes av skadeinsekter, sykdommer og andre naturlige forstyrrelser (f.eks. vindfall). For å identifisere, måle og fastsette romlig fordeling av marine økosystemtjenester, er det også behov for mer detaljerte, omfattende og sammenhengende kart over utbredelsen og omfanget av viktige økosystemer (på nivå 2 eller 3). Utbredelsen og fordelingen av makroalger, sjøgress, tidevannsmyrer og bløtbunnsedimenter er ikke fullstendig kartlagt. De kartene som er tilgjengelig oppdateres heller ikke med jevne mellomrom.

(ii) Regnskap for økosystemtjenester kan gjøres etter en trinnvis tilnærming (Nivå 1 til 3).

Vi gjør en foreløpig vurdering av hvilket nivå de ulike økosystemtjenestene kan modelleres.

Nivå 1-tilnærming kan brukes for å overvinne den ujevne kvaliteten på tilgjengelige data mellom forskjellige økosystemtyper og tilstander. Slå-opp-tabeller («Look-up-tables») har vært den

metode som blitt foreslått og brukt i stor utstrekning i ØT-modellering for å møte Nivå 1-tilnærmingen. Denne tilnærming vil kunne brukes for å modellere karbonopptak- og lagring der man tar hensyn til alle økosystemtypene, inkl. ferskvann og marine system, skog, økosystemene i fjell og myr med deres forskjellige egenskaper og tilstand. Tilnærmingen kan også brukes for vannrensningsfunksjoner og andre støttende tjenester knyttet til marine systemer, spesielt i tilknytning til akvakultur, og skadedyrbekjempelse med naturlige fiender.

Nivå 2-tilnærminger kan utvikles for økosystemtjenester som har en empirisk base på tvers av økosystemtypene i Norge. De eksisterende modellene er parametrisert og utviklet for norske forhold. Dette vil være tilfelle for vannføringsregulering og flomregulering, jorderosjonsregulering samt tjenester knyttet til arter der man har betydelig mengder med data som samles inn regelmessig (f.eks. villaks, vilt, marine fiskearter). I tillegg, andre regulerende tjenester som opprettholdelse av habitat og populasjoner av nyttige arter, opprettholdelse av habitat og populasjoner av norsk fauna og flora, pollinering, skadedyrbekjempelse med naturlige fiender i marine system, genetiske ressurser, og opplevelses- og kunnskapstjenester.

Nivå 3-tilnærmingen er den tilnærmingen som gir minst usikre data på økosystemtjenester og krever mye empiriske data. Nivå-3 tilnærmingen er ikke egnet for vurdering på nasjonalt nivå fordi de krever høy romlig oppløsning av parametrisering og validering. Denne tilnærmingen kan derimot være egnet for vurderinger av økosystemtjenester med lokal anvendelse der man trenger høy romlig oppløsning slik at de støtter beslutningene som skal tas for bruk av arealene (Barton m.fl. 2018). Eksempler på økosystemtjenester der nivå-3 tilnærmingen er egnet: Pollineringstjenester som støtter beslutninger om konkrete tiltak på gårds- eller landskapsnivå, planlegging og overvåking av grønninfrastruktur i byer, tjenester knyttet til samisk næring og kultur som kartlegges med hjelp av tradisjonell kunnskap, opplevelses- og kunnskapstjenester som kartlegges med hjelp av medvirkningsprosesser.

(iii) Noen av støttemodellene (hydrologisk, jorderosjon, avrenning) til økosystemtjenestemodeller er utviklet i Norge. En integrering av disse modellene inn i et økosystemregnskap vil ikke kreve mye ressurser. For å være på linje med SEEA EA-standarden, bør disse modellene inkludere økosystemegenskaper som faktorer. Disse gjelder både vedvarende variabler som skogsbonitet, og tilstandsvariabler som påvirkes av drift/forvaltningen, som skogbestandsalder.

(iv) Økosystemtjenestemodeller tar sikte på å oppsummere funksjoner til komplekse, naturlige systemer, der kunnskapen er ufullstendig. Regnskap over økosystemtjenester bør dokumentere usikkerhet, gjerne gjennom å visualisere usikkerhet. Dette kan gi grunnlag for å adressere data- og kunnskapshull. Usikkerhet i det datagrunnlaget setter grenser for hvor meningsfylt verdsetting etter SEEA EA standarden (transaksjonsprinsippet) kan bli. På den annen side kan biofysiske økosystemtjenester modeller og bruk av andre verdsettingsprinsipper (IPBES 2022) være nyttige verktøy som kan gi støtte til bærekraftige beslutning på regionalt- og lokaltnivå.

Sammenfattende tabell om kunnskapsstatus og behov for videre arbeid

Økosystemtjeneste	Kunnskapsgrunnlag - status	Behov for videre arbeid
<i>Forsyningstjenester</i>		
Dyrket mark	(i) Statistikk tilgjengelig for avlinger, men ikke disaggregert på dyrket mark enhet. (ii) Inkluderer for produksjon	(i) Lage modell basert på 'økosystemets bidrag' til mat produksjon (inkl. kobling til indikatorer av jordhelse). (ii) Skille ut avlinger som er pollinator-avhengige. (iii) Utvikle kart over <i>in situ</i> genetiske ressurser ('on-farm', og i naturlige habitat).

Gressmark	(i) Store mangel av kart over økosystemtypen.	(i) Utvikle oppdaterbar kart over semi-naturlige og naturlige gressmarker. (ii) Statistikk over fôr produksjon. (iii) Kart over viktige <i>in situ</i> genetiske ressurser.
Skog	(i) Skogressurskartet SR16 (heldekkende datasett som treslag, middel høyde og tømmer volum). (ii) Statistikk på tømmer og annen masse (kommune nivå). (iii) Statistikk på viltkjøtt (kommune nivå).	(i) Utvikle modell / hente data for fôr produksjon fra skog. (ii) Utvikle romlig eksplisitt modell av forsyning av <i>in situ</i> genetiske ressurser for skog. (iii) Utvikle indikator av andel av viltressurser som bruker skog. (iv) Statistikk og kart over bær- og sopp ressurser.
Hei og åpen vegetasjon	(i) Store mangel av kart over økosystemtypen.	(i) Utvikle oppdaterbar kart som differensierer forskjellige fjelløkosystemer (med økologisk betydning for fôr produksjon, inkl. ressurser for tamrein).
Elver/bekker	(i) Statistikk over fisket fisk (artsnivå/vassdrag) (ii) Genetiske ressurser	(i) Lage indikatorer som kan bedre beskrive vassdragets 'bidrag' til tjenesten (utfordring med anadrom fiskeart). (ii) Utvikle modell/indikatorer av elvenes bidrag til <i>in situ</i> forsyning av genetiske ressurser. (iii) Vurdering av indikatorer/ kart over yngel og ungfisk til kultivering, havbeite og akvakultur.
Innsjøer og tjern	(i) Data på viktige arter (innlandsfiske), enkelte innsjøer.	(i) Utvikle arealdekkende/oppdaterbart, kartfestet statistikk av innlandsfiske
Innaskjærs kystfarvann og åpent hav	(i) Statistikk på fiske («landings») per art. (ii) Statistikk på akvakultur (se rapporten om vurderinger om disse tjenester). (iii) Statistikk på havbeite (iv) Statistikk på fangst av villaks (v) Statistikk på jakt (marine pattedyr) (Fylkeskommune). (vi) Genetisk material (marbank).	(i) Vanskelig å koble fiskestatistikk til økosystemdefinisjon/kart i Strand mfl. 2023. Det foregår et omfattende arbeid med å kartlegge havbunnen langs kysten av Norge. Dette arbeidet vil kunne bidra til mer detaljert avgrensning av marine økosystem. (ii) Vurdere utvikling av indikatorer av økosystemets bidrag til akvakultur. (iii) Utvikling av arealdekkende, oppdaterbar statistikk på havbeite, algeoppdrett, opprett av rensefisk.
Svaberg, kyststrender og dyner	(i) Høsting av skjellsand (ikke fornybar ressurs) (ii) Honningproduksjon kunnet vært viktig (kystlynghei), men statistikk ikke koblet til naturtypen.	(i) Statistikk av honningproduksjon knyttet til kystlynghei kan utvikles. (ii) Sanking av egg og dun er regulert, men, statistikk mangles. Samt kart over sankingsområder.
<i>Regulerende tjenester</i>		
Globalklima regulering	(i) Modeller for globalklima regulering finnes. (ii) Datagrunnlag (karbon lager) mangler for terrestriske økosystemer inkl. jord trengs foruten skog) (iii) Areal og karbonbudsjett beregnet for marine system, men basert på en annen avgrensning av karbon lager enn den i Strand mfl. (2023).	(i) Forbedre datagrunnlag for alle økosystemtyper (spesielt viktig jord i dyrket mark, gressmark/semi-naturlig mark, hei, urbane system). (ii) Forbedre datagrunnlag i skog basert på bestandsalder. (iii) Testing av eksisterende modeller. (iv) Arealdekkende/oppdaterbare indikatorer av karbon lager.

Regulering av lokalt klima	(i)Fjernmålingsbaserte indikatorer utviklet for Oslo.	(i)Data fra andre byer trengs utvikling.
Jorderosjonskontroll	(i)Modell finnes (ii)Data fra Norge finnes for dyrket mark, men ikke arealdekkende.	(i)Utvikling av 'erosjonskontroll funksjon' baserte på norske erosjonsmodeller og data. (ii)Modell utvikling og data for skog/skogdrift og andre system som eksponerer jord (f eks infrastruktur bygging) trenger utvikling. (iii) Oppskalering av modellene (arealdekkende)i
Vannrensning	(i)Modell finnes, og har brukt i Norge. (ii)Vannrensningsfunksjon hos akvatiske arter.	(i)Tilpassing av modeller og datagrunnlag for arealdekkende/oppdaterbar statistikk. (ii)Utvikle modeller for vannrensning i elver/sjøer og i havet.
Sanering av fastavfall	(i)Modeller finnes (men ikke vurdert i detalj i rapporten).	(i) Vurdering av modeller og datagrunnlag.
Luftrensningstjenester	(i)Modeller finnes, men nyere studier viser at funksjonen er ikke så relevant.	
Støydempingstjenester	(i)Modeller finnes. (ii)Krever høy resolusjonsdata på grønninfrastruktur (iii)Krever data på opplevelse av støynivå.	
Begrensning av toppvannføring flomkontroll	(i)Modeller finnes (ii)Norske flomvarsel modeller bør brukes som grunn.	(i)Utvikle 'flomkontroll' indikatorer basert på eksisterende norske flomvarsel modeller.
Kystsikringstjenester	(i)Modeller finnes	(i)Modellene trenger tilpassing til norske forhold. (ii) Arealdekkende/oppdaterbare indikatorer av kystsikringstjenester.
Pollinering av avlinger	(i)Modeller finnes og har blitt brukt i Norge.	(i)Oppdatering av modeller med nye kartgrunnlag (pollinator habitat) (ii)Oppdatering av pollineringseffektivitet data (inkl. med empiriske data fra Norge). (iii)Oppdatering av pollinator avhengighet (avlinger). (iv)Skille ut pollinatoravhengige avlinger på kart.
Biologisk kontroll skadeorganismer	(i)Testmodeller finnes, men ikke fullt utviklet.	(i)Modellene og datagrunnlag må utvikles for Norge.
Formering og opprettholdelse av habitat for nytteplanter og dyr	(i)Data fra Norge tilgjengelige (SVO)	(i) Arealdekkende/oppdaterbare data trengs.
Bevaring av habitater arter mangfolds egenverdi	(i)Ikke-bruks modeller finnes på EU nivå. Biologisk	(i)Egne modeller for Norge trengs.
<i>Opplevelses- og kunnskapstjenester</i>		
Friluftsliv i og nær byer	(i)Modeller av friluftsliv finnes og har blitt utviklet/brukt i Norge. (ii)Data på jakt finnes og rapporteres.	(i)Friluftsliv modellene og data fra Oslo trengs tilpasses andre tettbefolkete steder.

	(iii) Data på sportsfiske finnes (mest i elver og innsjøer) og rapporteres.	(ii) Bær- og sopplukking data mangles. Metoder og indikatorer basert på romlige deltakelse metoder (PGIS) kan med fordel utvikles.
	(iv) Opplevelsestjenester fra kyst- og havøkosystemer	
Visuelle opplevelsestjenester	(i) Metoder/modeller finnes og blitt testet i byer (Oslo), elver/bekker, villmark og landskapsestetikk.	(i) Metode/datagrunnlag for systematisk, areal-dekkende og oppdaterbare metoder trengs utvikling. (ii) Data mangler for kulturlandskap.
Tjenester knyttet til utdanning, vitenskap og forskning	(i) Eksempel på data basert på vill-laks.	(i) Data for andre komponenter av biologisk mangfold/økosystemer trenger utvikling.
Tjenester knyttet til samisk kultur- og næring	(i) Sameting veiledning for konsekvensutredninger.	(i) Utvikling av regnskap av alle økosystemtjenester knyttet til samisk kultur- og næring med en lokaldeltakelse tilnærming.

Graciela M. Rusch (graciela.rusch@nina.no), Kjetil Hindar, Erling Solberg og Reto Spielhofer. Norsk institutt for naturforskning (NINA). Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim. Sigrid Engen. NINA-Tromsø. Postboks 6606, Langnes, 9296 Tromsø. Bart Immerzeel, Zander Venter, David N. Barton. NINA-Oslo. Sognsveien 68, 0855 Oslo. Berit Köhler og Erik Stange. NINA-Lillehammer. Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer

Laura Friedrich (laura.friedrich@niva.no) Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Økernveien 94, 0579 Oslo

Svein Olav Krøgli (svein.olav.kroegli@nibio.no) og Wenche Dramstad. Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO). Høgskoleveien 7, 1433 Ås.

Abstract

Rusch, G.M., Engen, S., Friedrich, L., Hindar, K., Krøgli, S.O., Immerzeel, B., Solberg, E., Köhler, B., Dramstad, W., Venter, Z., Spielhofer, R., Stange, E. & Barton, D.N. 2024. Ecosystem services in SEEA EA accounts in Norway. Assessment of available models and data sets. NINA Report 2343. Norwegian Institute for Nature Research

The aim of this assessment has been to give an overview of existing models and data sets that could be used to produce biophysical accounts of ecosystem services following the SEEA EA standards in Norway. We evaluated models and data for the twelve main categories of ecosystem types following a translation of the typology proposed by Eurostat for Norwegian ecosystems. The review includes: (i) nine main biomass provisioning services, including food and fibers, genetic resources, and water, (ii) twenty regulating and maintenance services, and (iii) four cultural ecosystem services. In each case, we make a description of the ecosystem services models that have been developed in Europe and review the underlying biophysical models in Norway. We then present existing datasets that can be used to prepare national ecosystem accounts following SEEA EA standards. In the case of cultural ecosystem services, we present some methodologies that capture non-use values, which are not suited for SEEA EA accounts, but that could be valuable to assess ecosystem services assessments and accounts for other applications. Since, ecosystem accounts are spatially explicit, relevant applications of the accounts are those where decisions about area use and territorial planning are made. If the delineation of ecosystems is of enough resolution, the biophysical models of ecosystem services can be a very useful information base to inform decisions about land-use allocation and territorial planning at regional and local level.

We identify four areas where the most effort is needed:

(i) Spatial data layers that better represent the areas that produce ecosystem services (ecosystem service providing units), also for national-level accounting. This means spatially explicit data on the distribution of ecosystems that can be updated regularly for all ecosystem types simultaneously. At the national level, there is a particular need for maps of mires, and a finer differentiation of grassland, mountain and marine ecosystems, as well as finer resolution maps of green infrastructure in cities and of semi-natural structures in the agricultural landscape. Spatial data that represent state variables that are included as factors in the ecosystem service models are also needed. The use of earth observation data is developing rapidly in Norway and internationally. These data may be the only way to monitor quantitative changes in ecosystem services on a regular basis. Data that can be obtained with remote sensing data will be in line with SEEA EA principles (regular updating). For example, there is a need for maps of forest age and structure, which affect the production of ecosystem services in different ways (e.g. habitat for native species, recreation services, global climate regulation, soil erosion control, and services related to water flow (incl. flood control). Regularly updated spatial data can also be used to monitor changes in forest structure caused by insect outbreaks, diseases and other natural disturbances (e.g. windfall). To identify, measure and determine the spatial distribution of marine ecosystem services, more detailed, comprehensive and coherent maps of the distribution and extent of key ecosystems (at level 2 or 3) are also needed. The extent and distribution of macroalgae, seagrasses, tidal marshes and soft bottom sediments are not fully mapped. The maps that are available are also not regularly updated.

(ii) Accounting for ecosystem services can be done using a tiered approach (Levels 1 to 3). We make a preliminary assessment of the level at which the different ecosystem services can be modelled:

The Tier 1 approach can be used to overcome the uneven quality of available data between different ecosystem types and states. Look-up-tables is a method that has been proposed and used extensively in ES modelling to meet the Tier 1 level. This approach could be used to model carbon uptake and storage while considering differences in data quality to assess this function

across ecosystem types, including freshwater and marine systems, forests, mountain and marsh ecosystems with their different properties and conditions. The approach can also be used for water purification functions and other supporting services related to marine systems, especially in connection with aquaculture, and pest control by natural enemies in crops.

Tier 2 approaches can be developed for ecosystem services that have an empirical basis across ecosystem types in Norway. The existing models are parameterised and developed for Norwegian conditions. This will be the case for water flow regulation and flood control, soil erosion control and services related to the maintenance of species where significant amounts of data are collected regularly (e.g. wild salmon, game, marine fish species). In addition, a Tier 2 approach can be used to model other regulating services such as maintenance of habitat and populations of economically important species, maintenance of habitat and populations of Norwegian fauna and flora, pollination, pest control with natural enemies in marine systems, genetic resources, and cultural ecosystem services.

The Tier 3 approach is the approach that provides the least uncertain data on ecosystem services and requires a lot of empirical data. The Tier 3 approach is not suitable for national-level assessments because they require high spatial resolution data for parameterization, and model validation. However, this approach may be suitable for assessments of ecosystem services with local application where high spatial resolution and accuracy is needed to support land use decisions (Barton et al. 2018). Examples of ecosystem services where the Tier 3 approach is suitable are: Pollination services that support decisions on specific measures at the farm or landscape level, planning and monitoring of green infrastructure in cities, services related to Sámi livelihoods and culture that are mapped using traditional knowledge, and cultural services that are mapped using participatory processes.

(iii) Some of the supporting models (hydrological, soil erosion, runoff) used in ecosystem service modelling have been developed in Norway. Integrating these models into an ecosystem accounting system will not require a lot of resources. To be in line with the SEEA EA standard, these models should include ecosystem properties as factors. These include both persistent variables, such as forest fertility, and condition variables that are influenced by management, such as forest stand age.

(iv) Ecosystem service models aim to summarise complex functions of natural systems where knowledge is incomplete. Ecosystem services accounts should therefore document and visualise uncertainty. This can provide a basis for addressing data and knowledge gaps. Uncertainty in the biophysical data base limits how suitable valuation according to the SEEA EA standard (exchange-value principle) can be. On the other hand, biophysical ecosystem services modelling and the use of other valuation approaches (IPBES 2022) can be useful tools to support sustainable decisions at regional and local levels.

Graciela M. Rusch (graciela.rusch@nina.no), Kjetil Hindar, Erling Solberg og Reto Spielhofer. Norwegian Institute for Nature Research (NINA). Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norway. Sigrid Engen. NINA-Tromsø. Postboks 6606, Langnes, 9296 Tromsø, Norway. Bart Immerzeel, Zander Venter, David N. Barton. NINA-Oslo. Sognsveien 68, 0855 Oslo, Norway. Berit Köhler og Erik Stange. NINA-Lillehammer. Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer, Norway.

Laura Friedrich (laura.friedrich@niva.no) Norwegian Institute for Water Research (NIVA). Økernveien 94, 0579 Oslo, Norway

Svein Olav Krøgli (svein.olav.krogli@nibio.no) og Wenche Dramstad. Norwegian Institute for Bioeconomy Research (NIBIO). Høgskoleveien 7, 1433 Ås.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	8
Innhold	10
Forord	12
1 Biofysisk regnskap av økosystemtjenester	13
1.1 Grunnleggende prinsipper i SEEA EA standarden.....	15
2 Inndeling av økosystemtyper: Kartgrunnlag for Norge	17
3 Teoretisk grunnlag av eksisterende biofysiske økosystemtjenestemodeller	19
3.1 Forsyningstjenester.....	22
3.2 Regulerings-tjenester	23
3.3 Opplevelses- og kunnskapstjenester	24
4 Forsyningstjenester	25
4.1 Bebyggelse/samferdsel.....	25
4.2 Dyrket mark.....	26
4.3 Gressmark	30
4.4 Skog.....	32
4.5 Forsyningstjenester fra hei og åpen vegetasjon.....	38
4.6 Våtmark.....	39
4.7 Elver/bekker	40
4.8 Innsjøer og tjern	49
4.9 Innaskjærs kystfarvann	51
4.10 Svaberg, kyststrender og dyner	58
4.11 Åpent hav.....	59
5 Regulerende tjenester	61
5.1 Tjenester koblet til regulering av klima	61
5.2 Tjenester koblet til jordfunksjoner.....	68
5.3 Tjenester knyttet til rensingsfunksjoner	72
5.4 Regulering av vannføring og flomkontroll.....	75
5.5 Regulerende funksjoner i elver/bekker	79
5.6 Regulerende funksjoner i svaberg, kyststrender og dyner	79
5.7 Kystsikringstjenester	79
5.8 Intermediære tjenester til dyrket mark, skog og hav.....	80
5.9 Bevaring av habitater og arter - Biologisk mangfolds egenverdi	84
5.10 Beholdningen av biologisk mangfold og økosystemfunksjoner	88
6 Opplevelses- og kunnskapstjenester	89
6.1 Rekreasjonsrelaterte tjenester	89
6.2 Visuelle opplevelsestjenester	93
6.3 Tjenester knyttet til utdanning, vitenskap og forskning.....	96
6.4 Åndelige, kunstneriske og symbolske tjenester.....	97
6.5 Opplevelsestjenester fra kyst- og havøkosystemer.....	98
7 SEEA EA regnskap av økosystemtjenester knyttet til samisk næring og kultur	99

8 Vurdering av kunnskapsstatus	101
8.1 Vurdering av utviklingsbehov	101
8.2 Pågående prosjekter	108
8.3 Beredskapsnivå for å implementere regnskap for økosystem-tjenester i Norge	109
8.4 Et system som kan ta hensyn til usikkerhet i datagrunnlaget.....	110
8.5 Kostnader for å fullføre nasjonalt regnskap for økosystemtjenester.....	111
9 Økosystemtjenester i beslutninger på regionalt og lokalt nivå	113
10 Referanser	114
11 Vedlegg	134
11.1 Vedlegg I. Utvalgte økosystemtjenester	134
11.2 Vedlegg II. Statistikk på elvefiske 2018-2022.....	137
11.3 Vedlegg III. Statistikk på sjølaksefiske 2018-2022	137
11.4 Vedlegg IV. Sammenstillingstabeller	137
11.5 Vedlegg V. Data i INCA-modell bevaring av habitater og arter	138

Forord

Denne rapporten er et oppdrag fra Miljødirektoratet. Hovedformålet med oppdraget har vært å innhente kunnskap som understøtter utvikling av et mer komplett og forvaltningsnyttig biofysisk regnskap for økosystemtjenester i samsvar med FNs rammeverk for naturregnskap (System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting; SEEA EA). Utredningen skal også være grunnlaget for senere monetær verdsetting av et utvalg av økosystemtjenester som følger SEEA EA retningslinjer for nasjonalt naturregnskap. Vi har også vurdert hvordan data om økosystemtjenester skal kunne brukes i andre beslutnings-prosesser som krever data med høyere oppløsning, som f.eks. arealplaner etter plan- og bygningsloven (PBL), konsekvensutredninger etter PBL og ulike tiltak og virkemidler i f.eks. jordbrukssektoren og andre sektorer som påvirker natur.

I tillegg til den informasjon som vi har samlet selv, har vi fått gode diskusjoner med kollegene ved Miljødirektoratet og Statistisk sentralbyrå, Lucrezia Gorini, Kristine Grimsrud og Trine H. Braathu Randen. Vi vil takke spesielt Mette Skern-Mauritzen ved Havforskningsinstituttet for informasjon om data som er tilgjengelige gjennom instituttets overvåkingsprogrammer. Vi takker også kollegene ved våre respektive institutter, NINA, NIVA og NIBIO som har bidratt med informasjon om tilgjengelige data, Nils Roar Sælthun ved UiO for innspill til seksjonen om flomdempningsmodeller og Anette L. Havmo som tok hånd om prosjektadministrasjonen.

14 februar 2024, Graciela M. Rusch

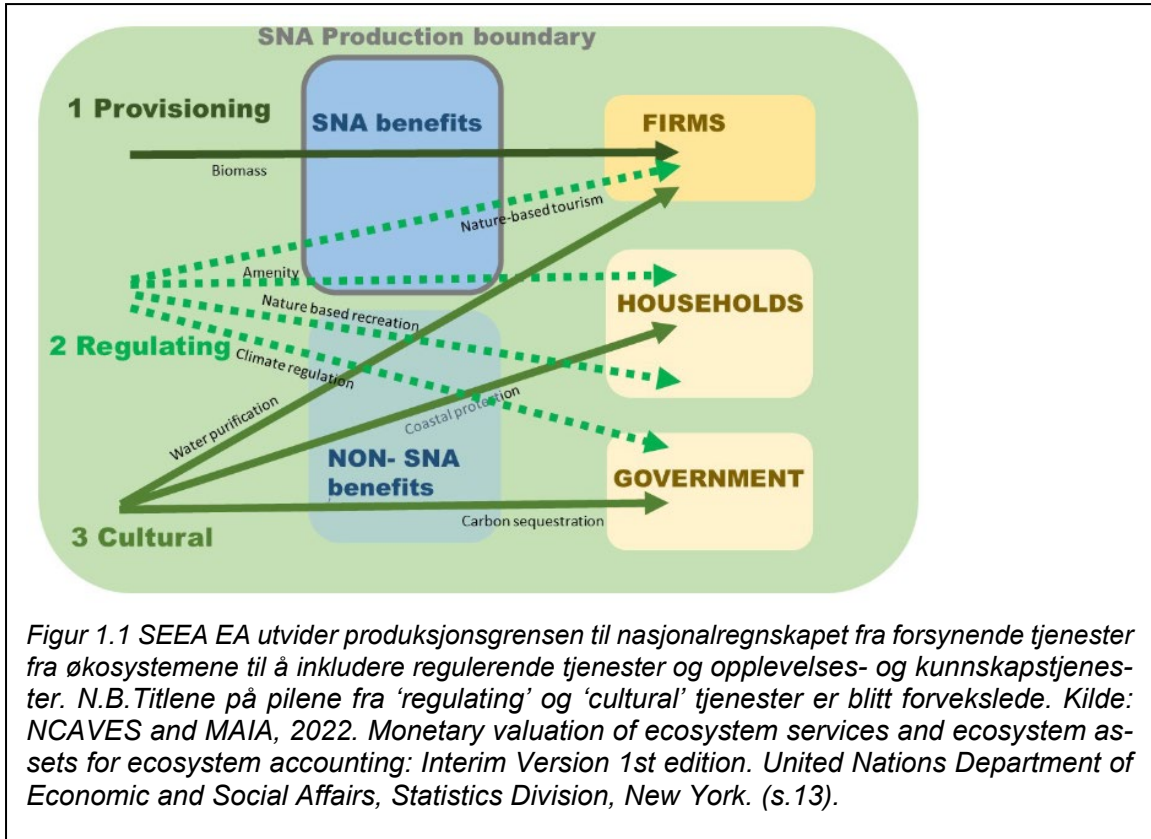
1 Biofysisk regnskap av økosystemtjenester

Naturregnskapet etter FN standarden (System of Environmental Economic Accounting – Ecosystem Accounting – SEEA EA) utvider miljøregnskap i nasjonalregnskapet (SEEA) med økosystemtjenester som oppfølging av prinsippene lagt til grunn i Millennium Ecosystem Assessment utredningen (MA 2005). Formålet til Tusenårsutredningen var å synliggjøre samfunnsnyttene av natur. Den underliggende målsettingen var at man ved å anerkjenne betydningen av økologiske funksjoner for menneskets velferd vil unngå forringelse av naturen, tap av biologisk mangfold og at dette vil føre til bærekraftig bruk av naturen. Det konseptuelle grunnlaget for økosystemtjenester- (naturgoder) modeller tar derfor sikte på å synliggjøre årsakssammenhenger mellom økosystemstrukturer og -funksjoner, naturgoder, nytte og verdsetting. I følge Miljødirektoratet (2023) er hovedformålet med et naturregnskap etter FNs rammeverk «å systematisere kunnskap om naturen på en slik måte at økosystemenes bidrag til samfunnet blir synlig og dermed lettere kan hensyntas i offentlige og private beslutningsprosesser».

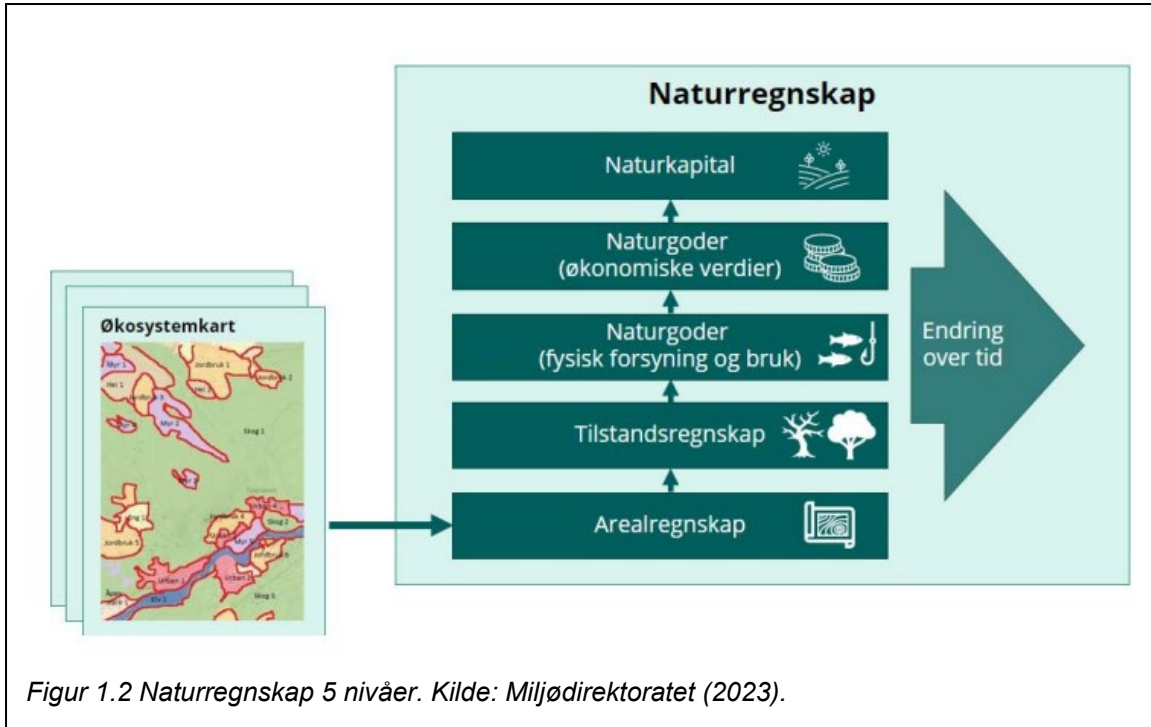
SEEA EA integrerer prinsippene i Tusenårsutredningen på en måte som er konsistent med FNs standarder for nasjonalregnskap. Dette gjelder:

- redefinisjon av «produksjonsgrensen» som utvider nasjonalregnskapsystemet (System of National Accounts-SNA) til også å vurdere regulerende og opplevelses- og kunnskapstjenesters- bidrag til nasjonaløkonomien (Figur 1.1)
- en fullstending fordeling av forsyning av naturgoder («supply») fra ulike sektorer i nasjonaløkonomien («use»), som er konsistent med sektorer i nasjonalregnskapet. (Figur 1.1)
- naturens bidrag til samfunnet kan verdsettes på forskjellige måter og med bruk av ulike metoder. I regnskapet etter SEEA EA standarden bygger man naturens bidrag til nasjonaløkonomien og verdsetting av naturgoder etter transaksjonsprinsippet («exchange values»). Velferdsøkonomiske verdsettingsmetoder er ikke konsistente med SEEA EA men kan brukes i andre sammenheng der naturregnskap (eller det biofysiske datagrunnlag som naturregnskap bygger på) legges til grunn for andre beslutningsprosesser (se kapittel 9). Eksempler på velferdsgoder som ikke inngår i SEEA standarden er f.eks, naturens bidrag til områder av livskvalitet som menneskelige relasjoner (mellommenneskelige tillit), subjektive vurderinger av livskvalitet, selvvurdert helse.),

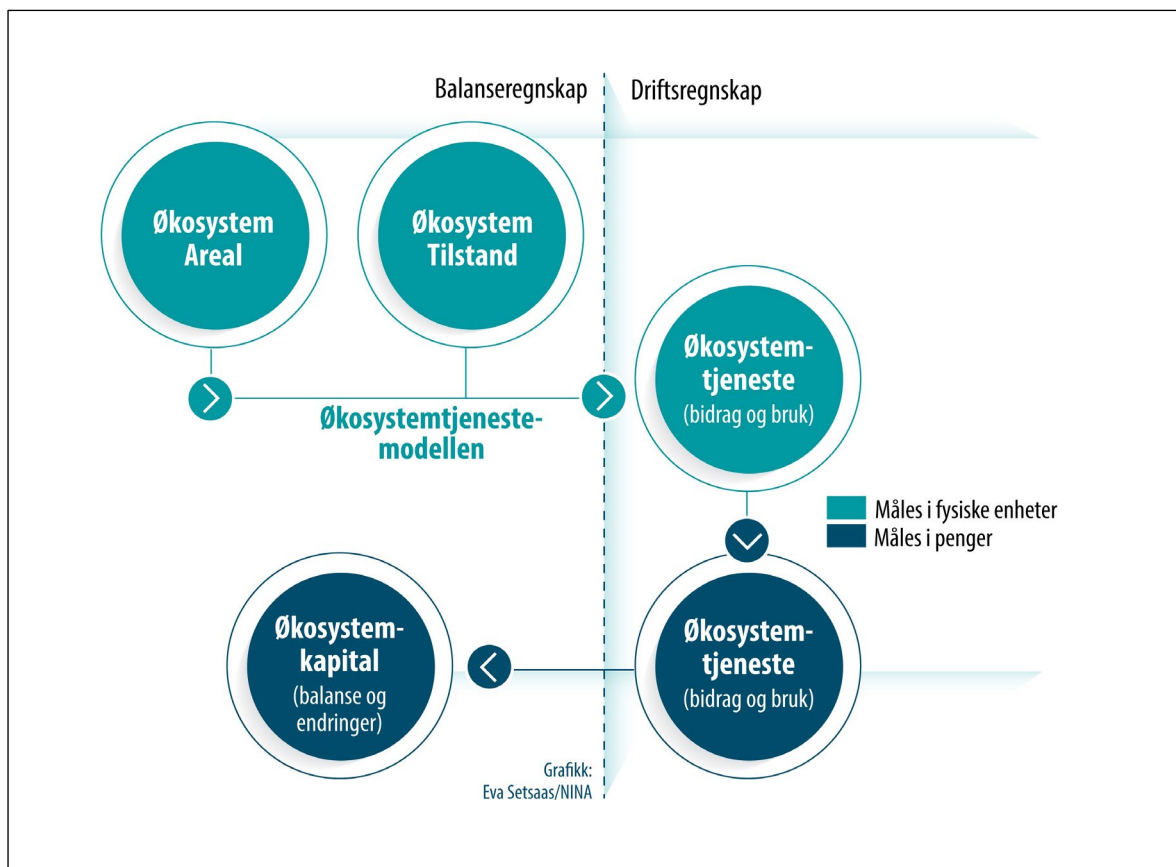
SEEA EA regnskapet baseres på romlig eksplisitte datagrunnlag (Fig. 1.2).



Figur 1.1 SEEA EA utvider produksjonsgrensen til nasjonalregnskapet fra forsynende tjenester fra økosystemene til å inkludere regulerende tjenester og opplevelses- og kunnskapstjenester. N.B. Titlene på pilene fra 'regulating' og 'cultural' tjenester er blitt forvekslede. Kilde: NCAVES and MAIA, 2022. Monetary valuation of ecosystem services and ecosystem assets for ecosystem accounting: Interim Version 1st edition. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division, New York. (s.13).



Figur 1.2 Naturregnskap 5 nivåer. Kilde: Miljødirektoratet (2023).



Figur 1.3. Tilpasset fra United Nations (2021). Økosystemregnskapskomponenter etter SEEA EA standarden (United Nations 2021). Økosystemtjeneste-modeller binder sammen de biofysiske regnskapskomponentene og bilder grunnen til regnskap av forsyning og bruk.

Den biofysiske delen av naturregnskap omfatter regnskap av økosystemenes utbredelse (økosystem areal), økosystemenes tilstand og økosystemenes naturgoder (både forsyning/bidrag/produksjon og menneskets bruk av dette) (physical supply-use) (Fig. 1.2, 1.3). Økosystemenes areal og tilstand utgjør beholdningsregnskapet, mens naturgoder regnskapsføres som strømmen av bidrag (fra natur, 'supply') og bruk (av økonomiske aktører) i løpet av en regnskapsperiode.

Økosystemtjenestemodellene binder sammen de biofysiske komponentene i regnskapet (lyseblå heksagoner) ved at arealenhetene er tjenesteforsyningsenheter og økosystemenes tilstand er faktorer i modellen som påvirker graden av tjenesteyting (Fig. 1.3).

1.1 Grunnleggende prinsipper i SEEA EA standarden

SEEA EA er romlig eksplisitt. En spesiell egenskap ved naturregnskap etter FNs standard er at det er romlig eksplisitt, som betyr at regnskapet knyttes til arealenheter. Økosystemenes areal er grunnmuren i regnskapet og datagrunnlaget for regnskapet består av kartdata. Biofysiske økosystemtjenester er beregnet av modeller som har økosystemenes arealer som tjenesteytende enhet (*service production unit*) og deres tilstand som en faktor som påvirker omfanget av økosystemtjenesten som leveres (Figur 1.3). Kart over økosystemenes arealer, tilstand og forsyning av økosystemtjenester må også være arealdekkende, det vil si at det kreves heldekkende kart av de romlig eksplisitte egenskapene som det føres regnskap på.

Regnskapet skal kunne oppdateres og rapporteres regelmessig (f.eks. hvert år eller annet bestemt tidsintervall). Det gir ikke mening å oppdatere visse deler av regnskapet oftere enn andre. Det forventes at regnskapet skal oppdateres årlig, men det tidsintervall som økosystemenes arealer og tilstand oppdateres etter legger føringer på regnskapsperioden for de biofysiske og økonomiske økosystemtjenesteregnskapene.

Datagrunnlaget den enkelte økosystemtjenesten bygger på, må være av tilsvarende kvalitet på tvers av alle økosystemtypene. Prinsippene for naturregnskap er at de enkelte verdiene som beregnes for en tjeneste som inngår i flere økosystemer bør estimeres på lignende vis, dvs. basert på samme beregnings- og datagrunnlag, slik at tallene kan gjenspeile det faktiske bidraget fra hvert enkelt økosystem. Globalklima regulering og opplevelses- og kunnskapstjenester er eksempler på tjenester som produseres fra flere økosystemtyper og som bør ha samme tilnærming.

All forsyning av økosystemtjenester fordeles på sektorer i økonomien (husstander, bedrifter, offentlig sektor). Fysiske økosystemtjenesteregnskap viser dermed hvordan økosystemtjenestene fordeles på tvers av sektorer i nasjonaløkonomien (Fig. 2). Dette krever på sin side en romlig kartlegging av sektorvise arealbrukere. For hver økosystemtjeneste må det bestemmes hvilken arealenhet som forsyner denne og den må sammenfalle med arealenheten der en tjeneste kommer brukeren til gode. Dette er nødvendig for å kunne beregne den sektorvise fordelingen. Tabeller med forsyning og bruk (supply-use tables) danner grunnlaget for monetær verdsetting av økosystemtjeneste-forsyning per økosystemtype og -bruk per sektor.

Naturregnskapet i henhold til SEEA EA-standarden er ment å regne på økosystemenes positive bidrag til økonomien. Derfor er det bare de funksjoner som er økonomisk etterspurt av ulike sektorer, som inngår i SEEA EA regnskapet. Samtidig, gir SEEA EA et konseptuelt konsistent rammeverk for å måle naturens mangfoldige goder til samfunnet (økosystemtjenester) i en bredere forstand, dvs. som også inkluderer andre former av verdsetting (IPBES 2022), og som kan brukes i andre sammenhenger der det tas beslutninger som påvirker naturen og dens funksjoner. Biofysisk informasjon om økosystemtjenester kan brukes i f.eks. strategisk arealplanlegging og kommunale arealplaner.

Konsistensen i rammeverket ligger i at det knytter økosystemenes areal og tilstand til deres evne til å gi viktige bidrag til samfunnet. Økosystemtjenestemodellen er det som binder sammen de forskjellige regnskapskomponentene. Økosystemregnskap skal gjøre det mulig å foreta kvantitative analyser av økosystemenes tilstand og den nytten de genererer. På denne måten gjør rammeverket det mulig å overvåke både endringer i økosystemene og konsekvensene av disse endringene for samfunnet.

2 Inndeling av økosystemtyper: Kartgrunnlag for Norge

Grunnmuren til regnskapet etter FN-standarden er kart over økosystemer, der hver økosystemsenhet som er avgrenset i kartet, er en 'økosystem forsyningsenhet' (på engelsk, Service Providing Unit). SEEA EA-standarden (United Nations 2021) foreslår å bruke en internasjonal typologi for økosystemer utviklet av IUCN (Keith m.fl. 2020), og hvert land må tilpasse denne typologien til sine egne inndelinger av arealer og behov. Målsettingen med en standard inndeling av økosystemer er et felles og konsistent grunnlag for internasjonal rapportering. Denne standarden må også gi mening for det nasjonale regnskapet. I mange land er kart over naturressurser tilgjengelige i form av arealbruks-/ressursbrukskart («land use/land cover map»), men kart over økosystemenes utbredelse mangler ofte, og det er utfordringer med å tilpasse typologien til eksisterende kart.

Under en lang konsultasjonsprosess ledet av det Europeiske statistikkbyrået (Eurostat) der Statistisk sentralbyrå (SSB) deltok, har man jobbet med å få en forent typologi som samsvarer med eksisterende kart over økosystemer i medlemslandene og assosierte land i EØS-avtalen. Man har blitt enig om en hierarkisk typologi som bygger på en inndeling i 12 økosystemtyper på det høyeste nivået (nivå 1) med underkategorier (nivå 2 og 3). Framstad m.fl. (2022a) har laget en sammenstilling (*cross-walk*) av de typene man blitt enige om å rapportere til Eurostat på nivå 1. Denne typologien inneholder også norske inndelinger av økosystemtyper, for nivå 2 og 3. En stor utfordring er at det ikke finnes heldekkende kart over disse en mer fin delt typeinndeling i Norge og at selv for relativt små geografiske områder er fullstendig kartlegging med dagens kartleggingsmetoder svært ressurskrevende.

I Norge er et økologisk grunnkart under utvikling for å tilpasse de eksisterende kartene til kravene om å representere økosystemer på en kompatibel måte med Eurostats tilpasning av SEEA EA-standarden. Kart over økosystemer bør være arealdekkende, oppdaterbare, og tilpasset til modellering av økologiske strukturer og funksjoner som underbygger økosystemtjenester på en meningsfylt geografisk skala. Mye av det utviklingsarbeidet som gjenstår dreier seg om å utvikle kartgrunnlaget over økosystemenes utbredelse som utfyller disse kriteriene.

I dette oppdraget har Miljødirektoratet spurt om å gjøre en vurdering av modeller og datagrunnlag for å utføre regnskap på økosystemtjenester for de tolv økosystemtypene definert etter Eurostats økosystemtypologi nivå 1 (Tabell 1). Som grunnlag til denne rapporten skal det brukes grunnkart over økosystemer som er under utvikling for EU-nivå 1 (Strand m.fl. 2023). I mange tilfeller kan dette kartleggingsnivået være for grovt, selv for modellering av økosystemtjenester på nasjonalt nivå, fordi prosessene som underbygger økosystemtjenestene foregår på nedbørsfelt eller landskapsnivå. I avsnittene der vi beskriver økosystemtjenestemodellene, spesifiserer vi hvilken grad av kartleggingsdetalj som er nødvendig for å lage biofysiske økosystemtjeneste-modeller på et meningsfylt nivå.

Det er viktig å huske på skillet mellom økosystemtypeinndeling (som ligger til grunn for arealregnskap for økosystemer («ecosystem extent» i SEEA EA)) og de variabler som brukes i økosystemtilstandsregnskapet (Fig. 1.2). Begge komponenter i regnskapet danner til sammen grunnlaget for økosystemtjenestemodellene (Fig. 1.3). En mulighet for å lage konsistente regnskaper er å avgrense økosystemtyper basert på permanente egenskaper (som ikke endres av forvaltningspraksis), for eksempel skog med naturlig høy tilvekst – høy bonitet (dvs. skog som vokser under gunstige jord- og klimaforhold). Som eksempel ville 'produktiv grandominert barskog' eller 'ikke produktiv furuskog' da kunne assosieres med forsyning av diverse økosystemtjenester på forskjellige nivåer (f.eks. uliktheter i produktiv skog vil gi forskjellige nivåer av tjenester knyttet til karbonlagring og tømmerproduksjon). Motsatt kan økologiske tilstandsvariabler for disse typene påvirkes av skogsdrift (for eksempel bestandsaldersklasser) noe som gjør det mulig å beregne karbonlagring, jorderosjonskontroll og rekreasjonstjenester mer nøyaktig.

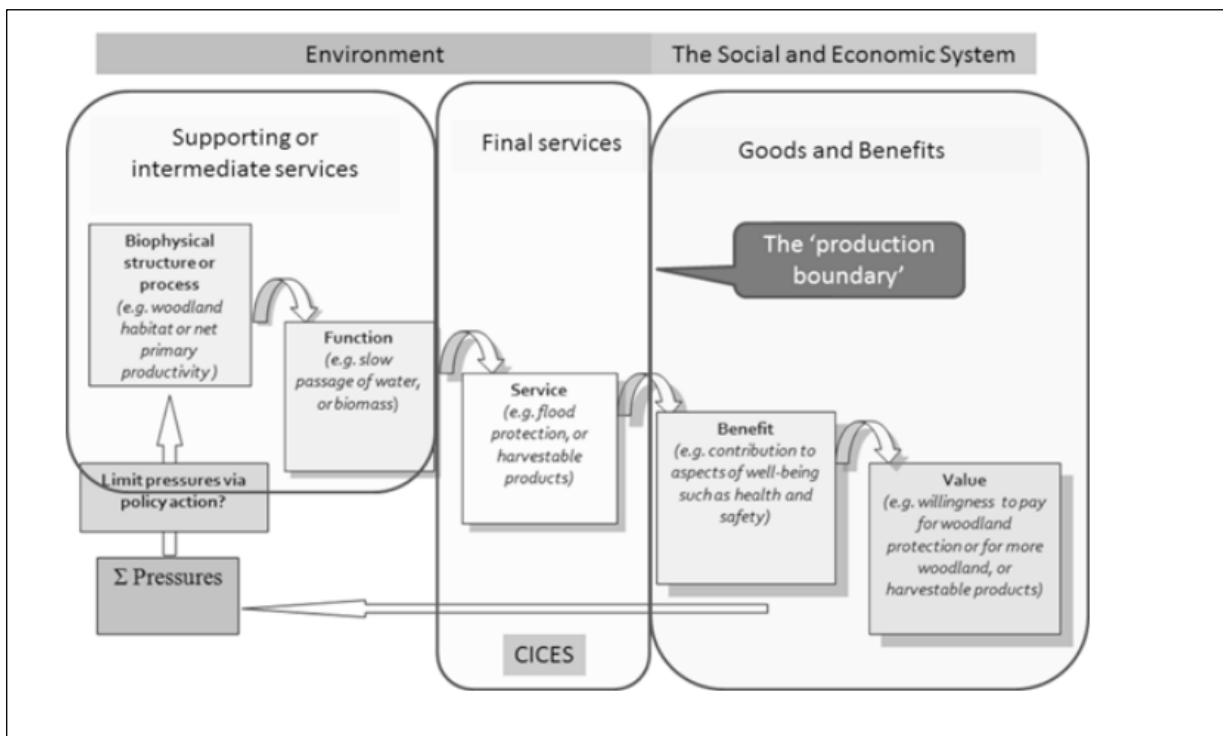
Tabell 1. Eurostats økosystemtypologi på nivå 1 og korresponderende norske økosystemklasser. Datagrunnlaget for de norske klassene er hentet fra eksisterende kart og det varierer hvor godt klassene samsvarer med Eurostats spesifikasjoner. Kilde: Framstad m.fl. 2022a.

Kode	Engelsk navn	Norsk navn
01	Settlements and other artificial areas	Bebyggelse/samferdsel
02	Cropland	Dyrket mark
03	Grassland	Grasmark
04	Forest and woodland	Skog
05	Heathland and shrub	Hei og åpen vegetasjon
06	Sparsely vegetated ecosystems	Lite vegetert mark
07	Inland wetlands	Våtmark
08	Rivers and canals	Elver/bekker
09	Lakes and reservoirs	Innsjøer/tjern
10	Marine inlets and transitional waters	Innaskjærs kystfarvann
11	Coastal beaches, dunes and wetlands	Svaberg, kyststrender og dyner
12	Marine ecosystems (offshore coastal, shelf and open ocean)	Åpent hav

3 Teoretisk grunnlag av eksisterende biofysiske økosystemtjenestemodeller

Begrepet "økosystemtjenester" oppstod tidlig på 1980-tallet for å beskrive et rammeverk som strukturerer og syntetiserer den biofysiske forståelsen av økosystemprosesser i forhold til menneskelig velferd (Brauman m.fl. 2007). I arbeidet med «Millennium Ecosystem Assessment» (MA 2005), ble idéen å forstå økosystemer ut fra menneskets perspektiv lansert som et sterkt argument for å beskytte økosystemer, dvs. deres biologiske mangfold og økologiske funksjoner. Rammeverket for økosystemtjenester knytter sammen bevaring av økosystemene og bærekraftig bruk ved å koble sammen miljøhelse til menneskers helse, sikkerhet og materielle goder som er nødvendige for velferd (Brauman m.fl. 2007).

Et konseptuelt rammeverk som representerer hvordan økosystemtjenestemodeller bygges opp, er kaskade-rammeverket – «ecosystem service cascade» (Haines-Young og Potschin 2017, Figur 3.1). Det illustrerer de økologiske prosessenes rolle som leverandør av økosystemtjenester og er et grunnleggende paradigme for ØT-forskning som også hjelper mange ikke-økologer med å forstå økosystemtjenester og fremmer tverrfaglig integrasjon (Zhang m.fl. 2022). SEEA EA er en operasjonalisering av kaskade- modellen tilpasset formålene med nasjonalregnskap, der man kvantifiserer forholdet mellom økosystemtjenestetilbud (*supply*) og -bruk (*use*) både med biofysiske og økonomiske metoder.



Figur 3.1: Kaskade-rammeverket for økosystemtjenester, Kilde: Haines-Young, R. & Potschin, M. 2017.

Økosystemtjenestetilbud er avhengig av økosystemets struktur og funksjon. Økosystemenes tilstandsvariabler og økosystemfunksjoner underbygger tilbudet av økosystemtjenester som for eksempel global klimaregulering, flomregulering, og skadedyr- og sykdomsbekjempelse med naturlige fiender gjennom f.eks. predasjon og parasittisme. Mengden økosystemtjenester som leveres i SEEA EA-regnskap er det som brukes i økonomien.

De faktorer som bestemmer bruken av økosystemtjenester bestemmes av etterspørsel/behov. For eksempel, tilbud av vannrensingstjenester er avhengige av økosystemenes evne til å

beholde og omdanne forurensende stoffer, mens faktisk bruk bestemmes av samfunnets behov av å rense vann (f.eks. til drikkevann, jordvanning, industriprosesser mm.).

Ulike aktører kan vurdere viktigheten av økosystemtjenester med ulike verdsettingsmetoder (Barton m.fl. 2018) og ha ulike meninger om hvilke funksjoner som er viktige (IPBES 2022). For dette oppdraget er listen av utvalgte økosystemtjenester allerede definert av FNs SEEA EA (Tabell 6.3 av utvalgte økosystemtjenester i United Nations (2021 s.131-134, Vedlegg 1).

En trinnvis tilnærming. Retningslinjene for å føre naturregnskapet etter FN-standarden ble godkjent og publisert i mars 2021 (United Nations 2022) etter en 10-års utviklingsperiode. Det gjenstår likevel et stort arbeid i de enkelte landene for å få på plass et nasjonal naturregnskap, samtidig som det pågår mye utviklingsarbeid når det gjelder modellering og innhenting av data.

Biofysiske modeller for kartlegging av økosystemtjenester har økt i omfang de siste to tiårene. De vitenskapelige og fagspesifikke modellene som ligger til grunn for disse økosystemtjenestemodellene, har vært under utvikling i flere tiår, om enn ofte ikke innenfor rammen av økosystemtjenester (United Nations 2022, Vedlegg 1).

Boks 1. Trinnvis tilnærming av økosystemtjenestemodellering etter FN standard

Nivå 1: Biofysisk modellering som baserer seg på globalt tilgjengelige datasett og forhånds-konstruerte økosystemtjenestemodeller ved hjelp av fritt tilgjengelige verktøy som krever svært lite brukerinntut.

Nivå 2: Biofysisk modellering som baserer seg på nasjonale datasett, og som krever en viss tilpasning og validering av økosystemtjenestemodellene.

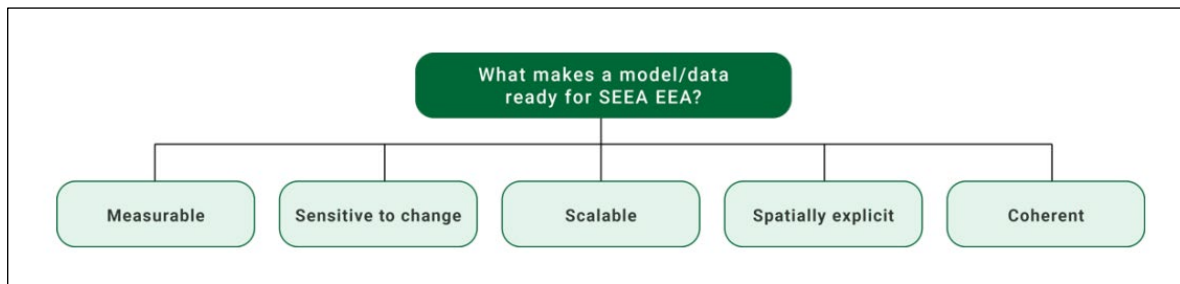
Nivå 3: Biofysisk modellering som gjennomføres basert på de best tilgjengelige lokale dataene og tilpassede modeller som er parameterisert for lokale forhold.

Kilde: tilpasset fra FN (2022) United Nations, 2022. Guidelines on Biophysical Modelling for Ecosystem Accounting. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division, New York.

For å avhjelpe mangelen på egnede modeller og datasett, og for å bygge modeller i samsvar med de enkeltes land behov, datatilgjengelighet og ekspertise, foreslår SEEA EA-retningslinjene en trinnvis tilnærming, som kan sammenlignes med den landene bruker for karbonregnskap (IPCC 2006), med tre bredt definert nivåer. Hvert nivå måler de samme statistiske konseptene, men med større romlig detaljeringsgrad, beregningskompleksitet og lokal nøyaktighet, og dermed en bedre tilnærming til disse konseptene (Boks 1).

En ulempe ved å velge en Nivå 3-tilnærming er at i land med stor økologisk variasjon vil modellering kreve flere parameteriseringer tilpasset ulike økologiske forhold. Når et land skifter nivå (på grunn av bedre datakilder eller bruk av en bedre modell), anbefales det å gjøre om sammenstillingen også for tidligere år, slik at man får en revidert, konsistent tidsserie.

I rapporten vurderer vi ulike modeller og datagrunnlag i forhold til det modelleringsnivået de er egnet for. Uansett hvilke økosystemtjenestemodeller som velges, må modeller for naturregnskap etter FN-standarden ha følgende egenskaper (Figur 3.2), dvs. de må gi et kvantitativt estimat på økosystemtjenesters forsyningsgrad, være følsomme for endringer, oppskalerbare til et større geografisk område, og være romlig eksplisitte og konsistente (bruke samme parametere og datagrunnlag) på tvers av de økosystemer modellen er brukt for.



Figur 3.2: Egenskaper ved data og modeller egnet til naturregnskap. Kilde: United Nations (2021).

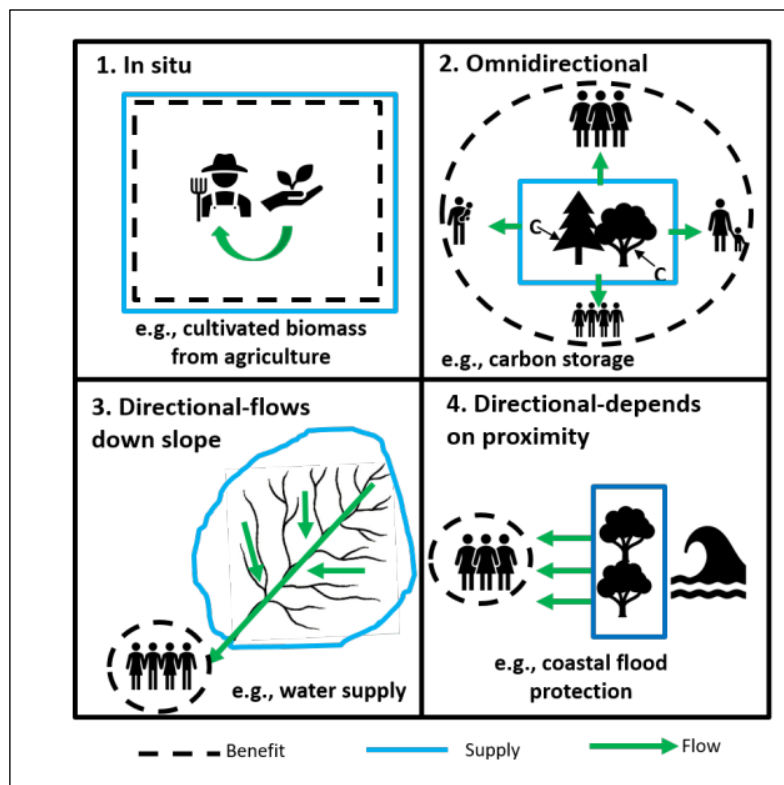
Valg av økosystemtjenestemodeller. United Nations (2022) og MAIA (Lof m.fl. 2022) har utviklet generelle retningslinjer for hvilke typer modeller som egner seg for SEEA EA, med anbefalinger tilpasset varierende datatilgjengelighet og kapasitet mellom land. I denne rapporten vurderer vi de økosystemtjenestemodeller som har blitt utviklet eller testet i Norge, og/eller brukt i andre land med lignende modelleringskompetanse og datatilgang.

I Norge har man i lengre tid utviklet, testet og brukt økosystemtjenestemodeller i forskningsprosjekter finansiert av Norges forskningsråd og EU (se seksjon 8, og Stange og Rusch (2021) for en oversikt). Under sammenstilling av denne rapporten tester NINA og SSB ulike økosystemtjenestemodeller som har blitt utviklet for naturregnskap på Europeisk nivå av den europeiske 'Joint Research Centre (JRC)' med finansiering fra Eurostat.

Hvorfor er økosystemtjeneste-modeller romlig eksplisitte

Det er et romlig forhold mellom hvor økosystemtjenestene produseres og hvor fordelene leveres/tas i bruk. Økosystemtjenestemodellene tar hensyn til disse romlige relasjonene. SEEA EA veiledningen (United Nations 2021) illustrerer hvordan forskjellige økosystemtjenestemodeller tar hensyn til romlige forhold mellom hvor økosystemtjenestene oppstår og hvor tjenesten leveres/ tas i bruk. Figur 3.3. illustrerer de forskjellige typer av romlige forhold som tas hensyn til når man lager romlig eksplisitte økosystemtjenester modeller.

- **In situ økosystemtjenester** fremhever at fordelene fra økosystemtjenestene oppstår på samme sted som de produseres. De fleste **forsyningstjenester** faller i denne kategorien, utenom de marine forsyningstjeneste som gjerne produseres ved hjelp av resurser i omkringliggende landskap og blir tilgjengelige når de, for eksempel, kommer til gyteområder.
- **«Omnidirectional» økosystemtjenester** gir fordeler til det omkringliggende landskapet og utover. Karbonbinding er et eksempel hvor **fordelene er globale**, men den økologiske prosessen kan forekomme i ethvert økosystem.
- Noen økosystemtjenester er **retningsbestemte** med fordeler som kommer nedstrøms eller nedover fra der de produseres. For eksempel kan vann renses av terrestriske økosystem i et nedbørsfelt, men økosystemets bidrag måles som vannkvalitet i elver eller sjøen.
- Retningsbestemte økosystemtjenester kan også avhenge av **romlig nærhet**, der økosystemets bidrag blir realisert hvis folk er i nærheten av økosystemet, men ikke ellers.



Figur 3.3. Et rammeverk som fremhever de romlige egenskapene til økosystemtjenester. Figuren er tilpasset fra Fisher et al. (2009). Kilde: Fig.11 i United Nations 2021, s. 97.

3.1 Forsyningstjenester

Forsyningstjenester representerer økosystemenes bidrag som kan utvinnes eller høstes. I standarden inngår tre typer av forsyningstjenester:

- Forsyning av biomasse
- Forsyning av genetiske ressurser
- Vannforsyning.

Ved høsting av biomasse gjennom fiske, jakt eller sanking av bær, sopp og andre spiselige planter som vokser uten betydelige tilførsel fra mennesker, er økosystemenes bidrag konseptuelt klart definert. Tilveksten/produksjon av disse populasjonene er det som definerer økosystemenes bidrag til tjenesten. Forsyningstjenester fra skog er modellert etter dette prinsippet også, fordi man antar at det menneskelige bidraget til biomasse produksjon i skog er relativt lite sammenliknet med økosystemets bidrag.

Når det gjelder matproduksjon i dyrket mark, er økosystemets bidrag mindre tydelig og vanskelig å modellere. Målet med å produsere disse regnskapene er å kunne spore endringer i økosystemenes kapasitet til å støtte matproduksjon og å kunne oppdage om kapasiteten blir forringet og til slutt å overvåke eventuelle forbedringer. Den mest kritiske økosystemkomponenten som støtter matproduksjonen i dyrket mark, er antagelig jordsmonnet. Det er derimot vanskelig å samle empirisk grunnlag som kan støtte kvantifiseringen av jordsmonnets bidrag til avkastning (se Brady m.fl. 2015 i kapittel 4). Det er også vanskelig å kunne skille ut alle bidrag fra økosystemet, inkl. pollinering og kontroll av skadeinsekter. I rapporten presenterer vi forskjellige tilnærminger, men gode indikatorer på den økologiske tilstanden av dyrket mark som kan kobles til avkastningsnivåer er fortsatt under utvikling (se seksjon om pågående prosjekter).

Disse vurdering gjelder også andre mat produksjonssystem der det menneskelige bidraget varierer, som f.eks. havbeite, produksjon av alger og mindre intensive former av akvakultur. SEEA EA veiledningen (United Nations 2022) anbefaler at man fører avkasting av biomasse i regnskapet. I Nederland, f.eks. har man valgt å trekke fra det menneskelige bidraget i det økonomiske regnskapet (kostnader for energi, landbruksinnsatser, m.m.).

I likhet med naturregnskap i andre land (f.eks. Nederland) har vi ikke tatt med matproduksjon fra drivhus som en økosystemtjeneste fordi vi anser at økosystemets bidrag i dette tilfellet er ubetydelig. Av samme grunn har vi heller ikke vurdert matproduksjon fra akvakultur, men vi har i stedet forsøkt å vurdere andre tjenester som marine økosystemer gir til akvakulturproduksjon.

3.2 Reguleringstjenester

Reguleringstjenester («regulating and maintenance services», United Nations 2022, Vedlegg 1) er de økosystemtjenestene som er et resultat av biologiske/økologiske prosesser som påvirker f.eks. klima, hydrologiske og biokjemiske sykluser, reproduksjon av økonomisk nyttige arter, samt levesteder for stedeegne planter og dyr, og som derved opprettholder økologiske funksjoner til fordel for individer og samfunn (se Vedlegg 1).

Modellering av reguleringstjenester bygger ofte på økologiske modeller. En vurdering av økosystemfunksjoner gir et godt bilde av økosystemtjenester og hvordan de varierer i tid og rom. Samtidig er prosessene/funksjonene som ligger til grunn for hver enkelt økosystemtjeneste mangfoldige og består av mange ulike aspekter (komponenter). Derfor kan modeller over regulerende tjenester være komplekse økologiske modeller.

Regulerende tjenester som bygger på lignende eller relaterte økosystemprosesser kan resultere i noen overlappende funksjoner/økosystemtjenester (Vedlegg 1), og bør vurderes i sammenheng for å unngå dobbelttelling i regnskapet. Dette gjelder f.eks.:

- Vannrelaterte økosystemfunksjoner som omfatter modeller for vannforsyning, vannproduksjon, grunnvannsfornyelse og vannføring.
- Regulering av vannføring, som omfatter for eksempel regulering av topp- og lavvannføringer og overvannshåndtering.
- Vannrensing måles ofte ved hjelp av endringer i næringsstoffer i rommet (f.eks. forskjeller mellom innløp og utløp) eller nedbrytningshastigheter.
- Jordrelaterte økosystemtjenester omfatter bevaring og erosjonsregulering og nedbrytningshastighet, biologisk respirasjon, jorddannelse og næringscyklus.
- Klimaregulering er knyttet til karbonbinding (over eller under bakken), binding/utslipp av klimagasser og netto primærproduktivitet.
- Luftkvalitet modelleres vanligvis ved å estimere vegetasjonens renskapasitet, enten ved hjelp av tørrdeposisjonshastighet eller ved hjelp av plantenes evne til å fjerne forurensning.
- Modeller for å opprettholde biologisk mangfold kan være regulerende tjenester som bidrar til avkasting eller mat og fiber produksjon (opprettholde gyteområder), eller for det biologiske mangfoldets egenverdi. Når det gjelder regulerende tjenester relatert til biologisk mangfold, omfatter de biofysiske målene som f. eks. pollinerings effektivitet og besøksrater (pollinering) og biologisk kontroll ved matproduksjon.

I flere tilfeller kan regulerende tjenester modelleres som enten endelige eller intermediære tjenester (se definisjonene i Tabell 6.3 i SEEA EA, Vedlegg 1). Modellering av intermediære tjenester gjør det mulig å vise avhengighetene mellom arealene av forskjellige økosystemtyper. En typisk eksempel er bidraget fra økosystemer som huser ressurser for ville pollinerende insekter (f. eks. blomsterrike semi-naturlig gressmark) til dyrket mark med pollineringsavhengige avlinger.

Under forberedelsen av denne rapporten har vi ved flere tilfeller diskutert hvordan man best kan representere regulerende tjenester (endelig vs. intermediære). Disse refleksjonene må tas opp igjen i tilfeller der naturregnskap skal gjennomføres.

3.3 Opplevelses- og kunnskapstjenester

Opplevelses- og kunnskapstjenester er opplevelsesbaserte og immaterielle tjenester knyttet til de opplevde eller faktiske kvalitetene til økosystemer som bidrar til en rekke opplevelsesfordeler. For økosystemregnskap omfatter opplevelsestjenester (i) fordeler ved å drive aktivitet (inkludert rekreasjon) innenfor økosystemer (dvs. *in situ*) og (ii) fordeler ved å ha en kulturell, åndelig, kunstnerisk eller lignende forbindelse til et økosystem eller det biologiske mangfoldet det inneholder. SEEA EA inkluderer dermed de følgende gruppene av opplevelsestjenester (Tabell 1, Vedlegg 1):

- rekreasjonsrelaterte tjenester
- visuelle opplevelsestjenester
- utdannings-, vitenskapelige og forskningstjenester
- åndelige, kunstneriske og symbolske tjenester

FN (United Nations, 2022) foreslår at tjenestene knyttet til økosystemenes og artenes egenverdi skal betraktes som 'ikke-bruks verdi', og disse blir dermed ikke med i naturregnskap. Vi presenterer i dette tilfelle en økonomisk modell laget av Europeiske Research Centre (JRC) (La Notte m.fl. 2021) der man argumenterer for at den verdien samfunnet tillegger å opprettholde det biologiske mangfoldet kan representeres i økonomiske termer. Vi beskriver denne modellen og gir eksempler for Norge.

4 Forsyningstjenester

4.1 Bebyggelse/samferdsel

4.1.1 Typologi og kartgrunnlag

I Strand m.fl. (2023) omfatter økosystemklassen «... areal som er bebygd (byer, tettsteder, boligområder, kommersiell virksomhet, industri) eller betydelig opparbeidet, samt tilstøtende arealer som funksjonelt er tilknyttet bebyggelse eller transportinfrastruktur. Parkanlegg ...utgjør gjerne mindre områder omgitt av bebyggelse- og vil derfor bli en del av økosystemklasse Bebyggelse/samferdsel. Større parkanlegg tilhører markslaget åpen fastmark og er derfor kartlagt som snaumark i AR50. Dette gjøre det utfordrende å skille parkanlegg (samt golfbaner og åpent, treløst areal i lavlandet) fra hei». «For urbane områder er minste figurareal 15 daa i AR50, (men 10 daa hos Eurostat). Målet med dette er imidlertid å få frem grøntområder inne i byer og tettsteder når det kartlegges i henhold til Eurostat systemet på nivå 2 eller 3. Det er dermed godt sammenfall mellom Økosystemklasse 01 og Eurostats klasse 1, men kartlegging etter Eurostats klassifikasjon vil inneholde noe flere små, bebygde arealer enn de som kommer med i økosystemkartet».

4.1.2 Forsyningstjenester fra bebyggelse/samferdsel

Matproduksjon fra urbant landbruk

Urbant landbruk er blitt definert som en matproduksjonsaktivitet som er «plassert innenfor (byggesonen) eller i utkanten (peri-urbane) av en by eller en metropol som dyrker, behandler og distribuerer et mangfold av matvarer og ikke-matvarer, og (gjen)bruker i stor grad menneskelige og materielle ressurser, produkter og tjenester som finnes i og rundt det urbane området, og i sin tur leverer sosiale og materielle ressurser, produkter og tjenester i stor grad til samme byområde.» (Mougeot, 2000).

UL skiller seg fra andre grønne områder og infrastruktur i byen ved sin matproduksjon, men disse to typer av urbane grønnstrukturer kan gi lignende og sammenlignbare økosystemtjenester, avhengig av type UL (Aubry m.fl. 2017). Derimot, er urbant landbruks koblinger til økosystemtjenester lite vurdert, spesielt kvantitativt (Aubry m.fl. 2017).

Man har delt inn UL i flere typer avhengig av forskjellige kriterier, f.eks. selvforsyning av mat, samt sosiale eller kommersielle formål (Krikser et al. 2016). UL-typer er sterkt korrelert med tjenestene de tilbyr (Goldstein et al., 2016). Aubry m.fl. (2017) lagde en typologi som omfatter UL-typer i de tempererte klimasonene i Europa (foruten husdyrproduksjon), som fokuserer på de biofysiske egenskapene/tilstand (basert i hovedsak på plassering i byområdet og produksjonsform), men som tar ikke hensyn til om godene har kommersielle eller sosiale formål.

Den deler UL i utendørs klasser (ikke innendørs eller i drivhus) (Tabell 4.1).

Tabell 4.1.: Klassifisering av typer urbant landbruk (UL) i tempererte klimasoner i Europa (tilpasset fra Aubry m.fl. 2017). Husdyrproduksjon er ekskludert i klassifikasjonssystemet. Vi har også ekskludert typene der planteproduksjon drives innendørs eller i drivhus.

Bakkebasert	Uten landbruksforsyninger (gjødningsmidler, mm). Utendørs.	Parsellhager og Felleshager Felles frukthager eller spiselige frukttrær Mikro-gårder i byområder
	Med landbruksforsyninger (gjødningsmidler, mm).	Bynære hagemarkeder
Grønt tak	Med landbruksforsyninger (gjødningsmidler, mm).	
	Med landbruksforsyninger (gjødningsmidler, mm).	

Det finnes svært lite data om bakkebasert UL-praksis, men noen studier viser at UL er en betydelig kilde til lett bederverlig matvarer av høy verdi og som bidrar til et mangfoldig kosthold, noe som kan passe godt til de begrensede arealene i byene og de potensielt svært korte forsyning-skjedene (Weidner m.fl. 2019). F.eks. i Paris, finnes minst 700 ha av parsellhager og fellehager, som utgjør ca. 14% av arealet egnet til frukt- og grønnsaksproduksjonen i regionen (Aubry m.fl. 2017).

UL har også blitt inndelt etter distribusjonsnivå, involverte aktører og hovedinteresse for produksjon (selvforsyning, kommersiell, sosial-kulturell) (Krikser m.fl. 2016).

Det finnes initiativer i Norge som fremmer urbant landbruk^{1,2}. men så vidt vi vet, finnes det ingen statistikk i Norge over produkter fra det urbane landbruket. Hanserud og Prestvik (2021) gjorde en første innsamling av data på ressursbruk og produksjon av mat i urbant landbruk i Osloregionen (dyrking i pallekarmer, parsellhager, tak- og besøkshager og andelslandbruk). De fant at det er både en utfordring å registrere mengde av høstede produkter når mange høster på felles dyrkeområder, og også å beregne total produksjon. Deres data viser at det er mulig å produsere opptil 5 kg grønnsaker per kvadratmeter, men at vanligste er 0,5-2 kg. Studien viser også at det dyrkes på minst 65 000 kvadratmeter i Oslo kommune (i pallekarmer, på tak og på friland) og at mange bruker lokale ressurser som gressklipp, egenprodusert kompost og kompost fra gjenbruksstasjon som gjødsel (Hanserud og Prestvik (2021).

Et utgangspunkt for å skaffe statistikk-data ville være å kartlegge urbane grøntområder som brukes til matproduksjon. Dette krever kart over urbane økosystemer med høyere oppløsning enn nivå 1-kartet i Strand et al (2023).

Honningproduksjon

Urban grønn infrastruktur gir ressurser til urban birøkt og honningproduksjon. Davey m.fl. (2023) har vist hvilke blomsterressurser fra grønn infrastruktur i Oslo som brukes av honningbier gjennom vekstsesongen (til sammen brukte biene 195 slekter i 60 plantefamilier). Birøktning kan være en viktig naturbaserte aktivitet i byene. I Oslo, ByBi er en birøkterorganisasjon som ble grunnlagt i oslo i 2012 og er en avdeling av Norges Birøkterlag. Medlemmene er generelt interessert i ulike aspekter ved pollinering av bier, inklusive å fremme de positive egenskapene til honning (kulinarisk, ernæringsmessig og medisinsk) produsert av tambier (Stange m.fl. 2018)³. Økningen i birøkt i byene har bidratt til å reversere nedgangen i antall birøktere i birøktere i Norge (fra det laveste (2 501) i 2011 til 3 715 i 2015 (Norges Birøkterlag, 2016). ByBi har ca 300 medlemmer³, som driver 50 bigårder i Oslo byområde fordelt på 250 km² av byens bebygde område (Stange m.fl. 2018). Til tross for at ikke alle birøktere i Oslo har tilknytning til Bybi, gir statistikk som organisasjonene har en indikasjon på mengde honning som produseres (f. eks. ble det i 2015 produsert ca. 3 500 kg, hvorav det meste gikk til eget forbruk). Data om produksjon fra urbane birøktere kan samles gjennom Birøkterlagets medlemsorganisasjoner.

4.2 Dyrket mark

4.2.1 Typologi og kartgrunnlag

Kart over dyrket mark i Norge omfatter åkermark som brukes til å produsere vekster til mat, fôr eller andre produkter. Totalt jordbruksareal i Norge utgjør cirka 3,5 % av det totale landarealet, noe som tilsvarer i overkant av 10 millioner dekar. Dette inkluderer imidlertid kulturreng (grovfôrproduksjon) og beiteareal (innmarksbeite) som i henhold til kategoriseringen i Eurostats økosystemtypologi (Eurostat 2022) skal inkluderes i Gressmark, ikke i Dyrket mark.

I rapporten «Heldekkende økosystemkart» (Strand mfl. 2023) er AR50 brukt som en viktig datakilde for dyrket mark (Cropland). AR50 er et nasjonalt heldekkende arealressurskart framstilt

¹ [Mattak - Grønne tak | urbant landbruk | Bergen](#)

² [Urbant landbruk - Natur, kultur og fritid - Oslo kommune](#)

³ <http://www.bybi.no>

for bruk i målestokkområdet 1:20 000 til 1:50 000. Minste kartleggingsenhet for areal er generelt 15 dekar. Dyrket mark er basert på jordbruksareal slik det er kartlagt i AR50, som en generalisering av dyrket mark i AR5. Dette inneholder både fulldyrket og overflatedyrket jord og inkluderer frukt- og bærhager. Kravet i det europeiske systemet for økosystemklassifisering er at dyrket mark arealet skal bearbeides årlig eller med få års mellomrom. Dyrket mark kan dermed inkludere eng og beite når denne bruken er kortvarig, for eksempel i et vekstskifte med andre produksjoner. Mer varig bruk av areal til eng og beite skal ikke inkluderes i dyrket mark, men tas med i gressmark. All kultureng (produksjon av grovfôr) klassifiseres imidlertid som dyrket mark i AR50 og må derfor inkluderes i dyrket mark i kartet over norske økosystemer (og ikke i Gressmark). I Eurostats klassifisering skal også juletreplantasjer regnes som dyrket mark, men slik er det ikke i AR50 der juletreplantasjer inngår i skog. Enkelte restarealer, som mindre åkerholmer eller smale trekker er inkludert i jordbruksklassen i AR50, noe som er i tråd med spesifiseringen til Dyrket mark / Cropland hos Eurostat. For arealet under tregrensa er AR50 en forenkling av det mer detaljerte arealressurskartet AR5. AR50 oppdateres hvert tredje år basert på AR5. En grundigere beskrivelse av AR50 finnes i Strand mfl. (2023).

AR5 er et detaljert, nasjonalt heldekkende datasett, der landareal er delt inn etter arealtype, skogbonitet, treslag og grunnforhold. AR5 inneholder tre arealklasser som regnes som jordbruksareal; fulldyrket jord, overflatedyrket jord og innmarksbeite. Fulldyrket jord er jordbruksareal som er dyrket til vanlig pløedybde (30 cm), som kan fornyes ved pløying, og som kan brukes til åkervekster eller til eng. Overflatedyrket jord er jordbruksareal som for det meste er rydda og jamna i overflata, slik at arealet er mulig å høste maskinelt. Innmarksbeite er jordbruksareal som kan brukes som beite, og som ikke kan høstes maskinelt. Minst 50 % av arealet som kategoriseres som innmarksbeite skal være dekket av kulturgras og beitetålende urter. Minste kartleggingsenhet for de tre klassene av jordbruksareal i AR5 er 0,5 dekar. Kartet oppdateres hvert 5-8 år, men ikke samtidig over hele landet. Kommunene gjennomfører det praktiske arbeidet med vedlikehold av flere kartlag, m.a. AR5. Det er en nasjonal målsetting å gjennomføre periodisk ajourføring av AR5 i et omløp på 4-7 år. Kommunene oppdaterer kartlaget årlig, men ofte vil nydyrking og bygninger vere det som har størst fokus. Kartet er tilpasset målestokk 1:1000 og oppover, og viser arealressursene med vekt på produksjonsgrunlaget for jord- og skogbruk.

Ikke alt areal som er kartlagt som jordbruksareal i AR5 holdes i hevd som jordbruksareal. Som dokumentert av Stokstad (2023) er det riktignok geografiske forskjeller, men det er en pågående reduksjon av jordbruksareal i drift. Forskjellen mellom jordbruksareal i drift og jordbruksareal kartlagt i AR5 er forsøkt dokumentert og kartfestet ved bruk av data om produksjonstilskudd (se Mathiesen 2019). Dette er på andre siden informasjon som er mindre nøyaktig når det gjelder stedfesting, da andel areal som er i drift / ikke er i drift kun er kjent på landbrukseiendomsnivå. For øvrig har undersøkelser gjort i Vestfold-Telemark vist at det er relativt mye areal som er i bruk uten at arealet er inkludert i søknader om produksjonstilskudd (Aasmundsen og Vale 2022).

Statistikk for avlinger i jordbruket utgis årlig av Statistisk sentralbyrå:

- «Potet- og grovfôravlinger»
 - Tabell *Avling i jordbruket (1000 tonn) og avling per dekar (kg), etter ymse jordbruksvekstar* (tabell 13648) viser avling (1000 tonn) eller avling per dekar (kg) for eng til slått regna som tørrstoff, grønfôr- og silovekstar og potet for hele landet og fylker. Oppdateres årlig.
- «Korn og oljevekster, areal og avlinger»
 - Tabellene *Kornavling (1 000 tonn)* (tabell 04609), *Kornavling (1 000 tonn)* (tabell 07479) og *Kornavling per dekar (kg)* (tabell 07480) viser avling (1000 tonn) eller avling per dekar (kg) for hvete, bygg, havre og rug og rughvete for hele landet og fylker. Oppdateres årlig.
- «Hagebruksavlinger»
 - Tabellene *Avling og areal av ymse hagebruksvekstar* (tabell 10507) og *Avling av frukt, hagebær og grønnsaker (tonn)* (tabell 10508) viser avling (tonn) av eller

avling per dekar (kg) for flere vekster av frukt, hagebær og grønnsaker for hele landet. Oppdateres årlig.

Landbruksdirektoratet utgir råvarestatistikk for ulike typer av korn (tonn), melk (liter) og kjøtt (tonn) som gårdbrukere har levert til varemottak et gitt år. Dette er data som blir presentert for hele landet, per fylke og per kommune. Av andre kilder for statistikk over jordbruksproduksjon i Norge kan nevnes rapportserien *Utsyn over Norsk landbruk – Tilstand og utviklingstrekk* (Knutsen (red.) 2022) og *Totalkalkylen for jordbruket* (NIBIO statistikk⁴).

Søknader om «Produksjonstilskudd og avløsertilskudd i jordbruket» (Landbruksdirektoratet) gir blant annet informasjon om omsøkt antall husdyr og areal til ulike planteproduksjoner per jordbruksforetak. Denne informasjonen er geografisk plassert til landbrukseiendom (areal) eller driftssenter (punkt) og kan eventuelt brukes til nedskalering av avlingsdatastatistikk for å tilnærme seg et senere økosystemtjenesteregnskap på en lokal skala.

4.2.2 Modeller for forsyningstjenester for dyrket mark

Avlinger fra dyrket mark

Den mest omfattende produksjonen på åkermark i Norge er gras til fôr. I størrelsesorden 48 % av åkerarealet brukes til dette. Andre produksjoner av noe omfang er korn og oljefrø/bønner, potet, samt noen grønnsaker. Også en stor del av kornet brukes til fôr, da kun cirka 1 % av jordbruksarealet i Norge er egnet til å produsere matkorn.

Vanligvis rapporteres avkasting (ulike avlinger, tonn/år) som en forsyningstjeneste fra dyrket mark, men en utfordring er å kunne identifisere "økosystemets bidrag til avkasting", dvs. å skille naturens bidrag fra arbeids- og kapitalinnsats. Her listes tre eksisterende alternative modeller for å beregne forsyningstjenester for dyrket mark:

- Rapportere totalavkastning per avlingstype og ta hensyn til menneskelig innsats i det monetære regnskapet, som kostnader (se for eksempel Hein et al. 2020).
- En avkastingsmodell som er en funksjon av jordsmonnets tilstand. Brady mfl. (2015), har laget en avkastingsmodell for hvete basert på empiriske data fra Sørøst Sverige, Tyskland, USA (Oregon) som er en funksjon av organisk karboninnhold i jordsmonnet. Organisk karbon er en viktig indikator for jordsmonntilstand som påvirker på dyrkningspraksis. Denne indikatoren er også koblet til jordegraderingsprosesser som jorderosjon. Koblingen mellom jordsmonn tilstand/helse og avkasting representerer en viktig årsak-respons sammenheng som kan koble økosystemtilstand direkte til økosystemtjenestefunksjonen. Denne modellerings tilnærmingen vil kreve empirisk testing i Norge, og parametrisering for flere avlinger og antagelige også geografiske regioner. En slik tilnærming vil kunne tilsvare en modell på nivå 3.
- «Emergy» modellen (innebygd energi) (Pérez-Soba 2019, Vallecillo et al. 2019). Dette er en modell som har som mål å skille økosystemets bidrag til biomasseproduksjon fra menneskelig input. I modellen skilles naturlig og antroposentrisk tilførsel av energi til ulike dyrkingssystemer i Europa. Modellen bruker «emergy»-konsept for å kartlegge energibehovet som er direkte og indirekte nødvendig for å produsere ulike former for biomasse. De naturlige bidragene er for eksempel sol, vind, nedbør, men de tilførte bidragene er for eksempel gjødsel, arbeidskraft og maskinkraft. Et verktøy som bruker «emergy» modellen er INCA verktøyet (European Commission 2023). Verktøyet

⁴ <https://www.nibio.no/tjenester/totalkalkylen-statistikk?locationfilter=true#groups>

⁵ <https://www.nordgen.org/nordgens-rodkloversamling-viktig-for-utvecklingen-av-vinterhardiga-foder-vaxter/>

inneholder mulighet for å beregne økosystemets bidrag basert på koeffisienter for tretten ulike vekster.

Eurostat erkjenner i sine retningslinjer (European Commission 2023) at det kreves mer arbeid med å evaluere "økosystemenes bidrag" til forsyningstjenester for dyrket mark og følger derfor SEEA EAs anbefaling om å bruke "innhøstingsmetoden" (modell *i*) som et foretrukket alternativ. Rapportering basert på avling kan også omfatte valgfrie data om relevante variabler (næringsstoffer i jord, vann, jordretensjon osv.), for eksempel som frivillige variabler i tilstandsregnskapet (European Commission 2023).

Spesielt for avling av fôr fra dyrket mark

I avgrensningen av økosystemtype «dyrket mark» i Norge inngår dyrking av fôrplanter som høstes til ensilasje og annen type fôr. På lignende måte som for modeller for avkasting av avlinger, kan mengde fôr (tonn biomasse/år) rapporteres. Det ville vært ønskelig å ha en standardisert enhet for fôrbiomasse. For eksempel har Budsjettnemnda for jordbruket i Norge beregnet det totale fôropptaket i utmarksbeite i 'fôrenhet' (Hillestad 2019). Fôrenhet bør vurderes som aktuelt for å kvantifisere økosystemenes bidrag til fôr ettersom fôrenhet beregnes både i forhold til fôrbiomasses energiinnhold og dyrenes energibehov: «Fôrenheten (FE) er et praktisk mål for energiverdien av fôr og dyras energibehov. Fôrenheten er et mål på nettoenergi (NE), og beregnes ut fra fôrets innhold av bruttoenergi fratrukket tap av energi i gjødsel, urin, metan og varme (termisk energi). Den er altså et mål på fôrets nyttbare energi, og kan brukes til vedlikehold, bevegelse (muskelarbeid) eller avleires som energi i tilvekst og mjølk»¹. På denne måten vil fôrenheten variere avhengig av hvor mye som produseres og hvilken type dyr som beiter eller konsumerer fôr. Produsert biomasse vil i så fall være en bedre indikator på økosystemets sluttprodukt.

Andre forsyningstjenester fra dyrket mark

Beite på Dyrket mark. Dyrket mark som brukes til produksjon av fôr kan brukes som beitemark etter høsting av fôr. Fôrenheter kan brukes som en felles enhet for å beregne denne fôrproduksjonen. Ellers kan beitetrykk per dyr per dag ved ulike dyreslag omregnes til en felles enhet (dvs. saueenheter, Rekdal og Angeloff (2020)). I så fall, trenger man data på antal dager per år dyrene beiter på disse ressursene.

Juletreproduksjon. I 2017 var norsk juletreproduksjon på rundt 1 million juletrær⁶. I henhold til EUs typologi for økosystemer regnes også produksjon av f.eks. juletrær som produksjon fra dyrket mark. I Norge har det tidligere vært uttalt ønske om å øke produksjonen av juletrær og pyntegrønt, men det er så langt vi er kjent med ikke tilgjengelig jevnlig oppdatert statistikk for denne produksjonen. Det er Norsk Gartnerforbund som er norske juletreprodusenters næringsorganisasjon, og det kan være at de har noe statistikk over hva som produseres. Å samle denne informasjonen har imidlertid vært utenfor det som er mulig i dette prosjektet.

Forsyningstjenester av genetisk materiale

Norsk Genressurscenter samler informasjon om gamle sorter av ulike kulturplanter og også bevaringsverdige husdyraser. Blant annet har Norsk Genressurscenter ansvar for Kuregisteret. Data fra Kuregisteret gjør det mulig å følge med på utviklingen av rasene. I Kuregisteret er det data om blant annet antall avlshundyr, antall besetninger, alder på dyra og antall fødte pr år. Data er koblet til produsent og gjennom det mulig å stedfeste. Norsk Genressurscenter utgir hvert år en «Nøkkeltallsrapport» (se f.eks. Nilsen mfl. 2023). Rapporten gir oversikt over status for bevaringsverdige husdyr, skogtrær og kulturplanter i Norge for siste år.

I tillegg, har de nordiske land en felles genbank for frø hos Nordisk genressurscenter (NordGen) som er lokalisert i Alnarp i Sverige. Samarbeidet ble etablert i 1979. De viktigste artene som bevares som frø i genbank er korn, belgvekster, fôrplanter og mange grønnsaker. Den norske

⁶ <https://www.skog.no/onsker-seg-flere-norske-juletraer/>

delen av det nordiske materialet inneholder 2 130 aksesjoner (2018), noe som utgjør 6,1 % av NordGens totale frøsamling.

Fôrplanter utgjør 31,6 % av den nordiske samlingen, og de fra Norge utgjør en betydelig del av NordGens fôrplantesamling (NIBIO Bevaring av genressurser som frø⁷). Regelmessig tilsådd gressmark dekker 48 % av jordbruksarealet i Norge og rødkløver er den viktigste fôrplanten. Nylige studier viser at materialet fra NordGens rødkløver samlingene har prestert bedre enn de kommersielle sortene når det gjelder vinteroverlevelse og kuldetoleranse. Landsortene og det ville materialet kan dermed utgjøre en viktig genetisk ressurs for fremtidig foredlingsarbeid⁸.

4.2.3 Behov for videre utvikling

Det er en rekke forhold som kompliserer beregningen av hva som faktisk leveres av forsyningstjenester fra dyrket mark i Norge. En utfordring er knyttet til kart- og datagrunnlag, og blant annet skillet mellom gressmark til fôr og beite og åkervekster, der norske kartsystemer ikke fanger opp dette på den måte som SEEA EA systemet egentlig krever (se diskusjon i Strand m.fl. 2023). Eurostat regner dyrket eng som gressmark, mens Norge ikke har kartverk eller registre som tillater en presis oppdeling av dyrket mark i eng og annet dyrket areal. I testversjonen av økosystemkartet (Strand m.fl. 2023) er derfor kultureng klassifisert som Dyrket mark. Det er derfor kun innmarksbeite som er klassifisert som Gressmark i det norske kartgrunnlaget. Det er også ulike mer eller mindre lokale tilpasninger i form av produksjonssystemer der skillet mellom ulike økosystemtjenester og deres kobling til ulike økosystemtyper ikke alltid er entydig, for eksempel beiting på dyrket mark i kombinasjon med kornproduksjon, der samme areal leverer både kornavling og bidrag til kjøttproduksjon, men på forskjellig tidspunkt. Dette er det så langt vi er kjent med ikke tilgjengelige data for.

Et annet kompliserende forhold som er relevant for forsyningstjenester fra dyrket mark er diskusjonen om mulighetene til å identifisere hva som er økosystemets bidrag, kontra hva som er tilført i produksjonen av f.eks. næringsstoffer.

Selv om det er utarbeidet modeller for beregning av økosystemtjenester som leveres av jordbruksareal, for eksempel dyrket mark, gjenstår det fortsatt arbeid med å fylle modellene med «riktig» innhold. Modeller legger opp til bruk av ulike typer påkrevde og valgfrie data, og eventuelle parametere, som kan være utarbeidet for andre klimatiske og dyrkingsmessige forhold. Generelt er det en utfordring å bruke data- og kartgrunnlag til noe annet enn det som har vært formålet når de ble etablert.

4.3 Gressmark

4.3.1 Typologi og kartgrunnlag

Eurostats klasse 3 (Grassland) omfatter både varig eng med sterk kulturpåvirkning, samt semi-naturlig og naturlig gressmark med moderat eller ingen kulturpåvirkning. Kartgrunnlaget som er foreslått for Norge på økosystemtypeinndeling (Nivå 1) (Strand mfl. 2023) gir de følgende forutsetningene og begrensningene for regnskapet av denne økosystemtype i dag:

- Dyrket eng (sterk kulturpåvirkning) lar seg ikke skille fra åkerareal i det norske kartgrunnlaget og inkluderes derfor i dyrket mark (Strand mfl. 2023). Dette innebærer at fôrproduksjon må inkluderes som en forsyningstjeneste fra dyrket mark.
- I Norge vil økosystemet Gressmark bestå av areal som er klassifisert som Innmarksbeite (Strand mfl. 2023). Også tresatt innmarksbeite er inkludert i klassen innmarksbeite, men ifølge kartleggingsinstruksen (Ahlstrøm mfl. 2019) skal også dette ha et tydelig kulturpreg, dvs. at det skal forvaltes for å øke fôrproduksjon gjennom f.eks. såing av kulturplanter eller gjødsling. Innmarksbeite er jordbruksareal som kan brukes til beite, men

⁷ [Bevaring av genressurser som frø - Nibio](#)

⁸ <https://www.nordgen.org/nordgens-rodkloversamling-viktig-for-utvecklingen-av-vinterhardiga-foder-vaxter/>

som ikke kan høstes maskinelt. Arealet skal være ryddet for kratt og hogstavfall slik at arealet er godt tilgjengelig for beitedyr. Innmarksbeite skal ha gras og urter med god fôrverdi og det skal ha et tydelig kulturpreg. Kulturpreg innebærer at arealet skal ha grasrik og eng liknende vegetasjon og kravet er at minst 50 % av arealet skal være dekket av kulturgrasarter (f.eks. engkvein, sølvbunke) og beitetålende urter (f.eks. kvitkløver, ryllik). Arealet kan ha glissen tresetting der trærne er oppkvistet.

- «Innmarksbeite» vil ikke fange opp naturlige beitesmarker og hagemark som er definert i NiN systemet: «Kulturmarkseng omfatter engpregete, åpne eller tresatte økosystemer som er formet gjennom ekstensiv ("tradisjonell") hevd (beite og slått, eventuelt også avsviing) gjennom lang tid, ofte hundrer av år. Marka i kulturmarkseng kan være ryddet for stein, men den er ikke pløyd. Artssammensetningen i kulturmarkseng indikerer at fôr- og matvekster ikke er tilsådd, og at arealene ikke har vært gjødslet eller sprøytet. Kulturmarksenger kan huse et stort mangfold av arter fra mange organismegrupper, særlig karplanter, sopp og insekter.» (siteret fra Bratli mfl. (2012), se også Norderhaug mfl. 2010). Disse naturtyper vil inngå også innen det som klassifiseres i dag som 'utmarksbeite' (Norderhaug mfl. 2010).

4.3.2 Forsyningstjenester fra gressmark

Beite fra innmarksbeite

På lignende måte som for modeller for avkasting av avlinger, kan mengde fôr (tonn biomasse/år) rapporteres. Det ville vært ønskelig å ha en standardisert enhet for fôrbiomasse for å kunne beregne (og kunne) sammenligne økosystemenes (biomasse) bidrag til kjøttproduksjon. Fôrenhet bør vurderes som aktuelt for å kvantifisere økosystemenes bidrag til fôr ettersom fôrenhet beregnes både i forhold til fôrbiomasses energiinnhold og dyrenes energibehov (Hillebrand 2019): «Fôrenheten (FE) er et praktisk mål for energiverdien av fôr og dyras energibehov. Fôrenheten er et mål på nettoenergi (NE), og beregnes ut fra fôrets innhold av bruttoenergi fratrukket tap av energi i gjødsel, urin, metan og varme (termisk energi). Den er altså et mål på fôrets nyttbare energi, og kan brukes til vedlikehold, bevegelse (muskelarbeid) eller avleires som energi i tilvekst og mjølk»¹. På denne måten vil fôrenheten variere avhengig av hvor mye som produseres og hvilken type dyr som beiter eller konsumerer fôr. Produsert biomasse vil i så fall være en bedre indikator på økosystemets sluttprodukt.

I 2022 var det 1 560 902 dekar innmarksbeite i drift i Norge (SSB, tabell 05982). Av beitedyr var det 885 982 storfe, 915 344 vinterfôra sauer og 34 562 mjølkegeiter. I tillegg til disse beitedyrene er det enkelte andre dyreslag, blant annet et mindre antall lama og alpukka som man kan forvente også beiter på innmarksbeite.

Forsyninga av genetisk materiale

Den ideelle måten å bevare genetiske ressurser på er gjennom aktiv bruk i jord- og naturbeitebruk (Karlsson mfl. 2017). Plantesorter og genotyper vil da utvikle seg og tilpasse seg endrede betingelser, for eksempel endret klima. Enkelte sorter er imidlertid gått ut av bruk og kan forsvinne. Derfor bevares frø i frøgenbank, levende plantemateriale i klonarkiv/feltgenbank, og noe materiale ved for eksempel nedfrysning. Nytteplantenes ville slektninger utgjør en viktig del av det plantegenetiske mangfoldet.

Ville planteslektninger (Crop Wild Relatives, CWR) er viktige ressurser for matsikkerhet, bærekraftig landbruk og tilpasning til klimaendringer (Asdal 2012). Behovet for å forbedre *in situ*-bevaring av CWR er anerkjent av Biologiskmangfold konvensjonen (CBD) (2010) og den globale strategien for plantevern (2011-2020). Fitzgerald m.fl. (2019) har vist at den nordiske floraen omfatter mange arter knyttet til mat, fôr og andre plantegrupper, men det har vært gjort lite for å sikre disse viktige ville ressursene på en systematisk måte. De utarbeidet en CWR-sjekklisten av 2553 taxa knyttet til kulturplanter. Av disse ble 114 taxa, inkludert 83 arter, prioritert som utgangspunkt for å velge ut områder for *in situ*-bevaring basert på økogeografiske- og komplementaritetsanalyser. Fitzgerald m.fl. (2019) identifiserte et mulig nettverk av genetiske reservater i den nordiske regionen med et minimumsantall områder innenfor og utenfor eksisterende

verneområder som hadde potensial til å huse et maksimalt antall CWR arter og intraspesifikk diversitet.

I Norge, er det utarbeidet en liste over 206 viltvoksende arter som man søker å ivareta. Dette arbeidet foregår blant annet i Færder nasjonalpark⁹. Andre data til denne tjenesten er omtalt i seksjon 5.1.2 under «Andre forsyningstjenester fra Dyrket mark». Kostnadene ved å vedlikeholde disse ressursene kan regnes som etterspørselen etter denne tjenesten. Også, en lignende tilnærming til den som er beskrevet under bevaring av habitat og arter for å beskytte biologisk mangfold (seksjon 5.9) skulle kunne brukes til å estimere den økonomiske verdien av områder som er satt av for å beskytte genetiske ressurser.

4.4 Skog

4.4.1 Typologi og kartgrunnlag

Økosystemklassen Skog i heldekkende økosystemkart (testversjon) består av AR50 klassen skog med treslagene lauvskog, barskog, blandingsskog og ikke kartlagt treslag, samt tresatt myr (Strand mfl. 2023). Klassen omfatter ikke tresatt innmarksbeite med tydelig kulturpreg. Det er i hovedsak godt sammenfall med Eurostats klasse Forest and woodland, da denne omfatter bar, lauv- og blandingsskog, så vel som plantasjer med ikke-stedegne treslag og tidligere tresatt areal som temporært er uten trær på grunn av hogst, brann eller annen gjennomgripende forstyrrelser (Strand mfl. 2023). Juletreplantasjer finnes derimot i skog i AR50, men er ikke del av Eurostats klasse Forest and woodland.

Kart over skog på det høyeste nivået (level 1) i typologi-hierarkiet til Eurostat differensierer ikke mellom skogstyper. Dette gjelder også økosystemklassen Skog i det heldekkende økosystemkartet (Strand mfl. 2023). En finere inndeling av skogstyper, med eksisterende data om for eksempel jordbonitet og dominerende treslag er nødvendig for å kunne vurdere tømmerproduksjon og andre forsyningstjenester. Da økosystemklassen Skog er produsert ved å kombinere og kode om informasjon fra eksisterende kart som AR50, som inneholder en differensiering på treslag, er en finere inndeling fullt mulig. Videre er kartet AR50 en generalisering av det mer detaljerte kartet AR5 som inneholder arealtypen skog, med egenskapene treslag (barskog, blandingsskog, lauvskog, ikke tresatt, ikke registrert, ikke relevant) og skogbonitet (særs høy, høy, middels, lav, impediment, ikke registrert, ikke relevant). I klassifikasjonssystemet til AR5 (Ahlstrøm mfl. 2019) står det at: skog skal klassifiseres etter treslag; myr klassifiseres etter treslag dersom vegetasjonen holder kravet til skog; på tresatt innmarksbeite kan det registreres treslag; arealtypene skog, myr og åpen fastmark skal klassifiseres etter skogbonitet. AR5 er tilpassa målestokk 1:1000 og oppover. AR5 mangler dekning over tregrensa. AR5 ajourføres kontinuerlig av kommunene, og NIBIO utfører periodisk ajourhold av datasettet med ca. 5–8 års mellomrom.

Skogressurskartet SR16 er et heldekkende datasett som gir oversikt over utbredelsen av skog og egenskaper ved landets skogressurser, blant annet treslag, middel høyde og tømmer volum. Datasettet er et fjernmålingsprodukt og er framstilt gjennom prosessering av 3D fjernmålingsdata (fotogrammetri og laser), terrengmodeller, satellittdata, eksisterende kartdata (AR5) og data fra Landsskogflater. Laserinformasjon fra norsk detaljert høydemodell og Sentinel-2 data er viktige grunnlagsdata i produksjonen av SR16¹¹. Datasettet finnes som raster med 16 x 16 meter piksler og som vektor, der vektorkartet er en generalisering av rasterkartet til større figurer av relativt homogen skog. SR16 oppdateres hvert år.

⁹ <https://www.nibio.no/tema/mat/plantegenetiske-ressurser/bevaring-av-plantemateriale/bevaring-in-situ?locationfilter=true>

¹⁰ <https://www.nibio.no/tema/jord/arealressurser/arealressurskart-ar5>

¹¹ <https://www.nibio.no/tema/skog/kart-over-skogressurser/skogressurskart-sr16>

Både AR5 og SR16 kan brukes til nedskalering av statistisk informasjon, for eksempel til å nedskalere statistikk på fylkesnivå til et romlig nivå relevant for modellering av ulike økosystemtjenester.

4.4.2 Forsyningstjenester fra skog

Treproduksjon

For treproduksjon defineres forsyningen i SEEA EA i to deler: første delen er årlig tilvekst av trebiomasse fra produksjonsskog, som bidrar til skogeierens kapitalbeholdning. Andre delen er hogst fra skog som ikke er i bruk for produksjon. Bruk rapporteres basert på årlig hogst. Derfor foreslår SEEA EA forskjellige metoder for å måle forsyning og bruk.

For forsyningstjenester fra skog kan SR16 brukes for å lage et regnskap av årlig vekst av biomasse i produksjonsskog på forskjellige administrative nivåer. Årlig endring i volum med og uten bark i SR16-datasettet tilsvarer levering av forsyningstjenesten. SR16 oppdateres imidlertid ikke konsekvent hvert år på nasjonalt nivå. Dette er en begrensning ettersom årsregnskap forutsetter at den samme metoden brukes hvert år. For hogst fra ikke-produktive skog finnes det ikke et nasjonalregnskap, på grunn av dens diffuse natur og det faktum at den for det meste er en del av den uformelle økonomien. Dette datahullet kan potensielt fylles ved hjelp av spørreundersøkelser om privat uttak av trevirke fra ikke-produktive skoger.

For bruk av tjenesten kan statistikk fra SSB brukes. Vanligvis rapporteres årlig hogst (tonn/år av enkelte trearter) som en indikator for treproduksjon fra skog. Det rapporteres til SSB følgende statistikk:

- Sagtømmer (m³/år)
- Massevirke (m³/år)
- Sams virke (det som hogges ved f eks utbygging av vei og annet infrastruktur (m³/ha).

Årlige tall for mengde skogavvirkning for salg finner vi i flere tabeller i Statistikkbanken til SSB:

- Nasjonale tall
 - Avvirkning for salg (1 000 m³) (tabell 08979)
Tømmer og ved til brensel, for bartre og lauvtre
 - Avvirkning av industrivirke for salg, etter sortiment (1 000 m³) (tabell 07410)
Sagtømmer, massevirke og sams for gran, furu og lauvtre
 - Avvirkning av vedvirke, etter virkestype (1 000 m³) (tabell 11181)
Ved til brensel (lauv og bar)
- Per fylke
 - Avvirkning av industrivirke for salg, etter treslag (1 000 m³) (tabell 07412)
Gran, furu, lauv
- Per kommune
 - Avvirkning for salg, etter sortiment (m³) (tabell 03895)
Spesialtømmer, skurtømmer, sams, massevirke, annet rundvirke for gran og furu; spesial- og skurtrømmer og massevirke for lauvtre; ved til brensel for lauv og bar
 - Avvirkning for salg, etter treslag (m³) (tabell 03795)
Gran, fur, lauv, ved til brensel

Utmarksbeite i skog

For informasjon om utmarksbeite i skog, se seksjon 5.4.2 og "Fôrproduksjon i utmark". 44 % av norsk utmark ligger under skoggrensa (Strand mfl. 2021). Skogarealet er dominert av furu og granskog (19 %), mens lauvskog utgjør ca. 14 %.

Forsyning av jaktbart vilt kjøtt

I Norge har vi lange tradisjoner for jakt og fangst (høsting) av villlevende fugler og pattedyr ('vilt'). Mens dette tidligere var en egen næring eller binæring, utøves jakt og fangst i våre dager i hovedsak for rekreasjon.

Hvert år felles det et stort antall vilt av fritidsjegere og jakta bidrar til en betydelig mengde viltkjøtt til norske husholdninger (Tabell 4.2). Flest individer felles det av småvilt, mens den største mengden kjøtt stammer fra storviltartene elg, hjort, villrein og rådyr. Småvilt omfatter hovedsakelig ryper, skogsfugl, gjess, andefugl, skarver, vadefugler og spurvefugler (eks. ringduer og troster), samt bever, hare og villsvin (Tabell 4.2). Alle disse artene benyttes til menneskeføde med unntak for ravn, kråke, skjære, og delvis nøtteskrike, som først og fremst felles som et viltstelltiltak. I tillegg jaktes det på ulike rovpattedyr som mink, grevling, rødrev, mår og røyskatt, som best kan betegnes som pelsvilt. Mange av disse ble tidligere høstet for pelsens skyld, mens dagens jakt er mest å betrakte som viltstelltiltak. Det felles årlig også et lite antall gauper, jerv, ulv og brunbjørn for bestandskontroll (lisensjakt og skadefelling). Kjøtt fra rovdyr benyttes nesten aldri til menneskeføde, med unntak for kjøtt fra bjørn. Også et fåtall moskusfe felles for bestandskontroll, men dette utgjør ingen betydelig kjøttressurs.

Datagrunnlaget for å estimere økosystemets forsyningspotensiale og forsyningsflyt

Jakt og fangst er sterkt regulert i Norge og bestandene av alle jaktbare arter overvåkes i en eller annen form. Kvoten er et middel ('verktøy') forvaltningen bruker for å påvirke fellingsresultatet, men er ikke en indikator på økosystemets forsyningskapasitet. Det forventes ikke (eller ønskes) at alle dyr blir felt. Noen vil fylle kvoten hvert år (100 % fellingsuksess), mens andre kun vil felle en mindre andel av kvoten (< 100 % fellingsuksess). Sistnevnte kan skyldes lav bestandstetthet (få dyr), mens jaktfelt med høy fellingsuksess kan befinne seg i områder med høy bestandstetthet. I mange områder har det lenge vært et ønske om å redusere bestanden av elg (pga. beiterelaterte skogskader, trafikkskader, synkende vekter, m.m.) og måten forvaltningen løser dette på er å øke kvotene. Kvotene vil dermed avspeile forvaltningens ønsker med hensyn til bestandsutviklingen, men ikke økosystemets potensiale. For å finne økosystemets potensiale (eks. maksimalt kjøttutbytte pr. arealenhet over tid) må vi analysere forholdet mellom bestandsvekst pr. capita og bestandstetthet. Dette er en ressurskrevende oppgave.

Alt av vilt som felles under jakt skal rapporteres til statlige registre (SSB, Hjorteviltregisteret) på kommune- eller lavere romlig nivå, og årlig gjennomføres det takseringer og tellinger som bidrar med data til bestandsmodeller og -indekser. Dette gjelder særlig for ryper og skogsfugl (eks. Kvasnes et al. 2019; Nilsen & Rød-Eriksen 2020), og for hjorteviltartene elg, hjort og villrein (eks. Solberg et al. 2022). Det årlige uttaket, som potensielt kan brukes som indikator for økosystemets forsyningsfunksjon (biofysisk tjenesteflyt), bestemmes i høy grad av reguleringer.

Jakt og fangst kan kun bedrives innenfor en begrenset tidsperiode og jaktuttaket reguleres ved bruk av lisenser, dagskvoter ('bag limits'), jegerkvote, totalkvoter, jaktinnsats (antall jegerdager) eller jaktseongens utstrekning ('forvaltningsverktøy'). For eksempel, dersom rypebestander anses som svake (lave), innføres det sterkere restriksjoner (eks. lavere dagskvote) eller jaktseongen stenges helt eller delvis. For hjorteviltartene utstedes det et visst antall fellingstillatelser (lisenser) som står i samsvar med bestandens størrelse og forvaltningens ønsker med hensyn til bestandens videre utvikling (øke, stabilisere eller redusere bestanden). Bestandsstørrelsen vurderes med bakgrunn i direkte tellinger (villrein) eller observasjons- og fangstsuksess (elg og hjort), og antallet fellingstillatelser utstedes i samsvar med forventet fellingsuksess (andel felt av antall fellingstillatelser). Fellingsuksessen er vanligvis høy for elg og hjort (70-90 %), og for rein i mindre villreinområder, men er tidvis lav (10-30 %) i større villreinområder (som på Hardangervidda). Lav og varierende fellingsuksess kan bidra til store bestandsfluktuasjoner, men i de fleste tilfeller er forvaltningens verktøy tilstrekkelig gode til å sikre at hjorteviltbestandene aldri blir kritisk lave eller altfor høye (Solberg et al. 2022).

Småviltartene har jevnt over høyere fruktbarhet enn hjortedyra og påvirkes mer av ytre faktorer som predasjon og værforhold. Dette gjelder særlig for ryer, skogsfugl og delvis hare, som av den grunn opplever store naturlige svingninger i bestandsstørrelsen fra år til år. De siste 30-50 årene har jaktuttaket for disse artene vist en negativ trend (www.ssb.no; Pedersen et al. 2021). For hjortedyr som elg, hjort og rådyr har trenden i jaktuttaket (og bestandene) vært positiv de siste 50 årene, men med en delvis negativ trend de siste 20 årene (elg, Solberg et al. 2022). Villreinbestandene varierer mye i størrelse, men viser i mindre grad en tydelig trend over tid. Også bestandene (og jaktuttaket) av jaktbare gjess har for det meste økt de siste 50 årene. For andre jaktbare arter eksisterer det mindre informasjon, men det generelle inntrykket er at jaktuttaket og delvis bestandene er noe redusert de siste årene (Pedersen et al. 2021).

Den store bestandsøkningen for elg, hjort og rådyr har bidratt til at det i dag høstes betraktelig mer viltkjøtt enn for 50 siden. I 1970 ble det felt 13 000 elg, hjort og rådyr i Norge, mens antallet i 2022 var 110 000. Toppen i jaktuttaket ble nådd i 2021 med 117 000 individer, mens mengden viltkjøtt fra de tre artene nådde sin foreløpige topp i 2010, med anslagsvis 7418 tonn (www.ssb.no). I tillegg ble det samme året høstet 207 tonn med villreinkjøtt (totalt 7625 tonn hjorteviltkjøtt). Til sammenligning ble det felt 353 000 småvilt i 2022, med en samlet kjøttvekt på <200 tonn (Tabell 4.2).

En strengere regulering av jakta er den viktigste årsaken til økningen i hjorteviltbestandene på slutten av forrige århundre. Ved bruk av ulike forvaltningsgrep (eks. 'rettet avskyting') ble jaktuttaket holdt lavere enn den årlige tilvekstens, og bestandene fikk anledning til å vokse. I tillegg var konkurransen fra utmarksbeitende husdyr betydelig redusert (Austrheim et al. 2008) og endringer i skogbruket (flatehogst) førte til høyere økologisk bæreevne – særlig for elgen. Begge deler hadde sannsynligvis en positiv effekt på kalveproduksjonen og dermed bestandenes vekstrate og antallet dyr som hvert år kunne høstes. En viktig forutsetning for høyt jaktuttak var imidlertid fraværet av store rovdyr. Ulv, bjørn og delvis gaupe kan ha betydelig effekt på bestandstilveksten av hjortedyr, men disse rovdyra var effektivt utryddet fra Norge på store deler av 1900-tallet. Bestandene av disse artene holdes fortsatt ved kritisk lave nivåer. Dersom disse bestandene får anledning til å vokse til nivåer som samsvarer med fødetilgangen (bæreevnen), vil det høstbare overskuddet fra de fire hjorteviltartene bli betydelig redusert (Solberg et al. 2003). Dagens forsyning av viltkjøtt (og kjøtt fra utmarksbeitende sau) i Norge er derfor i stor grad et resultat av at vi har fjernet det meste av naturlig predasjon på ville hjortedyr i norsk natur.

Kobling av jaktbare arter til økosystemer og deres tilstand

De jaktbare artene har ulike habitatkrav og jaktutbyttet fordeler seg dermed ulikt mellom økosystemer og skogtyper. Elgen benytter hovedsakelig skogen som leveområde, og kan tidvis benytte lavalpine områder (hei og åpen vegetasjon). I tillegg beiter elgen på tilgrensende dyrket mark og seminaturlig gressmark der det er mulig. I områder med mye kulturmark er elgens vekt og fruktbarhetsrater gjerne høyere enn i typisk skogsmark og det er derfor grunn til å tro at mattilbudet er generelt sett bedre i kulturlandskapet. I skogen er det ungsogsflater (5-30 år gamle bestand) i produktiv skog som bidrar med mest mat. Disse flatene kan tilby tette bestander av lauvtrær og furu i riktig beitehøyde. Også vierkratt langs vann og vassdrag kan tilby gode beiteforhold, mens myr og lavproduktiv skog har mindre mat å tilby en elg. Dette betyr at det jevnt over kan produseres mer elgkjøtt i områder med mye produktiv skog og gjerne med innslag av dyrket mark. En forutsetning er at skogen benyttes til skogbruksformål (lav gjennomsnittsalder på skogen) og at ungsogsflatene ikke ryddes for lauvtrær.

Hjort og rådyr lever helst i skog, men utnytter også beiteressursene i kulturlandskapet, og gjerne mer enn hva elgen gjør. Gras fra innmarksbeiter og eng utgjør en stor andel av hjortens beitegrunnlag der tilgangen er høy (Mysterud et al. 2023), og blir ansett som et forvaltningsproblem i områder med høy bestandstetthet av hjort (Thorvaldsen og Rivedal 2014). Svært mange hjort felles da også på innmarka når de beiter på gras eller annen grøde (økosystem dyrket mark, og gressmark). Også en stor andel av rådyra felles på eller i tilknytning til innmark. Villreinen lever for det meste over tregrensa, men i enkelte områder benyttes også

høyereliggende skog. De aller fleste villrein blir derfor felt i økosystemene hei og åpent landskap, og på lite vegetert mark.

Småviltartene lever og høstes i tilnærmet alle norske økosystemer, med delvis unntak for de urbane (Tabell 4.2). Av de viktigste artsgruppene høstes det ryper i fjellet, fra høyt over tregrensa (fjellrype) til høyereliggende skog, og i hei og åpen vegetasjon langs kysten fra Vestlandet og nordover (lirype). Skogsfugl lever og jaktes mest i skog, men også i en viss grad i hei og åpen vegetasjon (orrugl). Det samme gjelder for hare. Andefugl jaktes i hovedsak i og ved vann og vassdrag, og langs kysten. Dette gjelder også for gjess, som i tillegg jaktes mye på dyrket mark og gressmark, der de beiter i forkant av eller under trekket sørover på høsten. Ringduer lever i skog og i kulturlandskapet, men jaktes i hovedsak når de beiter på korn og andre åkervekster på dyrket mark.

Forsyningen av viltkjøtt er delvis et resultat av den økologiske tilstanden til økosystemene de er en del av. Særlig gjelder dette for en art som elgen, som sannsynligvis har profitert stort på det moderne bestandsskogbruket (mer mat), som igjen bidrar til å forringe levebetingelsene for mange andre skoglevende arter (Framstad et al. 2021). I tillegg har landbruket en positiv effekt på mattilbudet for alle de skoglevende hjortedyra, og, som nevnt over, har fraværet av store rovdyr en positiv effekt på det høstbare overskuddet av hjortevilt generelt. Tapet av store rovdyr har en negativ effekt på den økologiske tilstanden i skog og fjell (Jakobsson og Pedersen 2020), og selv om landbruksarealene er definert som egne økosystem er de i praksis en svært forringet tilstand av skog. Sannsynligvis vil klimaendringenes få store konsekvenser for de ulike økosystemenes tilstand, med indirekte konsekvenser for de jaktbare artene. Hvorvidt dette vil føre til en økning eller reduksjon i forsyningen av viltkjøtt vil avhenge av art, økosystem og klimaendringenes omfang og styrke.

Mange av de jaktbare artene er svært mobile og kan vise stor fleksibilitet med hensyn til habitatbruk og toleranse for tilstandsendringer, mens andre arter er mer habitatspesifikke og lite tilpassningsdyktige. Dersom det er ønskelig, bør det på sikt kunne være mulig å gjøre en mer kvantitativ vurdering av hvor mye (sannsynlig) de ulike jaktbare artene bruker de ulike økosystemene, og hvordan bruken vil variere med tilstand.

Tabell 4.2. Jaktutbytte, viltkjøtt, jegere og jaktinnsats i Norge fordelt på art eller artsgruppe. Antall felte individer, antall tillatt felt, mengde kjøtt og antall jegere er årlig gjennomsnitt i perioden 2018-2022. Kjøtt pr. enhet for elg, hjort og villrein er fra SSB (www.ssb.no), for andre arter er den skjønsmessig vurdert ut fra artens levendevekt og en antatt slaktevekt (kjøtt og bein) tilsvarende 50 % av levendevekt. Kråkefugl og pelsvilt brukes sjeldent til mat og er ikke inkludert i estimert mengde kjøtt fra småvilt. Antall jegere er fra SSB (gjennomsnitt for perioden 2018-2022, www.ssb.no), mens jaktinnsats er fra Solberg et al. 2022. Økosystem 1-3 angir de viktigste økosystemene der artene felles. Disse samsvarer i stor grad med økosystemene der de aktuelle artene hovedsakelig lever, men ikke alltid (eks. kortnebbgås som hovedsakelig jaktes på under trekket fra Svalbard til Mellom-Europa). Skogsfugl = storfugl, orrfugl, jerpe; Ryper = fjellrype og lirype; Kråkefugl = ravn, kråke, skjære, nøtteskrike; Duer og troster = ringdue, gråtrost og rødvingetrost; Vadefugl = rugde og enkeltbekkasin; Andefugl = storkand, brunnakke, krikand, kvinand, toppand, siland, laksand, svartand og ærfugl; Gjess = grågås, kanadagås, kortnebbgås; Skarver = toppskarv og storskarv; Pelsvilt = villmink, mår, røyskatt, grevling og rødrev.

Art eller artsgruppe	Storvilt				Småvilt											
	Elg	Hjort	Villrein	Rådyr	Skogs-fugl	Ryper	Kråke-fugl	Duer og troster	Vade-fugl	Ande-fugl	Gjess	Skarver	Bever	Hare og ekorn	Pelsvilt	Villsvin
Antall felte individer	29903	48491	4873	32668	28492	164900	61660	36270	2192	17670	19836	4012	1512	15678	34256	369
Antall tillatt felt	39564	69064	16920													
Kjøtt pr. enhet (kg)	126	46	38	12	0,05 – 50											
Mengde kjøtt (tonn)	3780	2209	187	381	< 200											
Antall jegere	59 000	50 000	7800	43700		45 600										
Antall jegere (artsgruppe)	91 700				80 000											
Jaktinnsats (jegerdager)	520 000	>220 000														
Økosystem_1	Skog	Skog	Fjell	Skog	Skog	Fjell	Kultur-mark	Skog	Våtmark	Vann og vassdrag	Kyst	Kyst	Vann og vassdrag	Skog	Skog	Skog
Økosystem_2	Kultur-mark	Kultur-mark	Skog	Kultur-mark		Skog	Skog og fjell	Kultur-mark	Skog	Kyst	Kultur-mark			Fjell	Kultur-mark	Kultur-mark
Økosystem_3	Fjell						Kyst				Vann og vassdrag			Kultur-mark	Kyst, vann, vassdrag	

Forsyning av sopp, bær, saft, bark og nøtter

Det er lang tradisjon i Norge for å sanke sopp og bær i norsk utmark. Det er også anslag på at det er relativt store volum som potensielt kan høstes (Martinussen m.fl. 2023). Det er videre dokumentert at etterspørselen etter ville bær omsatt kommersielt har økt, men at alle bær som selges gjennom tradisjonelle salgskanaler i Norge (5,177 tonn i 2017) er importert (Martinussen mfl. 2021). Samtidig anslår Nestby mfl. (2019) at mer enn 90 % av ville bær forblir uplukket i Norden. Dette er ikke situasjonen i Finland, der 36 ulike arter ville bær ga en produksjon i størrelsesorden 900 millioner kilo (Nestby mfl. 2019) Det er imidlertid en rekke kunnskapshull når det gjelder produksjon og høsting av disse ressursene i Norge (Mezzera & Sæther, 2016). I Finland ble det gjennomført en spørreundersøkelse knyttet til høsting av ville bær på slutten av 1990-tallet. Resultatene fra denne undersøkelsen viste at finnene plukket i størrelsesorden 56,5 millioner kilo ville bær. Størstedelen av dette ble brukt i egen husholdning (Saastamoinen mfl. 2000). I henhold til Turtiainen mfl. 2012 er data for Norge kun tilgjengelige i form av ekspertestimater.

Forsyning av genetiske ressurser for skogbruket

Data til denne tjenesten er forklart i seksjon 5.1.2 under «Andre forsyningstjenester fra Dyrket mark».

4.5 Forsyningstjenester fra hei og åpen vegetasjon

4.5.1 Typologi og kartgrunnlag

Ifølge Strand m.fl. (2023) består denne økosystemklasse av AR50 klasse 50 (Snaumark) sammenhengende eller frisk vegetasjon og som ikke grenser til eller ligger nærmere enn 500 m fra kystkonturen. Det omfatter arealer preget av velutviklet, sammenhengende frisk til tørr vegetasjon. Det inkluderer særlig ulike heityper (risheier, fuktheier, røsslyngheier) og ulike snøleier, men også engvegetasjon, tørrgrasheier, rismyrer og grasmyrer. Her inngår bare Eurostats klasse 5.2 Heathland and (sub)alpine shrub som omfatter arealer preget av lyng, andre dvergbusker og busker, med innslag av urter, gras, lav og mose. Klassifikasjonen basert på AR50, vil favne bredere enn Eurostats klasse 5.2 ved at mer gras- og urtedominert areal inngår.

4.5.2 Forsyningstjenester fra hei og åpen vegetasjon

Fôrproduksjon i utmark

Om lag 137 000 km² av Norges landareal (45 %) er antatt å være nyttbart til beite (Strand mfl. 2021). Imidlertid, eksisterer generelt ikke data på hvilke økosystem de beiter i.

Dyr som beiter i utmark i Norge i 2021 utgjør cirka 2,8 millioner saueenheter (for omregning se Rekdal og Angeloff 2021). Om lag 35 % av landarealet brukes gjennom organiserte beitelag. Det finnes ikke data på hvor mange føreheter som høstes gjennom denne beitingen, men, om man regner med at beitesesongen i Norge er 100 dager i gjennomsnitt, kan det være mulig for husdyr på sommerbeite å høste 950 millioner føreheter fra norsk utmark. Men det er nødvendig å ta med i betraktningen at også andre dyr høster av disse fôrressursene, blant annet elg og hjort.

Forsyningstjenester knyttet til tamrein næring

En betydelig del av fôrproduksjon fra hei og åpen vegetasjon over tregrensen er brukt i forbindelse med tamreindrift. I dette fallet, bør det vurderes hvis føreheter, som vi foreslår som indikator for økosystemenes bidrag til biomasse produksjon, skal brukes eller om mengde tamreinkjøtt skal betraktes som hei og åpen vegetasjonens bidrag til matproduksjon. Fjernmålingsmetoder har blitt utviklet de seneste årene for å kunne måle mengde biomasse av viktige tamrein-fôrressurser (lav) (e.g. Erlandsson mfl. 2022). Vi presenterer ellers tilnærminger for regnskap av økosystemtjenester knyttet til samisk næring og kultur i kapittel 7.

Forsyning av viltkjøtt

Hei og åpen vegetasjon over tregrensen er den viktigste naturtypen for villrein. Hei og åpen vegetasjon er også viktig for fugl. Ryper jaktes i fjellet, fra høyt over tregrensa (fjellrype) til

høyereleggende skog, og i hei og åpen vegetasjon langs kysten fra Vestlandet og nordover. Skogsfugl lever og jaktes mest i skog, men også i en viss grad i hei og åpen vegetasjon (orrugl). Det samme gjelder for hare.

I seksjon 4.3.2 og Tabell 4.2 gir vi en mer fullstendig beskrivelse om jaktbare arter i Norge og deres habitatbruk.

4.6 Våtmark

4.6.1 Typologi og kartgrunnlag

Myr er det våtmarksøkosystemet som dekker det største arealet i Norge (Bartlett m.fl. 2020), men myrarealet er imidlertid dårlig kartlagt (Bryn m.fl. 2018, Bakkestuen m.fl. 2023). Det er for eksempel et avvik mellom myrarealet som er estimert i AR5-kartene (5.8%), det som er estimert ut fra arealrepresentativ arealstatistikk (8.9%) (Bryn m.fl. 2018) og det som nylig blitt kartlagt med hjelp av fjernmålingsteknologi (12.7%) (Bakkestuen m.fl. 2023). Dette skyldes i stor grad det svært grove detaljnivået på kartene over tregrensen i Norge. Pågående arbeid med bruk av fjernmålingsdata og kunstig intelligens har stort potensial til å forbedre tilgjengeligheten av romlige data lag som trengs for å forbedre økosystemregnskapene knyttet til myr i Norge (Bakkestuen m.fl. 2023, Venter m.fl. 2021).

Det totale myrarealet i Norge er estimert til ca. 37 700 km², dette inkluderer 9400 km² «sumpskog». Vi regner imidlertid med at om lag 7000 km² er ødelagt som fungerende myr, og det har opprinnelig (for ca. 150-200 år siden) vært om lag 44 700 km² myr (Øien m.fl. 2016).

For å kunne modellere forsyningstjenester (uttak av torv) fra myr trengs det kart over myr arealer der det drives aktive torvuttak. Søgaard et al. (2017) fant 42 aktive torvuttak som til sammen utgjør 10 735 daa. Med unntak av noen få i Nordland og Nord-Trøndelag, er de fleste av disse lokalisert til låglandet på Østlandet (Øien m.fl. 2017). Øien m.fl.(2016) reviderte dette datasett med bruk av historiske flyfoto samt LiDAR-data for de registrerte lokalitetene og fikk registrert 42 aktive torvuttak med et areal på 14 566 daa.

Det er særlig høymyr som brukes til torvuttak i Norge (Øien m.fl. 2016) fordi generelt ligger de på flatmark, har et tjukk torv lag og torv kvalitet er godt egnet til forbrenning og som dyrkingsmedier (Lyngstad pers.comm). Kartlegging av typisk høymyr i Norge har blitt gjennomført siden 2012 og med hjelp av digitale flybilder har myrkomplekser som omfatter minst ett myrmasiv med typisk høymyr har blitt klassifisert, avgrenset og beskrevet (Øien m.fl. 2017). I 2017 omfattet kartleggingen om lag 75% av det antatte utbredelsesområdet for typisk høymyr i Norge. Myrenes tilstand har blitt vurdert ut fra omfanget av inngrep som vises på flybilder (veier, grøfter, kultivering osv.) (Øien m.fl. 2017).

I AR5 klassifikasjonen er myr areal med myrvegetasjon (f.eks. moser, myrull-, starr- og sivarter, bjønnskjepp) og minst 30 cm tjukt torvlag, mens torvmark er skogareal med minst 30 cm tjukt torvlag, men som på overflata ikke har preg av myr (Ahlstrøm mfl. 2019). Myr som har tresetting som tilfredsstillende kravene til skog skal ha arealtype myr, men skal da også ha opplysning om treslag og skogbonitet.

I tidligere tider foregikk det noe høsting av fôr på myr i form av slått. Miljødirektoratet definerer slåttemyr som myr med vegetasjon som er betinget av langvarig slått og som fortsatt bærer preg av slåtten¹². Dette er nå regnet som en sterkt truet naturtype. Med støtte fra miljø- eller landbruksforvaltninga blir i dag mellom 40 og 50 slåttemyrer skjøttet av grunneiere. Dette er slåttemyrer som ligger utenfor verneområder. I tillegg blir cirka 10 slåttemyrer i verneområder skjøttet av forvaltningen. Det er utarbeidet en egen skjøtelsesplan for slåttemyr¹³.

¹² [Slåttemyr \(miljodirektoratet.no\)](https://miljodirektoratet.no)

¹³ [Handlingsplan for slåttemyr - Miljødirektoratet \(miljodirektoratet.no\)](https://miljodirektoratet.no)

Øien m.fl. (2017) har gått gjennom en lang rekke historiske og andre kilder i et forsøk på å identifisere slåttemyr i Norge. De anslår arealet med slåttemyr til minst 3000 km², basert på statistikk fra jordbrukstillingen i 1907. De identifiserte 612 slåttemyrlokaliteter i Sør-Norge (per 2013), men klarte kun å identifisere 68 slåttemyrer i Nord-Norge ut fra dokumentasjon i kildene. Særlig i fjellet er kartdokumentasjon i myr mangelfull (Bryn m.fl. 2018), men anslag basert på en utvalgsundersøkelse ved NIBIO indikerer at det finnes i størrelsesorden 28 000 km² myr totalt. Bakkestuen og Venter (2023) brukte fjernmålingsdata og produserte et myrkart med en balansert nøyaktighet på 90,9 % når det ble validert mot uavhengige bakkessannheter. Dette er en forbedring i forhold til manuelt digitaliserte arealdekkkart i Norge, som oppnådde en nøyaktighet på 46,8 % (1:50 000-kart) og 42,4 % (1:5000-kart). Det totale myrarealet estimert på dette kartet er 12,7 % i Sør-Norge, noe som er dobbelt så høyt som tidligere referanseanslag (5,6 %).

4.6.2 Forsyningstjenester fra våtmark

Torvuttak for brensel og som dyrkingsmedier

Ifølge Strand mfl. (2021) er det anslag som tilsier at så mye som 290 000 dekar er berørt av tidligere tiders brenntorv- og strøproduksjon i Norge. Dette er en liten del av det totale myrarealet, men det påvirker forskjellige myrtyper i ulik grad, med noen typer sterkt påvirket (se seksjon under om torvuttak). På det meste var produksjon av brenntorv på flere millioner m³. Midt på 1990-tallet foregikk det aktiv torvproduksjon på om lag 25 000 dekar, men denne virksomheten er siden redusert.

Den viktigste bruken av torv i Norge er som brensel. Mengde torv som tas opp blir rapportert til Direktoratet for mineralforvaltning (DMF) hvert år. I perioden 1990-2015 ble det utvunnet i gjennomsnitt 220 000 m³ torv. Tallene er basert på årlig omsetning av dyrkingsmedier og jordforbedringsprodukter basert på torv, og ikke direkte på produksjon av torv (Øien m.fl. 2017). Forskjellige studier kommer fram til betydelige forskjeller i oppgitt areal over aktive og tidligere torvuttak, noe som gjør det vanskelig å få regelmessig oppdatert og riktig statistikk på torvopptak.

Samtidig, er torvuttak ikke en fornybar ressurs då myren blir ødelagt etter bruk. I teorien bør ikke bruk av myr til torvutvinning betraktes som en økosystemtjeneste, fordi bruken av torv fører til direkte forringelse av økosystemet og naturkapitallager.¹⁴ Slik sett kan det sammenlignes med utvinning av fossilt brensel. Det tar i størrelsesorden tusenvis av år for myren å bygge seg opp igjen, hvis klimaforholdene som førte til torvdannelse fortsatt eksisterer. I forbindelse med naturregnskap anbefaler vi at torvuttak registreres som endringer i karbonlagrene (naturkapital). Denne tilnærmingen er i tråd med STOCKDIFFERENCE metoden i INCA-verktøyet (se avsnitt 5.1.1).

4.7 Elver/bekker

4.7.1 Typologi og kartgrunnlag

En viktig inndeling av økosystemet Elver/bekker i forhold til økosystemtjenester kan være å skille mellom den delen av vassdragene som huser fiskearter som vandrer mellom elv og sjø/hav, og den delen av vassdragene som kun huser arter som lever i ferskvann. Her er fokuset først og fremst på den førstnevnte delen av økosystemet.

Kartgrunnlaget for økosystemet elver/bekker er etablert i VannNett-portalen [VannNett-Portal \(vann-nett.no\)](http://vann-nett.no). Der er kartgrunnlaget vist for flere ulike typer med hensyn til status, endringer og forvaltningsregime, herunder:

- Beskyttet område (bl.a. drikkevann, Nasjonale laksevassdrag, Verneområder),
- Vann-Nett (bl.a. vannforekomster, påvirkning drivere, sterkt modifiserte vannforekomster, biologiske kvalitetselementer, fysisk-kjemiske kvalitetselementer og miljømål),
- Miljødirektoratets ansvarsområde (bl.a. industri, forurensning og avløp),

¹⁴ Ifølge SEEA EA, kan (ikke fornybare) mineralressurser registreres som en abiotisk strøm ("abiotic flow") (United Nations 2021). Torv er derimot hverken en abiotisk ressurs eller biologisk fornybar innen tidsrommet av noen menneskelige generasjoner.

- NVE sitt ansvarsområde (bl.a. vannkraft, Qvadis (med regulerte elver og avrenning), flomsoner, verneplan, REGINE), og
- NIVA (forsuring)

Økosystemtypen elver/bekker er også beskrevet i NiN (Natur i Norge) som er et type- og beskrivelsessystem for naturvariasjon (<https://kart.naturbase.no>) og der det gjøres et omfattende arbeid for å beskrive truede naturtyper (<https://nin.artsdatabanken.no>).

Mot sjøen er det vanlig å avgrense økosystemtypen elver og bekker basert på saltinnholdet i overflatevannet. Dette vil variere mellom elver bl.a. i forhold til differansen mellom flo og fjære, og til eventuelle grunne terskler i fjordsystemet utenfor.

I den delen av vassdragene der det vandrer anadrome laksefisk har Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL 2016) beregnet arealet på lakseførende strekning i 449 laksevassdrag, og Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL 2022) har beregnet arealet som brukes av sjørørret i 1279 vassdrag. Kartbaserte oversikter over status til laks og sjørørret i disse vassdragene er vist på VRL sin hjemmeside www.vitenskapsradet.no. Arealberegninger er i prinsippet mulig å gjøre i alle elver og bekker, der usikkerheten vil være relativt større for de aller minste forekomstene.

Teksten om økosystemtjenester knyttet til villaks i dette kapitlet er omarbeidet og oppdatert fra kapitler som tre NINA-forskere skrev til en prosjektrapport om økosystemtjenester fra vill og oppdrettet laks i 2013 (van der Meeren 2013).

4.7.2 Økologien til anadrom fisk

Livssyklus og faktorer som påvirker populasjonstilstand hos tjenesteforsyningsenheten

Laksens livssyklus foregår i både elv og hav, og dermed er laksen del av økosystemer både i marine miljøer og i ferskvann. Laksen starter livet i elva og vandrer siden ut i havet for å vokse seg stor, før den vandrer tilbake til ferskvann for å gyte. En del av de voksne fiskene er utmattet og dør etter gytingen, men noen overlever og vandrer ut i havet og enkelte kan returnere til elva flere ganger for å gyte. En del villakshanner kjønnsmodnes i elva og gyter som dverghanner, og det er vist at disse til sammen kan befrukte flere titalls prosent av rognen. Noen dverghanner vandrer ut i havet etter gyting, mens andre lever hele livet i ferskvann. Det finnes også noen få laksepopulasjoner som tilbringer hele livssyklus i ferskvann. I Norge har vi såkalt blege i Byglandsfjorden og namsblank i øvre del av Namsen som er ferskvannsstasjonære bestander. Namsblanken er den eneste laksebestanden i Europa som tilbringer hele livet i elva.

Laksungene lever i elva imellom ett og seks år før den blir smolt og går ut i havet. Smolten vandrer ut gjennom fjordene og videre ut i havet på våren og tidlig sommer. Laksen kan være i havet fra ett til fire år før den blir kjønnsmoden og vandrer tilbake til elva for å gyte. Gytevandringen av voksen laks opp i elvene foregår fra sent på våren til utpå høsten og selve gytingen skjer sent på høsten. Det er hovedsakelig i denne tilbakevandringsfasen at laksen har vært gjenstand for menneskets interesse ettersom laks har vært en attraktiv art for fiske, både i fjord og elv, til alle tider. Periodevis har det også foregått laksefiske i åpent hav og det er fortsatt et sjøfiske etter laks langs deler av norskekysten.

Laksen vender i stor grad tilbake til samme elv som den ble født i, og i større elvesystemer også til den delen av vassdraget den selv vokste opp i. Laks fra ulike elver er genetisk forskjellige og laksebestander viser tilpasninger til sin lokale elv. Dette betyr at laks som fanges i forskjellige deler av Norge kan ha ulike tilpasninger i trekk for eksempel knyttet til veksthastighet, gytetid og vandringmønster. Forvaltning av laks i Norge foregår derfor på bestandsnivå og norske myndigheter har som mål å sikre mangfoldet også innen arten. Dette er nedfelt både i lovverket (Naturmangfoldloven og Laks- og innlandsfiskloven) og i Kvalitetsnorm for ville bestander av atlantisk laks (Kvalitetsnorm for ville bestander av atlantisk laks (*Salmo salar*) – Lovdata, september 2013).

Det er anslått at ca. 80-98 % av smolten som vandrer ut fra elvene dør i havet og ikke kommer tilbake til ferskvann. Dødeligheten er særlig stor i det første leveåret og mange smolt når aldri det åpne havet. Mesteparten av denne dødeligheten er en del av laksens naturlige livssyklus og skyldes naturlige forhold som sykdommer og predasjon. Sjøoverlevelsen de siste 30 årene har vært generelt lavere enn på 1960-80-tallet og nedgangen ser ut til å ha skjedd over store områder. Dette kan henge sammen med storskala endringer i havet med konsekvenser for laksens overlevelse og vekst (Vollset m.fl. 2022). Det er begrenset kunnskap om i hvilken grad endringene i havet på stor skala kan være menneskeskapte, men ifølge Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL 2021) er det regionale og lokale påvirkningsfaktorer i havet som er menneskeskapte. Blant disse anses lakselus og andre sykdomsorganismer assosiert med akvakultur som de viktigste, mens overbeskatning var et større problem før.

Laksen sprer seg over store områder i Atlanterhavet. Nyere studier der laks er merket med satellittmerker viser at laksen kan spre seg langt mot nord til Svalbard og nordøst i Barentshavet i tillegg til områder som lenge har vært kjent, som rundt Færøyene og ved Vest-Grønland (Rikardsen m.fl. 2021).

I motsetning til sjøfasen vet vi svært mye om villaksens liv i ferskvann. Forvaltningen av villaks har også i hovedsak vært konsentrert om elvene ettersom det er her det har vært enklest å iverksette tiltak. Mange av de menneskeskapte påvirkningene som kan true villaksen finnes også i ferskvann. Ifølge Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er de viktigste menneskeskapte påvirkningsfaktorene på villaks i ferskvann rømt oppdrettslaks, klimaendringer, vassdragsreguleringer og andre habitatendringer, parasitten *Gyrodactylus salaris*, pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*), og dårlig vannkvalitet (som innebærer overgjødning, forurensning, miljøgifter og annen forurensning) (VRL 2021).

For at laks skal kunne gjennomføre sin livssyklus er det viktig at vandringsveiene opprettholdes. Dette gjelder både for smolt på utvandring og for gytefisk på tilbakevandring, og innebærer både vandringsveier gjennom fjorden og i den lakseførende strekningen av elva. Fysiske inngrep i vassdrag kan redusere laksens mulighet til å nå gyteplassene.

Sjørørret (*Salmo trutta*) og sjørøye (*Salvelinus alpinus*) lever også i både ferskvanns- og marine økosystemer, men har en annen livssyklus enn laks (Klemetsen m.fl. 2003). De skiller seg fra laks ved at de vanligvis foretar kortere og mer kortvarige vandringer i havet. Vanligvis er sjørørret og sjørøye i kystnære farvann i 4-8 uker hver sommer, og i ferskvann om vinteren. Disse vandringerne foretas hvert år fra de går ut første gang som smolt og så lenge de lever.

Sjørørret og sjørøye fiskes både i elver og i sjøen, slik som laks. Sjørørret fins, som laks, i elver langs hele norskekysten, mens sjørøye fins kun i vassdrag nord for 62° Nord (syd i Nordland fylke). Sjørørretbestandene i Norge er mange steder i dårlig tilstand og lakselus er en av de viktigste årsakene til dette (VRL 2022).

4.7.3 Kostnader for å opprettholde villakspopulasjoner

Den norske forvaltningen av villaks har vært basert på en tankegang som likner på det Millenium Ecosystem Assessment (2005) og TEEB (2010) bygget sin økosystemtjenestetilnærming på. Et bredt spekter av villaksens verdi for mennesker ble vurdert i en norsk offentlig utredning allerede i 1999 (NOU 1999:9). Denne ga ikke bare en gjennomgang av økonomiske verdier knyttet til fritidsfiske, turisme og næringsfiske, som ble anslått til 1 milliard NOK årlig for de 50 viktigste lakseelvene, men også andre opplevelses- og kunnskapstjenester som befolkningens ønske om å ta vare på villaksen, naturopplevelser, læring og helsegevinster av dette.

I laks- og innlandsfisklovens § 1 står det: «Lovens formål er å sikre at naturlige bestander av anadrome laksefisk, innlandsfisk og deres leveområder samt andre ferskvannsorganismer forvaltes i samsvar med naturmangfoldloven og slik at naturens mangfold og produktivitet bevares. Innenfor disse rammer skal loven gi grunnlag for utvikling av bestandene med sikte på økt avkastning, til beste for rettighetshavere og fritidsfiskere.» Som den siste av disse to setningene

viser, er menneskers nytteverdi av villaks integrert i lovverket og avkastning til rettighetshavere og fritidsfiskere er et uttalt mål for villaksforvaltningen. Dette illustrerer hvordan villaks i dag forvaltes som en økosystemtjeneste, selv om dette begrepet ikke har vært brukt før det siste tiåret.

Et bilde på hvor høyt villaksens verdsettes i samfunnet, ikke bare som en faktisk verdi, men også ikke-bruksverdien, er den store summen som årlig brukes i Norge for å bevare laksebestander. Et overslag fra 2023 (Miljødirektoratet, pers. medd., november 2023) viser at de offentlige kostnadene for å beskytte anadrom laksefisk mot ulike trusselfaktorer til sammen var 318 millioner NOK i budsjettet for 2023 (Tabell 4.3). De største midlene gikk i 2023 til Genbank for vill laksefisk (75 mill. NOK), kalking av forsurete vassdrag (73 mill. NOK), bekjempelse av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* (49 mill. NOK), og bekjempelse av pukcellaks (41 mill. NOK).

Tabell 4.3. En sammenfatning av de årlige kostnadene for å bevare villaks som er utsatt for ulike trusselfaktorer. Tallene er basert på overslag for 2023 fra Miljødirektoratet.

Tiltak	Budsjett (tall i 1000)
Genbank	74 742
Gyrobekjempelse	48 600
Pukkellaks	41 260
Overvåking/bestandsstatus/kunnskapsinnhenting/Tana mv	30 385
Kalking	73 300
Fisketrapper	14 500
Drift av Tanavassdragets fiskeforvaltning	4 000
Villakssenter	11 106
Søkbare tilskuddsmidler fisketiltak	20 115
Sum brukt på anadrom laksefisk 2023	318 008

I tillegg til kostnadene som er presentert i Tabell 4.3, blir det også årlig satt inn betydelig frivillig innsats, særlig i forbindelse med overvåking av rømt oppdrettslaks og nasjonale laksevassdrag og i sammenheng med oppfisking av pukcellaks i et stort antall vassdrag. Det brukes også mye penger på forskning på villaks og det brukes penger i annen forvaltning (Mattilsynet, Fiskeridirektoratet, NVE) som er rettet mot villaks.

En annen betydelig sum som ikke er inkludert i det overnevnte, er alle kostnadene som vannkraftprodusenter tar for å opprettholde laksebestander i regulerte vassdrag. Dette kan være indirekte bruksverdier, avbøtende tiltak som bygging av fisketrapper og terskler, utlegging av gytegrus, fiskeundersøkelser, kultivering og genbankvirksomhet. Eksempelvis anvender Statkraft alene ca. 30 millioner NOK per år på kultiveringstiltak.

Mange vannkraftkonsesjoner er pålagt å slippe en minstevannføring på den berørte elvestrekningen, og denne minstevannføringen er som regel høyere i laksevassdrag enn i andre vassdrag. Det er ikke foretatt en nøyaktig beregning av hvor mye dette utgjør i tapt produksjon av kraft, men et anslag er at det kan tilsvare en verdi på 1000 millioner NOK (dersom minstevannføringen utgjør rundt 2 TWh og kraftprisen er 0,50 NOK/kWh). De generelle konsesjonsvilkårene pålegger også vannkraftutbyggere å betale konsesjonsavgifter. Disse betales årlig til staten og til de kommunene som er berørt. I 2009 var summen betalt inn til statens konsesjonsavgift på 136 millioner NOK.

Også i oppdrettsnæringen blir det satt inn en rekke tiltak for å forebygge og motvirke negative effekter på villaksen. Dette gjelder spesielt tiltak for å bekjempe lakselus i oppdrettsanlegg, tiltak

for å hindre rømming av oppdrettslaks, og gjenfangsttiltak når rømming oppdages. I 2015 innførte Fiskeridirektoratet et trafikklyssystem for å regulere biomasseøkningen i akvakultur langs norskekysten. Dette systemet er basert på en to-årig beregning av lakselusindusert dødelighet på utvandrende vill laksesmolt i 13 produksjonsområder langs kysten, der verdier under 10 % tillater en biomasseøkning på 6 %, verdier mellom 10-30 % fryser biomassen, og verdier over 30 % medfører en reduksjon i biomassen på 6 %. Beregningene gjøres årlig per produksjonsområde.

4.7.4 Forsyningstjenester fra villaks

Villaksens verdi har vært en tydelig del av vår kulturhistorie. Så lenge det har bodd folk i landet har laksen hatt stor betydning for bosetningen. Den tydeligste produserende tjenesten villaks gir er fiskekjøtt, som er en attraktiv matkilde både nasjonalt og internasjonalt. Gjennom dette er villaks utgangspunkt for selvberging og laks har vært en viktig del av matforsyningen for folk langs elvene og langs kysten.

Laksefiske foregår både i elver, fjorder og havet. Det finnes om lag 450 lakseelver i Norge og de er utbredt fra grensen mot Sverige i sørøst til grensen mot Finland og Russland i nordøst.

Hvert år deltar 80 000 til 100 000 mennesker i laksefiske i om lag 350 elver. Den norske laksestatistikken (for anadrome laksfisk) publiseres årlig av Statistisk Sentralbyrå etter innsamling av data på lokalt og regionalt nivå. Tabell 4.3 viser antall laks, sjøørret, sjørøye, regnbueørret og pukkellaks fanget og avlivet, eller også fanget og gjenutsatt, i norske vassdrag i årene 2019-2022. Regnbueørret er nesten uten unntak rømt fra akvakultur, mens pukkellaks de siste årene har etablert store bestander i Norge, spesielt i Finnmark. Begge er uønsket i norsk natur. I 2021, og på nytt i 2023, er det fanget flere pukkellaks i norske elver enn atlantisk laks. Pukkellaksen har en streng 2-årig livssyklus, slik at det i samme vassdrag kan være to bestander: én i oddetallsår og den andre i liketallsår. Som det framgår av tabellen, er oddetallsbestanden mye mer tallrik enn liketallsbestanden.

Tabell 4.3. Antall avlivet og gjenutsatt laks, sjøørret, sjørøye, regnbueørret og pukkellaks i norske vassdrag (fra SSB).

	2019	2020	2021	2022
Antall avlivet fisk				
Atlantisk laks	83179	94592	56865	70111
Sjøaure	30988	34182	22487	24734
Sjørøye	4841	5088	4212	3381
Regnbueørret	124	81	170	177
Pukkellaks	13925	47	111803	81
Antall gjenutsatt fisk				
Atlantisk laks	21172	28752	21357	27189
Sjøaure	10756	11523	11124	10539
Sjørøye	1069	1545	1045	1344

Gjenutsetting av laks, sjøørret og sjørøye skjer både frivillig, og noen steder etter fiskeregler satt regionalt eller lokalt, og er ment å sikre en stor nok gytebestand i elver der en eller flere av bestandene er sårbare.

Utbyttet av laksefisket i antall kg avlivet fisk er vist i Tabell 4.4. Laks utgjør den desidert største vekten de fleste årene, mens den mindre pukkellaksen var så tallrike i 2021 at de var sammenliknbare med laks i totalt antall kg.

Tabell 4.4. Vekten av avlivet laksefisk i norske lakseelver 2018 – 2022 (fra SSB).

Avlivet fisk (kg)	2019	2020	2021	2022
Laks	293456	312820	196853	256647
Sjøaure	33130	37297	25526	28729
Sjørøye	3649	3786	3018	2665
Regnbueørret	103	132	204	187
Pukkellaks	21113	71	190968	122

Vedlagt følger også en Excel-tabell der alle tallene er fordelt på elver og kommuner for årene 2018-2022 (kompilert fra SSB-tabeller av Henrik Berntsen, NINA) (Vedlegg 2).

For laks har Vitenskapsrådet for lakseforvaltning de siste tiårene beregnet både mengden laks som hvert år kommer inn til norskekysten for å gyte og mengden laks fisket opp i sjøfisket og elvefisket. For laks er det derfor mulig å beregne størrelsen på denne forsyningstjenesten, og bruken av den i form av fangst. Det gjøres også beregninger av faktisk fangst i forhold til potensielt høstbart overskudd, og beregninger av faktisk gytebestand i forhold til et gytebestandsmål som har vært beregnet for alle norske lakseelver. Disse tallene finnes presentert på vitenskapsrådets hjemmeside www.vitenskapsradet.no.

Det er 10 000 landbrukseiendommer som har fiskerett i laksevasdrag og 1000 forskjellige reiselivsbedrifter tilbyr tilrettelagt laksefiske (Meld. St. 9, 2011–2012). Dette er en viktig del av turismen og styrker næringslivet i mange norske bygder. Det er anslått at fiske etter villaks i de 50 viktigste elvene til sammen gir en omsetning på 1 milliard NOK hver sommer. En beregning foretatt av Miljødirektoratet for ti år siden viste at en fjerdedel av dette går til grunneiere for kjøp av fiskerettigheter, mens resten havner i reiselivsbedrifter og i lokalmiljøet, slik som matbutikker, bensinstasjoner og sportsbutikker (van der Meer 2013)¹⁵.

Engelske bøker fra tidlig på 1900-tallet tyder på at store summer ble betalt for fiske i de mest populære elvene den gangen også. Utleiepriser på mellom 100 og 400 pund per sesong var ikke uvanlig, noe som tilsvarer 100 000 - 410 000 kroner i nåverdi (Hindar & Aas i Hopkins 2005). Potensialet for vekst i lakseturisme er antatt å være stort (Meld. St. 9, 2011–2012).

Dagens sjøfiske etter anadrom laks er sterkt regulert og foregår først og fremst langs Finnmarkskysten. Næringsfiske (fiske med bunden redskap) i ferskvann drives kun i Tanavassdraget, Neidenelva og Numedalslågen. Dette fisket har trolig betydning både som husholdningsfiske, for å ivareta tradisjoner og rettigheter, og som rekreasjon. I tillegg kan det ha en viss kommersiell betydning for den enkelte. Noen personer har laksefiske som en av flere næringsvirksomheter og foredler enten fisken selv eller driver med videresalg.

¹⁵ Data i denne rapporten var tatt fra Direktoratet for Naturforvaltning sin Villaksportalen den gangen. Kilden fins ikke lenger.

Antall kg oppfisket i næringsfisket for årene 2019-2022 er gitt i Tabell 4.5. Sjøfisket etter laks er nå mindre i omfang enn elvefisket, mens det historisk var to til flere ganger større enn elvefisket.

Tabell 4.5. Antall kg oppfisket laksefisk i sjøfisket etter laks i Norge 2018-2022 (fra SSB).

	Antall kg			
	2019	2020	2021	2022
Atlantisk laks	219214	214791	97844	133651
Sjøaure	5099	3699	1505	1933
Sjørøye	348	135	74	79
Regnbogeaure	68	49	23	0
Pukkellaks	10504	386	71719	274

Den lokaløkonomiske betydningen (brutto omsetning) av sjølaksefiske ble av Miljødirektoratet i 2013 beregnet til å være rundt 20 millioner kroner. Selv om næringsfisket i dag har mindre omfang enn tidligere, har det fortsatt direkte økonomisk verdi for sjølaksefiskerne (Pedersen m.fl. 2021) og er dessuten en kilde til mat. I tillegg har næringsfisket en kulturell betydning og er viktig for å ta vare på historiske tradisjoner. Sjøfiske kan også være en medvirkende årsak til å opprettholde bosetting i områder som har høy fraflytting (NOU 1999:9).

Genetisk ressurser fra villaks

En annen viktig forsyningstjeneste fra villaks er genetiske ressurser. I et økosystemtjenesteperspektiv kan alle levende organismer sies å være genetiske ressurser som er nødvendige for å opprettholde biodiversiteten. En annen viktig grunn til å ta vare på genetiske ressurser er at organismer som vi i dag vet lite om kan vise seg å få stor betydning i framtiden, for eksempel innen medisin. Villaksen har gått sterkt tilbake i mange deler av utbredelsesområdet og i dag er omtrent en tredjedel av all villaks i Atlanterhavet fra Norge. Norge har derfor et særlig ansvar for å ta vare på villaksen.

Villaksbestandene er også en genetisk ressurs for oppdrettsnæringen. Dagens oppdrettslaks er avlet frem fra et utvalg av ca. 15 norske villaksbestander, etter uttesting av 40 ulike laksestammer på 1970-tallet (Gjedrem m.fl. 2010), og sannsynligvis kan det bli nødvendig å hente fram nytt genetisk materiale fra villaks til oppdrett også i fremtiden (St.prp. nr. 32, 2006-2007). På denne måten er de ville laksebestandene en *in situ* genbank for oppbevaring og sikring av genetisk variasjon, som kan bidra til å løse fremtidige sykdoms- eller produksjonsproblemer i oppdrettsnæringen (NOU, 1999:9). I tillegg kan ulike arvelige egenskaper også vise seg nyttige i bevarings- og restaureringsammenheng. Villaksens tilbakevandring til hjemmeelva gjør at bestander fra ulike elver er genetisk forskjellige og lokalt tilpasset. Hver enkelt bestand er verneverdig og har genetiske sammensetninger som ikke kan gjenskapes dersom de går tapt. Det er derfor viktig å ta vare på laksebestander fra mange ulike elver for å sikre et tilstrekkelig genetisk mangfold. Dette gjøres mest effektivt og økonomisk bærekraftig ved å sikre at bestandene kan eksistere som villlevende livskraftige bestander. I Stillehavet er det vist at genetisk variasjon mellom bestander av en stillehavslaks er med på å opprettholde avkastningen in fisket (Schindler m.fl. 2010).

Norge har hatt en *ex situ* genbank for villaks siden midt på 1980-tallet, da det ble samlet inn og frosset ned melke fra hannlaks om lag 150 lakselver i regi av Miljødirektoratet. Kort etter ble det også etablert levende genbanker for å ta vare på laksebestander som var truet av utryddelse på grunn av den introduserte parasitten *G. salaris* eller forsuring. I 2013 bestemte Regjeringen av det skulle etableres en levende genbank bestående av laks og sjøørret i Hardangerfjorden som var truet av akvakultur, og da spesielt lakselus og rømt oppdrettslaks. Det er solid vitenskapelig dokumentasjon på at lakselus fra oppdrett (Vollset m.fl. 2023) og rømt oppdrettslaks truer villaksbestander (Karlsson m.fl. 2016, Glover m.fl. 2020, Bolstad m.fl. 2021, Diserud m.fl. 2022) og dermed også økosystemtjenestene fra villaks.

I løpet av de 36 årene det norske genbankprogrammet har eksistert, er det opparbeidet en unik kompetanse på bevaring og reetablering av ville laksefiskbestander. Dette inkluderer både levende genbankanlegg og frossen genbank. De fem eksisterende levende genbankanleggene er i stand til å oppbevare opptil 55 bestander. I tillegg brukes frossen genbank til oppbevaring av genetisk variasjon i nærmest ubegrenset tid, og til supplerende bidrag i produksjonen i levende genbank. Dagens produksjonsstrategi i genbankene er å oppbevare et representativt utvalg stamfisk i landbaserte fiskeanlegg inntil miljøtrusselen i naturen er fjernet eller tilstrekkelig redusert, med påfølgende reetablering.

De fem genbankene har pr i dag til sammen 48 bestander av ville laksefisk. I tillegg er det tre støtteanlegg som bidrar i innsamling og reetablering lokalt, og ytterligere tre støtteanlegg er under forberedelse for henholdsvis i Driva- og Drammensregionen, som fortsatt er smittet av *G. salaris*. Miljødirektoratet opplyser i november 2023 at Genbank for laksefisk så langt har sørget for at 69 bestander nå enten er reetablert med sin opprinnelige genetikk eller på vei dit.

4.7.1 Elver og bekker ovenfor lakseførende strekning

Elver og bekker utgjør viktige økosystemer også ovenfor lakseførende strekning og har større utstrekning totalt sett. Rennende vann har vært en del av grunnlaget for bosetting langt til fjells og først og fremst i forhold til seterdrift.

Vi kjenner til at folk bar med seg fisk (oftest ørret) til lokaliteter dit fisken ikke har kunnet spre seg naturlig – denne tradisjonen er gammel og kjent bl.a. fra en runestein i Gausdal og fra tusenårgamle fiskeredskaper. Tradisjonen har gjort at det har utviklet seg et fiske etter ørret i så godt som alle vassdrag i Norge, inkludert i høyfjellet til mer enn 1400 m over havet. I de fleste lokalitetene har ørret dannet lokale bestander, men siden ørreten er avhengig av rennende vann for vellykket rekruttering, fins det også ørret i lokaliteter der arten ikke etablerer seg, men er avhengig av gjentatte utsettinger.

Elve- og bekkefiske etter ørret er kanskje den viktigste «rekrutteringsarenaen» for rekreasjonsfiske i Norge, og det er antatt at mer enn 300 000 fisker i ferskvann årlig som rekreasjon. Nå er stangfiske den viktigste fiskemetoden etter ørret, og «Ørretboka» av Iacob Dybwad Sømme (Sømme 1941) har vært til inspirasjon for mange sportsfiskere i Norge.

Noen steder er ørretfiske i elv svært populært og kan gi store inntekter lokalt. Dette gjelder blant annet i lokaliteter i flere store vassdrag som Glomma og Gudbrandsdalslågen. Andre populære fiskeslag i elv, er harr (*Thymallus thymallus*) og røye (*Salvelinus alpinus*), men sistnevnte fiskes det først og fremst etter i innsjøer.

Siden det er så mange som fisker i innlandet, kan dette fisket i sum være like verdifullt som fisket etter laks. En beregning basert på jegeres og fiskeres forbruk av varer og tjenester i 2018 (Andersen & Dervo 2019) viste at innlandsfiske kan være like verdifullt som både storviltjakt og laksefiske i Norge.

Historisk ble elvelevende fisk først og fremst fanget med faststående fiskeredskap (Eknæs 1979). De vanligste fiskemetodene etter vandrende fisk i elv var teiner og sløer og andre «feller» som fisken ble ledet inn i på opp- eller nedvandring. Dette fisket har historisk vært svært viktig for matforsyningen i mange elvedaler i Norge.

Elvemusling

Elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) er en elvelevende musling som er utbredt i Europa og som har hatt en sterk nedgang i utbredelsen på grunn av menneskeskapt faktorer over lang tid. I dag er Norge det viktigste området for arten. En kartlegging har vist at om lag 600 lokaliteter i Norge er kjent for å ha, eller ha hatt, elvemusling (Larsen & Magerøy 2019). I dag er en fjerdedel av disse tapt, og andelsmessig flest bestander i Agder.

Elvemuslingen har stor kultur- og naturhistorisk verdi (Larsen 1997). Den har vært ettertraktet som muslingen med de fineste perlene – og dette har vært kjent i 5000 år. Fra Tyskland er det kjent utsmykninger med perler i så store antall (10 000) at det må ha vært åpnet mer enn 2 millioner elvemuslinger for å finne dem. Livshistorien til elvemuslingen er sjelden siden den har et parasittisk larvestadium på gjellene til laks og ørret før larvene «bunnslår» som små muslinger. Elvemuslingene representerer derved en parasitt som kan leve mange ganger så lenge som verten – opptil 150 år eller mer, mens vertsfiskene laks og ørret sjelden blir eldre enn 8-10 år.

Elvemusling har stor verdi som vannrensere. En enkelt elvemusling kan filtrere 50 liter vann over gjellene i løpet av et døgn. Næringspartikler filtreres fra vannet mens den uorganiske komponenten skilles ut og synker til bunns. Tette bestander av elvemusling kan sannsynligvis rense mesteparten av vannføringen i et vassdrag. Det elvemuslingen ikke selv bruker, blir skilt ut som partikler som faller til bunns. På denne måten kan elvemusling både bidra til bedre vannkvalitet for fisk og med næringspartikler til virvelløse dyr på elvebunnen (Larsen 2018).

Elvemusling har også verdi som et miljøhistorisk arkiv, siden skallet kan gi informasjon om muslingenes vekstforhold i elvene i et 150-årsperspektiv. Dessuten har elementanalyser av elvemuslingskall gitt informasjon om radioaktive isotoper fra kjernevåpensprengninger, kvikksølv fra klorindustrien, bly fra bilene, forurensninger fra gruvedrift, eutrofiering og forsuring (Larsen 1997), foruten DNA som gir informasjon om elvemuslingenes genetiske struktur og innvandringshistorie (Karlsson m.fl. 2014).

4.7.2 Yngel og ungfisk til kultivering, havbeite og akvakultur

Kunstig klekking av ørret er kjent fra 1750-årene og ble tatt opp igjen rundt 1850 da særlig laks, men også ørret, ble klekket i enkle klekkerier med elvevann for å produsere yngel til utsetting i samme eller andre vassdrag. I begynnelsen ble det utsatt nyklekket og ufôret yngel, men senere gikk man over til å sette ut startfôret yngel eller ungfisk som var fôret opp én sommer, eller også fôret over vinteren med utsetting som to-somrige ungfisk eller smolt (utvandringsklare unger av laksefisk).

Smoltutsettinger økte i omfang fra 1950-tallet og ble særlig brukt i stor skala for å kompensere for tapt ungfiskproduksjon i vassdrag som var regulert for kraftproduksjon. Det ble også gjort forsøk på å utvikle et fiske etter laks basert på smoltproduksjon (havbeite), men dette viste seg ikke å være privatøkonomisk lønnsomt, selv om det kunne vært nasjonaløkonomisk lønnsomt (Jonsson & Jonsson 2011).

Etter framveksten av akvakultur fra slutten av 1960-tallet har produksjonen av smolt til bruk i oppdrett av matfisk vokst seg mange ganger så stor som smoltproduksjon for å kompensere for tapt habitat. Produksjonen av smolt til akvakultur er også mange ganger så stor som den naturlige smoltproduksjonen av vill laks.

Produksjon av smolt i Norge i dag krever betydelige mengder vann, selv om det i kommersielt oppdrett i stor grad er tatt i bruk resirkuleringsanlegg som bruker mindre vann per smolt produsert. I noen lokaliteter har vannbruk til smoltoppdrett redusert vassdragets verdi for produksjon av villfisk (VRL 2023). Akvakultur i stor skala er også forbundet med en rekke andre problemer for villfisk (se foran).

Produksjon av yngel, settefisk og smolt med fokus på villfisk har de siste tiårene også vist seg å kunne føre til problemer for villfisken. Dette inkluderer både problemer med spredning av sykdomsagens og genetiske problemer i form av tap av lokal genetisk diversitet (NOU 1999:9, Hagen & Karlsson 2023).

Vannforsyning

I denne rapporten har vi ikke vurdert vannforsyningstjenester (mengde vann) til hushold, hytter eller husdyrproduksjon fra elver/bekker eller innsjøer. Drikkevann til mennesker og dyr er

imidlertid en sentral forsyningstjeneste fra både elver og innsjøer. Vannrensningstjenester beskrives derimot under vannrensningsmodeller (se Seksjon 5.3.1). De eksisterende hydrologiske modeller som er blitt utviklet i forbindelse med vannkraftproduksjon kan brukes for å estimere vannvolum/år som transporteres i vassdrag og samles i sjøer.

4.8 Innsjøer og tjern

4.8.1 Typologi og kartgrunnlag

Kartgrunnlaget for økosystemet Innsjøer/tjern er etablert i VannNett-portalen [VannNett-Portal \(vann-nett.no\)](http://VannNett-Portal(vann-nett.no)). Der er kartgrunnlaget vist for flere ulike typer med hensyn til status, endringer og forvaltningsregime, slik som det ble presentert for Elver/bekker i forrige kapittel. NVE sin Innsjø-database inneholder 243 000 innsjøer og tjern med areal over 2500 m² (2,5 da) i Statens kartverk sin digitale kartserie. Alle disse er gitt et entydig nummer.

Norge har om lag 450 000 innsjøer og tjern som til sammen dekker 5 % av landarealet i Norge. De største innsjøene er Mjøsa (369 km²), Røssvatnet, Femund og Randsfjorden. De fleste store innsjøene i Norge er regulert for kraftproduksjon med en dam i utløpet. Femund er den største innsjøen uten regulering. Om vi regner vannkraftproduksjon som en økosystemtjeneste, er sannsynligvis innsjøenes betydning som kraftmagasin den mest verdifulle forsyningstjenesten fra norske innsjøer. Noen av reguleringsmagasinene er blant Norges største innsjøer etter oppdemming.

I et internasjonalt perspektiv er noen av disse innsjøene spesielt dype, og Norge har de fire dypeste innsjøene i Europa, med Hornindalsvatnet som den dypeste (514 m), etterfulgt av Salvatnet, Tinnsjøen og Mjøsa, som alle er dypere enn 450 m.

Norges spesielle topografi og geologiske historie gjør at innsjøene våre har stor variasjon i temperatur, brepåvirkning, eksponering til sol, vind og sjøsalt, og omrøring. Den akvatiske faunaen og floraen har også en tydelig paleogeografisk historie med langt mer artsrike innsjøer i sørøst-Norge enn i Vest-, Midt- og Nord-Norge. For eksempel fins det 21 arter av ferskvannsfisk i Vannsjø ved Moss mens det i typiske innsjøer på vestkysten kun fins fem (laks, ørret, røye, ål og trepigget stingsild) (Huitfeldt-Kaas 1918).

Økosystemtypen innsjøer/tjern er også beskrevet i NiN (Natur i Norge). Det gjøres et omfattende arbeid for å beskrive truede naturtyper og et utvalg har nylig foreslått naturtyper i ferskvann som bør være prioritert for kartlegging (Velle m.fl. 2021).

4.8.2 Forsyningstjenester

Tjenester i forbindelse med akvakultur

Regulerte innsjøer er noen steder brukt til å sikre vannforsyning til akvakulturformål. Bruken som økosystemtjeneste for fiskeproduksjon er beskrevet over for elver og bekker.

Villfisk og annen akvatisk biomasse

Innsjøene i Norge huser en rekke ulike fiskearter som har vært viktige i matforsyningen så lenge det var levd mennesker her. Den høstede biomassen i disse fiskeriene er beskjedent i forhold til marine fiskerier, men er stedvis viktig.

Den største biomassen i innlandsfiskeriene i Norge har vært av lagesild (*Coregonus albula*) som det særlig har vært et utstrakt fiske etter i Mjøsa. På det meste – og sannsynligvis i en tid da Mjøsa var mer produktiv enn i dag på grunn av eutrofiering – var den årlige fangsten av lagesild nær 150 tonn. Lagesild fanges særlig i strandnot, stengsler og håv når de går opp i nedre del av Gudbrandsdalslågen for å gyte om høsten. Lagesildfisket er i dag så godt som borte.

Ørret er den mest utbredte fiskearten i Norge. Den fiskes i innsjøer med dorging med sluk, oter (et redskap med mange fiskefluer), garn og not. Videre fiskes ørret som vokser opp i innsjøer når den vandrer til tilløps- og utløpselvene for å gyte eller også er på lokal næringsvandring. Da fiskes ørreten med de samme metodene som sjøørret, og med de historiske fangstredskapene

som er nevnt i kapitlet om elver og bekker. På grunn av den vide geografiske utbredelsen er ørreten den viktigste arten for innlandsfiske i Norge.

Storørret er en økotype av ørret som har sitt navn etter den store størrelsen de oppnår. Innsjøer med kjente storørretbestander er Mjøsa, Tyrifjorden, Randsfjorden, Bandak, Femunden og Altevann. Fåberg like nord for Lillehammer var ganske sikkert den innlandskommunen i Norge der fiske utgjorde det største bidraget til kommuneøkonomien, både gjennom fisket etter lagesild og på grunn av teinefiske etter storørret når den vandret opp i Gudbrandsdalslågen for å gyte. Dette spesielle storørretfisket forsvant med reguleringen av Hunderfossen og storørret fanges i dag mest i Mjøsa med stang.

Andre viktige fiskearter i ferskvann er røye (*Salvelinus alpinus*), som vi kommer tilbake til, og sik (*Coregonus lavaretus*) som det har vært et yrkesfiske etter i flere store innsjøer, blant annet Mjøsa, Sperillen der det fortsatt er et yrkesfiske etter sik, og i høyfjellssjøen Femund (Sandlund m.fl. 2004).

For 100 år siden ble fisket i Mjøsa beskrevet i detalj av Huitfeldt-Kaas (1917). Den viktigste fisken den gangen var lagesild, fulgt av sik og ørret (se faksimile av Tabell 2 fra Museth & Honne).

Tabell 2. Anslått gjennomsnittsfangst av fisk i Mjøsa i perioden 1902-1914. NOK 1900. Kilde: Huitfeldt-Kaas (1917).

Art	Samlet kvantum (kg)	Pris kr/kg til fisker	Anslått salgsverdi (kr)
Lagesild	71 000	0,30 til 1,00 (saltet)	37 000
Sik	24 150	0,25-1,00	14 490
Ørret	8 225	1,60- 2,20	16 450
Harr	2 500	1,00	2 500
Gjedde	7 000	1,00-1,50	5 000
Abbor		-	
Lake	14 000	-	2 000
Mort		-	
Vederbuk		-	
Laue		-	
Krøkle		-	
Sum	128 875		77 440

0,60 kr pr kilo i snitt for alle arter (NOK 1900).

Årlige fangster av lagesild var 71 tonn for årene 1902-1914, mens siken ga noe over 24 tonn og ørreten (storørret) i overkant av 8 tonn.

I dag er (stang)fiske etter ørret sannsynligvis det viktigste fiskeriet i Mjøsa, siden ørretbestanden – og bestanden av en viktig byttfisk, krøkle *Osmerus eperlanus* – har vært økende, mens fangstene av lagesild er i tilbakegang og neppe mye over 1 tonn (Jon Museth, NINA Lillehammer, pers. medd.).

Røye er sannsynligvis den fiskeart som har vært viktigst i grensetraktene mellom Sverige, Nord-Norge og Finland. Den fiskes både sommer og vinter og har vært spesielt viktig i Sápmi. Røye er fortsatt en viktig fiskeart for fisket i Finnmark, der både en større andel av befolkningen og en større kvinneandel, deltar i fisket (Andersen & Dervo 2017). Vi vet også at røye var den viktigste fiskearten i Sølensjøen, en høyfjellssjø der det fins spor etter tusenårig garn- og notfiske som ble drevet av gårdene i Øvre Rendal (Museth m.fl. 1996). For 100 år siden ble sik innført til Sølensjøen og sik ble raskt den vanligste fisken i fangstene, selv om røyebestanden holdt seg godt i flere tiår. Senere ble røyebestanden svært lav og kun et hardt fiske etter sik kan sikre en videre fangst av røye.

Edelkreps (*Astacus astacus*) er utbredt i Sørøst-Norge og er stedvis en viktig art som eksklusiv mat fanget i krepseteiner eller på annen måte. Den viktigste lokaliteten er Steinsfjorden som er en grunn del av Tyrifjorden. Krepseren i Norge er truet av en soppsykdom, krepsepest *Aphanomyces astaci*, som fins utbredt i grensetraktene mot Sverige (dit den kom med en amerikansk

krepseart) og som tidvis kommer inn i andre norske vassdrag via transport av vann eller flytting av kreps eller andre vannlevende organismer. I Sverige er det en større krepsetradisjon enn i Norge og også noe oppdrett av kreps.

Ål (*Anguilla anguilla*) er en art som vandrer mellom ferskvann og havet og som gyter i Sargassohavet og kommer til europeiske og norske farvann som yngel. Ålen kommer til vår kyst som glassål og vandrer som yngel opp i vassdrag der de kan holde seg i innsjøer i 40 år eller mer før de vandrer ned i havet og mot Sargassohavet for å gyte. Ålen er ikke begrenset av fosser på samme måte som laksefisk, siden åleyngelen kan krype i bratt berg så lenge det er fuktig. Ålen kan også holde seg kystnært i grunne områder.

Ålen i Norge har først og fremst vært viktig i sør- og sørøstlige områder, men fins utbredt i kystnære lokaliteter så langt nord som til 70 °N (Foldvik m.fl. 2019).

Ålen var helt opp til nyere tid en viktig ressurs mange steder i Norge, og betydningen reflekteres i stedsnavn som Ålgård, som betyr et ålegjerde som fanger ålen under utvandring (Eknæs 1979). Bestanden av ål i Norge og ellers i Europa har gått kraftig tilbake siden 1960-1970-tallet. I 2016 beregnet en vitenskapelig komité at mengden glassål til Nordsjøen var redusert med 97 % og til andre deler av Europa var redusert med 89 % i forhold til historiske nivåer (ICES 2016).

Det har vært forbudt å fiske ål i Norge siden 2010.

Vannforsyning

Vi gjennomgår ikke spesifikt modellene og dataene som er tilgjengelige for å kvantifisere vannvolum. Imidlertid kan modellene og dataene som vi beskriver under flomkontrolltjenester, utviklet av energisektoren, tilpasses for å estimere denne tjenesten.

Også de modeller vi beskriver under *På stedet jordbeholdning/retensjon*, og som kan knyttes til vannkvalitet, kan brukes for å modellere tilgjengelighet av vann av forskjellig kvalitet.

En av de viktigste tjenestene vi får fra innsjøer i Norge, er sannsynligvis deres store betydning som magasin i kraftproduksjon. Så godt som alle de store innsjøene i Norge er regulert, og på grunn av verdien av stor fallhøyde er det også etablert en rekke magasiner for kraftproduksjon i fjellområdene i Norge. Norge skiller seg i så måte fra nabolandet Sverige som har større elver enn Norge og mindre relieff i topografien med den konsekvensen at kraftproduksjon i Sverige i hovedsak skjer i elvemagasiner.

4.9 Innaskjærs kystfarvann

4.9.1 Typologi og kartgrunnlag

Eurostat definerer økosystemtypen innaskjærs kystfarvann (Marine Inlets, transitional waters) som 1) grunne, delvis ferskvannspåvirkede områder som er mer eller mindre avgrenset fra åpen sjø, 2) deltaer og bukter med ferskvannstilførsel. 3) fjæresonen (området mellom midlere lavvann og midlere høyvann) og fjorder som er påvirket av nærhet til land og tilførsler av ferskvann, og sedimenter fra land.

For Norge har Strand mfl. (2023) benyttet Miljødirektoratets Fjordkatalog og AR50 (Nasjonalt heldekkende arealressurskart utviklet av NIBIO) for å avgrense denne økosystemtypen.

Innaskjærs kystfarvann inkluderer fjorder, bukter og sund som ikke er direkte eksponert for åpent hav. Grensa for midlere høyvann danner grensen mot land (Strand mfl. 2023). Fjorder som er åpne mot havet, eller mindre vik/bukter i ytre kyststrøk er ikke tatt med. Klassifiseringen av økosystemtypen innaskjærs kystfarvann bør kvalitetssikres og eventuelt revideres av marine økosystemekspertene, ifølge Strand mfl. (2023)

Hvordan økosystemtjenester skal kobles til økosystemtilstand i en naturregnskapskontekst for det marine miljø er gjenstand for ytterligere utredning og fanges ikke av denne rapporten. Under

nevner vi pågående prosesser som vil kunne være aktuelle for å harmonisere eksisterende arbeid på området.

Det foregår et omfattende arbeid med å kartlegge havbunnen langs kysten av Norge. Dette arbeidet vil kunne bidra til mer detaljert avgrensning av marine økosystem.

- Mareano er et nasjonalt, tverrfaglig program for kartlegging av havbunnen i norske havområder. Prosjektet startet i 2005 og arbeidet utføres av Havforskningsinstituttet, Norges Geologiske undersøkelse og Kartverket. Programmet fokuserer på dybde, bunnforhold, biologisk mangfold, naturtyper og forurensning i sedimentene og kartlegger både kystområder og områder lengre til havs (Mareano 2022). Mye av Mareanos kartlegging vil trolig falle utenfor avgrensningen til økosystemtypen «innaskjærs kystfarvann».
- Marine grunnkart er et beslektet prosjekt som har som mål å lage marine grunnkart for alle norske fjorder og kystområder ut til en nautisk mil utenfor grunnlinjen. Prosjektet involverer de samme institusjonene som Mareano. I første omgang er tre pilotområder valgt ut for utarbeidelse av marine grunnkart (Schimel m.fl. 2023). Disse inkluderer 1) Stavanger, 2) Ålesund og Giske og 3) Skjervøy og Kvæningen. Produktene fra pilotprosjektet inkluderer: 1) dybder, bunnterrang og bunnreflektivitet, 2) oseanografiske modeller for strøm, bølger, saltholdighet og temperatur, 3) geologi og bunnforhold, 4) Naturtyper i Norge (NiN), sårbare naturtyper og forvaltningsprioritert natur, 5) kart over menneskelig påvirkning – observasjon av søppel, tapt fiskeredskap og trålspor (Statens Kartverk 2023).
- Kartlegging av marine naturtyper startet i 2003 og ble avsluttet i 2019. Kartleggingen ble gjennomført av Norsk Institutt for Vannforskning, Havforskningsinstituttet og Norges geologiske undersøkelser. I løpet av programperioden kartla man større tareskogforekomster, israndavsetninger, bløtbunnsområder i strandsonen, ålegrasenger og andre undervannsenger, skjellsandforekomster, samt nøkkelområder for østers, større kamskjell/haneskjellforekomster og gyteområder for fisk og da hovedsakelig kysttorsk (Bekkeby m.fl. 2011, 2019, Miljødirektoratet 2021¹⁶).

Det foregår også prosesser knyttet til identifisering av økosystemtjenester i kystnære og marine økosystem i en naturregnskapskontekst:

- SSB har fått i oppdrag fra Norges Forskningsråd å utvikle en pilot på satellittregnskap for hav i samarbeid med OECD¹⁷ (Grimsrud m.fl. 2021, 2022).
- To pilotprosjekt knyttet til utviklingen av et marint naturregnskap med Lofoten som caseområde er i startfasen. Ett prosjekt fokuserer på land- og kystnære områder mens et annet prosjekt ser på åpent hav.
- I NIVA rapporten "Verdier i Oslofjorden: Økonomiske verdier tilknyttet økosystemtjenester fra fjorden og strandsonen" fra 2019 identifiseres økosystemtjenester knyttet til fjordøkosystemet Oslofjorden.
- MAREA (2021-2025) er et prosjekt finansiert av Norges forskningsråd som jobber med naturregnskap for Oslofjorden.
- I arbeidet med oppdatering av forvaltningsplanene for norske havområder som skal legges frem i 2024 har Faglig Forum for norske havområder utarbeidet en rapport ("Økosystemtjenester i kystsonen i Lofoten") som er et skritt på veien mot å få til "helhetlige beskrivelse av endringer og utviklingstrekk for økosystemtjenester i

¹⁶ [Kartlegging av marine naturtyper - Miljødirektoratet \(miljodirektoratet.no\)](#)

¹⁷ [Satellittregnskap for hav \(ssb.no\)](#)

forvaltningsplanområdene". Rapporten fokuserer på SVO Kystsonen Lofoten, ettersom det finnes en mye data og kunnskap om økosystem og miljøverdier her (Faglig Forum 2022).

Det er verdt å merke seg at i rapporten om økosystemtjenester i Kystsonen Lofoten knyttes økosystemtjenester til økosystemkomponenter og det er disse økosystemkomponentene som tilegnes de ulike tjenestene ('service providing unit'). I rapporten om Lofoten tar man utgangspunkt i følgende økosystemkomponenter: bunnsamfunn, planteplankton, dyreplankton, fisk, sjøpattedyr og sjøfugl (Faglig Forum 2022).

Begrepet økosystemkomponenter brukes også i et arbeid ledet av Havforskningsinstituttet som vurderer samlet påvirkning av menneskelig aktivitet på marine økosystem. Dette arbeidet er også en del av faggrunnlaget for oppdateringen av forvaltningsplanene for norske havområder (Hansen m.fl. 2022). Dette arbeidet videreføres i prosjektet CoastShift, finansiert av Framsentret (2022-2026). Her jobbes det med å koble økosystemtjenester til økosystemkomponenter slik at man kan vurdere effekten av samlet menneskelig aktivitet på økosystemtjenester. Dette arbeidet fokuserer primært på produksjonsområde 11 for kommersielle tillatelser til akvakultur - Kvaløya til Loppa.

4.9.2 Forsyningstjenester fra innaskjærs kystfarvann

Forsyningstjenester fra akvakultur

Laks og regnbueørret utgjør hoveddelen av norsk akvakulturproduksjon, mens torsk, røye, kveite, rensefisk som rognkjeks og leppefisk produseres i mindre volum (NOU 2023). Produksjonen av bløtdyr, krepsdyr, pigghuder og alger (tang og tare) er på et prøvestadium (NOU 2023). Gode strømforhold, oksygenrikt vann, gunstig vanntemperatur, kystområder som er skjermet for vær og vind, tilrettelegging i form av infrastruktur og bosetning gir Norge naturlige fortrinn for oppdrett av laks og regnbueørret i sjø (NOU 2023). På denne måten kan produksjonen skje til lavere kostnader enn de fleste andre steder i verden (NOU 2023).

Denne økosystemtjenesten defineres av SEEA EA som "økosystemets bidrag til vekst av dyr og planter (f.eks. fisk, skalldyr, tang og tare) i akvakulturanlegg" (United Nations 2021, tabell 6.3). SEEA EA sier at produsert biomasse fra akvakultur ikke bør brukes som en proxy for økosystemets bidrag til produksjonen fra akvakultur i tilfeller der produksjonen krever føring (Gentry m.fl. 2020) eller annen input (United Nations 2021). Dette gjelder fiskeoppdrett, men hovedsakelig ikke oppdrett av makroalger og skalldyr (van der Schatte Olivie m.fl. 2018, Barrett m.fl. 2022), selv om det finnes unntak (Siikavuopio m.fl. 2009). Produksjonen (f.eks. antall tonn produsert) kan dermed benyttes som en indikator på forsyning av makroalger og skalldyr. Her burde man samtidig være klar over at det også er miljømessige konsekvenser av oppdrett av makroalger og skalldyr, samt en del kunnskapsmangler rundt dette (Hancke m.fl. 2018, Fiskeridirektoratet 2018, Cabre m.fl.2021).

Fiskeridirektoratet har detaljerte data på oppdrettsanlegg og produksjon. Dette inkluderer kartbaserte data om lokalisering av akvakulturanlegg. Disse kartene kan si noe om den romlige fordelingen av akvakulturtjenester. Fiskeridirektoratet har også statistikk som kan brukes til å beregne brutto produsert biomasse¹⁸ fra akvakultur.

For fisk fra akvakultur er det nødvendig å identifisere økosystemets bidrag til fiskens vekst. Her er vannkvalitetsparametere sentrale. Vannkvalitet kan defineres ut fra en rekke fysiske, kjemiske og biologiske parametere som påvirker overlevelse, reproduksjon, vekst og velferd hos oppdrettsfisk (de los Santos m.fl. 2020). De viktigste er temperatur, saltholdighet, pH, oppløst oksygen, konsentrasjon av uorganiske næringsstoffer (ammonium, nitrat, fosfat),

¹⁸ [Akvakultur \(fiskeridir.no\)](https://fiskeridir.no)

konsentrasjoner av suspendert stoff og organisk materiale, samt tilstedeværelse og konsentrasjon av patogener og parasitter (de los Santos m.fl. 2020).

Vi betrakter de mest intensivt drevne oppdrettssystemene som kunstige system og anser at økosystemets bidrag til fiskeproduksjon fra akvakultur er lite, på samme måte som mat som produseres i drivhus på land. Dermed, mener vi at det bør ikke registreres forsyningstjenester (fiskbiomasse) fra disse anlegg. Derimot, kan både den relevante delen av høstet biomasse fra havet som brukes som fôr i oppdrettsanlegg brukes som indikator av forsyningstjenester.

Også, vannrensingstjenestene som leveres av økosystemer i områder der marine akvakulturanlegg er lokalisert kan registreres som tjenester som bidrar til oppdrettsnæringen. I tråd med SEEA EAs behandling av forsyningstjenester for husdyr, bør disse tjenestene registreres som en endelig reguleringstjeneste. Ytterligere arbeid er nødvendig for å kunne kvantifisere bidraget fra vannkvalitet til den produserte biomassen. For å gi meningsfull informasjon om økosystemenes status, hvilke funksjoner de ivaretar og eventuelle begrensninger må disse indikatorene utvikles på en grundig måte. Økosystemets bidrag til akvakultur i form av vannkvalitet vil, for eksempel, kunne avhenge av hvilken type akvakultur det er snakk om og hvor anleggene er plassert.

- Lakseoppdrett i sjø foregår primært ved bruk av merder av nylonnøter som er åpne for vanngjennomstrømming (NOU 2023). I slike tilfeller vil vannkvalitet og vannutskiftning være en viktig produksjonsfaktor. Nye typer av anlegg på land og i vann tillater økt mulighet for sjekk av vannkvalitet, filtrering og vannbehandling og redusert risiko for lusepåvirkning, lokale utslipp av lus, utslipp av næringssalter og sedimenter (NOU 2023). Det skal imidlertid ikke registreres økosystemtjenester fra lukkede anlegg, da de ikke har noen direkte forbindelse med økosystemet. Dette er i tråd med SEEA EAs behandling av intensive husdyrproduksjonsprosesser. Lukkede akvakulturanlegg som er adskilt fra omgivelsene, kan sammenlignes med drivhus, der produksjonen foregår i et fullstendig kontrollert og isolert miljø. I Nederland ble produksjon i drivhus ikke inkludert i økosystemtjenesteregnskapet. Hvordan man regner økosystemets bidrag til delvis-lukkede anlegg må vurderes.
- Plassering av anlegg i nærheten av tareskog, ålegrasenger og/eller filtrerende organismer som blåskjell påvirker også vannkvaliteten (de los Santos m.fl. 2020, Fiskeridirektoratet 2018¹⁹). Løste næringssalter kan fanges opp av tare, mens skjell (blåskjell) og andre filtrerende organismer kan filtrere ut partikler (for eksempel spillfôr eller fiskeavføring). Man har for eksempel funnet at ålegrasenger fjerner næringsstoffer og partikler fra vannsøylen, reduserer fekale koliforme bakterier (*Escherichia coli*) og øker oksygeninnvåer (de los Santos m.fl. 2020).
- Utfordringer med lakselus, næringssalter og sedimenter er gjerne større i skjermede lokaliteter med lav vannutskiftning (dvs. Innaskjærs kystfarvann) enn andre steder (NOU 2023). I mer eksponerte områder lengre ut fra land er gjennomstrømmingen god og lusepåvirkningen kan reduseres ved å senke anlegget under overflaten der lusepåvirkningen er høyest (NOU 2023). Selv om dette ikke regnes som en økosystemtjeneste etter definisjonen til SEEA EA, kan registrering av abiotiske faktorer knyttet til vannutskiftning kan være nyttig for å forstå økosystemets bidrag til akvakulturproduksjon.

¹⁹ <https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Tildeling-og-tillatelser/Kommersielle-tillatelser/Havbeite>

Havbeite

Havbeite er en form for akvakultur der dyrene slippes ut på en bestemt lokalitet og deretter høstes. Denne oppdrettsformen egner seg best for stedbundne arter (Fiskeridirektoratet²⁰). Dersom kultivering skjer uten tilførsel av fôr, kan veksten i biomasse tilskrives direkte bidrag fra økosystemet. Denne formen for akvakultur kan sammenlignes med dyrking av makroalger og skalldyr. Brutto høstet biomasse kan brukes i økosystemtjenesteregnskapet som en proxy for økosystembidraget fra havbeite, i tilfeller der fôring ikke benyttes. Tillatelser til havbeite gis av fylkeskommunene (Fiskeridirektoratet, udatert), og oppdrettet må ha godkjenning dersom man skal føre individene (Havbeiteforskriften, 2003, §10)²¹.

Ifølge akvakulturregisteret (per 14.08.2023) var det 10 havbeitetillatelser i Norge – tre til hummer, seks til kamskjell og én til blåskjell. Oppdretter er pålagt å journalføre høstingskvanta (Havbeiteforskriften, 2003, § 20). Disse dataene vil da finnes hos oppdretter. Fiskeridirektoratet fører ikke statistikk over biomasse produsert ved bruk av havbeite.

Algeoppdrett

Algeoppdrett i Norge er i vekst. I 2019 var det 16 selskaper som dyrket 111 tonn sukkertare og butare i Norge²². Sukkertare og butare er enkle å dyrke i sjø og egner seg for norske forhold. Sukkertare og butare produseres ved at kimplanter plasseres ut i sjøanlegg om høsten og ut på vinteren og taren høstes i april-juni. Høstingen må skje før taren blir begrodd av andre organismer som gjør den ubrukelig. I Norge brukes stedegne planter. Norskekysten er egnet til tare dyrking og det er særlig lokaliteter med høy saltholdighet, temperatur som ikke blir for høy om sommeren eller for lav om vinteren, gode lysforhold og lange perioder med god næringssalttilførsel – gjerne et stykke fra kysten – som er de gunstige lokalitetene for tare dyrking. Modelleringer viser at dyrking av tare kan gi store avlinger langs kysten. Tare dyrkes i forbindelse med fiskeoppdrett noen steder. Slik benyttes næringsutslipp fra fiskeoppdrett som gjødsel for taren (bedre utnyttelse av fiskefôret), partikler spises av blåskjell eller andre dyr som filtrerer vannet. Man kan flerdoble biomasseproduksjonen ved å plassere taren ved laksemerdene.

I dag benyttes det meste av taren som mat til mennesker. Små mengder benyttes til fiske-/dyrefôr. Tare har et stort bruksområde. Norge har drevet med bioraffinering av stortare i lang tid for å produsere alginat. Det finnes en rekke muligheter for å lage flere produkter av tare. Dette krever forskning, innovasjon og produktutvikling. Nye produkter kan være medisiner, plast og ulike kjemikalier produsert av mikroorganismer.

Fiskeridirektoratet fører ikke statistikk over tang og tare produsert per lokalitet i Norge. Direktoratet har statistikk på antall tillatelser, lokaliteter og sysselsetting i næringa²³.

Oppdrett av rensefisk

Leppefisk og rognkjeks brukes i oppdrettsanlegg for å bekjempe lakselus. Rensefisk blir både oppdrettet og høstet fra ville bestander (Bærekraft i havbruk 2023²⁴). Fiskeridirektoratet har årlige data på antall oppdrettsindivider pr. fisk solgt til lakse- og regnbueørretprodusenter pr. år siden 2012. De har også data på antall individer per år av oppdrettet rensefisk brukt i produksjon av laks og regnbueørret siden 2015. Rensefisk i akvakulturanlegg føres imidlertid kunstig (²⁵), og høstet biomasse bør derfor ikke brukes som et mål på bidraget til økosystemet. Dessuten foregår oppdrett av rensefisk i lukkede systemer (tanker) som er atskilt fra marine økosystemer. Som diskutert ovenfor i forbindelse med intensive produksjonsprosesser og drivhus, bør oppdrett av rensefisk derfor ikke inkluderes i regnskapet for økosystemtjenester.

²⁰ [Havbeite \(fiskeridir.no\)](https://www.fiskeridir.no)

²¹ [Havbeite \(fiskeridir.no\)](https://www.fiskeridir.no)

²² [Mot en ny havnæring for tare? | Havforskningsinstituttet \(hi.no\)](https://www.hiforskningsinstituttet.no)

²³ [Akvakulturstatistikk: alger \(fiskeridir.no\)](https://www.fiskeridir.no)

²⁴ [Rensefisk | Bærekraft i havbruk - BarentsWatch](https://www.barentsWatch.no)

²⁵ [Verdt å vite om rensefisk som berggylt og rognkjeks | Nofima](https://www.nofima.no)

Villfisk og annen akvatisk biomasse

Økosystemtjenester knyttet til villfangst rapporteres vanligvis i fangsttonn/år. SEEA EA følger skillet i nasjonalregnskapssystemet mellom kultiverte og naturlige produksjonsprosesser. I naturlige produksjonsprosesser, som for eksempel fiske fra ville fiskebestander, regnes brutto høstet biomasse som økosystembidraget.

I romlig forstand bør villfiskens tjenester allokere til stedet der fisken fanges, ettersom det er her samspillet med økosystemet skjer (United Nations 2021). For å ta hensyn til bidraget fra flere økosystemer til villfiskens vekst, kan intermedieære tjenester, for eksempel oppveksttjenester, registreres sammen med villfiskens forsyningstjenester.

Høsting av villfisk

Hvert år høstes det flere millioner tonn fisk og skalldyr av norske fiskebåter ⁽²⁶⁾. I 2021 ble det landet 2,59 millioner tonn fisk og skalldyr til en førstehåndsverdi på 23,9 milliarder kroner (Iversen m.fl. 2022). Fritidsfiske er også viktig i Norge.

Tilstanden til de store fiskebestandene i Barentshavet er generelt god (Vee m.fl. 2023). I Norskehavet er det noen utfordringer knyttet til fiske over anbefalte kvoter, samt mangel på internasjonalt enighet rundt kvoter for norsk vårgytende sild og makrell, mens i Nordsjøen har det inntil starten på 2000-tallet vært overfiske, i tillegg er flere kommersielt viktige bestander er lave på grunn av klimaendringer og sviktende rekruttering (Vee m.fl. 2023). Norsk fiskeriforvaltning har vært mest fokusert på å gjenoppbygge de kommersielt mest viktige artene (Gullestad m.fl., 2017). Mindre kommersielt viktige arter har fått mindre oppmerksomhet, og noen av disse ressursene er i dårlig forfatning (Gullestad m.fl., 2017).

Fiskeridirektoratet har detaljerte årlige data på landinger av fisk, skalldyr og alger som kan benyttes for å måle forsyningstjenester fra villfisk og annen biomasse. Det meste av det som høstes brukes til menneskelig konsum, mens en del gjøres om til ensilasje, fiskeolje eller fiskemel (Tveiterås m.fl. 2022). En del fiskeolje og fiskemel benyttes i produksjon av fôr i oppdrettsnæringen (Tveiterås m.fl. 2022). Restråstoff fra fiskerinæringen benyttes også som ingredienser i kosmetikk, landbruksfôr, pelsdyrfôr, biogass og forbrenningsolje, tilskudd i plantenæring i matjord, fett/olje til garving av skinn og til fett/olje til maling/gummi (Myre m.fl. 2022).

Fritids- og turistfisket i Norge er i mindre grad kartlagt, og det finnes ikke totale årlige fangsttall innen dette fisket. Det har i den senere tid blitt strengere krav til rapportering av turistfiske og bedrifter som driver med turistfiske må registrere seg og rapportere fangster. Disse fangstdataene er tilgjengelige hos Fiskeridirektoratet. Fangst av turister som fisker utenom turistfiskebedrifter fanges ikke opp av denne statistikken. Se for øvrig Vølstad mfl. (2019), Ferter mfl. (2022) og Zimmerman mfl. (2022) for nye måter å måle fritids- og turistfiske på.

- Prosjektet Kystbarometeret²⁷ har utviklet en modell som beskriver bærekraftige fiskeri på kommunenivå (området 12 nautiske mil fra grunnlinja). Fangstens bærekraft vurderes ved hjelp av Det internasjonale havforskningsrådet (ICES²⁸) sine bestandsvurderinger for Norskehavet og Barentshavet, samt sannsynlighets vurderinger av rekruttering. Kystbarometer brukte målene for gytebestand (*SSB*) og referanseverdiene *Blim* og *Bpa* for å angi bærekraft. *Blim* og *Bpa* er referanseverdier for «føre-var» vurderinger av bestanden. For en gytebestand mindre enn *Blim* er det stor sannsynlighet for at rekrutteringen er negativt påvirket av bestandsstørrelsen. I en slik situasjon er det fare for at bestanden kan kollapse. For en gytebestand større enn *Bpa* er det liten sannsynlighet for at

²⁶ [Det har gått i bølger - SSB](#)

²⁷ [Kystbarometeret](#)

²⁸ <https://www.ices.dk/data/assessment-tools/Pages/stock-assessment-graphs.aspx>

rekrutteringen er negativt påvirket av bestandsstørrelsen, og dermed er det svært liten sannsynlighet for bestandskollaps. For arter av fisk og skalldyr uten bestandsvurdering (raudåte, kongekrabbe, taskekrabbe) har individuelle vurderinger blitt gjort. Tare er ikke med i modellen. Modellen dekker foreløpig kun nordnorske kommuner, men kan utvides slik at den gjelder for resten av norskekysten.

- Kystbarometeret²¹ har også utviklet en modell for å vurdere bærekraftig matproduksjon fra havbruk. Denne modellen regner ut produksjon av laks og regnbueørret på kommunenivå. Modellen inkluderer bærekraftsvurderinger i form av fôrforbruk, lokal forurensning, rømming og lakselus. Modellen er trolig mindre relevant i denne settingen ettersom SEEA EA ikke regner akvakultur hvor fôring inngår som en del av produksjonen, som en forsyningstjeneste.

Havforskningsinstituttet har utviklet verktøy for økosystembasert forvaltning – bestandstabellen og fiskeritabellen, som gir oversikt over alle bestander og fiskeri som er aktuelle for norsk fiskeriforvaltning (Fiskeridirektoratet 2017²⁹, Gullestad m.fl.2017). Bestandstabellen inneholder blant annet informasjon om bestandsstatus, beskatningsnivå og forvaltningsmål, mens fiskeritabellen inneholder informasjon fra det enkelte fiskeri om blant annet arts- og størrelsesselektivitet, utkastproblem, bidødelighet og bunnpåvirkning (Fiskeridirektoratet 2017²⁸).

Høsting av rensefisk

Rognkjeks og leppefisk brukes som rensefisk i oppdrettsanlegg for å bekjempe lakselus. Det benyttes blant annet ulike arter av leppefisk og rognkjeks. Rognkjeks som brukes i oppdrett er oppdrettsfisk mens leppefisk kan både komme fra oppdrett eller være villfanget³⁰. Det er knyttet bekymring til overfiske av leppefisk, et fiske som siden 2018 har vært adgangsregulert med fartøyskvoter¹⁹. Fiskeridirektoratet har data på antall individer av villfanget rensefisk per år brukt i produksjon av laks og regnbueørret siden 2015, fordelt på art og fylke.

Høsting av tare

Årlig høstes det 130 000-180 000 tonn stortare til alginatproduksjon i Norge³¹. Grisetang høstes i mindre kvanta og brukes til tangmel³⁰. Det er en relativt liten andel som høstes, hvis man ser på norskekysten som helhet. Allikevel skaper taretrålingen lokale inngrep i tareskogen og påvirker habitat- og bølgedempingsfunksjonen negativt³⁰.

Tareoppdrett i Norge benytter stedeegne planter som samles inn i nærheten av dyrkingsanlegget. Dette for å forhindre spredning av gener og for å oppnå egenskaper som robusthet mot sykdom, raks vekst og høyt innhold av alginat eller protein (Norderhaug m.fl. 2020). Statistikk på årlig biomasse som høstes er tilgjengelig hos Fiskeridirektoratet³².

Ville dyr, planter og annen biomasse

Marine økosystemer bidrar til produksjon av sel (steinkobbe, havert, ringsel, grønlandssel) og sjøfugl (storskarv, toppskarv, ærfugl, svartand) som jaktes for matauk, rekreasjon eller i forbindelse med turisme. I henhold til SEEA EA skal både biomassestrømmer og opplevelses- og kunnskapstjenester registreres i de tilfellene der de villfangede dyrene beholdes for senere konsum. Det er imidlertid viktig å velge de riktige beregningene for å unngå dobbelttelling. For å registrere biomassetjenester fra disse villfangede dyrene kreves det data på kjøttmengde eller antall dyr som fanges og brukes til mat eller material på annet vis. Relevante opplevelses- og kunnskapstjenester strømmer vil være rekreasjonsrelaterte tjenester og ikke-bruksrelaterte eksistensverdier fra disse ville dyrene.

²⁹ [Økosystembasert fiskeriforvaltning \(fiskeridir.no\)](https://www.fiskeridir.no/Økosystembasert-fiskeriforvaltning)

³⁰ [Rensefisk | Bærekraft i havbruk - BarentsWatch](https://www.barentswatch.no/tema/rensefisk)

³¹ [Tarehøsting \(fiskeridir.no\)](https://www.fiskeridir.no/Tarehøsting)

³² [Fangst fordelt på art | Fiskeridirektoratet](https://www.fiskeridir.no/Fangst-fordelt-pa-art)

Jakt på kystsel og sjøfugl

På sjøen har norske statsborgere og alle som siste år har vært og fortsatt er bosatt i Norge med gyldig jegeravgiftskort rett til å jakte så langt det går vann (Viltloven, 2021, § 32)³³. Dette inkluderer grunner og skjær som er overskyt ved alminnelig høyvann (Viltloven, 2021, § 32).

Jakt på sjøfugl er område- og tidsbegrenset. Når og hvor man kan jakte er spesifisert i en egen jakt- og fangsttidsforskrift (Klima- og miljødepartement 2022). Statistikk over felte sjøfugl innsamles og rapporteres årlig av SSB (se også Tabell 4.2).

Jakt på kystsel (havert, steinkobbe, ringsel og grønlandssel) er tidsbegrenset og kvoteregulert, og for å jakte på kystsel trenger man tillatelse fra fylkeskommunen³⁴. Jakta stoppes når kvoten er nådd. Fangstrapportering er påkrevd³⁵.

Genetisk materiale

Norwegian Culture Collection of Algae (NORCCA) (<https://norcca.scrol.net/>) vedlikeholder og tilbyr over 2000 stammer av cyanobakterier, mikroalger og makroalger for forskning, utdanning, innovasjon og kommersiell bruk.

Marbank er Norges nasjonale marine biobank. Her lagres et bredt spekter av prøver fra marine organismer³⁵.

4.10 Svaberg, kyststrender og dyner

4.10.1 Typologi og kartgrunnlag

Swaberg, kyststrender og dyner omfatter bar fjell, strender og dyner langs kysten, i tillegg til saltvannspåvirket våtmark, ifølge Eurostats avgrensning. Eurostat har videre foreslått at disse områdene avgrenses til et areal inntil 100 meter fra kystkonturen.

For Norge har Strand m.fl. benyttet AR50 klasse 50 – Snaumark for områder som grenser til og ikke ligger mer enn 500 m fra kystkonturen. Dette omfatter hei og lite vegetert mark. Strand m.fl. 2023 er tvilende til bruk av et rent avstandskriterium fra kystkonturen for å avgrense denne økosystemtypen og foreslår at mer økologisk velegnete kriterier vurderes.

Vi er usikker på hvor kystlynghei vil bli avgrenset i følge Strand m.fl. (2023), men tar med denne naturtypen som en del av denne økosystemklasse.

4.10.2 Forsyningstjenester fra svaberg, kyststrender og dyner

Høsting av skjellsand

Skjellsand er en ikke-fornybar ressurs (Faglig Forum 2022). Skjellsand skal ikke registreres som en økosystemtjeneste, men kan ifølge SEEA EA, registreres som en abiotisk strøm ("abiotic flow") (United Nations 2021). Abiotiske strømmer er bidrag til naturgoder som ikke er understøttet av eller avhengig av økologiske egenskaper og prosesser (United Nations 2021). Skjellsand høstes enkelte steder langs norskekysten, hovedsakelig innenfor grunnlinjen (OED 2022). Denne sanden benyttes blant annet: som kalkningsmiddel i landbruket, som kalktilskudd i kraftfor og hønsefor, til kalking av vassdrag, som strøsand, vannrensing og kunstige sandstrender (OED 2022). Fylkeskommunen kan gi tillatelse til undersøkelse og utvinning av skjellsand, sand og grus (Havbunnsmineralloven, 2021, § 1-2). Det er nærliggende å tro at fylkeskommunen har oversikt over uttak av skjellsand, sand og grus i kystnære områder.

Skjellsand, som en abiotisk strøm, bør ikke inkluderes i verdsettingen av økosystemtjenester fra denne økosystemtypen. Verdien av denne abiotiske strømmen kan imidlertid registreres sammen med verdiene av økosystemverdiene. Registrering av abiotiske strømmer som skjellsand

³³ [Sjøfugl - NJFF](#)

³⁴ [Jakt på kystsel \(fiskeridir.no\)](#)

³⁵ <https://www.hi.no/hi/forskning/forskningsgrupper/marbank>

kan være nyttig for å avdekke avveininger som ofte finnes mellom abiotiske strømmer og økosystemtjenester. For eksempel, skjellsandbunn har et rikt arts mangfold av bløtbunnsfauna, samt en viktig funksjon som gyte-, oppvekst- og næringsområde for fisk og andre arter (Faglig Forum 2022).

Sanking av egg og dun

Grunneier eller andre med tillatelse fra grunneier kan sanke egg fra gråmåke, svartbak, sildemåke, kvinand, ærfugl. Sankingen er tids og områderegulert. Disse er nærmere beskrevet i jakt- og fangsttidforskriften (Klima- og miljødepartementet 2022). Vi er ikke kjent med at det finnes data på mengde som høstes årlig.

Ytterligere arbeid er nødvendig for en komplett oversikt over tjenester fra økosystemtypen Sva-berg, kyststrender og dyner.

Forsyning av honning fra kystlynghei

Den økonomiske verdien av honningproduksjon i Norge er av Strand m.fl. (2021) anslått å være om lag 235 millioner kroner. I 2020 var det 1532 birøktere i Norge som søkte om refusjon av sukkeravgift. Disse birøkterne rapporterte om 48 198 kuber. Det er imidlertid krav om at en birøkter har seks kuber eller mer for å kunne søke om slik refusjon, så dette antallet inkluderer ikke de som har færre kuber. Ifølge arealregnskap for utmark dekker røsslynghei cirka 2,3% av fastlandsarealet. Størstedelen av dette, snaut 6000 km², ligger i fjellet eller høyereliggende skogtrakter, mens cirka 1750 km² finnes langs kysten.

Kystlynghei har status som utvalgt naturtype etter naturmangfoldloven. Vedtaket omfatter 672 områder med et samlet areal på 834 kvadratkilometer³⁶. Ifølge Artsdatabanken er det kjente arealet kystlynghei 924 km², men her mener man det er store mørketall så det beregnede arealet er 4620 km²³⁷. Det er derved tilsynelatende svært ulike anslag for areal med røsslynghei langs kysten.

Det er imidlertid ikke mulig å koble produksjon av honning direkte til ulike økosystemer.

4.11 Åpent hav

4.11.1 Typologi og kartgrunnlag

Strand m.fl. (2023) definerer åpent hav som alle marine økosystemer som ikke regnes som innaskjærs kystfarvann. Dette inkluderer åpne vannmasser og bunnsystemer både kystnært og offshore. Strand m.fl. (2023) benytter Norges økonomiske sone, dvs 200 nautiske mil utenfor grunnlinjen, som inndelingens yttergrense. I rapporten sier de ikke noe om havområdene 200 nautisk mil utenfor Svalbard og Jan Mayen. En annen aktuell avgrensning vil kunne være havforvaltningsplanenes områder (Klima- og miljødepartement 2019-2020).

Forsyningstjenester fra åpent hav

Se tjenester som diskuteres under innaskjærs kystfarvann (seksjon 4.9). I denne vurderingen var det ikke mulig å tilordne tjenestene romlig til den ene eller andre økosystemtypen. Den nåværende avgrensningen mellom innaskjærs kystfarvann og åpent hav som er brukt her, er ikke særlig nyttig for å lage økosystemregnskap for marine økosystemer. De viktigste marine økosystemene som leverer de identifiserte tjenestene, finnes i begge økosystemtypene på nivå 1. Spesielt for de regulerende tjenestene er det ikke mulig å plassere disse under økosystemtyper på nivå 1. For det marine området vil det være mer hensiktsmessig å bruke økosystemtyper på nivå 2 eller 3, for eksempel for å skille mellom algeskoger, sjøgressenger, bløtbunnsedimenter og andre økosystemer. Se også diskusjonen om økosystemkomponenter som "service providing units" for marine økosystem under avsnitt 5.9.1.

³⁶ [Oppdag skattene i kystlyngheia! - Sabima](#)

³⁷ <https://artsdatabanken.no/rln/2018/74/kystlynghei?mode=headless>

5 Regulerende tjenester

5.1 Tjenester koblet til regulering av klima

5.1.1 Globalklima-regulering

Modeller og datagrunnlag for terrestriske system

Modeller av klimareguleringstjenester bygger på modeller av økosystemenes evne til å fjerne drivhusgasser fra atmosfæren. Den viktigste faktoren som bestemmer opptaket, er vegetasjonens fotosyntetiske kapasitet, som igjen avhenger av mengden grønn biomasse og bladareal, samt klima- og jordforhold som bestemmer planteveksten. Kapasiteten avhenger også av mengden organisk materiale som er allokert til langlivede ikke-fotosyntetiserende plantedeler (som røtter og stam). Plantebiomassen samles også i næringskjeden (plantespisere, rovdyr, nedbrytere) og i jordsmonnet. Mengden av den organiske energien som fanges opp i fotosyntesen som er brukt til respirasjon av planter og andre organismer, og som brukes videre i næringskjeder på og under markflaten, bestemmer også hvor mye organisk karbon som lagres i økosystemet. Netto klimagassopptaket kan då modelleres som balansen mellom total biomasseakkumulering og økosystemrespirasjon.

Som vi beskriver nedenfor (d.v.s STOCKDIFFERENCE beregninger i INCA-verktøy), har globale klimareguleringstjenester også blitt modellert som endringer i karbonlagrene i biomasse over og under bakken, og i jordsmonnet. Denne måten å regne på stemmer bedre overens med regnskapet for naturkapital (beholdninger), som er også en regnskapskomponent etter FN standarden.

Et viktig poeng med modeller for økosystemtjenester er at de anses som økosystemenes positive bidrag til samfunnet, inkludert økonomien. Det betyr at i «negative bidrag», som for eksempel klimagassutslipp, ikke regnes med i dagens regnskapssystem.. Disse kan imidlertid modelleres som økologiske konsekvenser som følge av endringer i økosystembeholdninger («natural capital accounts or asset accounts»). Når det gjelder effektene på det globale klimaet, vil klimagassutslipp som skyldes endringer i karbonlagre gi svært relevant informasjon for beslutninger om arealdisponering. En slik måte å regne på, vil være i tråd med klimapanelets (IPCC) vurderinger av effektene av arealbruksendringer på netto klimagassutslipp (IPCC 2019).

Datagrunnlaget som er rapportert i pilotprosjekter innen naturregnskap har derimot vanligvis vært klimagassbalansen på nasjonalt nivå til klimakonvensjonen (UNFCCC) fra sektoren arealbruk, arealbruksendringer og skogbruk (LULUCF - Landuse, landuse change, and forestry). Landene kan rapportere i henhold til tre ulike nivåer avhengig av kvaliteten på tilgjengelige data, og har primært fokus på endringer i klimagassbalansen som skyldes endringer i arealbruk av systemer som er forvaltet for produksjon av biomasse (d.v.s i hovedsak dyrket mark og skogbruk).

Denne regnskapsmodellen skiller seg fra prinsippene for naturregnskap, som i stedet setter søkelys på netto karbonopptaksbalanse i alle de økosystemer som inngår i regnskapet. De disagregerte dataene som ligger til grunn for rapporteringen av klimagassutslipp fra LULUCF-sektoren, kan likevel brukes i SEEA EA-regnskapet, men disse dataene er ofte av ujevn kvalitet på tvers av økosystemtyper og geografiske områder. I så fall kan dette være i strid med SEEA EAs regnskapsprinsipper, i den forstand at de samme metodene og det samme datagrunnlaget må brukes til å vurdere hele regnskapsområdet for å kunne gi sammenlignbare regnskaper for alle de økosystemtyper som vurderes. I Norge er det en begrensning ved disse dataene at graden av empirisk støtte til, og nøyaktigheten av, karbonbalanseestimatene varierer mellom økosystemtyper (dvs., det brukes ulike estimeringsmetoder for forskjellige økosystemer), økologiske forhold og hvilke komponenter i økosystemet som måles (Bartlett m.fl. 2020). Det betyr at det empiriske grunnlaget for beregningene av netto karbonopptak varierer fra økosystem til økosystem. I tillegg er beregningene basert på eksisterende målinger som ikke er designet for å vurdere karbonbalanser på økosystemnivå. Videre er kvaliteten på målingene ensidig rettet mot forvaltede økosystemer, dvs. systemer med økonomisk verdi, noe som gir store datahull for andre økosystemer. I Norge mangler det for eksempel data fra fjelløkosystemer, inkludert myr og hei, som utgjør mer enn 35 % av landarealet. Semi-naturlige økosystemer (som inkluderer gressmark

og hei, og som inngår i åpent lavland naturtyper definert i Norderhaug mfl. 2010) er dårlig kartlagt. I tillegg, er både karbon opptak og lager i gressmark dårlig inkludert i dagens rapporteringssystemer, samtidig som deres viktighet i økende grad blitt dokumentert (Norderhaug mfl. 2023).

Hvis man velger å utvikle regnskap for økosystemtjenester knyttet til globale klimaregulering fra alle terrestriske økosystemer i Norge (i stedet for regnskap for karbonbeholdninger), er det anbefalt at man først reviderer og tilpasser beregningsmetoden for å estimere drivhusgassbalansen fra alle økosystemer som inngår i regnskapet og at det tas forbehold for usikkerheten i datagrunnlaget. Slike redegjørelser kan være basert på evidenssyntesevurderinger (se f.eks. Bargmann m.fl. 2023 og Bartlett m.fl. 2020).

Å forbedre datagrunnlaget for opptak og utslipp er også nødvendig for beslutninger på lokal- og prosjektnivå. Videre er det behov for å produsere relevante kart som gjenspeiler økosystemenes økologiske tilstand, for å kunne knytte endringer i evnen til å produsere globale klimareguleringstjenester til økosystemenes tilstand. Dette gjelder alle økosystemer, men er spesielt viktig med tanke på mengden av utslipp fra myr. Myr generelt, og høymyr spesielt, utgjør store karbonlagre og uttak av torv fører til store CO₂-utslipp per arealenhet. Gjennomsnittlig årlig utslipp av klimagasser fra uttak og bruk av torv i perioden 1990-2015 i Norge var rundt 63 000 tonn CO₂-ekvivalenter. Utslipet stammer fra to kilder – fra torvlaget som tas ut og fra det drenerte arealet. Disse stod for, henholdsvis, 2/3 og 1/3 av utslippet i perioden (Lillesund m.fl. 2018).

Dette vil for eksempel være spesielt relevant for å evaluere effekten av restaureringsprosjekter på funksjoner knyttet til global klimaregulering.

Modeller for globale klimareguleringstjenester testet i Norge

INCA-tool

Den globale klimareguleringstjenesten modellert i INCA-tool omfatter netto opptak og lagring av karbon. Tjenesten er kvantifisert i biofysiske termer for både netto opptak og lagring av karbon, og for netto karbonbinding i monetære termer (European Commission – Eurostat 2023).

Netto karbonbinding er basert på INCA-modellen (Vallecillo m.fl. 2019, La Notte m.fl. 2020) og bruker klimagassregnskapet i LULUCF-sektoren. I INCA-verktøyet brukes data på regional skala, og forsyning av den faktiske tjenesten beregnes som "netto opptak" ved å ta hensyn til både karbonopptak og karbonutslipp. Brukeren kan enten bruke europeiske eller nasjonale klimagassregnskapsdata til monetær verdsetting av netto karbonbinding. Utslipp og opptak fra kilder som ikke rapporteres til klimakonvensjonen (UNFCCC), inklusive ikke-forvaltede skoger, ikke-forvaltede våtmarker og ikke-rapporterte myrer, kan eventuelt valgfritt innlemmes i beregningen av netto opptak (European Commission 2023).

Med hjelp av INCA-verktøyet kan man generere en tabell med det årlige «utgående karbonlageret» ved hjelp av GAIN-LOSS eller STOCKDIFFERENCE-metoden. Bruken av GAIN-LOSS-metoden har to tilnærminger: (a) generering av et referanse-karbonlaget basert på en enkel «slå-opp-tabell-modell» (look-Up-Table-modell) der hver økosystemklasse på nivå 2 (se EU økosystemareal typologi, 2022, Eurostat-2) tildeles en verdi for tre karbonlager komponenter: biomasse over bakken, biomasse under bakken og organisk karbon i jordsmonnet (European Commission – Eurostat 2023). Årlige endringer i karbonlagrene tilskrives deretter endringer i økosystemenes areal (endringer av areal fra et økosystem til et annet). Denne beregningsmåten gjenspeiler endringer i karbonlagrene som skyldes endringer i økosystemenes utstrekning, og ikke endringer som skyldes degradering/endringer i økosystemenes økologiske tilstand. Likevel kan romlig spredning av karbonlageret genereres ved hjelp av et proxy-kartlag som viser variasjon i biomassevekst. I de tilfellene der økosystemenes tilstand kan defineres på en slik måte at de kan knyttes til et nivå av klimagassutslipp, vil denne regnskapsmodellen vise hvilke ulemper eller negative konsekvenser som er forbundet med forringelsen av karbonlagrene.

Den andre tilnærmingen (b) bruker det eksisterende innledende karbonlageret i LULUCF-kategorier og kilotonn CO₂-enhet. Det «utgående karbonlageret» beregnes deretter ved å legge til den årlige netto karbonbindingen minus den årlige uttak av tømmer.

Regnskap for globale klimareguleringstjenester i Norge

Begge tilnærminger må evalueres grundig før disse kan brukes i Norge. Grundig forberedte oppslags-tabeller, med empiriske data eller data innhentet fra relevant litteratur som er hensiktsmessige for norske økosystemer (f.eks. gjennom systematiske litteraturundersøknings), bør være et første steg for et regnskap av økosystemenes bidrag til regulering av klimagasser i atmosfæren som er tilpasset den norske inndeling av økosystemtyper.

For overjordisk karbon inkluderer NIBIO's SR16-datasett romlig eksplisitt modellering av skogbiomasse, splittet på overjordisk og underjordisk, men modellen mangler for alle andre økosystemene. Dette datasettet er ikke direkte koblet til romlig eksplisitte økosystemtilstandsdata. For andre økosystemtyper kan regnskapene baseres på en kombinasjon av økosystemarealkartet og en look-up-tabell basert på litteratur (Bartlett et al. 2020, Norderhaug mf. 2023).

For karbon i jord har Norge i 2022 satt i gang et system for verifisering av endringer i karbonlageret i jord, for skog og beite i innmark slik som definert i det nasjonale. Dette vil skje gjennom 10-årige omdrev med prøvetaking på henholdsvis om lag 30 og 300 prøveflater hvert år i innmarksbeite og skog. Det vil si at i løpet av de ti første årene vil det bli tatt prøver på alle flater en første gang (2023-32), og i løpet av de ti neste årene vil det bli gjennomført en gjentatt prøvetaking for å få tall for endring (2033-42)³⁸. Disse dataene kan brukes til å forbedre estimatene av jordkarbon i skog og innmarksbeite med empiriske data. Imidlertid, og som vi beskriver i Kapittel 4, dekker ikke innmarksbeite de fleste arealene som inngår som semi-naturlig mark (åpent lavland typer i Norderhaug mfl. 2010). Data fra dette programmet bør suppleres med data fra andre økosystemer i Norge, særlig de som har de største karbonlagrene, som myr, men også fra naturlige og semi-naturlig gressmarker og hei. Det er pågående prosjekter som tar sikte på å utvikle metoder for å vurdere og kartlegge kritiske parametere som bestemmer karbonlagrene i myr. Naturregnskap i henhold til SEEA EA-standarden krever sammenlignbare data for alle økosystemer som inngår i regnskapet.

Forsyningsenhet (Service Providing Unit) for globale klimareguleringstjenester er det enkelte avgrensede økosystemareal. Tjenestens ytingsnivå er avhengig av økosystemets egenskaper og dets tilstand, f.eks. skogsalder og vannnivå i våtmark. Derfor, ved et senere steg, kunde verdiene for karbonlagrene hos økosystemer i forskjellige tilstand også føres inn i slå-opp-tabeller og bli brukt for å generere kart med romlig eksplisitt variasjon i globale klimareguleringstjenester.

Disse tilnærmingene er antagelig mer hensiktsmessige for å sammenligne netto klimagassopptak/utslipp mellom forskjellige økosystemtyper enn å føre regnskap basert på dagens rapportering til UNFCCC. Samtidig vil denne tilnærmingen gjøre det mulig å kvantifisere konsekvensene av endringer i karbonlagrene på klimagassutslippene. Enhetene som økosystemtjenesten måles basert på er kilotonn CO₂/år. I rapportering til UNFCCC bruker man kilotonn CO₂e/år (CO₂ ekvivalenter), som tar hensyn til ulik drivhuseffekt-påvirkning av de ulike utslippsstoffene.

Estimerte kostnader for videre utvikling

Eurostatsminimumskrav til et årlig biofysisk regnskap er allerede oppfylt ved å bruke det nåværende klimagassregnskapet fra LULUCF- og UNFCCC-rapporteringen og konvertere det til økosystemtypologien for SEEA EA. Siden tilgang og bruk av denne tjenesten per definisjon er like

³⁸ [Nasjonal jordkarbonovervåkning – nå er vi i gang! - Nibio](#)

store, er dette alt som kreves som et minimum. I så fall er 1 personmåned per år til regnskapsføring nok til å tilfredsstillere kravene.

Denne metoden tar imidlertid ikke hensyn til økosystemenes tilstand, som har stor innvirkning på økosystemenes evne til å binde og lagre karbon. Førrige avsnitt viser at det finnes en del tilgjengelige data (for eksempel SR16 og noe vitenskapelig litteratur), men disse dekker ikke alle karbonlagre og -strømmer, og de oppdateres heller ikke årlig. Utviklingen av et årlig oppdaterbart, romlig eksplisitt karbonregnskap for både overjordisk og underjordisk karbonbinding og -lager krever en betydelig investering. For biomasse over bakken vil den raskeste måten å gjøre det på være å foreta SR16-baserte estimater hvert år, og å utvide denne metoden til å omfatte andre økosystemer enn skog. Når det gjelder biomasse under bakken, må metoden som nå er under utvikling i NIBIO for skog og beitemark, også utvides til alle andre økosystemtyper. For myr, f.eks. kart over myrarealer, samt estimater av myrtype og torvteitet, er nødvendig for å gjøre mer pålitelige vurderinger. Det er umulig å gi et presist estimat av kostnadene ved å etablere et system som tar hensyn til romlige variasjoner i økosystemenes tilstand. Høyest nøyaktighet vil oppnås ved å utvide den nasjonale jordkarbonovervåkning til alle økosystemtyper, noe som innebærer at det må tas fysiske prøver de neste tiårene, i kombinasjon med at metoder for overjordisk biomasseestimering utvides til alle økosystemtyper (f.eks. overvåkingsdata koblet til ANO (Arealrepresentativ naturovervåking) og fjernmålingsdata utviklet for andre økosystemtyper enn skog. En grov antakelse er at det vil ta 5-18 månedersverk per litteratur gjennomfang å utvikle disse metodene (se Bargmann m.fl. 2023). For å redusere kostnadene betraktelig kan empirisk overvåking erstattes av oppslagstabeller basert på vitenskapelig litteratur knyttet til data om økosystemenareal, men dette vil sannsynligvis også redusere nøyaktigheten betraktelig (se også kapittel 9, seksjon 9.3), og ikke gi informasjon om karbonlagrene som påvirkes/endres av drift eller fysisk inngrep.

iTree Eco

i-Tree Eco-verktøyet er utviklet av United States Department of Agriculture Forest Service for verdsetting av urbane trær og skoger. i-Tree-verktøyet består av en rekke økosystemtjenestemodeller av urbane trær og skoger, og det er i stand til å gi en kommune både stedsspesifikk kvantifisering og verdsetting av tjenester samt økosystemregnskap for trebestander i byer som i dag bare er delvis kartlagt. Den viktigste data input er databaser som inneholder data om individuelle trær og egenskaper som art, størrelsen, tilstand (Stange og Rusch 2021).

Disse dataene blir vanligvis innhentet gjennom tidkrevende feltundersøkelser. I Norge, brukte Cimburova og Barton (2020) både Oslos eksisterende treregister og andre romlige datasett inkl. arealbruk, bygninger og laserskannede trekronegeometrier for å utlede et endelig tredatasett som var egnet som input til modellene i-Tree-verktøyet. Dette datasettet inneholdt informasjon om f.eks. trekronediameter, total trehøyde, høyde til kronebasis, kronens lyseksposering, avstand og retning til bygninger, arealbruk og prosentandel manglende krone. Det var ikke mulig å innhente informasjon om treslag i denne studien, selv om forfatterne nevnte potensialet for å klassifisere treslag ved hjelp av flybårne optiske bilder og flybåren laserskanning, som beskrevet i Wang et al. (2019).

i-Tree Eco tilbyr omfattende analyser av skog og enkelttrær, inkludert modellering av funksjonen karbonbinding og -lagring³⁹. i-Tree Eco beregner den urbane skogens karbonlagring og bruttokarbonbinding basert på treets vekstmodell og biomasse (definert av bl.a. treslag, diameter i brysthøyde (DBH), kronedekning). i-Tree ECO bruker allometriske ligninger, som hver representerer ulike treslag. Hvis det ikke finnes noen tilsvarende ligning for et gitt treslag, brukes den aggregerte ligningen på slektsnivå, hvis den er tilgjengelig (Ma et al. 2021).

Siden fjernmålingsmetoder i dag ikke er i stand til å detektere trærnes dbh og art betyr at inputdataene som kreves av i-Tree-modellen, må utledes fra andre data. Bayesianiske nettverk er godt egnet til å ta hensyn til data- og modellusikkerhet, og gir kvantifiseringer av usikkerheten

³⁹ <https://www.itreetools.org/tools/i-tree-eco>

knyttet til spesifikke parametere og modellutdata (Stange og Rusch 2021). Hanssen et al. (2019) beskriver en metode for kartlegging av urbane trær ved hjelp av flybåren laserskanning (ALS). Forfatterne kombinerte ALS og ortofoto (flybilder) av Oslos bebygde områder for å identifisere enkelte trekroner.

En begrensning ved i-Tree-modellene for globale klimareguleringstjenester er at modellene bare inkluderer funksjoner for trær og ikke for andre vegetasjonskomponenter i urbane grøntområder, som for eksempel plener og busker. Bargmann et al. (2023) gjennomførte en litteraturgjennomgang for å vurdere kunnskapsstatusen karbonlager i jord i en rekke norske økosystemer, inkludert urbane system. Denne type datagrunnlag kan brukes i regnskap av naturkapital (karbonbeholdninger), tilsvarende STOCKDIFFERENCE metoden i INCA-Tool.

5.1.2 Modeller og datagrunnlag for akvatiske system (hav)

Økosystemene i Norges kystnære farvann og åpne havområder bidrar til global klimaregulering gjennom karbonbinding og -lagring (Frigstad et al. 2021, Hancke et al. 2022). Det er særlig planteplankton (Vee m.fl. 2023), makroalgeskoger (tang og tare), sjøgressenger (ålegress), tidevannsmyrer og bløtbunnsedimenter som bidrar til binding av karbon fra atmosfæren og kort- og langtidslagring av karbon i stående biomasse og sedimenter (Hancke m.fl. 2018).

Arealfordeling og karbonbudsjett for tareskoger (tang, tare og sjøgressenger) i Norge og Norden er beregnet under Nordic Blue Carbon Project (2017-2020) og rapportert i Frigstad et al. (2021). En oppsummering av kunnskapen om karbonlagring i marine økosystemer i Norge, inkludert tidevannsmyrer og bløtbunnsedimenter, er også rapportert i Hancke et al. (2022). En visuell presentasjon av disse dataene er tilgjengelig på KARBON Norge online dashboard.⁴⁰

Disse rapportene gir en indikasjon på omfanget av marine økosystemers bidrag til karbonbinding og -lagring i Norge. De viser imidlertid også at det er betydelige mangler i data og kunnskap om disse økosystemene, deres utbredelse og karbonbudsjetter i den spesifikke norske konteksten. Det er også betydelig usikkerhet knyttet til de tilgjengelige dataene. Den tilgjengelige informasjonen (Frigstad et al. 2021, Hancke et al. 2022) er kort oppsummert nedenfor etter økosystemtype.

Når det gjelder registrering av marine akvatiske systemers bidrag til klimareguleringstjenester i havets økosystemregnskap, byr de tilgjengelige dataene på flere utfordringer.

- Dataene rapportert i Frigstad et al. (2021) og Hancke et al. (2022) er basert på en annen avgrensning av marine systemer enn den som brukes i denne rapporten for å vurdere muligheten for å utvikle økosystemtjenesteregnskap. De tilgjengelige dataene dekker "kystsonen" innenfor 12 nautiske mil fra grunnlinjen. Rapportene skiller ikke mellom kystnære farvann og åpent hav, og inkluderer ikke økosystemer fra 12 nautiske mil ut til grensen for den eksklusive økonomiske sonen (200 nautiske mil fra grunnlinjen).
- Utbredelsen og fordelingen av makroalger, sjøgress, tidevannsmyrer og bløtbunnsedimenter er ikke fullstendig kartlagt. De tilgjengelige estimatene er basert på tilgjengelige overvåkingsdata og regelbaserte romlige modeller. Ytterligere overvåking og kartlegging vil være nødvendig for å underbygge modellene og gi mer nøyaktige estimater.
- Det finnes begrenset med data om karbonbinding og -lagring for disse økosystemene i norsk sammenheng. De tilgjengelige tallene er i stor grad basert på modeller som bruker data fra andre deler av Skandinavia. Det er usikkert hvor godt disse dataene representerer karbonbudsjettene i norske økosystemer.
- De tilgjengelige dataene gir en indikasjon på økosystemenes utbredelse og karbonbinding på ett tidspunkt. Ingen tidsseriedata er tilgjengelige. For å produsere relaterte økosystemtjenesteregnskaper vil det være nødvendig med regelmessige

⁴⁰ <https://niva.maps.arcgis.com/apps/dashboards/4ce814bd03ea48bc958467fba1d05172>

overvåkningsprogrammer for å oppdatere kartlagt utbredelse og spredning, og for å validere karbonmodellene.

Makroalger (tang og tare)

Makroalger (hovedsakelig stortare, sukkertare og tang) dekker et areal på rundt 10 000 km² (Hancke et al. 2022). De finnes langs kysten fra Agder til Troms og Finnmark. Utbredelsen av stortare og sukkertare ble modellert (Frigstad et al. 2021) basert på data fra det nasjonale kartleggingsprogrammet (Bekkby et al. 2013). Utbredelsen av tang ble beregnet ut fra ekspertvurderte kriterier ved hjelp av en regelbasert GIS-modell. Det er større usikkerhet i dette modellerte datasettet enn i taredataene.

Makroalger lagrer karbon på kort sikt gjennom omdanning til organisk biomasse. Bidraget til langsiktig karbonlagring (sekvestrering) skjer ved at plantebiomasse begravnes i havbunnen. For tare som vokser på fast fjell, snakker vi her om den delen av taren som visner og føres med havstrømmene til dypområder og sedimenteres på myke bunner på større dyp. Hancke et al. (2022) rapporterer at det fortsatt er stor usikkerhet knyttet til karbonbudsjettet for makroalger, og at det finnes svært lite data for Norge. Karbonbudsjettet presentert i Frigstad et al. (2021) ble beregnet basert på best tilgjengelige data ved hjelp av en massebalansmodell (Krause-Jensen og Duarte 2016) som inkluderer både partikulært organisk materiale (POC) og oppløst organisk materiale (DOC). Disse tallene gir en indikasjon på omfanget av de klimareguleringstjenestene som makroalger i Norge bidrar med. Det er imidlertid fortsatt betydelig usikkerhet, særlig når det gjelder bidraget fra tang og tare.

Sjøgressenger

Sjøgressenger finnes på grunt vann (0,5-8 meters dyp) og er vanlig i alle fylker unntatt Finnmark. Ålegrasenger, som er den mest utbredte arten i Norge, ble kartlagt gjennom Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold - kyst 2003-2019. Dataene for dette er tilgjengelige på naturbase.no. Hancke et al (2022) rapporterer at et område på 62 km² med tang og tare er kartlagt og registrert. De sier imidlertid at dette sannsynligvis er et underestimat, ettersom det bare omfatter kjente forekomster. Et mer realistisk estimat er beregnet ved å multiplisere det kartlagte arealet med 1,5 (Hancke et al. 2022). Det er imidlertid fortsatt betydelig usikkerhet knyttet til utbredelsen og fordelingen av ålegressenger i Norge. Ålegressenger er ofte flekkvise, og utbredelsen kan variere mye fra år til år.

Modellering av utbredelse basert på nøkkelfaktorer som bestemmer et områdes egnethet for ålegress har vist at det er kunnskapshull i forståelsen av hva som bestemmer forekomsten av ålegress. Det egnede området som ble foreslått av modellene, var større enn det området der det faktisk ble funnet sjøgress (Rinde et al. 2004).

Sjøgress bidrar til både kortsiktig karbonlagring gjennom stående biomasse og langsiktig binding gjennom akkumulering av dødt organisk materiale og organiske partikler som legger seg i engene. Hancke et al. (2022) rapporterer at det finnes svært lite data om primærproduksjon i sjøgress i Norge. De norske estimatene beregnet av Frigstad et al. (2021) er basert på data fra Finland og Danmark, og bruker et gjennomsnittstall for karbonlagring i Norden. Det er imidlertid betydelig usikkerhet knyttet til disse estimatene, siden det sannsynligvis er store variasjoner i karbonbudsjettene for sjøgressenger i ulike områder i Norge (Hancke et al. 2022).

Tidevannsmyrer

Hancke et al. (2022) inkluderer også den sjøvendte delen av tidevannsmyrerne i sin rapport. Disse helofytt-saltvannsmyrerne finnes i tidevannssonen og oversvømmes periodevis av salt- eller brakkevann. Tidevannsmyrer finnes hovedsakelig sør for Trøndelag, men er generelt dårlig kartlagt i Norge. Hancke et al. (2022) fremhever at en utfordring med data for disse økosystemene er at de har blitt referert til under flere ulike navn. Tidevannsmyrer bidrar til både kortsiktig og langsiktig karbonlagring. Det finnes imidlertid ingen data for Norge, og det er usikkert hvor representative internasjonale data er for norske forhold (Hancke et al. 2022).

Bløtbunnsedimenter

Hancke et al. (2022) rapporterer at bløtbunnsedimenter er Norges største marine karbonlager målt i areal. De bidrar til langtidslagring gjennom sedimentering av partikulært organisk karbon. Det største karbonlagringspotensialet finnes i fjordene (Smith et al. 2015, Wyodarska-Kowalczyk et al. 2019), der det er mindre vannstrøm og omsetning sammenlignet med åpent hav. Hancke et al. (2022) beregnet estimer for gjennomsnittlig karboninnhold for de øverste 25 cm av bløtbunnsområdene ut til 12 nautiske mil basert på tilgjengelig kartmateriale fra Norges geologiske undersøkelse og naturbase.no og gjennomsnittlige karbontall for Nordsjøen og Skagerrak. De påpeker imidlertid at de rapporterte tallene trolig er en underestimering av karbonlageret i norske bløtbunnsområder.

Hancke et al. (2022) diskuterer også den mulige rollen som plankton, fisk og sjøpattedyr spiller når det gjelder å fange og lagre karbon. Selv om lagring av karbon i levende biomasse bare gir et kortsiktig bidrag, bidrar disse organismene og dyrene også til den langsiktige bindingen av karbon i havbunnsedimentene gjennom den "biologiske pumpen". Dette er en prosess der organisk materiale, for eksempel ekskrementer eller døde dyr, synker til havbunnen og lagres permanent i sedimentene. Det omfatter også dyr som aktivt migrerer til dyphavet og lagrer karbon der gjennom respirasjon eller utskillelse. Det finnes imidlertid fortsatt lite forskning og data om disse prosessene, og det er behov for ytterligere undersøkelser for å forstå hvordan disse prosessene kan inkluderes i det marine karbonregnskapet.

5.1.3 Tjenester koblet til nedbørsmønster

SEEA EA (2019) definerer de regulerende tjenestene koblet til nedbørsmønster som «økosystemets bidrag fra vegetasjonen, særlig skog, til å opprettholde nedbørsmønstrene gjennom evapotranspirasjon på subkontinental skala. Skog og annen vegetasjon resirkulerer fuktighet tilbake til atmosfæren, der den er tilgjengelig for generering av nedbør. Nedbøren i de indre delene av kontinentene er helt avhengig av denne resirkuleringen. Dette kan være en endelig eller mellomliggende tjeneste».

Denne tjenesten er knyttet til klimaregulering gjennom prosesser som kobler vegetasjonsdekket med atmosfæren. Evapotranspirasjon inngår som en faktor i hydrologiske modeller som for eksempel brukes for å modellere vannføring- og flomkontroll (se seksjon 6.4). I SEEA EA definisjonen av tjenesten har fokus på skog, men evapotranspirasjon og vannbalansen i myr kan være viktig i Norge, spesielt i fjellområdene over tregrensen. Data om evapotranspirasjon i myr kan finnes i målinger av vannutveksling som gjøres sammen med andre gasser i atmosfæren i forbindelse med vurderinger av karbonutslipp, for eksempel ved hjelp av *eddy covariance* tilnærminger (se f.eks. Wu m.fl.2010).

5.1.4 Regulering av lokalt klima

Regulering av lokalt klima er spesielt relevant i områder med høy grad av bebyggelse fordi den har potensialet til å motvirke varmeøyer. Varmeøyer er bebyggede områder som opplever høyere temperaturer enn nærliggende områder. Bygninger, veier og annen infrastruktur absorberer og avgir solstråling og varme i større grad enn naturområder med vegetasjon og vann som bruker fordampningskjøling for å redusere lufttemperaturen. Byområder, der disse strukturene er svært konsentrerte og det er lite grøntområder, blir "øyer" med høyere temperaturer enn i utkantstrøk. Grønn infrastruktur kan bestå av mange komponenter, blant annet trær, parker, regnbed, felles- og kolonihager og grønne tak (Venter m.fl. 2021).

I Norge har Venter et al. (2020, 2021) testet modeller og datagrunnlag for å estimere rollen av urban infrastruktur har for å redusere effektene av ekstreme sommertemperaturer i Oslo, samt fordelene med denne kjøleeffekten for å redusere risikoen for mennesker varmeeksponering. Studiene viste at man kan modellere byens overflatetemperaturer som en funksjon av byens grønne infrastruktur (tredekke og landdekke NDVI (et mål på grønnetet fra vegetasjon)). Samfunns effekter ble beregnet ved å kombinere modelleringsresultater med folketellingsdata. Forfatterne estimerte at hvert tre i Oslo demper ekstra varmeeksponering for én høyrisikoperson person (befolkning >75 år) med én dag – noe som indikerer at å vedlikeholde og gjenopprette tredekket gir en regulerende økosystemtjeneste i form av varmereduksjon. I et senere arbeid,

der det ble brukt in situ-data om lufttemperatur i stedet for overflatetemperatur i en mer kompleks statistisk modell, viste Venter et al. (2021b) at urban vegetasjon demper varmen i 342 byer i Europa.

Utviklingen innen byklimatologi viser at når man skal isolere den urbane naturens bidrag til klimareguleringen, er det viktig å (i) ta i betraktning både satellitt- og in situ-temperaturdata, (ii) inkludere andre meteorologiske variabler enn temperatur - for eksempel luftfuktighet, og (iii) ta hensyn til andre faktorer som påvirker byklimaet, inkludert topografi og bymorfologi (Venter et al. 2021b; Chakraborty et al. 2022).

5.2 Tjenester koblet til jordfunksjoner

Til tross for økende vitenskapelig og politisk interesse for forskning på biologisk mangfold i jordsmonnet, er det lite eller ingen oppmerksomhet rundt forvaltningen av jordøkosystemer. Dette har ført til at jordsmonnets biologiske mangfold og funksjoner i liten grad er tatt med i debatter om arealforvaltning, miljøvern og miljøpolitikk (Guerra m.fl. 2020).

Bevisstheten om viktigheten av jordsmonnets egenskaper har derimot økt de siste årene, noe som har gjenspeiles i den foreslåtte europeiske jordhelsesloven, som tar for seg hvordan man kan beskytte, forvalte og restaurere jordsmonnet i EU på en bærekraftig måte, samt de store investeringene i jordforskning og -overvåking de siste årene (EU Mission: A Soil Deal for Europe⁴¹). Også i Norge er det en satsing på å starte overvåking av jordkarbon i skogsjord og beitemark. Hvert år skal det tas prøver av et utvalg av prøveflate, og jordprøvene vil bli tatt med 10 års intervall. De innsamlede jordprøvene vil gi oss kunnskap om størrelsen og endringene i karbonlageret i norsk skogsjord og beitemark (NIBIO⁴²).

5.2.1 Jorderosjonskontroll

Jorderosjonskontroll tjenesten defineres i SEEA EA (2021) som økosystemets bidrag til å hindre jorderosjon, særlig vegetasjonens stabiliserende effekt, som reduserer tapet av jord (og sediment) og som underbygger naturressursbruk (f.eks. jordbruksproduksjon, vannforsyning). Tjenesten kan registreres som en slutt- eller mellomliggende tjeneste.

Vannjorderosjon er en kompleks biofysisk prosess med viktige fysiske og sosioøkonomiske egenskaper. Erosjon av jordsmonnet er et alvorlig økologisk problem fordi det fører til at jordsmonnet mister sin naturlige produksjonsevne som kan ta flere hundre år å bygge opp igjen⁴³. Når erosjonsprosesser oppstår, er det de mer overfladiske jordlagene som går tapt først. Det er i disse lagene det meste av den biologiske aktiviteten foregår, og det er her de fleste prosessene som støtter plantevekst og økosystemproduktivitet finner sted. Å opprettholde disse lagene er avgjørende for å opprettholde avlinger og skogbruk på lang sikt, i tillegg til å opprettholde produktiviteten i økosystemer som ikke forvaltes for produksjon.

Modellering av økosystemtjeneste vannerosjonskontroll bygger på jorderosjonsmodeller og brukes for å estimere mengde jord som beholdes på et visst areal og brukes som referanse for det som potensielt kan eroderes bort. Helt siden 1930-tallet har jordforskere og beslutningstakere utviklet og brukt modeller i stor utstrekning for å beregne jordtap fra et felt, en skråning eller et vannskille (Karydas m.fl. 2014). Hver modell må gjøre konkrete valg med hensyn til flere erosjonsparametere, for eksempel omfang og varighet av erosjonsprosessen, påvirkningsfaktorenes varighet, og hvilke enkelte påvirkningsfaktorer og prosesser som tas i betraktning i modellen (Karydas m.fl. 2014). Den romlige skalaen på hvilken vannerosjon modelleres er viktig for å velge ut både jorderosjonsmodell-type og datagrunnlag. Karydas m.fl. (2014) sammenstilte en oversikt over jorderosjon og identifiserte 82 modeller som de grupperte etter forskjellige egenskaper. I mange fall har de overlappende modelleringstilnærminger, og noenmodeller inngår også som under-modeller hos andre.

⁴¹ [EU Mission: A Soil Deal for Europe \(europa.eu\)](https://europa.eu)

⁴² [Overvåking av jordkarbon i skog og beitemark - Nibio](#)

⁴³ <https://www.globalagriculture.org/report-topics/soil-fertility-and-erosion.html>

En viktig faktor for å velge ut modellen som underbygger erosjonskontrollfunksjonen er om det primære biofysiske utfallet er tap av jordsmonn, som er relevant for mat- og skogproduksjon, eller om fokuset er på transport og akkumulasjon av sediment som påvirker infrastruktur. Modeller som baseres på mindre skalaer (f.eks. åkernivå eller skogsflate nivå) er bedre egnet til å modellere hindring av jordtap, mens modeller som parametriseres med faktorer på nedbørsfelt-nivå er bedre tilpasset for å modellere sedimentakkumulering (Karydas m.fl. 2014).

Modeller som kvantifiserer erosjon på stedet vurderer tap av matjord, som reduserer produktiviteten til dyrket mark eller skogdrift. Det er altså en modell der det er matproduksjons- og skogbrukssektorene som får fordeler av tjenesten. Tjenesten kan også betraktes som et gode for fremtidige generasjoner, siden det tar flere hundre år å gjenopprette erodert jord.

Samtidig kan jorderosjon ha effekt utenfor område der den oppstår, blant annet i områder der jordmateriale akkumuleres og der erosjonen kan føre til sedimentering eller forurensning av vannkanaler, veier og andre økosystemer (Burkhard m.fl. 2019). Disse to funksjonene må betraktes og modelleres som to forskjellige tjenester, som begge er knyttet til kontroll av jorderosjon.

Faktorer som påvirker jordbeholdning/retensjon på stedet er klimatiske egenskaper, jordegenskaper (partikkel størrelse, organisk karbon), terrenget (skråninger) og grad av vegetasjonsdekket. Disse faktorene er de viktigste årsakene til jorderosjon. Jorderosjon er en prosess som settes igang når jordflaten er eksponert, uten beskyttelse fra vegetasjonsdekket mot kinetisk energi i nedbøren. Økosystemenes evne til å holde på jordsmonnet er sterkt knyttet til endringer i arealbruk og arealdekke. Generelt holder økosystemer som kontinuerlig opprettholder vegetasjonsdekket mer jord enn økosystemer som brukes intensivt av mennesker (dyrke mark og skog i skogdrift).

Testing av modeller for jorderosjonskontroll

INCA-verktøyet

Under skrivning av denne rapporten, prøves operasjonaliseringen av jordretensjonmodellen i INCA-verktøyet i Norge på oppdrag av Eurostat. Den beregner økosystemenes potensial for å redusere jorderosjon ved regn (vannerosjon), økosystemenes etterspørsel (eller behov for økosystemenes jordretensjon), mengden jord som beholdes av økosystemer (økosystemtjenester flyt), det udekkede behovet (områder der økosystemene ikke kan holde på jorda) og den monetære verdien av tjenesten som økosystemene leverer, aggregert per medlemslandnivå (European Commission 2023). Ytterligere detaljer om antagelsene og parametrisering av modellen er gitt i La Notte m.fl. (2021). Ingen retningslinjer er gitt om modellering av erosjonskontroll, så Eurostat bruker disse modeller utviklet av Joint Reserach Centre som grunnlag.

I forsyningsbruk tabellene (SUT, Supply and Use Table), er det rom for å registrere strømmer både mellom og innad i økosystemer (se SEEA EEAs tekniske anbefalinger (FN, 2017)). INCA modellen registrerer flyt av tjenesten som fysiske strømmer til både økonomiske enheter og økosystemenheter, men i samsvar med SEEA EA, gjelder den monetær verdsetting bare økosystemets bidrag til landbrukssektoren (European Commission 2023). Når alle økosystemtjenester i INCA aggregeres, trekker man fra jordas rolle for tjenesten "forsyning av avlinger" for å unngå dobbelbokføring.

Den biofysiske modellen bygger på den universelle ligningen for jordtap og dens reviderte versjon (RUSLE, Revised Universal Soil Loss Equation) (Flacke m.fl. 1990), som er de mest brukte modellene på regionalt og nasjonalt nivå, men også på EU-nivå (La Notte m.fl. 2021). INCA modellen estimerer jorderosjon i henhold til metodikken beskrevet i Panagos et al (2015).

RUSLE ligningen inkluderer økosystemegenskaper som jordens tendens til erosjon, hellingslengde og vinkel, samt en vegetasjonsdekkfaktor og jordvernpraksis i dyrket mark. I

erosjonskontrollmodellen i INCA-verktøyet er dataene for faktoren for dyrket mark oppgitt i oppslagstabeller der verdien avhenger av typen landbruk og jordvernpraksis. For alle andre økosystemer er vegetasjonsdekkingsfaktor estimert etter Panagos m.fl. (2015) og skalert i henhold til vegetasjonsdekke og tetthet.

Jordretensjonsmodeller som bruker RUSLE som basis sammenligner dagens jordretensjon med erosjon i en hypotetisk situasjon uten beskyttelse av økosystemer (Guerra m.fl. 2020). I tråd med dette prinsippet beregner INCA modellen jordretensjon som:

Jordretensjon = RUSLE verste jorderosjonsscenario – faktisk (målt/estimert) jorderosjon.

der jordretensjon er den totale jordmengden som holdes tilbake av økosystemene, som er den faktiske strømmen av den tjenesten som leveres; RUSLE verste jorderosjonsscenario tilsvarer den hypotetiske mengden jord som kan gå tapt i et scenario der økosystembeskyttelsen ikke gis, og RUSLE faktiske jorderosjon er mengden jord som går tapt, beregnet ved hjelp av ligningen (La Notte m.fl. 2021).

Modeller av jorderosjon utviklet i Norge

I Norge, ledes programmet for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) av NIBIOs divisjon for miljø og naturressurser, og det gjennomføres i samarbeid med Divisjon for bioteknologi og plantehelse, samt flere av forskningsstasjonene i NIBIO og andre institusjoner. JOVA overvåker jordbruksdominerte nedbørfelt over hele landet, og feltene representerer ulike driftsformer og ulike jordbunns-, hydrologiske og klimatiske forhold. JOVA rapporterer årlig om jordbruksdrift, avrenning og tap av partikler, næringsstoffer og plantevernmidler for hvert nedbørfelt. Tap av partikler og næringsstoffer rapporteres for agrohydrologisk år, 1. mai – 1. mai, og tap av plantevernmidler for kalenderår (Bechmann m.fl. 2023).

Flateerosjon beregnes med en prosessbasert modell, PESERA, som blir kjørt for nesten alt jordsmonnkartlagt areal i landet med klimadata for perioden 1980 til 2010 (Kværnø m.fl. 2020). Modellen er utviklet for EU, men er modifisert for norske forhold. Modellen er kalibrert mot måledata fra de sju forsøksfeltene, og måledata fra JOVA-programmet har også vært brukt til å vurdere resultatene. Mengden jord som løsrives beregnes ut fra mengde overflateavrenning, jordas eroderbarhet, hellingsgrad og hellingslengde. Modellen bruker gjennomsnittlig hellingsgrad per kartfigur til beregning av jordtap. Beregning av hellingslengden til en kartfigur tar med hele avstanden oppstrøms.

Grunnlagsdataene til modellen er avledet fra et stort, offentlig tilgjengelig datagrunnlag: i) jordsmonnkart og jorddata fra den nasjonale jorddatabasen ved NIBIO, ii) landsdekkende kart for nedbør og lufttemperatur (1x1 km) fra Meteorologisk Institutt, iii) Landsdekkende kart for potensiell og aktuell fordampning fra satellittdata (100x100 m), og iv) digital terrengmodell (10x10 m) fra Kartverket. Teoretisk beregnes jordretensjon på lignende måte som nevnt over, men faktiske tall for jorderosjon er begrenset utover JOVA-feltene.

Utvikling av modeller for jorderosjonskontroll i Norge

Under utarbeidelsen av denne rapporten testes erosjonskontrollmodellen basert på RUSLE-modellen i INCA-verktøyet med data fra Norge. Faktiske tall på nasjonalt nivå for å beregne RUSLE årlig mangler i Norge. R-faktor kan beregnes basert på nedbørsdata fra MET, K-faktor er tilgjengelig som basisdata i INCA-Tool som også dekker Norge, og LS-faktor er tilgjengelig fra DEM (digital elevation model) som er tilgjengelig for Norge. C-faktor på europeisk nivå som generert av La Notte m.fl. (2021) kan brukes for Norge men er ikke årlig oppdatert så må modelleres for årlig regnskap hvert år.

En forskjell mellom PESERA-modellen og RUSLE-modellen er at RUSLE integrerer ulike økosystemtilstandsindikatorer som en faktor som påvirker grad av erosjon. Disse inkluderer jordvernteknikker og avlingstype (parameter C). I implementering i INCA-tool har man i tillegg lagt inn en vegetasjonsdekkingsfaktor for andre økosystemtyper enn dyrket mark. En kobling

mellom grad av jorderosjon med forvaltning av vegetasjonsdekket og jordbrukspraksis (jordvern-tiltak) er sentralt i økosystemtjenestemodellen.

For å gjennomføre regnskap på jorderosjonskontroll i Norge, trengs det en vurdering og validering av INCA-tool modellen med PESERA modellen. Muligens skulle data som inngår i PESERA modellen kunne integreres i INCA-verktøys modell. Et annet aspekt som bør tas hensyn til er at JOVA overvåkingen har fokus på dyrket mark, men gitt Norges topografi, er det like viktig å kvantifisere og begrense jorderosjon i skogsdrift. Jorderosjonsmodellen i INCA-verktøyet er egnet til det, men trenger kallibrering. Arealet påvirket av skogsdrift er større enn det av jordbruk, og skogsdrift drives oftere i brattere terreng enn der det dyrkes. Effektene av skogsdriftspraksis på jorderosjon bør tas med i regnskap av jorderosjonskontrolltjenester på samme måte som den beregnes på dyrket mark.

Kostnadsestimat

Det er ikke mulig å gi et presist estimat for utviklings- og driftskostnader. For regnskap med bruk av INCA-verktøyet trengs det et oppdaterbart datagrunnlag for alle de fem variablene på landsdekkende nivå. Basert på oversikten i forrige avsnitt vil det være følgende estimater for krav til datainnsamling og modellering:

- R-faktor: lavt estimert krav (innhenting nedbørsdata og beregningsfaktor)
- K-faktor: middels estimert krav (innhenting/modellering jordsmonn-data fra NIBIO-Jordmonn og beregningsfaktor)
- LS-faktor: lavt estimert krav (innhenting DEM og beregningsfaktor)
- C-faktor: middels estimert krav (innhenting vegetasjonsdekke fra forskjellige kilder og beregningsfaktor)
- P-faktor: høyt estimert krav (innhenting jordforvaltningspraksisdata og beregningsfaktor)

5.2.2 Jorderosjonskontroll – sediment kontroll

Denne modellen kan utvikles basert på de modeller som beskrives i 5.2.1.

5.2.3 Tjenester koblet til regulering av jordkvalitet

FN standardens (SEEA EA 2021) definisjon er knyttet til prosesser som ligger til grunn for næringsssyklusen og nedbrytningen av organisk materiale, og som i sin tur er nyttig for mat og annet biomasseproduksjon. Den definerer reguleringstjenester knyttet til jordkvalitet som økosystemets bidrag til nedbrytning av organisk og uorganisk materiale og til jordas fruktbarhet og egenskaper som ligger til grunn for produksjon av mat og annen biomasse. Denne tjenesten er oftest registrert som en mellomliggende tjeneste.

Det finnes noe overlapp med økosystemenes bidrag til jorderosjonskontroll fordi jordsmonn som er beskyttet mot erosjon beholder sine biologiske egenskaper, som er grunnen til næringsssirkulasjonsfunksjoner. La Notte m.fl. (2021) peker på at økosystemenes rolle når det gjelder å forhindre jorderosjon også er knyttet til opprettholdelse av jordas økologiske prosesser og relaterte tjenester (næringsssyklus, nedbrytning osv.). Men økosystemets bidrag til reguleringen av jordkvaliteten er ikke bare knyttet til vegetasjonsdekket, noe som er tilfellet for jorderosjonskontroll. N- og P-innholdet i jorda, som følge av gjødsling, endrer for eksempel jordas biologiske egenskaper og funksjoner.

Problemene knyttet til jordsmonnets helse har fått mye oppmerksomhet de siste årene. Det har blitt lagt ned mye arbeid i å finne ut hvordan jordhelsen kan kvantifiseres og overvåkes for å gi grunnlag for politiske tiltak mot jordforringelse (f.eks. se Creamer m.fl. 2022). Det underliggende overordnede målet er å sikre at jordsmonnet opprettholder sine biologiske og biofysiske kvaliteter for å sikre at de mange funksjonene som ligger til grunn for produksjon av mat og annen biomasse, kan opprettholdes på lang sikt.

Norske partnere (NINA) deltar i et europeisk konsortium som har som mål å bygge et europeisk nettverk for å fremme jordforskning, overvåke jordhelsen og arbeide for bærekraftig arealbruk

(BENCHMARKS <https://soilhealthbenchmarks.eu/> 2023-2027). Resultater fra BENCHMARKS og andre pågående prosjekter under Horizon Europe Soil Mission vil være sentrale for å definere hvordan man skal modellere og hvilke data man skal bruke for å lage regnskap for disse tjenestene.

5.3 Tjenester knyttet til rensingsfunksjoner

I motsetning til de regulerende tjenestene som er et direkte positivt bidrag fra økosystemene til samfunnet (f.eks. erosjonskontroll og opprettholdelse av jordfruktbarhet), krever økosystemtjenester knyttet til rensingsfunksjoner at forurensningskilden blir definert både når det gjelder grad av forurensning og dets lokalisering. Økosystemenes evne til å bryte ned miljøgifter vil også avhenge av den historiske eksponeringen for miljøgiftene og økosystemenes bufferkapasitet eller toleransenivå.

Når det gjelder økonomisk modellering, ser INCA-modellene på produksjonen av forurensende stoffer som "eksternaliteter" for forurensende industrier, husholdninger eller andre økonomiske enheter. Rensningstjenestene anses derfor å være "etterspurt" av den forurensende aktøren, som dermed blir mottaker av tjenester (La Notte m.fl. 2021).

5.3.1 Vannrensingstjenester

FN standarden definerer vannrensingstjenester som økosystemets bidrag til å gjenopprette og opprettholde den kjemiske tilstanden til overflatevann og grunnvannsføremønstre. Det gjøres gjennom nedbrytning eller fjerning av næringsstoffer og andre forurensende stoffer ved hjelp av økosystemets komponenter som reduserer de skadelige effektene av forurensende stoffer på menneskers bruk eller helse. Vannrensingstjenester kan registreres som en endelig eller intermediær økosystemtjeneste (United Nations 2021).

Vannrensingstjenester/(retention tilbakeholdelse) og nedbrytning av næringsstoffer

I europeisk sammenheng anses eutrofiering av vannforekomster som følge av avrenning av næringsstoffer fra jordbruksarealer som et av de mest kritiske miljøproblemene knyttet til bruk og forvaltning av dyrket mark. Utbyggingen av offentlige avløpsrensaneanlegg i vestlige land i løpet av de siste to-tre tiårene har i stor grad eliminert forurensning fra avløp fra husholdninger. Likevel kan tap av næringsstoffer fra spredt bebyggelse være en viktig årsak til høye fosforkonsentrasjoner i enkelte overflatevann under lave vannføringer (Engebretsen m.fl. 2019).

Vannrenningsmodell i INCA-verktøy

INCA-tool planlegger å integrere en modell for vannrensetjenester basert på GREEN-modellen (Grizzetti m.fl. 2021, La Notte m.fl. 2021) i 2024. Den modellerer vannrensingstjenester som økosystemenes kapasitet til å fjerne nitrogen fra vannsystemet. Modellen bygger på at i storskala utredninger har nitrogenretensjon blitt brukt som et mål for å kvantifisere effekten av vannrensing generelt (La Notte m.fl. 2021).

GREEN-modellen er en statistisk modell som er utviklet for å estimere nitrogen- og fosforflukser i overflatevann i store vassdrag i Europa (Grizzetti m.fl. 2012). Denne versjonen av GREEN-modellen er en oppgradert versjon (Grizzetti m.fl. 2021) og har betydelig finere romlig oppløsning enn tidligere versjoner (del-nedbørfelt) med en gjennomsnittlig størrelse på 7 km². Den inkluderer alle kystområder, inklusive de uten bekker og er basert på Corine Land Cover-kart for allokering av arealdekke. Som forurensningskilder bruker modellen et nytt oppsett av næringsstoffdata som tilsvarer de nyeste europeiske dataene som er offentlig tilgjengelige (La Notte m.fl. 2021).

Modellen dekker det europeiske kontinentet (untatt Norge) og bruker nedbørfelt som geografiske vurderingsenheter (669 175 nedbørfelt som dekker EU-28; hvert nedbørfelt har et gjennomsnittlig areal på ca. 7 km²). Nedbørfeltene er koblet sammen i henhold til elvnettverkets struktur.

Modellen tar hensyn til tilførsler av nitrogen fra diffuse kilder i jordbrukssektoren:

- tilførsel av mineralgjødsel (Min N)

- husdyrgjødsel (Man N)
- jord (Soil N) og N fiksering i avlinger (Fix N))
- glissent bosetninger (Dwll N), N-nedfall fra atmosfæren (Atm N)
- punktkilder fra husholdninger og industri (avløpsrensaneanlegg (WWTPs)).

En del av de diffuse nitrogenkildene når overflatevannet etter avrenning eller utvasking gjennom jordsmonn og grunnvann. Modellen tar ikke hensyn til avlingenes opptaks- og tilbakeholdelsesprosesser som denitrifikasjon, som fjerner store mengder nitrogen før det når vassdraget.

Vannrenningsrelaterte modeller brukt i Norge

Når det gjelder vannrenningstjenester, har modellene i SWAT-verktøyet (Soil and Water Management Tool) blitt brukt i Norge for å modellere rensningstjenester på en måte som kan sammenlignes med GREEN-modellen. SWAT er en fysisk vassdragsmodell som ble utviklet for U.S.D.A. Agricultural Research Service ved Blackland Research Center i Texas (Panagopoulos m.fl. 2007) som har blitt parametrisert for nordiske og norske forhold.

I likhet med GREEN, inkluderer SWAT modellen anerkjent diffuse kilder som de største kilder til nitrogen (N) og fosfor (P) til vassdragene og av nitrat i grunnvannet. I SWAT antar man at disse tapene først og fremst skyldes landbruksaktiviteter, hovedsakelig gjødsling, og at de bestemmes av jordsmonnets beskaffenhet (Panagopoulos m.fl. 2007). Panagopoloulos m.fl. (2007) har parametrisert SWAT til norske forhold med hensyn til kaldt klima. Vinterforhold og frysing av jordsmonnet i det nordiske klimaet påvirker infiltrasjonskapasiteten i jordsmonnet, noe som kan ha stor innvirkning på fordelingen av avrenning og dermed på jordsmonnet og transporten av næringsstoffer.

I Norge har man brukt SWAT modellen for å vurdere og modellere effektene av tiltak for å redusere avrenningen av næringsstoffer i vassdrag og grunnvann (Panagopoulos m.fl. 2007, Barton m.fl. 2016, Engebretsen m.fl. 2019). SWAT har blitt implementert på nedbørsfeltnivå og lavere (Janjić og Tadić 2023).

5.3.2 Sanering av fast avfall

SEEA EA (2019) definerer tjenester knyttet til sanering av fast avfall (solid waste remediation) som «økosystemets bidrag til omdanning av organiske eller uorganiske stoffer gjennom mikroorganismer, alger, planter og dyr som reduserer skadevirkningene av disse. Tjenesten kan registreres som en endelig eller mellomliggende tjeneste».

I Norge, kan denne tjenesten vurderes i forbindelse med avfallsdeponi. Dette er en form for avfallshåndtering som også kan medføre negative konsekvenser for klima og miljø, inklusive forurensning av jord, grunnvann og overflatevann (Rosseland 2023), fordi økosystemets renskapasitet overbelastes lokalt i deponi-området.

I denne rapporten har vi ikke vurdert eventuelle eksisterende modeller for denne tjenesten, men vi mener at de kan bygges opp på samme måte som de som brukes til å modellere næringsstoffretensjon. Det finnes data om avfallsdeponienes beliggenhet i Norge, og også modeller som tar sikte på å vurdere risikoen for forurensning av grunn- og overflatevannforekomster (Rosseland 2023).

Jordsmonnets og torvmarkens evne til å holde på og bryte ned organiske og uorganiske stoffer har blitt vurdert i ulike sammenhenger (f.eks. Johnston 1991), og det er utviklet god kunnskap om jordsmonnets rolle i forurensede områder, spesielt i byer. Denne kunnskapen kan brukes til å bygge modeller for økosystemenes evne til å degradere forurensende stoffer.

Sanering basert på naturbaserte løsninger (f.eks. gjennom «phytoremediation») kan også være et alternativ å vurdere. Forurensningen i gamle industriområder i by- og forstadsmiljøer kan

håndteres på ulike måter, fra å bli liggende urørt til å bli fullstendig omdannet. Å bruke planter for sanering er et skånsomt alternativ som kan være mer relevante for forvaltningen av disse områdene (Hostyn m.fl. 2022). Saneringsfunksjoner kan kombineres med andre tjenester som f.eks. produksjon av biomasse til energiproduksjon (Hostyn m.fl. 2022).

Resultatene fra Horizon Europe-finansierte prosjekter under Soils Mission kan bidra til å forbedre kunnskapsgrunnlaget for å modellere disse tjenestene. BENCHMARKS-prosjektet, som NINA er partner i, skal bl.a. vurdere jordfunksjoner i byer knyttet til forurensningskontroll.

5.3.3 Luftrensingstjenester

For økosystemtjenesten luftfiltrering beregner INCA-verktøyet mengden partikkelforurensning (PM10 eller PM2,5) som filtreres ut av luften (European Commission 2023). Mengden luftfiltrering bestemmes av bladareal (Leaf Area Index, LAI), vindhastighet og mengden forurensning. Alle tre inndataene krever romlige inngangsdata som rasterdata, som INCA-tool leverer for Norge basert på europeiske modeller. Oppløsningen (og potensielt nøyaktigheten og presisjonen) til disse dataene kan forbedres ved å bruke datasett på nasjonalt nivå.

For PM10 anses depositions hastigheten å være uavhengig av vindhastigheten, mens nedfallshastigheten for PM2,5 avhenger av vindhastigheten. Nedfallshastighet og LAI multipliseres, og dette resultatet multipliseres deretter med mengden forurensning i luften for å generere total luftfiltrering som en tjeneste. Data kan legges inn i månedlige, sesongmessige eller årlige tidsintervaller.

Ny dokumentasjon, basert på data fra et stort antall målestasjoner for luftkvalitet kombinert med fjernmålingsdata om urban grønn infrastruktur i Europa og USA, viser imidlertid at effekten av grøntområder på luftforurensningskonsentrasjoner i byer er svært variabel og kontekstspesifikk. Venter m.fl. (*i review*) viser en nedgang i konsentrasjonene av NO₂, PM10 og PM2,5 i luften, noe som tyder på effekt av bred tiltak for å begrense menneskeskapt utslipp. Effekten av totalt grøntareal på luftforurensning var derimot svak og svært varierende, særlig på gateskala (15 til 60 meters radius), der vegetasjon kan begrense ventilasjonen. Effekten av grønne områder var mindre enn effekten av meteorologiske faktorer som nedbør, luftfuktighet og vindhastighet. Funnene tyder på at selv om grønne områder i byene kan forbedre luftkvaliteten på bydels- og byskala, er effekten moderat og kan ha skadelige effekter på gatenivå, avhengig av aerodynamiske faktorer som vegetasjonstype og byform.

5.3.4 Støydempingstjenester

Undersøkelser viser at den støyreduserende effekten av vegetasjonen kan være betydelig, men at effekten er ikke-lineær. Ow og Gosh (2017) testet effektene av vegetasjon av varierende plantintensitet og viser at trafikkstøyen ble redusert med 50 % når vegetasjonen ble forsterket fra en minimal til moderat planteintensitet. Samtidig ble ikke den positive effekten større ved høyere vegetasjonstetthet. De vegetasjonsegenskaper som hadde betydning for støydemping var trærnes stammestørrelse, trebeltedybde og avstand fra veien. Resultatene fra denne studien viser at kartlegging av disse grønnsktruktoregenskapene er viktige for å kunne modellere den biofysiske forsyningen av støydempingsstjenester, og at det trengs resolusjonskart over grønninfrastruktur med høy oppløsning (10 m) for å kunne fange opp og denne effekten.

Samtidig viser forskning at den visuelle effekten påvirker hvordan støy oppfattes. Med en litteraturgjennomgang, viser Van Renterghem (2019) at den audiovisuelle interaksjonen spiller en betydelig rolle for hvordan mennesker oppfatter miljøet. Stressavlastingseffekt av synlig vegetasjon eller andre naturlige fenomener, som fuglesang, ser ut til å være en dominerende mekanisme for i hvilken grad mennesker oppfatter støy. Synlige naturlige egenskaper av god kvalitet fører til vedvarende stressavlastning, og motvirker negative effekter av støy. Personlige egenskaper forventes også å spille en rolle i samspillet mellom støyoppfatning og vegetasjon.

Disse studiene viser at en biofysisk støydempingsmodell må inkludere høyresolusjonsdata om støynivåer og kvaliteten av grønn infrastruktur. Det er viktig å vurdere den opplevde effekten,

spesielt effekten knyttet til kvaliteten på de grønne infrastrukturelementene, for å vurdere nyttenivået (bruken).

5.4 Regulering av vannføring og flomkontroll

5.4.1 Regulering av vannføringstjenester

I SEEA EA (2019, Tabell 6.3) defineres to underkategorier av regulering av vannføringstjenester: (i) vedlikehold av grunnflyten/grunnstrøm tjenester og (ii) begrensning av toppstrøm tjenester.

Vedlikehold av minstevannføring defineres som økosystemenes bidrag til regulering av vannføring i elver, grunnvann og innsjøer. Tjenestene kommer fra (de terrestriske) økosystemenes evne til å absorbere og lagre vann, og gradvis frigjøre vann i tørre perioder gjennom evapotranspirasjon (vegetasjonens regulering av vannbalanse) og dermed sikre en jevn vannføring. Dette kan registreres som en endelig eller intermediær økosystemtjeneste.

Begrensning av flomtopphendelser defineres som økosystemenes bidrag til regulering av vannføring i elver, grunnvann og innsjøer. De er avledet av økosystemenes evne til å absorbere og lagre vann, og dermed dempe effekten av flom og andre ekstreme vannrelaterte hendelser. Tjenester knyttet til flomdemping vil bli levert sammen med denne tjenesten. Dette er en endelig økosystemtjeneste.

Modellering av disse tjenester bruker hydrologiske modeller som grunnlag, og har en kobling til flomkontrollfunksjoner (se seksjon 6.4.2). Derfor bør det vurderes om vannførings- og flomkontrolltjenestene skal ses i sammenheng og dermed om vannføringstjenester registreres som intermediære økosystemtjenester eller bygges inn i flomkontrollmodellen. Eksempler fra Norge (6.4.3), viser at regulering av vannføring og flomkontrolltjenester kan slås sammen med bruk av samme hydrologisk modellering som grunnlag.

5.4.2 Begrensning av toppvannføring og flomkontroll

Flomkontrolltjenester er også delt i to kategorier i SEEA EA (2019, Tabell 6.3): (i) Tjenester knyttet til flomdemping i elver og (ii) kystbeskyttelsestjenester.

Tjenester knyttet til flomdemping i elver er «bidraget fra elvevegetasjon som gir struktur og en fysisk barriere mot høye vannstander og dermed reduserer konsekvensene av flom for lokalsamfunnene. Flomdempingstjenestene vil bli levert sammen med regulering av vannføringstjenester når det gjelder flomsikring. Dette er en endelig økosystemtjeneste».

Kystbeskyttelsestjenester er «økosystemenes bidrag fra lineære elementer i kystlandskapet, for eksempel korallrev, sandbanker, sanddyner eller mangroveøkosystemer langs kysten som bidrar til å beskytte kysten og dermed redusere konsekvensene av flodbølger eller stormer for lokalsamfunnene. Dette er en endelig økosystemtjeneste».

Modeller for flomkontrolltjenester

Prinsippet for flomkontrollmodellering bygger på en hydrologisk modell av vannføring fra land til lavtliggende områder i et nedbørsfelt. Denne tilnærmingen er konsistent med økosystemtjenestemodeller som kan inngå i naturregnskap (Vallecillo m.fl. 2019). Den faktiske «strømmen av økosystemtjenester» er avhengig av det romlige forholdet mellom 'Service Providing Areas' (SPA) og 'Service Demanding Areas' (SDA), som er basert på retningen vannet strømmer i (helningsavhengig), og tar hensyn til hele det nedbørsfeltet som modelleres. Bare hvis SPA ligger oppstrøms fra SDA, vil den faktiske tjenesteflyten finne sted.

Den Europeiske Joint Research Centre har utviklet en flomkontrolltjeneste-modell som kan tilpasses naturregnskap (Vallecillo m.fl. 2019). I den foreslåtte metoden, avgrenses nedbørsdata (som er vanlige inndata i hydrologiske modeller av vannstrømmer) til nedbørsfelt der det finnes potensielle flomområder. Det betyr at det kan finnes flomutsatte områder med lite nedbør det året man fører regnskap for, men de kan likevel ha en faktisk risiko for flom på grunn av

økosystemenes beskyttende funksjon, uavhengig av nedbøren det aktuelle året (Vallecillo m.fl. 2019).

Den hydrologiske modellen som underbygger JRCs flomkontrollmodell er Curve Number (CN) metoden som opprinnelig ble utviklet av USDA Soil Conservation Service (1972). Denne modellen estimerer den omtrentlige avrenningsmengden som genereres som en funksjon av arealdekket og de underliggende hydrologiske jordsmonnsegenskapene. Denne metoden brukes fortsatt i stor utstrekning med ulike formål i litteraturen (Vallecillo m.fl. 2019). I Vedlegg 11 i Vallecillo m.fl. (2019) vises en oppslagstabell over CN-verdiene som er brukt for de ulike kombinasjonene av arealdekketyper og jordtype for å modellere tjenesten på Europeisk skala.

CN verdiene har blitt korrigert etter prosent av vanngjennomtrengelige områder (som er en viktig indikator på noen av økosystemenes tilstand), helning og inkludering av naturlige og semi-naturlige arealdekker i kantsoner (inkludert flomsletter). De endelige CN-verdiene viser høyere verdier når avrenningen er høyere. Derfor har man beregnet den endelige indikatoren for potensiell avrenning beregnet som differansen mellom den maksimale CN-verdien for et referanseår og CN-summen på et gitt sted. På denne måten indikerer høye verdier et høyt økosystempotensial for flomdempingskontroll (Vallecillo m.fl. 2019).

For å avgrense SPA områdene har man satt ulike terskelverdier for potensiell tilbakeholdelse av avrenning for tre brede økosystemtyper: 1) urbane områder; 2) dyrket mark; og 3) semi-naturlige økosystemer som inkluderer resten av arealdekkeklassene. Under naturlige og semi-naturlige landområder inkluderer flomkontrollmodellen kantsoner (inkl. elvesletter). Dette anses være nødvendig for å sikre at kantsoner inkluderes som SPA siden det er definert som den tjenesteforsyningøkosystemtype i SEEA EAs definisjon av tjenesten (SEEA EA 2019, Tabell 6.3) og anses som viktig for denne funksjonen (Vallecillo m.fl. 2019). På den andre siden, har disse terskelverdiene viktige begrensninger, gitt mangelen på empirisk validerte data (Vallecillo m.fl. 2019).

Flomsikringsbehov (SDA) ble definert i Vallecillo m.fl. (2019) som arealet av økonomiske verdier som befinner seg på flomslettene. Mer spesifikt omfatter etterspørselen det totale arealet av økonomiske verdier som potensielt kan bli påvirket av en 1:500-årsflom, uavhengig av om de er beskyttet av sikringstiltak eller naturkapital (se tabell 6.1 s. 73 i Vallecillo m.fl. 2019 for listen over økonomiske aktiviteter som kan påvirkes av flom).

Alle romlige analyser som JRC har gjort i regnskapspilot av flomkontroll på EU nivå ble utført med en oppløsning på 100 m x 100 m (for populasjonsdata var oppløsningen 250 m x 250 m), og resultatene ble aggregert på delnedbørfeltnivå for visualiserings. Delnedbørfelt ble brukt som romlig referanseenheter for kartleggingen. Dataene for nedbørfeltene ble basert på Arc Hydro-modellen (Bouraoui et al. 2009) og har en gjennomsnittlig størrelse på nedbørfelt på 180 km² (Vallecillo m.fl. 2019). Imidlertid nyere metoder bør koble seg meir direkte til digitale kart og arealbruksdata.

Hydrologiske modeller og flomvarselsverktøy brukt i Norge

I Norge er det utviklet flomvarseltjenester siden 1989 (Langsholt og Grønbech 2021) og NVE har det nasjonale ansvaret for overvåking og varsling av flom- og skredfare. Hydrologiske modeller utgjør et hovedverktøy for beslutningsstøtte i den nasjonale flomvarslingstjenesten i NVE, og i mange har HBV-modellen, i form av den «nordiske HBV-modellen» (Sælthun 1996) blitt brukt. Modellen kjøres tradisjonelt med et tidsskritt på 24 timer. En forutsetning for at disse modellene skal kunne brukes til å estimere økosystemets bidrag til flomkontroll, er at biofysiske egenskaper knyttet til arealdekke inngår som faktorer i modellene (f.eks. se Sælthun m.fl. 2021 i avsnitt under om urbane økosystemer).

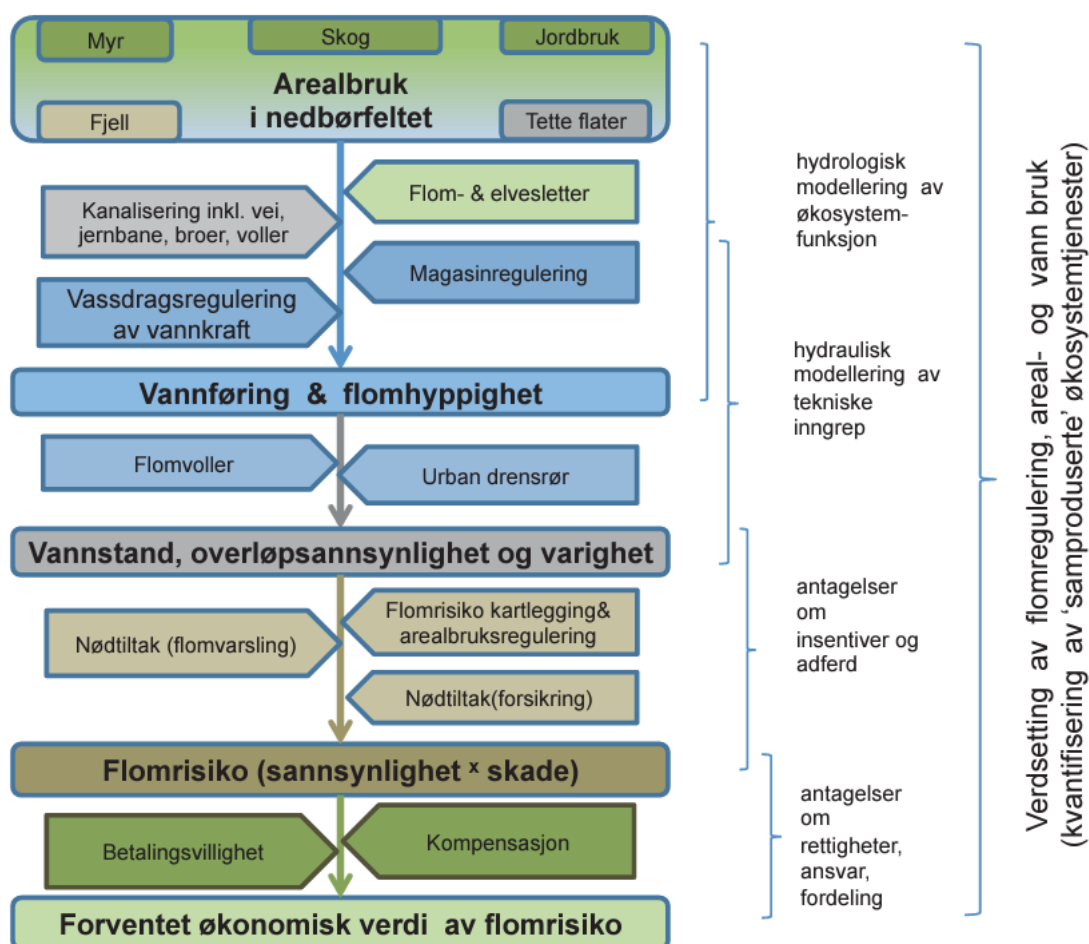
I senere tid har NVE utviklet et modulbasert modellrammeverket (ODM) som en sentral komponent i et system av programmer og tjenester som produserer vannføringsprognoser og

flomfare varsler⁴⁴. Alle flomvarslingsmodellene er koplet til VEPS (Verktøy for Prognose og Simulering) som et verktøy for utvikling og operasjonalisering av hydrologiske modeller (Landsholt og Grønbech 2021). Modellene er koplet til VEPS gjennom et felles grensesnitt (API) mot VEPS-databasen og utnytter funksjonalitet i VEPS. En interessant funksjonalitet i VEPS systemet er at den åpner for en effektiv og hensiktsmessig oppdatering etter hvert som tilgjengelig informasjon, analyseteknikker og teknologi utvikler seg (Langsholt og Grønbech 2021).

ODM modeller og VEPS verktøyet gir et utmerket utgangspunkt for å modellere flom- og skredkontrolltjenester i Norge fordi flomvarslingstjenesten baserer seg på hydrologiske prognoser, utarbeidet ved hjelp av vær- og vannføringsdata og hydrologiske modeller. NVE har som mål å implementere alle flomvarslingsmodellene i modellrammeverket ODM, som er en sentral komponent i VEPS, et system av programmer og tjenester som produserer vannføringsprognoser i den operative varslingstjenesten (Langsholt og Grønbech 2021). Flomvarslingsmodellene kjører som selvstendige programmer og VEPS-systemet definerer modellkjøringene, tilrettelegger felles inndata til ulike modeller, lagrer modellresultater i VEPS-databasen og har funksjonalitet som kan utnyttes av alle modeller og dataene i VEPS-databasen (Langsholt og Grønbech 2021).

Modellering av flomkontrolltjenester i Norge

Figur 5.1 viser en prinsippskisse for beregning av flomreguleringstjenester (Barton og Lindhjem 2013)



⁴⁴ <https://www.nve.no/naturfare/utredning-av-naturfare/om-kart-og-kartlegging-av-naturfare/om-kart-legging-av-flaumfare/>

Sælthun og Barton (2021) har implementert en hydrologisk beregningsmetode for byer, som tar hele arealet i en byggesone og som kan differensiere relativt «overvannsansvar» på eiendomsnivå, samtidig som den ikke krever kalibrering med lange hydrologiske tidsserier. Modellen er implementert i et Excel-verktøy for estimering av overflateavrenning fra urbane felt, både flomtopp og totalavrenning. Modellen danner videre grunnlaget for modellering av flomkontrolltjenester av urban grønn infrastruktur.

Studien dokumenterer en hydrologisk modell for beregning av overvannsavrenning på årsbasis på eiendomsnivå. Målsetting er å kunne sette opp et beregningsgrunnlag for kommunale overvannsgebyr. Studien har testet Modellen - REO – som kan tilpasses en [online GIS-kart løsning](#) basert på lett tilgjengelige arealdekkkart, og detaljert nok til å identifisere det relative ansvaret på eiendomsnivå for 'overvannsproduksjon', som kan forstås som den motsatte funksjonen av flomkontroll. Arealbrukstypene som er modellert, er kompatible med naturbasert tiltak i Oslo kommunes metode for beregning av BlåGrønn Faktor (Barton et al. 2021). Flere kommuner utvikler egne tilpassede tilnærminger for å vurdere urban flomrisiko – og tiltak f.eks. Oslo⁴⁵ og Bærum⁴⁶ kommuner.

Skaugen m.fl. (2020) har testet en annen modell, DDDUrban, for å vurdere konsekvensene av urbanisering ved å beskrive urban strømningsdynamikk i Oslo og Trondheim. Modellen bruker nedbør og temperatur som inngangsvariabler, og de fleste modellparameterne er estimert fra en detaljert digital høydemodell ved hjelp av GIS eller hentet fra litteraturen. Simuleringene viser at nedbøren som infiltreres på permeable områder i gjennomsnitt bidrar til den totale vannføringen med en brøkdel som tilsvarer arealandelen av permeable områder. Dette betyr at flomkontrolltjenestene fra urban grønn infrastruktur kan videreutvikles ved hjelp av denne modelleringsmetoden. Skaugen m.fl. (2020) vurderte også effekten av regnbed og deres evne til å redusere flomtopper.

Videreutvikling av flomkontrolltjenestemodeller i Norge

De eksisterende modellene som brukes i flomvarslingssystemer kan brukes til å modellere flomkontrolltjenester, i hvert fall på nasjonalt og regionalt nivå, men det kommer å kreve en del arbeid for å tilpasse varslingssystemet til økosystemtjenestemodeller som gir årlige estimater på sannsynlighet av skader og som kan tilknyttes arealet og tilstand av den enkelte økosystemer som dekker nedbørfeltene som forsyner tjenestene (SPA områder i Vallecillo m.fl. 2019). Dagens varslingssystemer gir resultater med svært høy tidsoppløsning. I tillegg må modellene kombineres med romlige data om befolkning og infrastruktur for å vurdere det potensielle skadenivået.

Et viktig element å ta hensyn til i naturregnskapet er at modellene må knyttes til økosystemets egenskaper. Dette gjelder både permanente egenskaper (som jordas fysiske egenskaper) og egenskaper som kan endres av menneskelige inngrep, som f.eks. drenering, infrastruktur som hindrer gjennomstrømning, og bladarealindeks (LAI), vegetasjonens strukturelle kompleksitet og vegetasjonsdekket som påvirker vannbalansen. For å vurdere bruk og verdsetting av flomreduksjonstjenester må man videre vurdere arealplanlegging, insentiver og juridiske ansvarsforhold (Barton og Lindhjem 2013).

For et fullutviklet naturregnskap er det behov for empirisk validering av modellene. Noen studier basert på litteraturgjennomgang viser f.eks. at det er fortsatt mangel på direkte dokumentasjon på hvor effektive naturbasert løsninger i byer er for å redusere vannføring (Carrick m.fl. 2019).

⁴⁵ <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/3034683>

⁴⁶ <https://www.baerum.kommune.no/tjenester/vann-og-avlop/miljo-overvann-og-klimatilpassning/fremtidsfremtidsrettet-overvannshandtering/hva-har-prosjektet-utviklet/>

5.5 Regulerende funksjoner i elver/bekker

Laksefisk er medspillere i et rikt økosystem og kan i sitt naturlige samspill opptre som støttende og regulerende økosystemtjeneste som igjen har betydning for prosesser og produktivitet i økosystemet.

Næringsstoffer fra villaks

Når laks dør og brytes ned vil det organiske materialet bidra med næringsstoffer til økosystemet. Dette kan være et viktig bidrag til den biologiske produksjonen, for eksempel når laks som har vært i havet og vokst godt, kommer tilbake til de mer næringsfattige elvene. Flere arter stillehavslaks spiller en viktig rolle for elveøkosystemer på denne måten, når svært store mengder laks vandrer tilbake hvert år. Da «farges» elva rød av stillehavslaks og de store mengdene laks som dør etter gyting bidrar til å gjødsle nedbørsfeltet og opprettholde biogeokjemiske sykluser.

Laks i Atlanterhavet opptre ikke i så store antall som arter av stillehavslaks og det er heller ikke alle individer som dør etter gyting. I Norge er laks derfor sannsynligvis en mer beskjeden bidragsyter til denne prosessen, men den kan likevel ha en viss betydning.

Villaksens rolle i næringskjeden

Disse funksjonene vil sannsynligvis ikke bli modellert som verken endelige eller mellomliggende tjenester i SEEA EA-regnskapet. Vi beskriver dem fordi de er viktige for å definere tilstanden til elver/bekker. Som sådan kan de betraktes som støttefunksjoner som kan inkluderes som tilstandsegenskaper i elver/bekker som påvirker andre funksjoner som primærproduksjon og karbonopptak, næringsstoffretensjon og nedbrytning av organisk materiale. I dag har disse funksjonene ikke blitt integrert i modeller for regulering av tjenester fra elver og bekker.

I elvenes økosystem er laksunger forholdsvis høyt opp i næringskjeden, og særlig i de vest-norske vassdragene er det få andre fiskearter som har tilsvarende rolle. Laksunger er derfor sannsynligvis med på å regulere både biodiversitet og produktivitet på lavere nivåer i næringskjeden i elver (Power 1990). Når laksesmolten svømmer ut i fjordene på vei ut i havet er de utsatt for høy predasjonsrisiko. Akkurat i smoltutvandringsperioden spiller villaksen sannsynligvis en viktig rolle som matkilde for flere marine arter, slik som for eksempel torsk, sjørøret, nise og laksand (Aas m.fl. 2010). Ute i havet er villaksen høyt opp i næringskjeden og har derfor potensielt en rolle i prosesser som reguleres ovenfra, såkalt «top-down» regulering. Dette betyr at laksen kan bidra til å regulere mengden og populasjonsdynamikken av de byttedyrartene den spiser. Hvor stor betydning villaksen har i en slik prosess er likevel usikkert, ettersom villaks konkurrerer om byttedyr med flere og betydelig mer tallrike arter på tilsvarende nivå i næringskjeden.

5.6 Regulerende funksjoner i svaberg, kyststrender og dyner

Ingen spesifikke regulerings-tjenester fra svaberg, kyststrender og dyner ble identifisert som en del av denne forstudien. Det vil imidlertid være behov for ytterligere undersøkelser for å avklare om denne økosystemtypen leverer slike tjenester i norsk sammenheng. Det kan også være relevant å vurdere abiotiske tjenester som bidrag til kystbeskyttelse fra sanddyner og andre kystlandskapselementer.

5.7 Kystsikringstjenester

Marine økosystemer som tareskog og sjøgressenger er kjent for å dempe bølger og holde på sedimenter og dermed bidra til kystbeskyttelse (Gundersen et al. 2016). Særlig i områder med sandstrender bidrar marin vegetasjon til å dempe erosjon av sand. Dette kan være relevant for lavtliggende deler av norskekysten som er preget av strender og sanddyner, for eksempel langs Jærkysten (Løvås og Tørum 2001). Ytterligere forskning vil være nødvendig for å fastslå om erosjonssikring er en relevant økosystemtjeneste i Norge.

Det finnes ulike modeller for å vurdere kystbeskyttelsestjenester, for eksempel som diskutert i Sánchez Colón (2020):

- WAVES-programmet for estimering av kystbeskyttelsestjenester fra kystøkosystemer (WorldBank 2016).
- Modeller for å estimere effekten av kystøkosystemer på kystnær hydrodynamikk: SWAN, DELFT3d osv.
- Coastal Vulnerability Index (CVI) og modell utviklet av US Geological Survey (Hammar-Klose og Thieler 2001).
- InVEST Coastal Vulnerability Module, eksponeringsindeks (Sharp et al. 2018).

InVEST Exposure Index er den mest brukte metoden for å vurdere kystsårbarhet og økosystemtjenester knyttet til kystbeskyttelse.

Eksponeringsindeks (EI) for flom, erosjon og havnivåstigning (som presentert i Sanches Colon (2020)):

$$EI = \sqrt[7]{R_{Geomorphology} * R_{Relief} * R_{Habitats} * R_{SeaLevelRise} * R_{WindExposure} * R_{WaveExposure} * R_{SurgePotential}}$$

Liquete et al. (2013) presenterer en europeisk modell for vurdering av kystbeskyttelsestjenester. Modellen vurderer økosystemtjenesten kystbeskyttelse på EU-nivå. Den er basert på tre indikatorer for kystbeskyttelse: beskyttelseskapasitet, eksponering av kysten og menneskelig etterpørsel.

5.8 Intermediære tjenester til dyrket mark, skog og hav

5.8.1 Pollineringstjenester

SEEA EA (United Nations 2021a) definerer pollineringstjenester som økosystembidragene fra ville pollinatorer til befruktning av avlinger som opprettholder eller øker forekomsten og/eller mangfoldet av arter som økonomiske enheter bruker eller nyter godt av. Dette kan registreres som en endelig eller intermediær tjeneste.

Denne definisjonen er noe uklar når det gjelder den faktiske økologiske effekten, som igjen avgjør hvordan pollinering av avlinger kan modelleres. Siden de første pollineringsmodellene for avlinger ble utviklet, har nytten av pollinatorer blitt modellert som effekten av pollinering på avlingene. Dette er teorien bak modellfamilien som i stor grad har blitt brukt i ulike verktøy og applikasjoner (InVEST, ESTIMAP, INCA-tool, Remme et. al. 2018).

SEEA EA-definisjonen ser ut til å fokusere på pollinatorenes rolle i å opprettholde mangfoldet av pollinator-avhengige avlinger og deres ville slektninger. Disse modellene har ikke blitt utviklet ennå, til tross for at det er en viktig funksjon. Vi presenterer derfor modellene som har blitt utviklet og testet det siste tiåret (Lonsdorf m.fl. 2009).

Et viktig element i SEEA EA-definisjonen er at pollineringstjenester skal modelleres som bidraget fra ville pollinatorer. Pollinering fra honningbier vil i dette tilfellet ikke være inkludert, noe vi er enige i. Med fokus på økosystemregnskapets rolle i å synliggjøre og kvantifisere viktigheten av å bevare ville pollinatorer, kan pollineringstjenester modelleres som de ville pollinatorenes bidrag til ulike goder: (i) avkasting av pollinatoravhengige avlinger (tonn/år), (ii) opprettholdelse av mangfoldet av avlinger som er avhengige av pollinatorer (for eksempel genetisk mangfold av avlinger og deres ville slektninger, opprettholdelse av mangfold hos genbanker av fôr planter) og (iii) levering av materiale til forvaltede pollinatorer (som humler og murerbier).

Avgrensning av arealene som forsyner pollineringstjenester

De økosystem/naturtyper som forsyner pollineringstjenester er de som tilbyr boplasser og blomsterressurser innenfor pollinatorenes matsøksavstand. Disse er typisk preget av åpen vegetasjon med blomstrende plantearter som ofte ikke tåler skygge. Naturtypene som faller

innen 'åpent lavland' i følge Norderhaug mfl. (2010), fanger i stor grad viktige habitat for pollinerende insekter.

De typene som er avgrenset i AR50, dekker imidlertid ikke viktige habitater for pollinatorer som semi-naturlige gressmarker (naturlige beitesmaker og hagemarker) og dem som ikke drives med beite (f. eks. slåtteng), samt naturlige gressmarker. Å andre siden, de mest intensivt drevne innmarksbeitene vil sannsynligvis være mindre egnet som habitat for pollinatorer. Kart over økosystemtypene etter Framstad m.fl. (2022) som skiller ut gressmark («Åpen engpreget fastmark» på nivå 2, under «Åpen fastmark», se tabell 13, s 54) vil stemme overrens med naturtyperarealer egnet som ressurs for pollinatorer.

Viktige habitater for pollinatorer i fjellet kan havne under økosystemtype 'Hei og åpen vegetasjon': «Dette omfatter arealer preget av velutviklet, sammenhengende frisk til tørr vegetasjon». «Det inkluderer særlig ulike heityper (risheier, fuktheier, røsslyngheier) og ulike snøleier, men også engvegetasjon, tørrgrasheier, rismyrer og grasmyrer» (Strand m.fl. 2023).

I økosystemklasse «Svaberg, kystrender og dyner» inngår naturtyper som hei og lite vegetert mark (AR50 klasse Snaumark der slike arealenheter grenser til og ligger nær kystkonturen, Strand m.fl. 2023), som kan være viktige ressurser for ville pollinatorer. Forekomster av ville pollinatorer er dårlig kartlagt på Vestlandet. Det er behov for en bedre kartlegging for å kunne fastsette naturtypenes viktighet for ville pollinatorer.

I landskap dominert av dyrket mark, tilbyr lineære elementer som åker- og skogkanter (Kallioniemi m.fl. 2017) og blomsterstriper (Sydenham m.fl. 2023) viktige ressurser for pollinerende insekter. I sterkt påvirket økosystemer (f eks bebyggelse/energy/samferdsel) kunstige habitat som veikanter og kraftlinjer og grønne arealer i byer kan være viktige ressurser for pollinerende insekter (Sydenham mfl. 2020, Davey mfl. 2023).

Ettersom de viktigste naturtypene for de fleste arter av ville pollinatorer forekommer i små arealer som blir klassifisert under forskjellige økosystemtyper, inkludert noe med sterk grad av skjøtsel (f eks. kraftlinjer, veikanter, grønne områder i byer), må man bruke tilnærminger som gir kart av høy romlig resolusjon for å kunne representere disse typene som ressurs for pollinerende insekter.

Pollineringsstjeneste-modeller

Den mest brukte modellen for pollineringsstjenester til dyrket mark (crop pollination) stammer fra den som ble utviklet av Natural Capital Project (Lonsdorf m.fl. 2009, 2011). Den er en romlig modell som oppfyller kravene i FN standarden. Den representerer pollineringsstjenester som intermediære tjenester som forsynes av naturtyper som huser pollinerende insekter og som benyttes av dyrket mark som dyrkes med pollineringsavhengige avlinger. Modellen krever høyoppløslige kart over økosystemtyper for å kunne fange opp små arealer av tjenesteytende enheter (naturlig og semi-naturlige åpne økosystemer og landskapselementer) som forekommer i nærheten av dyrket mark. Grunnmodellen har blitt implementert i forskjellige verktøy som inkluderer romlige økosystemtjeneste-modeller (f. eks. InVEST, INCA-tool, SarVision).

Tjenestetilbudet bestemmes av en rekke datalag som definerer de ulike økosystemenes egnethet til å støtte pollinatorpopulasjoner (boplasser og blomsterressurser), pollinatorartenes flyavstander og avstanden mellom egnede habitater for pollinatorer og pollinatoravhengige avlinger.

European Joint Research Centre operasjonaliserte InVEST-modellen på europeisk og regional skala (ESTIMAP pollineringsmodell Zulian m.fl. 2013). ESTIMAP ligger til grunn til INCA-toll modellen (Vallecillo m.fl. 2018). ESTIMAP modellen har blitt implementert i Norge for å lage kart over pollineringsstjenester potensiale i byer (Stange m.fl. 2017, Stange m.fl. 2018, Zulian m.fl. 2018).

Data grunnlag for pollineringstjenester i Norge

Kartgrunnlag for pollinatorhabitat. Ved implementeringen av modellen i Norge har ulike datalag blitt brukt for å lage kart med fin oppløsning over pollinatorhabitat (økosystemer som er forsyningsenheter) (Stange m.fl. 2017, Sydenham m.fl. 2023, Venter m.fl. 2023).

Habitategnethet. I sin enkleste operasjonalisering (Lag 1), defineres habitatets egnethet både som boplass og som blomsterressur, gjennom ekspertvurderinger som kan kombineres med data hentet inn fra litteraturundersøknings (Zulian m.fl. 2013); hver økosystem type gis en egnethet score. Denne tilnærming har blitt brukt i Norge for å vurdere grønne områder i byer (Stange m.fl. 2017).

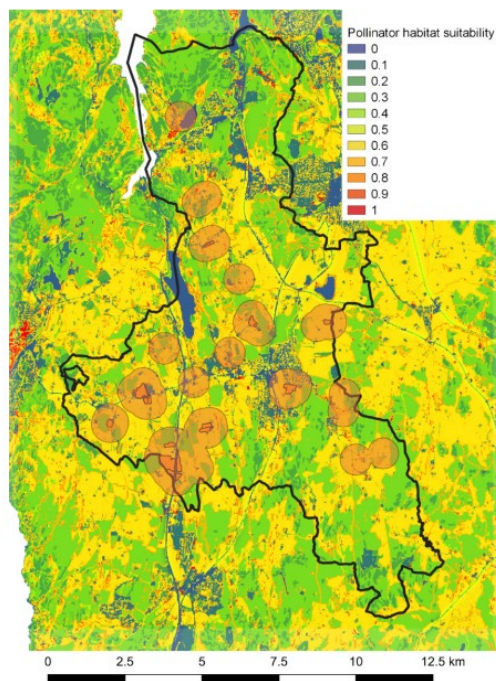
I senere tid er det utviklet artsfordelingsmodeller (species distribution models) av pollinatorarter i Norge. Disse modellene øker nøyaktigheten i estimatene av habitatets egnethet fordi de er basert på og validert med empiriske data fra Norge (Sydenham m.fl.2022, 2023). De har også blitt kombinert med kart over pollinatorhabitat ved hjelp av fjernmålingsdata (Venter m.fl. 2023). Det er testet på Østlandet og i Trøndelag. Som nevnt ovenfor, er det mangler i dataene for Vestlandet og andre regioner i Norge.

Pollinerende insekters flyavstand. Dagens artsutbredelseskart har hovedsakelig fokusert på solitære bier, som vanligvis har korte flyavstander, i størrelsesorden 200 meter. I en pilotstudie der ESTIMAP-modellen ble brukt til å estimere pollineringstjenester for avlinger i Ås kommune, ble avstanden mellom pollinatorhabitat og dyrket mark modellert til 500 meter (se Stange og Rusch 2021, s.51-53, Fig. 5.2). En avtagende funksjon har blitt brukt i naturregnskapene i Nederland (Remme m.fl. 2018), som også kan brukes i Norge. Ellers har nyere modeller inkludert pollinatorarters egenskaper (traits) kombinert med artsfordelingsmodeller (Perennes m.fl. 2021). Denne tilnærmingen er lovende for videre utvikling i Norge.

Avlingenes pollinatoravhengighet. De fleste modeller for pollineringstjenester har brukt den litteraturgjennomgangen av avlingspollinatoravhengighet i Klein m.fl. (2007) (Remme m.fl. 2018). Disse dataene har videre blitt brukt som grunnlag for den økonomiske verdsettingen (Gallai m.fl. 2009). Pågående prosjekter finansiert av NFR (f.eks. APPLECORE⁴⁷) har som mål å forbedre det empiriske grunnlaget for å estimere pollinatoravhengighet i fruktproduksjon i Norge.

Pollineringstjenester modelleres vanligvis på lokalt nivå/landskapsnivå, fordi det er på dette nivået den økologiske prosessen finner sted. Kartlegging av pollinatorhabitat krever også høyoppløselige data på grunn av egnede habitat ofte forekommer i små arealer og linjære elementer i landskapet.

⁴⁷ <https://www.nina.no/B%C3%A6rekraftig-samfunn/%C3%98kosystemtjenester/Pollinering/Applecore>



Figur 5.2: Et eksempel på en romlig overlappingsanalyse for å vurdere nærheten mellom optimale habitater for pollinerende villbier og avlinger. Oransje polygoner viser områder som brukes til dyrking av raps/rapsfrø med 500 m buffere rundt disse områdene. Kilde: Stange og Rusch 2021.

5.8.2 Biologisk kontroll av skadedyr og sykdommer på biomasseproduksjon

Definisjonen av biologisk kontrolltjenester etter SEEA EA (United Nations 2021) er «økosystemets bidrag til å redusere forekomsten av skadedyr på biomasseproduksjons eller annen økonomisk og menneskelig aktivitet. Dette kan registreres som en endelig eller intermediær tjeneste».

Naturlig biologisk kontroll (pest control by natural enemies) har blitt modellert på lignende måte som pollinerings-tjenester til avlinger, dvs. som en intermediær tjeneste, med naturlige og semi-naturlige elementer i kulturlandskapet som tjenesteforsyningsenhet, og avstand til avlinger som beskyttes fra skadeinsekter eller sykdommer (f.eks. soppangrep) som tjenesten forsyningsfunksjon (supply function). I det nederlandske naturregnskapet (Remme m.fl. 2018), har man modellert denne tjenesten med utgangspunkt i forekomster av marihøne som en representativ art av naturlige fiender.

Så vidt vi vet, har det ikke vært gjort forsøk på å modellere denne tjenesten i Norge. Data fra det nasjonale insektovervåkingsprogrammet (Åström m.fl. 2019, 2020, ⁴⁸), kombinert med andre terrestriske overvåkingsprogrammer (f.eks. TOV, fugler i jordbrukslandskapet, Rigal m.fl. 2023, Pedersen og Krøgli 2017, Hovd 2020), kan imidlertid være gode utgangspunkter for å utvikle slike modeller i Norge.

5.8.3 Biologisk kontroll av sykdommer

SEEA EAs definisjon av sykdomsbekjempelsestjenester er «økosystemets bidrag til å forhindre eller redusere skadelig effekten av arter på menneskers helse. Dette er oftest en endelig økosystemtjeneste».

⁴⁸ <https://forskning.no/dna-insekter-miljoovervakning/praktgullbassen-og-16000-andre-insektarter-ble-funnet-med-ny-dna-metode/2002597>

Vi har ikke kunnskap om forsøk om å modellere biologisk kontroll av menneskelige sykdommer fra økosystemtjenestelitteraturen. Modellering av denne tjenesten er krevende. Det faglige grunnlaget for å lage slike modeller kan hentes fra forskningen innen One Health (Zinsstag m.fl. 2011).

5.8.4 Formering og opprettholdelse av habitat for nytteplanter og dyr

Tjenester knyttet til opprettholdelse av oppvekstområder og habitater er de økosystembidragene som er nødvendige for å opprettholde populasjoner av arter enten gjennom opprettholdelse av habitater (f.eks. for oppvekstområder eller migrasjon) eller beskyttelse av naturlige genpools. Denne tjenesten er en mellomliggende tjeneste og kan bidra til en rekke ulike endelige økosystemtjenester, inkludert levering av biomasse og rekreasjonsrelaterte tjenester (SEEA EA).

Særlig viktige og sårbare områder (SVO) kan være et utgangspunkt for avgrensning av viktige habitat og oppvekstområder i marine økosystemer. SVOer for norske havområder har blitt identifisert av en arbeidsgruppe ledet av Havforskningsinstituttet (Eriksen m.fl. 2021). Dette arbeidet er en del av faggrunnlaget for oppdateringen av havforvaltningsplanene. Utvelgelsen av områder baserer seg på kriterier definert i FNs Konvensjon for biologisk mangfold (CBD) for å vurdere økologiske eller biologiske viktige områder (Ecologically or Biologically Significant marine Areas in need of protection, in open ocean waters and deep sea habitats, EBSA⁴⁹(Eriksen m.fl. 2021). Disse kriteriene er: i) unikhet eller sjeldenhet, ii) spesiell betydning for arters livshistoriestadier, iii) betydning for truede, sterkt truede eller arter og/eller naturtyper i tilbakegang, iv) sårbarhet, skjørhet, følsomhet eller langsom gjenoppretting, v) biologisk produktivitet, vi) biologisk mangfold og vii) naturlighet³⁴. Totalt 19 SVOer er identifisert i norske havområder, dette inkluderer områder rundt Svalbard og Jan Mayen. SVOene representerer viktige områder for gyting/fødsel/hekking, beiting, overvintring, myting/hårfelling, samt viktige områder for truede eller sårbare arter og naturtyper (Eriksen m.fl. 2021).

Kystbarometeret⁵⁰ har utviklet en modell for biologisk mangfold i nordnorske kystkommuner som vil kunne være relevant for denne tjenesten. I indikatoren inngår informasjon om: 1) areal av viktige leveområder – dvs. tareskog, ålegrasenger, bløtbunnsfjære og korallrev, 2) areal av område som er viktig for en bestemt dyregruppe – dvs. gyteområder for fisk og kaste-/hårfellingsplasser for sel, 3) områder med høyt mangfold av fisk og sjøfugl. Denne modellen vil kunne utvides til å gjelde for hele norskekysten. Denne modellen benytter 1) Fiskeridirektoratets kart over gyteområder^{51, 52}, 2) modell over tareutbredelse (Frigstad mfl. 2021), 3) kart over ålegrasenger og bløtbunnsområder fra kartleggingen etter DN-håndbok 19 metoden gjennomført gjennom nasjonalt program for kartlegginga av⁵³ marint mangfold, kartlegging av koraller og korallrev gjennom Mareano programmet, Havforskningsinstituttets kartlegging av kasteplasser og hårfellingsplasser for sel,^{54, 55} Havforskningsinstituttets økokysttokt som gir informasjon om mangfoldet av bunnlevende fisk, samt sjøfuglkartleggingen til SEAPOP-programmet.

5.9 Bevaring av habitater og arter - Biologisk mangfolds egenverdi

5.9.1 Modeller knyttet til ikke-bruksverdi av biologisk mangfold

Vi inkluderer denne økosystemtjenesten under "andre regulerende økosystemtjenester" og beskriver her prinsipper som ligger til grunn til modellen som er implementert i INCA-verktøyet. La Notte m.fl. (2021) definerer tjenesten basert på definisjonene etter IPBES og US EPA: "dannelse og fortsatt produksjon, av økosystemer eller organismer i dem, ... hekke-, beite- og paringsområder for fugler og pattedyr, hvile- og overvintringsområder for trekkende pattedyr, fugler og

⁴⁹ <https://www.cbd.int/ebsa/resources>

⁵⁰ <https://kystbarometeret.no/>

⁵¹ [Gytefelt | Havforskningsinstituttet \(hi.no\)](#)

⁵² [Kart i Fiskeridirektoratet \(arcgis.com\)](#)

⁵³ <https://www.hi.no/hi/nyheter/2022/februar/slik-teller-vi-sel-langs-norskekysten>

⁵⁴ <https://geocortex02.miljodirektoratet.no/Html5Viewer/?viewer=naturbase>

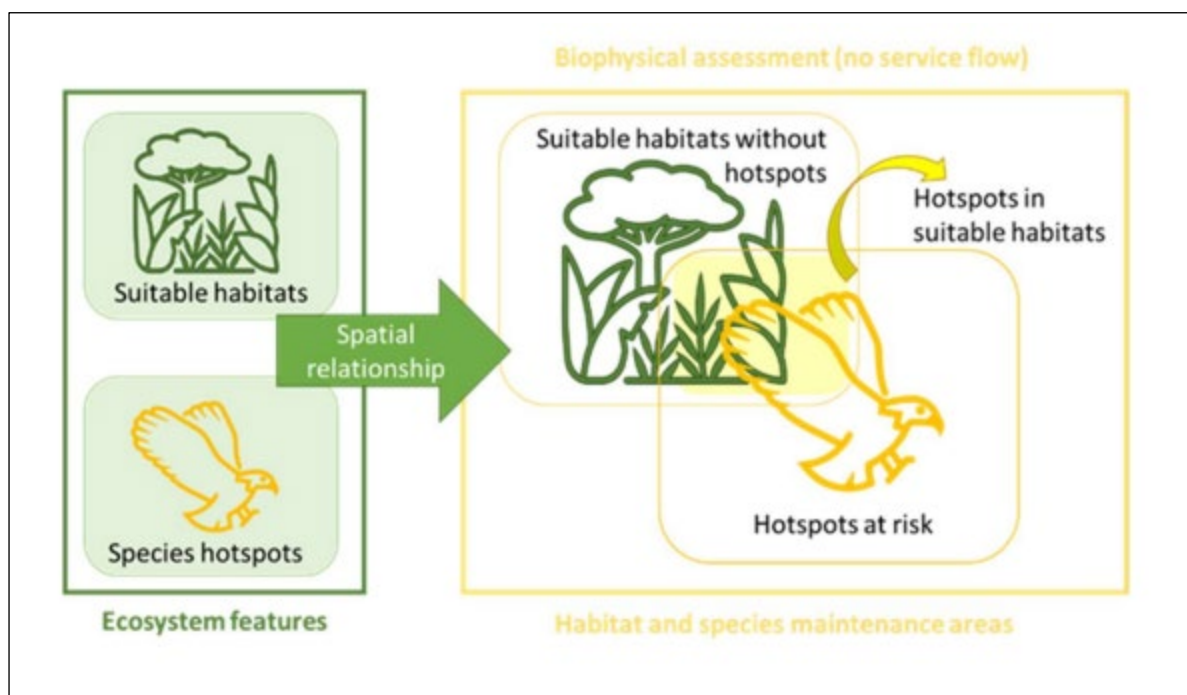
⁵⁵ <https://www.mareano.no/kart-og-data>

sommerfugler, oppvekstområder for fiskeyngel" (IPBES 2017) og «det nasjonale klassifiserings-system for økosystemtjenester vil denne tjenesten kodes som følger: 2 (ikke-bruk), 21 (eksistens), 2101 (verdsatt av mennesker av eksistensgrunner, uten direkte bruk eller kontakt) (US EPA, 2015)». I INCA-verktøyet er tjenesten betraktet som endelig.

La Notte m.fl. (2021) forklarer videre at i deres modell anser man at «folk verdsetter ikke habitater og arter fordi de ønsker å "bruke" dem, verken direkte eller indirekte (bruksverdier), nå eller i fremtiden (opsjons- og arveverdier, *option* og *bequest value*); de verdsetter habitater og arter rett og slett for deres eksistens, fordi vi takket være disse økosystemene kan opprettholde planeten slik vi kjenner den og på en måte vi er vant til, for nåværende og fremtidige generasjoner (eksistensverdi). Slik sett er samfunnet villig til å betale for opprettholdelsen av egnede habitater og opprettholdelsen av arter». Naturens eksistens/egenverdi gjenspeiler hvor viktig det er for samfunnet at naturen og dets mangfold finnes og skal finnes; ikke fordi vi eller kommende generasjoner kan muligens bruke den, uten fordi vi ønsker at naturen skal bestå i all framtid.

Modellering av denne tjenesten er forenlig med de grunnleggende prinsippene i SEEA EA-standard, dvs. at de tjenesteytende enhetene er økosystemarealer med visse egenskaper som indikerer tilstanden deres. Datalagene bør kunne oppdateres regelmessig med visse tidsintervaller for å kunne overvåke endringer i arealer og tilstandsegenskaper over tid.

Den biofysiske modellen for denne tjenesten som har blitt utviklet av KIP INCA prosjektet bygger på kartlegging av økologiske forhold og habitater som er nødvendige for å opprettholde artspopulasjoner samt kart over artsforekomster, vurdert som hotspots for arter (Figur 5.1).



Figur 5.1. Skjematisk fremstilling av den biofysiske vurderingen som ligger til grunn for opprettholdelse av habitater og arter i modellen implementert i INCA-verktøyet. Kilde: Fig. 3.3 i La Notte m.fl. 2021.

Det romlige forholdet mellom disse brukes til å identifisere ulike typer av habitat- og artsbevaringsområder (serviceområder) (Figur 5.2). Arealene vil til slutt vurderes som den faktiske strømmen i monetære termer, hvilket defineres ved å identifisere forskjellige kostnader knyttet til å opprettholde habitater og bestander. Kostnader for å oppnå bevaringsmål kan tolkes som samfunnets betalingsvilje for å oppnå målene.

Cross-tabulation service areas		Habitat suitability	
		Suitable habitats	No suitable habitats
Species hotspots	Hotspots present	1. Hotspots in suitable habitats	3. Hotspots at risk
	No hotspots	2. Suitable habitats without hotspots	4. No service

Figur 5.2. Identifisering av habitat- og artsbevaringsområder. Kilde: Fig. 3.4 i La Notte m.fl. 2021.

Den biofysiske modellen er basert på tre komponenter:

- en indikator for habitatets egnethet til å opprettholde artsbestander som integrerer informasjon om økosystem/naturtype areal og tilstand. Data grunnlaget i INCA-verktøyets modell er rapporteringsdata fra Habitat forordningen (Habitats Directive) og økosystem kart fra Corine arealdekkingskart.
- Kart over biologisk mangfold 'hotspots' og artsmangfold, avledet fra data i det europeiske hekkefuglatlas 2 (European Breeding Bird Atlas 2 - EBBA2)⁵⁶, som gir de mest detaljerte dataene som er tilgjengelige om arters utbredelse på europeisk nivå.
- en typologi av habitat- og artsbevaringsområder gjennom krysstabulering av kart over hotspots-områder og habitatets egnethet (Figur 5.2).

Datagrunnlaget for økosystemtjenesten modellen på Europeisk skala, utviklet av INCA prosjekt er lagt i Vedlegg V.

5.9.2 Data- og modelleringsgrunnlag i Norge

I Norge finnes det ingen formulerte modeller for ikke-bruksverdi av vern av norske naturtyper og stedegne arter. Det finnes imidlertid en del overvåkingsprogram og indikatorutviklingsarbeid som kan danne grunnlag for å utvikle en modell av ikke-bruksverdi av bevaring av biologisk mangfold tilpasset norsk naturvern og forhold. Denne oppgaven vil kreve utviklingsarbeid og modellering som er egnet til å representere verneverdien av områder, av de tolv økosystemtypene med arealdekning på nasjonalt, regionalt og lokalt (kommunalt) nivå. I dette tilfellet vil bruk av økosystemtyper på nivå 2 (Framstad m.fl. 2022a) være relevant. Regionale og nasjonale beregninger av alternativkostnader for verneområder er gjort av bla. Barton et al. (2013) og Schröter et al. (2014).

Det er mulig også å få oversikt over kostandene knyttet til å ta være på viktige elementer av det norske biologisk mangfoldet. Vi gir et eksempel av disse data i seksjonen som beskriver vern av villaks.

⁵⁶ <https://www.ebba2.info/>

Enkeltarter

Vi gir et eksempel her på verdien av å bevare norsk villaks for å gi et innblikk i hvordan økosystemtjenesten 'bevaring av arter' kan modelleres. Andre arter med høy verneverdi i Norge der det finnes mulighet å få fram oversikt over kostnader knyttet til vern er f.eks. fjellrev (avlsstasjon for reintroduksjon på Dovrefjell⁵⁷), villrein⁵⁸, Rovdata-programmet for overvåking av store rovdyr⁵⁹ (ulv, brunbjørn, gaupe, jerv og kongeørn), dragehode⁶⁰ og klippeblåvinge⁶¹.

Vern av villaks

Ettersom villaks spiller en viktig rolle på flere måter i det norske samfunnet, er det en utfordring å identifisere kostandene knyttet til de forskjellige tjenester knyttet til denne arten, men eksemplet med villaks viser at en sånn beregning kan la seg å gjøre. For arter som først og fremst har verneverdi (f.eks. villrein), blir vurderingen av kostnader enklere.

Selv om villaks ikke lenger er en like viktig matkilde er det høsting som i hovedsak er det viktigste bidraget i laksens betydning for mennesker. Blant de ulike typene økosystemtjenester, faller villaks først og fremst under det som kan karakteriseres som forsyningstjenester og opplevelses- og andre opplevelses- og kunnskapstjenester tjenester. Villaks kan også til en viss grad være en regulerende økosystemtjeneste, og også slike tjenester er identifisert.

Man kan dele den totale samfunnsøkonomiske verdien av villaks inn i bruksverdier og ikke-bruksverdi. Parkkila m.fl. (2010) anerkjenner ikke-bruksverdien som goder villaksen gir uten at man faktisk bruker den. Dette kan for eksempel være egenverdi; gleden over å vite at naturen og laksebestandene eksisterer og er bærekraftige uten at man har planer om å utnytte denne ressursen selv. Ikke-bruksverdier blir ofte svært betydelige i samfunnsøkonomiske beregninger (NOU 1999:9).

Denne inndelingen viser at det kan være ulike grunner til å anse tilstedeværelsen av laksebestander som et gode uten at man selv utnytter ressursen, nemlig å vite at villaksen eksisterer i seg selv (eksistensverdi), å vite at andre mennesker kan utnytte godene villaksen gir (altruistisk verdi) og til sist å vite at villaksen opprettholdes for framtidige generasjoner (arveverdi). En internasjonal studie fant at allmenheten verdsetter levedyktigheten (status) til laksebestander høyere enn verdien av laksefisket, og de som lever nær laksebestander verdsatte levedyktigheten mest (Myrvold m.fl. 2019).

Flere arter – artsgrupper

Oppdaterbare data for å bygge modeller av egenverdien av norsk biologisk mangfold kan hentes fra overvåkingsprogrammer som f.eks. Terrestrisk overvåking (TOV)⁶² og sjøfugl (SEAPOP)⁶³. Tiltak for å bevare ville pollinatorer skulle også havne under denne kategori (Departementene 2021).

Hotspots av truede arter

Utbredelsemodeller der man kan forvente høyt mangfold av truede arter har blitt identifisert (truede karplanter, insekter og edderkoppdyr, sopp, lav, moser, samt et kart som identifiserer overlapp mellom artsgruppene). Kart er tilgjengelige under Miljøstatus Atlas⁶⁴. Nye utbredelsesmodeller er under utvikling gjennom NFR prosjektet EcoMaps. Disse datalagene skal kunne brukes for å lage modeller som ligner den som er utviklet av KIP INCA prosjektet med norske data, og i

⁵⁷ [Overvåkingsprogrammet for fjellrev \(nina.no\)](http://nina.no)

⁵⁸ [Tiltaksplaner | Villrein](#)

⁵⁹ [Rovdata - Hjem](#)

⁶⁰ [Dragehode \(nina.no\)](http://nina.no)

⁶¹ [Klippeblåvinge \(nina.no\)](http://nina.no)

⁶² [Naturovervåking \(TOV\) \(nina.no\)](http://nina.no)

⁶³ [Sjøfugl \(nina.no\)](http://nina.no)

⁶⁴ [Miljøstatus Kart – Sjekk miljøtilstanden på kart \(miljodirektoratet.no\)](http://miljodirektoratet.no)

framtiden kobles med regelmessig overvåking av utbredelse av verneområder, eventuelt degradering av områder som følge av inngrep (se GREENPLAN⁶⁵) og restaurerte områder.

GREENPLAN prosjektet holder også på å levere kart til Miljødirektoratet over habitatfunksjonalitet, som kan gi estimater av habitatkonnektivitet for flere artsgrupper inklusive:

- Trær: ca. 160 kart som viser gjeldende egnet habitat for 16 trearter i Norge og Sverige (noen over hele Europa) ved 100 m oppløsning egnet habitat ved tre tidspunkter i fremtiden basert på klimascenarier, tilkoblingskart som viser "korridorene med fremtid", og sårbarhetskart som viser piksler som vil bli sårbare på grunn av klimaendringer.
- Kart som viser tilkobling / grønn infrastruktur for solitære bier i Norge.
- Kart som viser tilknytning / grønn infrastruktur for elg i Norge.
- Kart (under utvikling) som viser grønn infrastruktur for skogbiller (vi kartlegger hundrevis av billearter knyttet til gammelskog).

5.10 Beholdningen av biologisk mangfold og økosystemfunksjoner

SEEA EA-standarden åpner også for å frembringe regnskap for naturkapital/holdninger, i tillegg til regnskap for økosystemtjenestestrømmer. I noen sammenheng har man også foreslått tematiske regnskap (f.eks. karbon lager, biologisk mangfold), som er mer i tråd med beholdningsregnskapet («assets accounts») enn med økosystemtjenesteregnskapet. Regnskap basert på beholdninger av naturkapital krever ingen spesifikk modellering av økosystemtjenester. Videre, noen av økosystemtjenestemodellene som er blitt foreslått, er satt opp som et regnskap av beholdninger (f.eks. når det gjelder karbonlager (STOCKDIFFERENCE metode i INCA-verktøyet for å modellere globalklima regulering). I Norge er det utviklet to indekser for å vurdere statusen til norsk natur (den norske "livsveven" *sensu* IPBES 2019, Díaz m.fl. 2019). Begge gir et kvantitativt mål av tilstanden av norsk natur som kan sammenlignes med et mål på mengden naturkapital.

Naturindeks

I Norge har det over lang tid vært lagt ned betydelig innsats i å utvikle indikatorer som kan bidra til å spore statusen til det biologiske mangfoldet og tilstanden til økosystemene. [Naturindeksen](#) måler tilstanden til det biologiske mangfoldet i Norge, og gir en oversikt over utviklingen i økosystemene, for utvalgte artsgrupper og tema⁶⁶. Naturindeksen er basert på overvåkingsdata og kan dermed vise endringer i tid. De seneste oppdateringene viser trendene fra 1990 og fram til 2020. Den gir en god pekepinn på tilstanden for biologisk mangfold i de store økosystemene fjell, skog, våtmark, åpent lavland, ferskvann, kystvann og hav. Naturindeksen kan beregnes for forskjellige indikatorer, økosystem og tema, og kan brukes som en metode for å måle endringene i Norges naturbeholdning.

Økologisk tilstand – IBECA

Et annet sett av indikatorer for å beregne økosystemenes økologiske tilstand er IBECA (Jakobsen m.fl. 2020, Töpper og Jakobsson 2021). IBECA inkluderer flere kriterier for å karakterisere økosystemenes tilstand som er i samsvar med det som foreslås i SEEA EA (2021). IBECA bygger også på tidsseriedata og har blitt brukt for å vurdere det økologiske tilstanden på regionalt nivå i skog og fjell (Framstad m.fl. 2022b). IBECA indekser er kompatible med FN-standardens regnskap av økosystemenes tilstand. En annen tilnærming utviklet i Norge til å vurdere økologisk tilstand er PAEC (Panel-based Assessment of Ecosystem Condition, Jepsen m.fl. 2020, 2022).

⁶⁵ [Samler tiår med villreinforskning i enkelt kartverktøy \(nina.no\)](#) og [GreenPlan \(nina.no\)](#)

⁶⁶ [Naturindeks.no/Home](#)

6 Opplevelses- og kunnskapstjenester

6.1 Rekreasjonsrelaterte tjenester

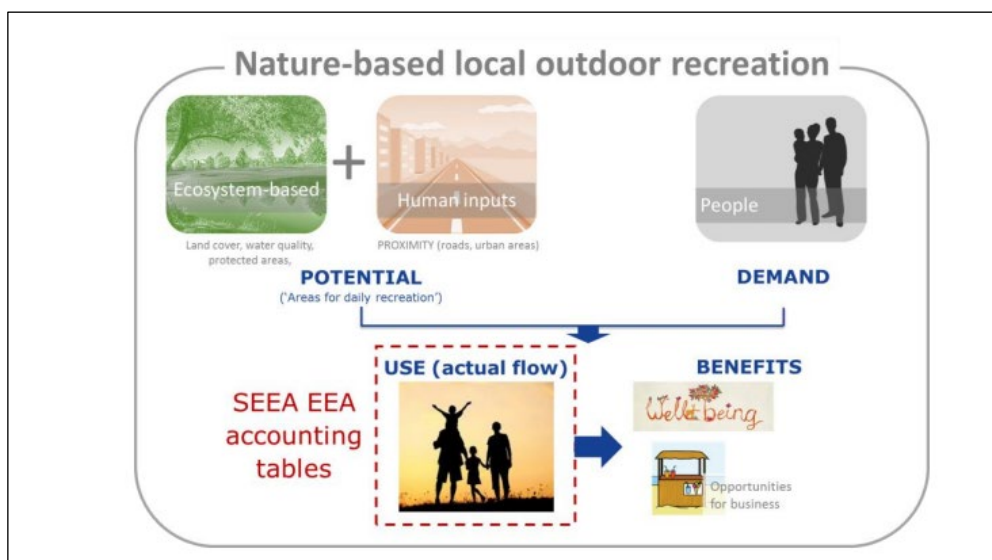
Rekreasjonsrelaterte tjenester er økosystemets bidrag, særlig gjennom økosystemenes biofysiske egenskaper og kvaliteter, som gjør det mulig for mennesker å bruke og nyte miljøet gjennom direkte, stedlig, fysisk og opplevelsesmessig interaksjon med miljøet. Dette omfatter tjenester til både lokale og ikke-lokale (dvs. besøkende, inkludert turister). Rekreasjonsrelaterte tjenester kan også leveres til de som driver med fritidsfiske og jakt. Dette er en endelig økosystemtjeneste.

6.1.1 Friluftsliv i og nær byer

Data om faktisk bruk av naturområder er de beste indikatorene for flyt av friluftslivstjenester koblet til data om naturområdenes kvaliteter, inkl. graden av tilgjengelighet. Disse dataene er imidlertid i mange tilfeller mangelfulle. Friluftsliv er en opplevelsesøkosystemtjeneste som det er utviklet og testet modeller for i flere land og forskjellige proksis har blitt brukt for å modellere økosystemtjenesteflyten.

Nærfriluftsliv model i INCA-tool

JRC har i KIP INCA-prosjektet utviklet 'nærfriluftslivsregnskap' som estimerer verdien av økosystemer med høyt rekreasjonspotensial for daglig rekreasjon (Vallecillo m.fl. 2018). Modeller bruker indikatorer som fanger opp et bredt spekter av aktiviteter, alt fra å gå, jogge eller løpe i det nærmeste grønne byområde eller ved elven/innsjøen/sjøkysten, sykkelturet i naturen etter jobb, ta en piknik, observere flora og fauna og nyte det vakre landskapet, og et utall andre muligheter. Samfunnet drar nytte av denne tjenesten i form av økt livskvalitet, noe som er påvist i en rekke studier (Bowler et al., 2010) (Vallecillo m.fl. 2018). Økosystemtjenestemodellen er en tilpasset versjon av den implementert i ESTIMAP (Paracchini m.fl. 2014, Zulian m.fl. 2018). Modellen av økosystemtjenesteflyten baser seg på forhold mellom kvalitetene på natur- eller grønnområder, deres tilgjengelighet og en estimat av antall brukere. Den trenger data om de ulike komponenter, dvs. tjenestepotensial, tjenesteetterspørsel og det romlige forholdet mellom dem (Vallecillo m.fl. 2018, Fig. 6.1).



Figur 6.1. Skjema over komponentene som er nødvendige for regnskapsføring av tjenesten knyttet til friluftsliv. Kilde: Fig. 3.1 i Vallecillo m.fl. 2018.

Nærfriluftslivsmodeller testet i Norge

Flere studier har utviklet og testet forskjellige typer data som beskriver natur- eller grønntområdenes kvaliteter, inklusive indikatorer på tilgjengelighet og grad av tillrettelegging. Stange og Rusch (2021) beskriver fire studier som gir eksempler på arbeid som har modellert samfunnsøkonomien av naturbasert rekreasjon/nærfriluftsliv i urbane omgivelser:

- (i) Soy Massoni et al. (2018) kartla og vurderte naturbaserte friluftsmuligheter i Oslo med fokus på en typologi av urbane grøntområder og aktiviteter, og preferanser knyttet til dem.
- (ii) Suárez et al. (2020) brukte en lokalt tilpasset versjon av rekreasjonsmodulen i ESTIMAP (Zulian m.fl. 2018). Det potensielle tilbudet av naturbaserte rekreasjonsaktiviteter ble basert på fire økosystemattributter: grad av uberørthet, trettetthet, nærhet til innsjøer og fjord, og størrelsen på sammenhengende skog. De definerte kapasitet som områder med høyt rekreasjonspotensial, krysset med avstand fra boligområder i estimert gangtid. Den potensielle etterspørselen var basert på andelen av befolkningen som bor innenfor to avstandsbufferer fra områdene: 10 og 30 minutters gangavstand.
- (iii) Cimburova og Barton (2021) testet Miljødirektoratets veiledningen for kartlegging og verdsetting av friluftsområder (Miljødirektoratet 2013).
- (iv) Venter m.fl. (2020,2021,2023) kvantifiserte bruk med data fra fritidsappen Strava (se seksjon under).

Fysiske indikatorer på friluftsliv (bruk)

Den beste estimat av bruken av friluftstjenesten er ved å kvantifisere antall personer som bruker friluftsområder til daglig rekreasjon (Vallecillo m.fl. 2018), men man har ofte brukt andre indikatorer for å måle graden av bruk av rekreasjonsområder som f.eks. antall kartlagde stier, og noe som kan overvåkes over tid for å vise mønstre og trenden i bruksintensiteten. Barton m.fl. (2019) sammenstiller alternative metoder for kvantifisering og verdsetting av friluftslivsbruk for SEEA EA.

I Norge brukte Venter m.fl. (2020) GPS-data fra fritidsappen Strava til å kvantifisere endringer i fritidsaktivitet under covid-19-pandemien. Selv om dette ikke var eksplisitt knyttet til økosystemregnskap, kan de samme metodene brukes til å gjøre rede for rekreasjonstjenestene som urbane økosystemer leverer over tid. Andre crowdsourcede data kan omfatte sosiale medier fra plattformer som Flickr eller andre treningsapplikasjoner (Lawu et al. 2021). Disse er for eksempel implementert i økosystemtjenestemodellen i verktøyet InVEST (Mouttaki et al 2021). Alternativer til mobilitetsdata inkluderer undersøkelsesbaserte tilnærminger som deltakende GIS (Barros et al 2021, se under). Dataene som brukes til fysisk kvantifisering, brukes ofte sammen med økonomiske og ikke-økonomiske verdsettingsmetoder som er beskrevet nedenfor.

Verdsetting

I tillegg til biofysisk og monetær (økonomisk) verdsetting av økosystemtjenester, har det sosio-opplevelses- og kunnskapstjenester verdsetting fått økt interesse det siste tiåret. Selv om sosio-opplevelses- og kunnskapstjenester verdsettingsmetoder kan brukes på alle de tre økosystemtjenestetypene (forsynings-, regulerende- og opplevelses (opplevelses- og kunnskapstjenester) tjenester), har det vist seg at de er spesielt nyttige for å verdsette opplevelses økosystemtjenester (Brown & Fagerholm 2015). På grunn av forbedret informasjonsteknologi, *cloud computing* og økende mengde og kvalitet på tilgjengelige geografiske data, er deltakende kartlegging (participatory GIS - PGIS) en ofte brukt metode for å vurdere den sosioopplevelses- og kunnskaps-tjenester verdien av ES. PGIS omsetter interessentenes verdier, kunnskap og oppfatninger til eksplisitte romlige data (Burkhard & Maes (red.), 2017). For ulike økosystemtjenester er det påvist sammenhenger mellom oppfattede verdier og fysiske landskapskarakteristika (f.eks. areal-dekke, skogstruktur) (f.eks. Brown et al., 2015 for norske forhold), og dette er konseptualisert som "verdi-overføring" (*value transfer*). En mye brukt applikasjon for å kartlegge sosioøkoslogiske verdier er SolVES-rammeverket, som bruker fysiske landskapsdata til å oppskalere og ekstrapolere deltakende kartleggingsdata til større områder (Sherhouse et al., 2014; Benson et al., 2022). Verdioverføringsprosessen er imidlertid avhengig av høyoppløselige data om

arealbruk/arealdekke, økosystemenes struktur og kvaliteter og kan forbedres med detaljerte landskapsklassifiseringskart (Brown et al., 2015). Et pågående prosjekt på NINA utvikler en nettbasert applikasjon som kombinerer deltakende kartlegging av økosystemtjenester med den romlige Delphi-metoden. Denne metoden fører til konsensusbasert, samfunnsøkonomisk verdsetting av økosystemtjenester ved hjelp av "folkevisdom". Samfunnsøkonomiske verdsettingsmetoder er imidlertid i betydelig mindre grad integrert i landskapsplanlegging og beslutningsprosesser (Brown & Fagerholm, 2015; Brown et al., 2020). Det pågående Horisont Europa-prosjektet "WENDY" ved NINA etablerer et planleggingsverktøy for vindkraftutbygging som inkluderer økosystemtjenestekart basert på sosioøkonomiske verdier.

I en SEEA EA-sammenheng kan slike PPGIS-data være nyttige ikke bare for å forstå preferanser for estetikk, rekreasjon og andre opplevelses- og kunnskapstjenester, men også for å fastslå lokaliseringen av enkelte forsyningstjenester, for eksempel andre skogsprodukter enn tømmer (bær, sopp), samt (United Nations 2021). Fordi SEE EA ikke har fokusert på ikke-bruk, og fordi disse modellene produserer indekstall som resultater og det er utfordrende å bruke dem på nasjonal skala, er det ikke vanlig å ta i bruk PPGIS i SEEA EA på dette stadiet. Derimot, er denne tilnærmingen spesielt relevant for regnskap for økosystemtjenester på lokalt nivå, for bruk til kommuneplaner og konsekvensutredninger etter PBL eller på arealkrevende utbyggingsprosjekter i energi- og transport sektoren.

Monetære verdsettingsmetoder for naturbaserte opplevelses- og turismetjenester

Den vanligste økonomiske verdsettingsmetoden er kanskje reisekostnadsmetoden (travel-cost-method - TCM; Phaneuf og Smith 2005). Denne metoden tar utgangspunkt i at tids- og reisekostnadene som folk pådrar seg for å besøke et område, representerer "prisen" for tilgang til området. Den er spesielt nyttig for å verdsette offentlige goder eller ikke-markedsbaserte rekreasjonstjenester som strandbesøk eller bruk av nasjonalparker. En annen vanlig metode er betinget verdsettingsmetode (contingent-valuation-method - CVM; Carson og Hanemann 2005). Denne metoden går ut på å spørre enkeltpersoner om deres betalingsvillighet (willingness-to-pay) for spesifikke miljøtjenester eller deres vilje til å akseptere (willingness-to-accept - WTA) kompensasjon for tap av disse tjenestene. Denne preferansemetoden fanger opp både ikke-bruksverdier og bruksverdier.

En annen ikke-markedsbaserte verdsettingsmetoder brukt for monetærverdsetting av rekreasjons/opplevelses-tjenester er nytteoverføringsmodell (value-transfer) (Johnston og Rosenberger 2010). Nytteoverføring brukes til å estimere økonomiske verdier for økosystemtjenester ved å overføre eksisterende nytteestimer fra studier som allerede er gjennomført på ett sted, til et annet, lignende sted. Et annet eksempel er tidsbruk og alternativkostnader (Bockstael og Strang 1987). Verdien av tid brukt på rekreasjon kan kvantifiseres ved å ta hensyn til alternativkostnaden for denne tiden. Hvis en person for eksempel velger å bruke en dag på fotturer i stedet for å jobbe, kan den økonomiske verdien av denne tiden beregnes ut fra lønnen.

6.1.2 Jakt

Som vi beskriver i seksjon 5.3.2.5 har vi i Norge har vi lange tradisjoner for jakt og fangst (høsting) på villlevende fugler og pattedyr ('vilt'). I dag, utøves jakt og fangst i hovedsak utelukkende for rekreasjon. De biofysiske data om jakt i Norge beskrives i samme seksjon.

6.1.3 Laksefiske

Fritidsfiskere kan betale svært høye summer for fiskerettigheter, og som et eksempel gikk den høyeste summen under auksjonen til TV-aksjonen 2023 til et to-dagers fiskekort i Altaelva (TV-aksjonen: Altalaks smadret Haaland – NRK Troms og Finnmark). Denne betalingsviljen indikerer at det ikke kun er tilgangen på laksens kjøtt fiskere er opptatt av. Fiskere verdsetter også opplevelsen rundt fisket svært høyt. Denne verdien kan ikke fullt ut måles i pengesummen som fiskere legger igjen i fisket (Liu et al. 2019). Studien av betalingsvillighet har lange tradisjoner i Norge (se f.eks. Navrud 1988). I tillegg til naturopplevelsen under selve fisket, er det flere sider knyttet til naturbasert rekreasjon som kan ha positiv innvirkning på menneskers helse- og livskvalitet også i ettertid. Studier har vist at rekreasjon, fritidsfiske og andre naturopplevelser

kan gi både psykiske og fysiologiske helsegevinster for den enkelte. For eksempel har det blitt vist at fritidsfiske kan bidra til avkobling og redusert stress, økt selvtillit, mindre fare for depresjon og bedre fysisk helse (Parkkila et al. 2010). Dette kan gi økt livskvalitet og produktivitet i arbeidslivet også resten av året, noe som vanskelig lar seg måle kvantitativt (NOU, 1999:9).

I tillegg til de personlige gevinstene har fritidsfiske også positive sosiale ringvirkninger for samfunnet. Laksefiske er en integrert del av den norske kulturen, særlig i lokalsamfunnene eller enkelte sosiale grupper. Gjennom felles fiskeinteresse kan villaksen være utgangspunkt for en viktig del av det opplevelsese- og kunnskapstjenester og sosiale livet som gir folk mening, for eksempel gjennom fiskeforeninger eller under felles markeringer som åpning av fiskesesongen og liknende (Parkkila et al. 2010). En god illustrasjon på den store opplevelsese- og kunnskapstjenester betydningen av fiske etter villaks er den 24 timers direkte tv-sendingen av åpningen av laksesesongen som NRK viste i 2012.

Fritidsfiskerne spiller også en viktig rolle knyttet til naturforvaltning og vern av naturressurser. De er ambassadører og lobbyister for bevaring av natur og rekreasjonsområder både som privatpersoner og gjennom interesseorganisasjoner. Videre betaler laksefiskere også en statlig fiskeravgift (i tillegg til fiskekort) og disse inntektene går til Statens fiskesfond. Pengene i Statens fiskesfond skal brukes til forvaltning og tiltak for bestander av laks, sjørørret og sjørøye, og en stor del blir overført til Fylkesmennene til lokale fiskeformål. Rundt 70 000 fiskere har betalt fiskeravgift de siste årene (se Tabell for årene 2015-2022 fra Miljødirektoratet). Dermed kan fritidsfiske etter villaks også sies å ha en viktig samfunnsøkonomisk verdi knyttet til verdien av forvalte/ta hånd om naturen (Parkkila et al. 2010).

Avgiftstype	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Enkeltperson	48 511	50 649	53 540	50 176	50 585	51 256	44 525	46 461
Familie	7 365	8 019	7 660	7 209	7 061	8 167	6 949	6 310
Sjø, før 1. juli	534	545	614	697	718	790	409	347
Sjø, etter 1. juli	362	385	404	351	420	460	230	199
Sum	56 772	59 598	62 218	58 433	58 784	60 673	52 113	53 317
Ant. fiskere	68 247	71 979	74 382	69 881	70 661	74 606	64 621	63 829
Ant. fiskere per familiekort	2,558	2,544	2,588	2,588	2,682	2,706	2,800	2,666

Det er også andre naturopplevelser knyttet til villaks enn selve fisket, for eksempel det å se laksen hoppe i fosser (inklusive lakseobservatorier). En slik bruksverdi av villaksen vil i hovedsak ha de samme rekreasjonsverdiene knyttet til seg som det som er beskrevet for fritidsfiske. Det er også vanlig innenfor ØT-tilnærmingen å snakke om opsjonsverdi, som er at personer som i dag ikke bruker villaks som ressurs forbeholder seg retten til å kunne begynne å gjøre dette i framtiden (Parkkila et al. 2010).

6.1.4 Bær- og sopplukking

I Norge gir allemannsretten alle tilgang til å plukke bær og sopp i utmark, i utgangspunktet uten begrensninger, men med noen unntak. I Nord-Norge kan multeplukking være begrenset men andre typer bær, som blåbær, tyttebær, krekling og villbringebær, kan plukkes over hele landet.

Det finnes ikke i dag kart over områder som tilbyr muligheter for bær- og sopplukking. Det vil være mulig å avlede romlige data gjennom en finere geografisk avgrensning av skogstyper. F.eks. definerer Natur i Norge (NiN) typologien klassen T4-C-1 Blåbærskog. Denne klassen karakteriseres av oftest skyggefulle skoger sterkt preget av blåbærdominans, og at arealmessig

viktigst er granskog med sparsomme innslag av boreale løvtrær (Artsdatabanken⁶⁷). Videre blir NiN type T4-C-5 bærlyngskog karakterisert som skyggefulle til halvåpne skoger med bærlyngdominans (Artsdatabanken⁶⁸).

For nasjonale regnskaper vil det være nødvendig å kartlegge skogsområder med disse egenskapene. Dette kan gjøres ved å utvikle kalibrerte fjernmålingsindikatorer for å avgrense disse typene. Lignende metoder vil kunne brukes for å identifisere myrområder med forekomst av molte.

Som nevnt ovenfor i avsnitt 7.1.1 "sosioøkonomisk verdsetting" vil PGIS-metoder være egnet til å kartlegge andre produkter enn tømmer (non-timber forest products), inkludert fritidsaktiviteter knyttet til dem. Metoden er velegnet for lokal bruk av økosystemtjenesteregnskap, som kommunale planer og konsekvensutredninger, men mindre egnet for regnskap på nasjonalt nivå.

6.2 Visuelle opplevelsestjenester

Vi beskriver og sammenstiller studier som har hatt som mål å vurdere/kartlegge visuelle opplevelsestjenester i forskjellige sammenheng i Norge. Vi løfter fram spesielt dem studier som har utviklet/brukt metoder for romlig kartlegging og representasjon av visuelle opplevelsestjenester. Oversittet er ikke heldekkende. F. eks. vi går ikke igjennom litteraturen om visuelle og opplevelsestjenester knyttet til kulturlandskap, men de metoder for å vurdere landskapsestetikk, og andre opplevelsestjenester som kan representeres i et geografisk system (f. eks. se Figur 6.1 indikatorer av landskapsestetikk, samt, PGIS tilnærminger) vil være relevante for å vurdere disse økosystemtjenester i kulturlandskap.

6.2.1 Villmark

Den individuelle og opplevelses- og kunnskapstjenester evalueringen av landskapets visuelle kvalitet er et resultat av både landskapets fysiske egenskaper og den mentale oppfattelsesprosessen (Zube, 1982). En rekke studier har vurdert denne dualiteten i landskapets estetiske kvalitet for å modellere økosystemtjenester knyttet til landskapsestetikk ved hjelp av en kombinasjon av fotoundersøkelser og eksplisitte data (Schirpke et al., 2013; Roth et al., 2018). Førstnevnte brukes til å få en vurdering av landskapskvaliteten som representerer folks oppfatning. Sistnevnte danner grunnlaget for å beregne landskapsmålinger. I geografiske informasjonssystemer (GIS) kan man etablere statistiske sammenhenger mellom perseptuell evaluering og landskapsmålinger eller landskapselementer (f.eks. Tveit, 2009; Kerebel et al., 2019). Basert på disse relasjonene er det utviklet en lang rekke romlige eksplisitte indikatorer for visuell landskapskvalitet (Ode et al., 2008). De fleste av disse eksplisitte indikatorene er knyttet til landskapets naturlighet, kompleksitet, fraktalitet eller mangfold (f.eks.). I tillegg brukes tilstedeværelsen av visse landskapselementer, som åpen skog, moderat topografi eller vannforekomster, til å beregne visuelle kvalitetsindekser. I nyere tid har høyoppløselige LiDAR-data blitt brukt til å beregne 3D-landskapsmålinger (Vukomanovic et al., 2018). Digitale høydemodeller, basert på LiDAR med høy oppløsning, kart over arealbruk og arealdekke og detaljerte kart over landskapselementer er en forutsetning for disse modellene (Roth et al., 2018).

6.2.2 Visuelle opplevelsestjenester i byer

Utsikt til grønt har en dokumentert restitusjons- og rekreasjonsverdi (Barton m.fl. 2019) Kvantifisering av opplevelsestjenester ift. blågrønn infrastruktur kan beregnes med synlighetsmodellering («Viewshed»). I sin enkleste anvendelse beregnes dettes som 'arc degrees' eller prosentandel av et 360-graders utsiktsrom med åpen utsikt og/eller som inneholder interessante kvaliteter, for eksempel utsikt til vegetasjon. Jo lenger unna et interessant landskapsattributt befinner seg i siktlinjen, desto lavere prosentandel av utsiktsfeltet vil det oppta. Synlighet er dermed et kombinert mål på avstanden til og hvor stor del av

⁶⁷ <https://artsdatabanken.no/NIN2.0/T4-C-1>

⁶⁸ <https://artsdatabanken.no/Pages/237825>

attraksjonen som er "synlig". Informasjon om mottakerens stedsvalg (og egenskaper) ligger implisitt i beregningen, noe som gjør det vanskelig å skille mellom rekreasjonstjenester og -nytte. En mulig tilnærming til modellering av et "mottakernøytralt" utsiktsmål kan være å beregne offentlig synlighet av landskapselementer som er kjent for å være viktige for rekreasjon. Dette er relevant i bysammenheng, der vegetasjon og vann kan befinne seg på privat grunn og være skjult for allmennheten. Her kan en synlighetsanalyse beregne hvor stor andel av blågrønn struktur-element som er privat/offentlig synlig – f.eks. bytrekroner - uten å spesifisere noe mer om bruker-egenskaper (dette er imidlertid svært beregningskrevende å gjøre for alle objekter av interesse i et regnskapsområde). En GIS-basert modellering av synlige objekter skiller seg fra opplevd utsikt (hvilke kvaliteter som oppleves subjektivt). Cimburova og Blumentrath (2022), Cimburova m.fl. (2023) beregner og kartlegger både synlighet av individuelle trær, og potensiell eksponering til trekroner for Oslo's byggesone. For å beregne faktisk eksponering - «bruk» av synlighet - trengs det i tillegg detaljerte mobilitetskart. Felles for alle synlighetsberegninger som opplevelsestjeneste er deres «hyperlokalitet» ift. brukerperspektiv, noe som gjør dem til kanskje den mest datakrevende økosystemtjenesten å modellere romlig over et større regnskapsområde.

6.2.3 Visuelle tjenester knyttet til ferskvann - elver og bekker

Landskapsopplevelse og estetikk utgjør en betydningsfull, men også tverrgående dimensjon da det estetiske uttrykket til elvelandskap ofte er viktig for ulike grupper, som fiskere, padlere, ba-deentusiaster og andre som søker rekreasjon. Disse aktivitetene er integrerte deler av den totale naturopplevelsen (⁶⁹Hetherington m.fl., 1993; Skår m.fl., 2017; Skår & Köhler, 2019; Whittaker & Shelby, 2017). Landskapsestetikk spiller også en viktig rolle for lokalbefolkningen generelt og har en betydelig innvirkning på deres stedstilhørighet (Verbrugge m.fl., 2019; Gundersen m.fl., 2021). Mange av Norges elver fungerer også som reisemål for turister, som verdsetter elvenes estetiske kvaliteter.

Den største påvirkningen på norske elver stammer fra hydrologiske endringer grunnet vannkraftproduksjon (Vannstatistikk (vann-nett.no)). Landskapsopplevelse og -estetikk har blitt vektlagt i retningslinjer og lovverk (NVE, 2013), men dette blir ikke nødvendigvis ivaretatt på samme nivå som for eksempel fiskeinteresser i utviklings- og revisjonsprosesser for regulerte elver (Köhler m.fl., 2019).

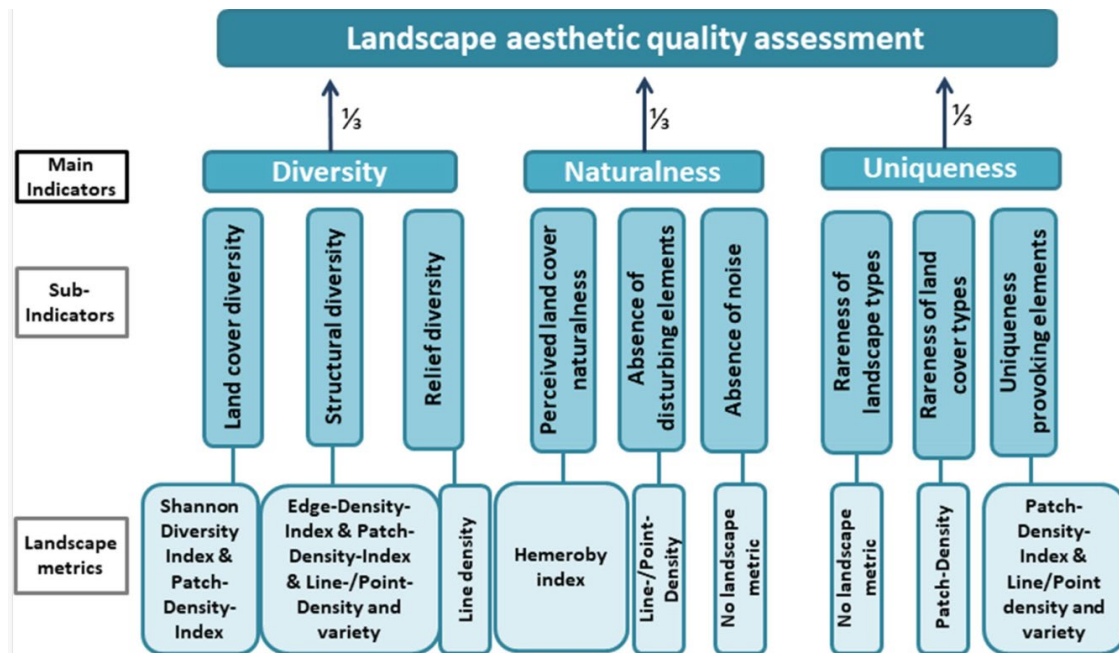
Regulering av vassdrag etterlater tydelige avtrykk i naturen, enten ved å redusere eller til og med fjerne vannføringen i vassdraget, eller ved å introdusere dammer, anleggsveier, kraftstasjoner og –linjer som endrer landskapet betydelig. Arealbruken rundt vassdraget spiller også en stor rolle i påvirkningen av vassdragsnaturen. Anlegg av veier langs vassdrag fører ofte til tap av vegetasjon langs kantene. Fossefall, vann og vassdrag utgjør en essensiell del av opplevelsen av norsk natur (Miljødirektoratet 2023). Når landskapet endres på grunn av vannkraftverk eller kraftledninger, reduseres ofte naturopplevelsen, noe som også påvirker utøvelsen av friluftsliv.

På grunn av denne påvirkningen av vassdragene har det vært fokus på å utvikle og bruke metoder for å vurdere avbøtende tiltak og optimerte løsninger for både vannkraftproduksjon og de andre bruksinteressene der landskapsopplevelse spiller en viktig rolle. I ECOMANAGE prosjektet i det nasjonale forskningssenteret CEDREN er synlighet av vannføringsendringer på elve-morfologi blitt modellert som økosystemtjeneste i tiltaksvurderinger av elverestaurering (Barton m.fl. 2020). Metoden for å vurdere de visuelle preferansene til lokalbefolkningen og turister i forhold til miljøtiltak i regulerte elver ble videreutviklet i forskningssenteret HydroCen og er detaljert beskrevet i Junker-Köhler & Sundt (2021). Denne metoden ble også brukt i HYDROCENS tverrfaglig case studie i Neaelva (Sundt-Hansen et al. 2021). Skår og Köhler (2018) har samlet de ulike eksisterende metodene for kunnskapsutvikling om rekreasjonsinteresser, estetikk og landskapsopplevelse i og langs vannkraftregulerte elver gjennom en litteraturgjennomgang av internasjonale studier.

⁶⁹ <https://vann-nett.no/innsyn-klient/chart/pressureAggregateRW?regionid=all>

Den mest utbredte metoden for å undersøke estetisk kvalitet i elver er spørreundersøkelser med bruk av fotoer eller fotoscenarier (Mosley, 1989, Brown and Daniel, 1991, Gregory and Davis, 1993, Yamashita, 2002, Meitner, 2004, Junker and Buchecker, 2008, Cottet et al., 2013, Zhao et al., 2013, Westling et al., 2014; Junker Köhler & Sundt (2021).

En GIS-basert metode for å vurdere estetisk kvalitet av elver som leveranse av opplevelsestjenester er utviklet i det tyske RESI prosjektet og har munnet ut i CAESaR indikatorrammeverket for vurderingen av estetisk kvalitet (Thiele et al. 2019; Thiele et al. 2020).



Figur 6.2: Indikatorer til landskapsestetisk kvalitetsvurdering (etter Hermes et al. (2018); Thiele et al. (2019))

Det er datagrunnlag i Norge for å bruke denne metoden, Den er anvendbart for hele landskapet (Hermes et al. 2018; Thiele et al. 2019) og kan begrenses for elverom ved bruk av NVEs datasett for elver⁷⁰:

Beregning av estetisk kvalitet kan gjennomføres basert på følgende datasett: CORINE land cover⁷¹ og data med høyere oppløsning fra⁷²

Data for linære, punktuelle og små romlige strukturer fra nasjonale topografiske kart⁷³ og Digital høydemodell⁷⁴.

Det finnes ingen forhåndsregnete landskapsmål som Shannon-diversitetsindeks osv. som er publisert på Geonorge eller en offentlig dataplattform. Men de er enkle å beregne ved hjelp av GIS-programvare basert på landdekke-, topografi- og høydedata.

6.2.4 Visuelle tjenester knyttet til innsjøer

De rundt 450 000 registrerte innsjøer dekker 18588 km² (SSB 2023⁷⁵- tilsvarende rundt 5 % av landets areal. Som for elver er vannkraftproduksjon den sterkeste påvirkningstype på innsjøer

⁷⁰ https://gis3.nve.no/metadata/produktark/Produktark_elvis_elvenett.pdf

⁷¹ <https://land.copernicus.eu/en/products/corine-land-cover>

⁷² <https://esa-worldcover.org/en>; <https://www.nibio.no/tema/jord/arealressurser/arealressurskart-ar5>

⁷³ <https://kartkatalog.geonorge.no>

⁷⁴ <https://hoydedata.no/LaserInnsyn2/>

⁷⁵ [Fakta om landskap i Norge - Statistisk sentralbyrå \(ssb.no\)](https://statistikksentralbyra.no)

gjennom bygging av dammer, barrierer og sluser, og hydrologiske endringer, jf. Vannstatistikk (vann-nett.no).

Det finnes ingen data for visuell opplevelsesverdi av innsjøer i Norge ennå. Generelt er den visuelle opplevelsestjenesten (scenic beauty) ofte vurdert høyest i forhold til alle andre økosystemtjenester (Hossu et al. 2019; Reynaud and Lanzanova (2017); La Rosa et al. (2016)). I planleggingskonteksten kan opplevelses- og kunnskapstjenester opplevelses- og kunnskapstjenester formelt representeres av kvantitative indikatorer som beskriver for eksempel estetisk kvalitet av landskap på en bredere romlig skala (f.eks. landskapsmetriker, Carvalho Ribeiro et al., 2019). Imidlertid er slike indikatorer vanligvis begrenset i evnen til å representere faktisk bruk av opplevelses- og kunnskapstjenester opplevelses- og kunnskapstjenester. Dette krever tilleggsinformasjon om medierende faktorer for menneskelig bruk, sosiale preferanser og oppfatninger (Bryce et al., 2016; Flotemersch and Aho, 2021; Olander et al., 2018; Wolff et al., 2015). Faktisk anerkjennes menneskers oppfatninger og opplevelser i landskapsplanlegging (Carvalho Ribeiro et al., 2019) og kan komplettere tilnærminger som kvantitativt vurderer visuell landskapskvalitet (Wartmann et al., 2021).

Studier som undersøker estetisk kvalitet av innsjøer uten vannkraftproduksjon, finner som relevante indikatorer relatert til visuell økologi (f.eks. farge og grad av klarhet av vannet) og funksjonell morfologi som måling av trofisk status (f.eks. prosentandelen av vannhyasint og prosentandelen av debris) (Tallar and Suen 2017). Siden påvirkningen av vannkraftproduksjon på innsjøer er så sterk, burde vurderinger også inkludere indikatorer som vannstand, fluktuasjon av vannstand og synlige erosjonssoner (Sargentis et al. 2005)

6.3 Tjenester knyttet til utdanning, vitenskap og forskning

Utdannings-, vitenskaps- og forskningstjenester er de økosystembidragene, særlig gjennom økosystemenes biofysiske egenskaper og kvaliteter, som gjør det mulig for mennesker å bruke miljøet gjennom intellektuell interaksjon med miljøet. Dette er en endelig økosystemtjeneste.

Vi presenterer her eksemplet med villaks for å vise hvordan tjenester knyttet til utdanning, vitenskap og forskning har blitt definert i Norge. Disse indikatorene må videreutvikles, og spesielt knytte studier til spesifikke geografiske områder og deres særtrekk som indikerer deres tilstand og verdi som studieformål. Generelt sett er økosystemer som i liten grad er påvirket av menneskelig aktivitet kilder til kunnskap om hvordan naturen fungerer, og gir informasjon om hva som kjennetegner uforstyrrede økosystemtilstander.

Eksempel villaks

Fordi villaks er så viktig i det norske samfunnet foregår det også mye forskning på laks. Lakseforskningen i Norge ble etablert i 1912 og i dag er norske forskere i verdensklasse innen forskning på anadrome laksefisk (Norges forskningsråd 2011). Mye av lakseforskningen har et anvendt fokus knyttet til forvaltning av villaksen, for eksempel effekter av vassdragsreguleringer og fysiske inngrep i elvene, bærekraftige laksebestander for fiske, effekter av rømt oppdrettslaks og liknende. I tillegg til den mer anvendte forskningen er det også mye grunnforskning på villaks, og resultatene som kommer fra forskning på villaks gir økt innsikt i generelle biologiske og økologiske prosesser som er relevant for flere arter. Fordi laks er en av de fiskeartene vi har mest kunnskap om brukes laks ofte som modellorganisme for studier av mer generell karakter.

Et bilde på omfanget av lakseforskning i Norge vises av et søk i den vitenskapelige litteraturobasen Google Scholar (foretatt 9. november 2023). Dette ga over 217 000 treff på artikler som omhandler laks (søkeord «Atlantic salmon *Salmo salar*»), mens torsk (Atlantic cod *Gadus morhua*) ga 65 700 treff og sild (Atlantic herring *Clupea harengus*) ga 37 200 treff.

Miljødirektoratet er den viktigste oppdragsgiveren for overvåking og utredningsarbeid på villaks, og gir også støtte til forskningsprosjekter. Andre institusjoner som bidrar med finansiering til lakseforskning, er for eksempel andre statlige institusjoner (NVE og Fiskeridirektoratet), kraftindustrien og havbruksnæringa (NOU, 1999:9). Norges forskningsråd hadde villaks som

tema for forskningsprogrammet MILJØ2015, og har hatt flerårige kunnskapsplattformer om interaksjoner mellom rømt oppdrettslaks og villaks og om lakselus. I disse dager avsluttes et fire-årig NFR-prosjekt om laks i havet.

Det er mange institusjoner som forsker på villaks, for eksempel NINA, Havforskningsinstituttet, Veterinærinstituttet, NORCE-LFI, NIVA, regionale forskningsinstitutter, naturhistoriske museer, universiteter og høyskoler. Gjennom alle disse oppdragsgiverne og forskningsinstitusjonene er det mange personer som har sitt yrke knyttet til den kunnskapsproduksjonen vi får fra laks. Villaks er også inkludert i utdanning, blant annet er det publisert mer enn 200 PhD-avhandlinger i Norge der laks er nevnt og omtrent like mange master- og hovedfagsoppgaver (BIBSYS søkemotor for bibliotekene, søkeord «Atlantic salmon»; søkeresultatet omfatter både oppdrettslaks og villaks). Det skrives også årlig flere bøker om laks i Norge. I 2012 ble det registrert over 200 norske bøker om laks i Nasjonalbibliotekets søkebase (Biblioteksøk, <http://www.nb.no/bibsok/start.jsf>).

6.4 Åndelige, kunstneriske og symbolske tjenester

Åndelige, kunstneriske og symbolske tjenester er økosystemenes bidrag, særlig gjennom økosystemenes biofysiske egenskaper og kvaliteter, som anerkjennes av mennesker på grunn av deres kulturelle, historiske, estetiske, hellige eller religiøse betydning. Disse tjenestene kan underbygge folks kulturelle identitet og kan inspirere folk til å uttrykke seg gjennom ulike kunstneriske medier. Dette er en endelig økosystemtjeneste.

Vi bruker villaks som et eksempel av denne tjenesten for å belyse kompleksiteten i å beskrive den, samt å gi den en geografisk tilknytning og en verdi. Lignende forbindelser mellom mennesker og natur i Norge kan man finne for andre arter, som villrein og villreinområder. Den kulturelle og historiske betydning av kulturlandskap og praksis knyttet til høsting av fôr og annet materiale fra naturen skal fanges opp under denne økosystemtjenestekategorien.

Åndelige, kunstneriske og symbolske tjenester knyttet til villaks.

Alle forsyningstjenestene som villaksen gir er også nært forbundet med flere kategorier av opplevelses- og kunnskapstjenester. Det er langt flere mennesker enn de som selv driver med laksefiske som anser villaksen som en vesentlig del av vår norske kulturarv og et symbol på urørt natur og tradisjonell ressursutnyttelse. Slike verdier har stor betydning for menneskers livskvalitet.

Laksen har en betydning gjennom norgeshistorien kan i dag fortsatt sees i både gammel kunst, som helleristninger, og i stedsnavn. Laksen er også omtalt i det første lovverket. I Gulatingsloven fra ca. år 1200 heter det «Ganga skal Gudsgåva til fjells som til fjæra um ganga ho vil». Dette viser til at man allerede den gangen var opptatt av laksen skulle få vandre fritt opp i elvene slik at også de som bodde høyere opp fikk tilgang til lakseressursen, som ble ansett som en «guds gave» (Aas et al. 2010). Den offentlige utredningen fra 1999 illustrerer hvordan laks er objekt både i helleristninger og malerkunst, og er fremhevet i alt fra eventyr, sagn, religion og diktning, til stedsnavn og språk (NOU, 1999:9). Her nevnes også eksempler på håndverkstradisjoner knytta til villaks, som konstruksjon av fangstinnretninger, fiskefluer og -sluker, båter og bygninger, og at det hvert år utgis en rekke bøker om laks og laksefiske i Norge. Det er også flere steder som har laks i sitt kommune- eller byvåpen (f.eks. Grane, Nordreisa, Kvalsund og Mandal). Alle slike eksempler viser at villaksen er et sterkt symbol i vår kultur. For enkelte grupper, for eksempel sjøsamere og samene langs Tanadalen, er villaks særlig viktig for kultur og bosetting.

Norsk laks er også en merkevare og den norske villaksen markedsføres både i Norge og internasjonalt overfor sportsfiskere og turister. Blant annet har regjeringen uttalt at de ønsker å markedsføre laksefisketurisme som en del av strategien «Grønt reiseliv». Villaksens symbolverdi og urørt norsk vassdrags- og kystnatur er også en viktig faktor for markedsføringen av oppdrettslaks.

6.5 Opplevelsestjenester fra kyst- og havøkosystemer

Kysten og havet bidrar med en rekke opplevelses- og kunnskapstjenester. Disse inkluderer, for eksempel: friluftsliv og rekreasjon (f.eks., bading, båtturer, kajakkpadling, dykking, surfing, jakt og fiske), naturopplevelser og estetikk, kystkultur/historiske verdier, læring om marine miljø, åndelige verdier, i tillegg til at disse områdene er viktige for stedstilhørighet (f.eks. Engen m.fl. 2020, Sundsvold og Armstrong 2019, Van Putten m.fl. 2018). Omtrent 80 prosent av Norges befolkning bor mindre enn 10 km fra kysten (Miljøstatus 2022)⁷⁶. Det sier litt om betydningen av disse områdene. Under lister vi noen utvalgte norske arbeider som kan være relevante i en naturregnskapskontekst:

- I Kystbarometeret er en indikator for stedstilhørighet under utvikling. I denne indikatoren inngår trolig verdifulle friluftslivsområder, endring i inngrepsfri natur og verneområder. Kystbarometeret har også gjennomført en landsdelsomfattende deltakende kartleggingsundersøkelse («participation GIS») hvor en representativ andel av lokalbefolkningen i nordnorske kystkommuner har kartlagt viktige områder og hvorfor de er viktige (for eksempel knyttet lokal kultur/identitet, rekreasjon, jakt, fiske og høsting, uforstyrret natur og estetikk).
- Kystbarometeret utvikler også en indikator på turisme i nordnorske kystkommuner. Denne indikatoren vil trolig basere seg på på overnattingstatistikk/gjestedøgn, gjestenes vurderinger av oppholdet via poengsummer gitt via TripAdvisor, samt om kommunen er registrert som Bærekraftig reisemål. Se for øvrig også Runge m.fl. (2020a, 2020b) arbeidene om bruk av Flickr data for å identifisere opplevelses- og kunnskapstjenester
- NFR prosjektet Coreplan (2016-2019) så på økosystemtjenester som verktøy i kystsoneplanleggig Økosystemtjenester som verktøy i kystsoneplanlegging | Nofima
- Brattland m.fl. (2023) har kartlagt økosystemtjenester på Sørøya og i Porsangerfjorden i Finnmark.
- Chen m.fl. (2019) identifiserte en rekke opplevelses- og kunnskapstjenester i Oslofjorden og presenterte relevant statistikk.
- Marea-prosjektet⁷⁷ arbeider med verdsetting av rekreasjonstjenester i Oslofjorden i forbindelse med økosystemregnskap som grunnlag for integrert kystplanlegging. Dette prosjektet vil gi relevante erfaringer som kan brukes i den fremtidige produksjonen av regnskap for økosystemtjenester knyttet til rekreasjon i havet og langs kysten.
- Kaltenborn, B. P., Linnell, J. D., & Gómez-Baggethun, E. (2020). Can cultural ecosystem services contribute to satisfying basic human needs? A case study from the Lofoten archipelago, northern Norway. *Applied geography*, 120, 102229; og Kaltenborn, B. P., Linnell, J. D., Baggethun, E. G., Lindhjem, H., Thomassen, J., & Chan, K. M. (2017). Ecosystem services and cultural values as building blocks for 'the good life'. A case study in the community of Røst, Lofoten Islands, Norway. *Ecological Economics*, 140, 166-176.
- Xuan, B.B., Armstrong, C.W., Ankamah-Yeboah, I., Hynes, S. and Needham, K. (2021), Valuing high-seas ecosystem conservation. *Conservation Biology*, 35: 1405-1416. <https://doi.org/10.1111/cobi.13720>
- Ankamah-Yeboah, I., Xuan, B.B., Hynes, S. & Armstrong, C.W. 2020. Public perceptions of deep-sea environment: Evidence from Scotland and Norway. *Frontiers in Marine Science* 7: 137. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00137>

⁷⁶6 [Kysten \(miljodirektoratet.no\)](https://kysten.miljodirektoratet.no)

⁷⁷ <https://marea-oslofjord.no/>

7 SEEA EA regnskap av økosystemtjenester knyttet til samisk næring og kultur

Urfolk verden over står i et sterkt avhengighetsforhold til naturen, og er ofte blant dem som rammes hardest av miljøødeleggelse og forringelse av naturgoder (IPBES 2019).

I Norge, livnærer rundt 2600 samiske husholdninger seg av reindrift, og store deler Nord-Norge, Trøndelag og nordlige deler av Innlandet mot svenskegrensa benyttes til reinbeite⁷⁸. I tillegg til beiteressurser til husdyrhold, er fiske i fjordene og langs de store elvene lenger inne i landet også en viktig del av det materielle grunnlaget for samisk næring og kulturutøvelse. Andre forsyningstjenester knyttet til jakt, høsting og sanking fra naturen er også aktuelle (Brattland m.fl. 2023), som for eksempel høsting av naturmaterialer til samisk kunsthåndverk. Ikke-materiell kulturarv og opplevelses- og kunnskapstjenester verdier er nært knyttet til bruk av naturressurser og naturbruk.

Det vil være en del utfordringer knyttet til å fange urfolksperspektiver innen SEEA EA-rammeverket for nasjonalregnskap. En markedsbasert, kvantitativ tilnærming vil kunne bryte med urfolks naturforståelse og tilnærming til naturen, som gjerne er sammensatt og legger et bredt spekter av verdier til grunn (IPBES 2022). Økosystemtjenestetilnærminger forutsetter f.eks. at tjenestestrømmene kan skilles fra hverandre (og at de kan måles hver for seg), noe som kan være utfordrende når bruk, praksis og kultur henger tett sammen, og når opplevelses- og kunnskapstjenester og åndelige verdier ikke kan verdsettes eller omsettes i kroner og øre (Sametinget 2021).

På den andre siden har studier dokumentert at SEEA EA-rammeverket kan være et nyttig verktøy for å styrke den strategiske planleggingen ved arealbruk (Normyle m.fl.2022). I disse tilfellene, kan Naturregnskap fremheve konsekvensene av dagens naturressursforvaltning og arealbruk på tjenestestrømmer som danner grunnlaget for samisk nærings- og kulturutøvelse. Disse er, til tross for en rekke nasjonale og internasjonale lover, under betydelig press i dag (f.eks. Engen m.fl. 2023).

Sametinget (2021) har utarbeidet en planveileder for å støtte prosesser knyttet til arealplanlegging. I planveilederen forutsettes samisk deltakelse i planprosesser, at det tas hensyn til verdifulle områder for samisk næring og kultur, og at kompensasjonsordninger etableres.

Sametingets (2021) planveileder sier videre at «*Plan- og bygningsloven skal med andre ord også være et virkemiddel der det kan fastsettes positive tiltak for å ivareta oppgaven med å sikre naturgrunnlaget for samisk kultur, næringsutøvelse og samfunnsliv. Slike positive tiltak kan eksempelvis være at kommuner i sin arealplanlegging for bruk, vern og utforming av arealer aktivt tar stilling til å sikre naturgrunnlaget for samisk kultur, næringsutøvelse og samfunnsliv. Dette kan for eksempel gjøres ved å angi aktuelt arealformål for nærmere bestemte, egnede områder, jf. plan- og bygningsloven § 12-5, eller fastsette hensynsområder etter plan- og bygningsloven § 11-8. Etablering av slike områder kan også bidra til oppnåelse av FNs bærekraftsmål. Regjeringen har bestemt at FNs 17 bærekraftsmål, som Norge har sluttet seg til, skal være det politiske hovedsporet for å ta tak i vår tids største utfordringer, også i Norge. Det er derfor viktig at bærekraftmålene blir en del av grunnlaget for samfunns- og arealplanleggingen, jf. Nasjonale forventninger til regional og kommunal planlegging 2019-2023 s. 3.*» «*Som følge av formålsbestemmelsen vil planveilederen gjelde også for sektorlover hvor planer etter disse vil falle innunder rammen av plan- og bygningslovens formålsbestemmelse og samvirke med plan- og bygningsloven § 3-1 bokstav c)*».

Sametingets planveileder understreker, som nevnt, viktigheten av samisk medvirkning i planleggingsprosessen, inkludert innsamling av tradisjonell samisk kunnskap, i tillegg til vitenskapelig

⁷⁸ <https://kilden.nibio.no/?topic=reindrift&bgLayer=graatone&zoom=0&x=7219344&y=289053.01>

kunnskap. Metodene for å kartlegge opplevelses- og kunnskapstjenesteropplevelses- og kunnskapstjenester som presenteres i denne rapporten (se avsnitt 7.1 om 'participatory PGIS'), vil være svært godt egnet til å sammenstille tradisjonell kunnskap om områder brukt til f.eks. «jakt, fangst, fiske, sanking, bærplukking og uttak av virke til duodji». Se for eksempel Brattland m.fl. (2023) for eksempel på kartlegging av tradisjonell og samisk bruk av utmarksressurser og kystnære ressurser. Her refereres det også til andre prosjekter som har gjort lignende arbeid – inkludert Finnmarkskommisjonens kartlegging.

En kartlegging av viktige økosystemtjenester for samisk næring og kultur, basert på SEEA EA rammeverket og med bred involvering av Sametinget og andre samiske representanter vil kunne støtte implementering av Sametingets (2021) planveileder gjennom å sammenstille tradisjonell og vitenskapelig kunnskap for:

- å «Sikre areal- og ressursgrunnlaget til samebyer, medlemmer av samebyer, reinbeitedistrikt, siidaer, siidaandeler og reineiere ved å ta hensyn til lokale og regionale virkninger, herunder unnavikelseseffekt.»
- «I nødvendig utstrekning sikre arealene til tradisjonelle fiskeplasser og gyteområder av vesentlig betydning for fiske i samiske kyst- og fjordområde, herunder at lokaliteter for oppdrettsanlegg for torsk ikke etableres i gyteområder for vill torsk. Virkningen skal heller ikke medføre irreversibel skade eller ødeleggelse av lokalt fiske av vesentlig betydning for befolkningen i et bestemt område»
- «Sikre arealer for tradisjonell utmarksbruk som jakt, fangst, fiske, vedhugst, sanking, bærplukking og uttak for virke til duodji.»
- Støtte Sametingets innsigelsesrett. «Sametinget har innsigelsesrett etter plan- og bygningslovens § 5-4 tredje ledd mot kommunale arealplaner og reguleringsplaner som tilsetter eller ikke ivaretar interesser av vesentlig betydning for samisk kultur. Sametinget kan også fremme innsigelse ved behandling av konsesjonssaker etter energiloven § 2-1, vassdragsreguleringsloven § 6 nr. 1 og vannressursloven § 24. Videre har Sametinget anledning til å kreve at regionale planer bringes inn for departementet om vesentlige samiske interesser ikke ivaretas på tilstrekkelig måte, jf. § 8-4.»
- Bidra til å sammenstille kunnskapsgrunnlag som støtter implementering av menneskerettsloven §§ 2-3. «For tradisjonell næringsutøvelse innebærer det at inngrep ikke kan resultere i at virksomheten ikke lenger er regningssvarende (HR2017-2428-A avsnitt 71, 87, 94; NOU 2007:13 Den nye sameretten s. 203). For vurderingen av om en slik grense risikeres å bli overgått vil kriteriene a) tilstrekkelig utredningsgrunnlag, b) konsultasjoner, c) sumvirkninger, d) avbøtende tiltak og e) kvalifisert interesseovervekt måtte inngå».
- Støtte datagrunnlag for å kunne sikre samiske ressurser ved kysten: «For ny arealbruk ut til en nautisk mil utenfor grunnlinja bør oppdrettsanlegg, vind- og bølgekraftsutbygging, deponering ved mineralvirksomhet, petroleumsaktivitet med skipstrafikk, rørlegging og kabling mv. vurderes opp mot virkningene for eksisterende fiskeplasser og gyteområder». Også i akvakulturloven «følger det at det skal foretas en avveining av arealinteresser ved plassering av lokaliteter til akvakultur, og at det blant annet særlig skal legges vekt på andre arealinteresser, jf. §§ 6 og 16. I Forskrift om tillatelse til akvakultur av andre arter enn laks, ørret og regnbueørret heter det i § 7 første ledd bokstav a andre punktum at: «Lokaliteter for torsk skal ikke etableres i gyteområder for vill torsk». Det er det samme forholdet som er nedfelt i denne planveilederen. For avklaringen av gyteområder vil innhenting av tradisjonell kunnskap om dette være viktig.»

8 Vurdering av kunnskapsstatus

Oversikten over metoder og data som vi presenterer i denne rapporten, viser at det er nødvendig med et bredt spekter av kunnskapskilder (vitenskapelige og tradisjonelle), metoder, data og kompetanse for å etablere et SEEA EA-regnskap som kan brukes som beslutningsgrunnlag for bærekraftig bruk og forvaltning av norske økosystemer.

Arbeidet med utvikling av økosystemtjenesterammeverket har vært omfattende de siste tiårene har vært omfattende den seneste tiårene. EU har gjennom sine FoU-programmer finansiert store konsortier som har hatt som mål å utvikle og teste modeller for å støtte bruken av informasjon om økosystemtjenester i beslutningsprosesser på ulike nivåer. Dette inkluderer prosjekter som OpenNESS⁷⁹, OPERAS⁸⁰ og ESMERALDA⁸¹. EUs strategi for biologisk mangfold 2010-2020 hadde kartlegging og utredning av økosystemtjenester som et av sine mål (Burkhard og Maes 2017), der romlig eksplisitte økosystemtjeneste-modeller var i fokus. ESMERALDA-prosjektet ble spesielt finansiert for å gi metodologisk støtte til MAES. MAIA-prosjektet⁸² ble finansiert for å utvikle ytterligere støtte til kartlegging av økosystemtjenester, spesielt rettet mot testing av modeller for naturregnskap. NINA har vært partner i disse prosjektene, og SSB har også vært med i MAIA.

Europakommisjonen støttet FN i utviklingen av SEEA EA rammeverket med bidrag fra forskere, statistikere og beslutningstakere gjennom «Knowledge Innovation Project on Integrated Natural Capital Accounting (KIP-INCA)». KIP-INCA-prosjektet er et samarbeid mellom EU-kommisjonens avdelinger (Eurostat, Joint Research Centre, DG Environment og DG Research and Innovation) og Det europeiske miljøbyrået.⁸³

KIP-INCA-prosjektet har hatt 3 faser med forskjellige målsettinger for utvikling og testing av naturregnskap. Målet med fase II (2016-2020) var å utarbeide pilotregnskap på EU-nivå for økosystemenes areal, tilstand og ni økosystemtjenester. I fase II, som startet i 2021, er pilotapplikasjonene som ble testet i fase II, i ferd med å bli konkrete verktøy og retningslinjer som gjør det mulig for medlemsland å føre økosystemtjenesteregnskap på regelmessig basis.

INCA-prosjektet har bygget et GIS-dataintegrasjonsverktøy (Buchhorn m.fl. 2022) basert på åpen kildekode som består av romlige datalag som støtter de forskjellige SEEA EA komponenter (arealregnskap for økosystemer, de biofysiske modellene for økosystemtjenester, deres "økosystemoutput" og økonomiske verdsettingsmodeller og data.

8.1 Vurdering av utviklingsbehov

8.1.1 Bebyggelse

Det har vært en betydelig utvikling av modellering av økosystemtjenester for urbane områder de siste 10 årene (se referanser under de ulike avsnittene). I Norge er disse modellene i stor grad testet i Oslo, men de samme tilnærmingene kan brukes for andre byområder i Norge så lenge data er tilgjengelig. I urbane områder er økosystemregnskap mest relevant for å støtte beslutninger om byplanlegging og utvikling. En tettere kobling til virkemidlene som styrer byutvikling (som f.eks. blå-grønnfaktoren) og planer om arealdisponering vil gi mest effekt.

8.1.2 Dyrket mark

Utbredelse av dyrket mark

Vi har gode kart over jordbruksareal i Norge, som oppdateres årlig. Hele landet skal være oppdatert hvert femte år. Per i dag eksisterer det ikke kart som kobler produksjon til den enkelte teig. Dette er imidlertid noe som diskuteres. Manglende kobling av produksjon og enkeltteiger gjør

⁷⁹ <https://oppla.eu/groups/openness/openness-project>

⁸⁰ <https://www.operas-project.eu/>

⁸¹ <https://www.es-partnership.org/esmeralda-project/>

⁸² <https://maiaportal.eu/>

⁸³ <https://ecosystem-accounts.jrc.ec.europa.eu/about-inca>

det vanskelig å for eksempel lokalisere pollinatoravhengige avlinger eller produksjoner som bidrar til andre typer økosystemtjenester, for eksempel erosjonskontroll. Vi har kart med høy oppløsning i Norge (for eksempel sammenlignet med CLCACC), men det vil alltid være noen elementer som ikke fanges i kartet. Dette kan være elementer som bidrar til andre økosystemtjenester fra dyrket mark (for eksempel pollinering eller naturlig kontroll av skadeinsekter).

Tilstandsegenskaper

En vesentlig del av norsk jordbruksareal er jordsmonnskartlagt. En rekke tilstandsegenskaper er beskrevet for dette arealet, for eksempel dreneringsbehov, innhold av organisk materiale m.m. Det samles også enkelte andre typer data, for eksempel gjennom jordprøvetaking, men disse er i mindre grad offentlig tilgjengelig.

Økosystemtjenestemodeller

INCA-verktøyet inneholder data og modeller for å beregne forsyvende økosystemtjenester fra dyrket mark. Dette verktøyet kan brukes mer eller mindre direkte også i Norge, basert på europeisk avlingsstatistikk for et utvalg vekster og der økosystemutbredelsen hentes fra Corine Land Cover Accounting Layers (CLCACC). Dette tilsvarer nasjonalt regnskap på nivå 1. Et nasjonalt regnskap på nivå 2 vil si å erstatte europeisk avlingsstatistikk med nasjonale tall, i tillegg til å erstatte CLCACC med nasjonalt økosystemkart (Strand mfl. 2023). Nivå 2 vil gi en bedre romlig oppløsning og sannsynligvis også fange flere produksjoner med bedre tall. Vi mener dette vil være mulig å gjennomføre. I Norge har vi avlingsdata og geografiske data som vi antar muliggjør regnskap på nivå 3 (for eksempel fylke). Men det er større utfordringer for dette nivået, da det vil kreve større tilpasning av de ulike økosystemenes bidrag til produksjonene på lokal skala. En annen utfordring er at det fortsatt vil være produksjoner i Norge der avlingsstatistikk er mangelfull eller totalt manglende. Det kan også være produksjoner i Norge som mangler i modellen.

Mer generelt er det også en viss usikkerhet knyttet til om modellberegningene av økosystemenes bidrag som ligger i INCA-verktøyet gir det riktige bildet, spesielt under norske forhold, både nasjonalt og lokalt. For å vurdere egnetheten av modellen anbefaler vi en utprøving på et begrenset område.

På det nåværende tidspunkt er det vanskelig å si noe konkret om ferdigstilling av et regnskap på de forskjellige nivåene, da det er for mange ukjente elementer. Et slikt anslag vil først kreve en nærmere definisjon og avgrensning av omfang og innhold.

8.1.3 Gressmark

Utbredelse av gressmarkstyper

Den norske avgrensningen av gressmark stemmer ikke helt overens med den EU-foreslåtte typologien (Framstad mfl. 2022). Dette skyldes at dyrket mark som brukes til fôrproduksjon (grovfôr inkludert gras) anses som dyrket mark i Norge. Andre typer permanent grasdekket areal (naturlige og semi-naturlige gressmarker) er vanskelig å kartfeste basert på nåværende tilgjengelige kartdata. For eksempel vil mye grasdekket areal i Norge være klassifisert som innmarksbeite (for definisjon se Ahlstrøm mfl. 2019). Andre naturlige og semi-naturlige åpne vegetasjonstyper dominert av gras- og urteaktig vegetasjon, inkludert semi-naturlig eng (hovedtype T32 i Natur i Norge systemet (NiN), som er inndelt i 21 grunntyper) er kun kartfestet for en liten del av norsk areal. Det er viktig å kunne skille disse økosystemtypene fordi typen og nivået på tjenester som de genererer kan være forskjellige. Naturlige og semi-naturlige gressmarker utenfor innmarksbeiteområder forekommer oftest som spredte og mindre forekomster og er ikke representert i noen annen spesifikk økosystemtypekategori, men kan forekomme i flere, for eksempel skog, samt i hei og åpen vegetasjon (Strand mfl. 2023). Det pågår arbeid for å kunne skille ut disse typene på et økologisk meningsfylt og hensiktsmessig sett. Det krever utvikling av indikatorer basert på fjernmålingsdata og bakkesannheter.

Tilstandsegenskaper

Ettersom avgrensningen av gressmark er mangefyllt, det er en utfordring å lage tilstandsindikatorer for gressmarker.

Økosystemtjenestemodeller

Det er utfordringer med å modellere økosystemtjenester for gressmark på grunn av årsakene nevnt ovenfor, som kartfesting og definisjon. Pollinering er en viktig regulerende tjeneste fra semi-naturlig og naturlig gressmark. Modellene som er utviklet i Norge over utbredelsen av viktige pollinatorgrupper (Sydenham mfl. 2021, Venter mfl. 2023), vil bidra til å overvinne de begrensningene forårsaket av den lave kvaliteten på økosystemtypekart. Estimert kostnader for å integrere disse data i INCA-verktøy modellen samt å utvikle alle komponenter i modellen for pollinering av avlinger basert på slå-opp-tabeller med oppdaterte data på pollinatoravhengige avlinger er ca. 12 månedersverk. Kontroll av skadeinsekter i landbruket er en annen regulerende tjeneste som antas å være et viktig bidrag fra naturlige og semi-naturlige gressmarker. Denne modellen er ikke utviklet i Norge. En Nivå 1 tilnærming vil kunne være aktuell i dette tilfellet.

8.1.4 Skog

Utbredelse av skogstyper

Det øverste nivået i økosystemtypologien skiller ikke mellom skogstyper som har egenskaper som er svært relevante for å produsere økosystemtjenester på et finere nivå. Kart over skogstyper som skiller mellom skoger med ulik tilvekstkapasitet (bonitet), skog i terreng (helling), dominerende treslag eller grupper av treslag, vil øke relevansen av økosystemregnskapet betraktelig (f.eks. tømmerproduksjon, ikke-tømmer produkter, globalklima-regulering og jorderosjonskontroll).

Tilstandsegenskaper

Kunnskaps- og datamangler om egenskaper ved økosystemenes tilstand behandles i en egen rapport (Framstad m.fl. 2023). Når det gjelder egenskaper som inngår som faktorer i økosystemtjenestemodeller, er relevante data som det kan vært mulig å framskaffe med f. eks. bruk av fjernmålingsdata (noe som ville være i tråd med SEEA EA prinsipper (regelmessig oppdatering)):

- i) kart over skogens alder og struktur. Dette påvirker produksjonen av økosystemtjenester på forskjellige måter (f.eks. opprettholdelse av habitat for stedegnete arter, opplevelsestjenester (nær-liggende rekreasjon), global klimaregulering, jorderosjonskontroll, og tjenester knyttet til vannføring (inkl flomkontroll).
- ii) Vegetasjonens bladarealindeks (Leaf Area Index LAI) er en egenskap som er en faktor i mange modeller for økosystemfunksjoner. LAI data kan avledes fra fjernmålingsdata. LAI data er knyttet til NDVI og den familie av datalager som brukes for å estimere primærproduksjon. Dataene må i alle fall kallibreres, testes og valideres med bakkesannheter.
- iii) Regelmessig oppdaterbare romlige data som kan brukes for å overvåke endringer i skogstruktur som forårsakes av skadeinsekter, sykdommer og andre naturlige forstyrrelser (f.eks. vindfall).

Økosystemtjenestemodeller

Generelt er det behov for å forbedre spesielt modeller for regulerende tjenester, samt opplevelses- og kunnskapstjenester å inkludere data om skogtype og skogtilstand. Disse modellene må valideres med empiriske data. Dette gjelder for eksempel tjenester knyttet til jorderosjonskontroll (tap av næringsstoffer og sedimenter), global klimaregulering, tilbakeholdelse av næringsstoffer, flomkontroll og regulering av vannføring. Det er også mangel

på romlig representasjon av skogsområder som er viktige for *ex situ*-bevaring av skogens genetiske ressurser.

Kart over skogsområder som kan sikre levesteder for norsk flora og fauna på sikt, inkl. sikring at leveområdene deres henger sammen (funksjonell habitategnethet) er også nødvendige for å modellere disse økosystemtjenestene for skog.

For å modellere tømmer produksjon med modellen som er innbygget i INCA-verktøyet trengs en avgrensning av skogsarealet som er i drift/betraktes som skog under produksjon. Denne avgrensningen saknes i dag. Det mangles også data om hogst og bruk av tre fra ikke-produktiv skog. Dette omfatter hovedsakelig privat bruk av ved til brensel. Siden dette ikke er en del av den rapporterte økonomiske aktiviteten, er det begrenset med data om bruken av disse tjenestene. Dette datahullet kan potensielt fylles ved å kartlegge privat uttak av trevirke fra ikke-produktive skoger.

8.1.5 Hei og åpen vegetasjon

Utbredelse av hei og åpen vegetasjon

Økosystemklasse 05 består av AR50 klasse 50 (Snaumark) hvor ARVeget er 54 eller 55 (sammenhengende eller frisk vegetasjon) og som ikke grenser til eller ligger nærmere enn 500 m fra kystkonturen. Dette omfatter arealer preget av velutviklet, sammenhengende frisk til tørr vegetasjon (Strand m.fl. 2023). Kartet dekker de økosystemer som forekommer i fjellområdene over skoggrensa, i de sub-alpine, lav-alpine og mellom-alpine vegetasjonssonene (Bartlett et al. 2020). Det omfatter et langt sprang i klima og betydelig variasjon i topografi og andre faktorer som påvirker fordelingen av økosystemer, som lengden på vekstsesongen og jorddybden. Disse faktorene påvirker tilbudet av økosystemtjenester. En mer detaljert avgrensning av økosystemene som forekommer i disse områdene, tatt i betraktning den relative betydningen for de økosystemtjenester de leverer, vil forbedre vurderingen av verdien knyttet til disse områdene.

Det er vanskelig å anslå innsatsen som vil være nødvendig for å produsere disse forbedrede kartene. Men prosessen med å produsere AR50-kartet kan gi en indikasjon.

Tilstandsegenskaper

Tilstandskarakteristikker som er relevante for modellering av de viktigste økosystemtjenestene fra disse økosystemene vil inkludere vurderinger av primærproduktivitet (f.eks. ved bruk av kalibrerte indikatorer som NDVI, LAI, lengde på vekstsesong), lavdekke, habitatkonnetivitet (f.eks. funksjonelle habitater *sensu* Dorber m.fl. 2023). Noen av disse variabler inngår som indikatorer av økologisk tilstand (Jakobsson m.fl. 2021), er blitt brukt i regionale vurderinger (f.eks. Jepsen m.fl. 2020) og kan tilpasses disse områdene med relativt liten innsats (Nivå 2). Kalibrering med felldata vil kreve betydelig innsats (Nivå 3).

Økosystemtjenestemodeller

Den viktigste økosystemtjenester fra disse økosystemer er produksjon av fôr, global klimaregulering og karbonlagre, habitater for stedegent biologisk mangfold (f.eks. villrein, jerv, fjellrev, rype og andre fuglearter, samt flora og fauna tilpasset tundra forhold), opplevelsestjenester knyttet til rekreasjon og turisme, og flere tjenester som tilbys til reindrift.

Tjenestene knyttet til disse økosystemene kan modelleres på forskjellige nivåer. Som foreslått tidligere, kan modellering av globale klimareguleringstjenester gjøres ved å bruke en nivå 1-tilnærming, med oppslagstabeller fylt med data samlet gjennom litteraturgjennomganger. Eksisterende gjennomganger (Bartlett et al. 2020, Bargmann et al. 2023) gir et utgangspunkt.

Økosystemtjenester vedlikehold av naturtyper og arter kan modelleres på nivå 2-3 basert på data fra overvåkingsprogrammer for villrein, rype og rovdyr.

Det er utført betydelig forskning på opplevelsesøkosystemtjenester som kan støtte utviklingen av indikatorer for rekreasjon (f.eks. Gundersen m.fl. 2015, 2019, se også kapittel om metodene for å kvantifisere opplevelses tjenester).

Vi beskriver forslag til kartlegging av økosystemtjenester i områder som er brukt for samisk næringsutøvelse i kapittel 7.

8.1.6 Lite vegetert mark

Denne typen dekker i hovedsak den høye alpine sonen (Bartlett m.fl. 2020), og defineres i Strand m.fl. (2023) som «fattige tørrgrasheier, lavheier, mosesnøleier og bart fjell, blokkmark og annen mark uten vegetasjon, så vel som isbreer og varige snøfonner».

Det som vi beskriver i seksjonen 9.1.5 gjelder også for denne typen, men verdien som fôrproduksjon, karbonopptak og habitat for norsk flora og fauna er mer begrenset.

8.1.7 Våtmark

Utbredelse av våtmarksøkosystemer

Som antydnet i tidligere kapitler er våtmarksøkosystemer dårlig representert i gjeldende arealdekke/arealbrukskart, og det pågår et arbeid med å utvikle datalag som kan bidra til en bedre avgrensning av disse økosystemtypene (Venter m.fl. 2021, Bakkestuen m.fl. 2023). Omtrent 10 % av landarealet i Norge består av våtmark, og myr er den vanligste typen med ca. 9 % av landarealet. Torvmosene er den viktigste planteslekta i myr. De holder på vann og bygger torv. Tilveksten er lav (1–4 cm per år i nordiske land), men over tid vokser torvlaget med 1 mm organisk materiale per år, og de dypeste myrene i Norge er 10 meter (Kyrkjeide m.fl. 2020). De hydrologiske egenskapene og landskapsformene der disse økosystemene forekommer er avgjørende trekk for deres avgrensning fordi de har direkte betydning for nivåene av økosystemtjenester de leverer.

Tilstandsegenskaper

Vannspeildybde er et kritisk trekk ved våtmarker som avgjør de fleste funksjoner knyttet til økosystemtjenester. Denne egenskapen bestemmes av naturlige svingninger i det hydrologiske syklusen, men endres også i stor grad av menneskelige inngrep. De hydrologiske egenskapene til våtmarker påvirkes av drenering (Jepsen m.fl. 2020), men også av transport og annen infrastruktur som hindrer vannføring.

I likhet med å lage kart over utbredelse av myr, er det avgjørende å frambringe datalag som kan gi en romlig representasjon av myr som er påvirket av inngrep. Dette arbeidet må gjøres med de samme tilnærmingene som brukes til å kartlegge myrer, det vil si med fjernmålingsdata, maskinlæring og bakkessannheter (Bakkestuen m.fl. 2023).

Andre egenskaper ved myrer som er viktige for å modellere økosystemtjenestene de leverer og/eller for naturkapitalregnskap er dybden på torvlaget og kvaliteten/tettheten på torven.

En ekstra utfordring er å bestemme hvordan man skal klassifisere myrer som er drenert og beplantet med trær. Disse vil bli klassifisert i gjeldende kart som skog. Andre våtmarkstyper, som sumpskog, er også klassifisert som skog. Disse skogene har ofte blitt drenert, det er behov for en klassifisering av våtmarkstyper som kan bedre danne grunnlag for modellering av økosystemtjenester.

Økosystemtjenester

De viktigste økosystemtjenestene fra myrer er reguleringstjenester, inkludert vedlikehold av habitat for stedegent biologisk mangfold.

Effekten av myrtype, plassering i landskapet, torvtetthet og dybde ser foreløpig ikke ut til å inngå som faktorer i for eksempel hydrologiske modeller som brukes til å forutsi flomkontroll og vannføringsregulering. I denne rapporten har vi ikke klart å samle informasjon for å estimere

gjennomførbarheten og kostnadene ved å bruke flomvarslingsmodeller som grunnlag for økosystemtjenester modellering.

Når det gjelder globalklima regulering, kan karbonlagerregnskap være en relevant måte å vurdere viktigheten av myrer. I dette sammenheng, er arbeidet som er gjort med å utvikle karbonkalkulatoren et nyttig utgangspunkt⁸⁴.

For å produsere meningsfulle beretninger om disse tjenestene, vil modellutvikling og empirisk validering være nødvendig.

8.1.8 Elver/bekker

Utbredelse av elver og bekker

Kartgrunnlaget for å vise utbredelsen av økosystemtypen elver og bekker i Norge er godt. Noen steder er også særlig elvene beskrevet i detalj, mens det er mer tilfeldig i hvilken grad det fins detaljert informasjon om bekker. Der elver og bekker er viktige leveområder for anadrom laksefisk, er beskrivelsen meget god (VRL 2016, 2021, 2022, 2023) og inkluderer areal og karakterisering av gyte- og oppvekstområder.

Tilstandsegenskaper

De fysiske-kjemiske egenskapene til elver og bekker i Norge er godt beskrevet (Tabell 19 i Framstad m.fl. 2023), mens biodiversiteten er mindre godt beskrevet med unntak av virveldyr og noen av de større virvelløse dyrene som elvemusling og edelkreps. Utbredelsen til mange arter er kjent i grove trekk, særlig knyttet til innvandringshistorie til ferskvann etter istiden (Huitfeldt-Kaas 1918), men det mangler detaljerte utbredelseskart for mange arter. Kunnskapen om flere artsgrupper er samlet i indekser for blant annet forsurening og trofegrad (Tabell 19 i Framstad m.fl. 2023). Det mangler kunnskap om forekomst og diversitet hos en lang rekke artsgrupper, og kunnskapen er delvis en funksjon av forskning i våre naboland. Kunnskapsbehovet er også stort for arter som er nye for Norge, slik som pukkellaks som er antatt å føre til store endringer i elveøkosystemene både i forhold til konkurranse med stedegne fiskearter, og også med hensyn til gjødsling av elvene (Hindar m.fl. 2020).

Det er antatt at tilstandsegenskapene i akvatiske økosystemer (både elver, innsjøer og marint) kan økes betydelig gjennom bruk av miljø-DNA.

Økosystemtjenestemodeller

I de delene av elvene som har anadrome fiskearter som laks, sjørørret og sjørøye, eller også storørretbestander i innlandet, er de viktigste økosystemtjenestene godt kjent. De har også vært tallfestet i mer enn 100 år. Forskingen er i stor grad spisset mot laks, og dernest ørret og røye. For disse artene brukes det mye penger i forskning, forvaltning og forvaltningsråd, og modellering av økosystemtjenester bør være godt mulig uten omfattende ekstrainsats annet enn samordning med internasjonal forskning (Myrvold m.fl. 2019). Villaks vil derfor være et mulig startpunkt for modellering av en økosystemtjeneste i Norge.

Det store flertallet av fiskearter i Norge er underprioritert med hensyn til generell biologisk kunnskap, deres betydning i økosystemet og mulige økosystemtjenester (Vøllestad 2023). Dette er sannsynligvis et større problem for fiskearter i innsjøer og tjern, enn for elvelevende fisk. Men siden noen av disse artene foretar vandringer i elver på andre tider av året enn laksefisk, er de også lite gjenstand for økosystemrestaurering som skal komme fiskebestandene til gode.

Elvemusling er også en art der kunnskapsgrunnlaget er så godt at den kan være et mulig startpunkt for modellering av økosystemtjenester. I den sammenhengen vil det være spesielt interessant å beregne de tjenestene som kommer av elvemuslingens filtrering av elvevannet (Larsen 2018).

⁸⁴ <https://www.nina.no/Om-NINA/Aktuelt/Nyheter/article/en-kalkulator-for-karbon-i-torv>

8.1.9 Innsjøer/tjern

Utbredelse av innsjøer og tjern

Kartgrunnlaget for å vise utbredelsen av økosystemtypen innsjøer og tjern i Norge er godt (NVE 2023). De store innsjøene er beskrevet i detalj gjennom overvåking og delvis også økt forskningsinnsats de siste årene. Informasjonen om tjern er mer sporadisk med unntak av tjern som ligger nær universitetene, og grunne, små vatn som er relativt godt kartlagt med hensyn til vannplanter og enkelte virvelløse dyr. Det eksisterer også en god del innsamlete data som ennå ikke er tilgjengeliggjort.

Tilstandsegenskaper

De fysiske-kjemiske egenskapene til innsjøer og tjern i Norge er godt beskrevet. Biodiversiteten er også forholdsvis godt beskrevet for virveldyr, littorale bunndyr, vannplanter og plante- og dyreplankton. Kunnskapen om flere artsgrupper er samlet i indekser for blant annet forsurening og trofigrad (Tabell 19 i Framstad m.fl. 2023). Det mangler kunnskap om forekomst og diversitet hos en lang rekke arter og artsgrupper, og kunnskapen er delvis en funksjon av forskning i våre naboland. Kunnskapen om fiskearter i innsjøer er beskjeden med unntak av for ørret, røye og sik (Vøllestad 2023), men har økt de siste årene i de store innsjøene.

Økosystemtjenestemodeller

Økosystemtjenestene fra innsjøer og tjern er godt kjent i prinsippet, men fragmentarisk beskrevet fra norske innsjøer. Forskingen har tidligere vært knyttet til spesielle fiskerier og særlig til bestander av storørret. Modellering er derfor godt mulig for noen økosystemtjenester, men vil sannsynligvis trenge ekstra data på innsjøøkosystemenes struktur og funksjon. Vi har likevel så stor kunnskap om innlandsfiske (Andersen & Dervo 2019) at det kan være godt egnet som utgangspunkt for økosystemtjenestemodellering. Edelkreps er godt kjent fra både overvåking og forskning og kan være et annet mulig utgangspunkt for modellering av økosystemtjenester.

Kunnskapen om andre fiskearter enn laksefisk i innsjøer er beskjeden (Vøllestad 2023) og modellering av deres økosystemtjenester er helt avhengig av informasjon fra våre naboland.

Siden ørret (og i noe mindre grad, røye og sik) er satt ut i et stort antall innsjøer og tjern i Norge, er kanskje det mest truede ferskvannøkosystemet i Norge de fisketomme lokalitetene (Anders Finstad, NTNU-Vitenskapsmuseet, Adresseavisen, oktober 2023). Her kan det være helt spesielle ferskvannøkosystemer der arter som ellers er sårbare for fiskepredasjon, kan trives (Velle m.fl. 2021). Data om økosystemer med sjeldne artssammensetninger og egenskaper bør kunne brukes for å bygge økosystemtjenestemodeller for bevaring av stedegent biologisk mangfold (se biologisk mangfold egenverdi; seksjon 5.9.1).

8.1.10 Innaskjærs kystvann og åpent hav

Utbredelse av økosystemer i innaskjærs kystvann og åpent hav

Bruk av det høyeste nivået av økosystemtypologi gir begrensninger når det gjelder måling og romlig fordeling av marine økosystemtjenester. Med unntak av fiskefangst er de fleste marine tjenester nært knyttet til spesifikke økosystemer, som tareskog, sjøgressenger eller bløtbunnsedimenter. Derfor vil det være mer hensiktsmessig å bruke typologinivå 2 eller 3 i marine sammenhenger.

I Norge finnes dessuten de viktigste økosystemene som leverer tjenester, som tareskog eller sjøgressenger, i begge økosystemtypene på nivå 1, noe som gjør det vanskelig å tilordne de identifiserte tjenestene til den ene eller den andre typen.

Tilstandsegenskaper

For identifisering, måling og romlig fordeling av marine økosystemtjenester trengs det mer detaljerte, omfattende og sammenhengende kart over utbredelsen og omfanget av viktige økosystemer (på nivå 2 eller 3). Disse kartene må oppdateres jevnlig for å kunne brukes som grunnlag for utarbeidelse av regnskap over tid. Som diskutert i avsnitt 6.1.2 er det betydelige mangler i dataene om utbredelsen av marine økosystemer i Norge. Utbredelsen og fordelingen av

makroalger, sjøgress, tidevannsmyrer og bløtbunnssedimenter er ikke fullstendig kartlagt. I flere tilfeller er modellene basert på data fra andre nordiske land, noe som skaper usikkerhet med hensyn til nøyaktigheten av disse modellene. I tillegg oppdateres ikke de tilgjengelige kartene med jevne mellomrom, og de viser derfor bare økosystemenes utbredelse på ett tidspunkt.

Det finnes flere eksisterende og pågående tiltak for å kartlegge og overvåke ulike deler av norske havområder og marine økosystemer. Måten de marine økosystemene avgrenses og beskrives på er imidlertid ikke alltid konsekvent. For eksempel dekker rapportene om blått karbon (Frigstad et al. 2021, Hancke et al. 2022) "kystsonen" innenfor 12 nautiske mil fra grunnlinjen. I Strand et al. (2023) er dette området en del av begge "kystfarvann" og "åpent hav". De definerer åpent hav som alle marine økosystemer som ikke regnes som indre kystfarvann, og bruker Norges økonomiske sone (dvs. 200 nautiske mil fra grunnlinjen) som ytre grense. For å støtte produksjonen av marine økosystemregnskap er det viktig å harmonisere og standardisere disse ulike tiltakene. Dette bør omfatte en enhetlig terminologi og avgrensning, for eksempel når man snakker om kystsonen og åpent hav.

Økosystemtjeneste-modeller

Det gjenstår en rekke uavklarte spørsmål knyttet til marine økosystemtjenester som ikke kunne besvares fullt ut i denne forstudien. For eksempel:

- Tjenester knyttet til fiskeoppdrett: Ytterligere forskning vil være nødvendig for å avklare hvordan økosystemenes bidrag til produksjonen av fisk i oppdrettsanlegg kan måles.
- Marine jaktaktiviteter: Data om biomassen av marine pattedyr og fugler som jaktes og beholdes for konsum er foreløpig ikke tilgjengelig.
- Genetisk materiale fra marine økosystemer: Hvilken rolle spiller genetisk materiale fra marine økosystemer (f.eks. alger, villfisk) i Norge, og hvordan kan dette gjøres rede for?
- Karbonbinding og -lagring: Data på karbonbinding og lagringskapasitet i norske marine økosystemer er svært begrenset. Det er fortsatt betydelig usikkerhet i eksisterende estimater.
- Regulering av vannkvalitet: Det er behov for ytterligere forskning for å avklare de marine økosystemenes rolle og relevans når det gjelder å levere tjenester knyttet til tilbakeholdelse og nedbrytning av næringsstoffer og forurensende stoffer, og den potensielle relevansen av dette for akvakulturtjenester.
- Beskyttelse av kysten: Ytterligere forskning vil være nødvendig for å fastslå hvilken rolle kystbeskyttelsestjenester levert av marine økosystemer spiller i Norge, og hvilke av de tilgjengelige modellene som er best egnet for norske forhold.

8.2 Pågående prosjekter

Det er en rekke pågående prosjekter, med internasjonal og norsk finansiering, som har som tar i sikte på å forbedre kunnskapsbasen for bedre opptak av økosystemtjenester i beslutninger på ulike nivåer:

- SELINA er finansiert av Horizon Europe (HE) 2022-2027 [SELINA \(project-selina.eu\)](https://project-selina.eu). SELINA tester operasjonalisering av økosystem tilstandsvariabler og hvordan disse kan kobles til forsyning av økosystemtjenester, for å kunne forbedre opptak i beslutningsprosesser. SELINAs tester opptak av økosystemtjenester i naturregnskap etter FN-standardene (på nasjonalt nivå) og i andre applikasjoner både i offentlig og privat sektor. NINA deltar med casestudier, og leder arbeidspakken om økosystemtjenester og deres opptak i beslutninger, samt flere oppgaver knyttet til økosystemtilstand, naturregnskap etter FN-standardene og integrasjon mellom økosystemtilstand, økosystemtjenester, og opptak i beslutningsprosesser.
- På oppdrag av Eurostat tester Norge INCA-verktøyet. NINA i samarbeid med SSB om å teste modellene, datasett, samt verktøyets infrastruktur.

- KS har et pågående initiativ for å videreutvikle arealregnskapsplattformer laget av fylkeskommuner (Agder, Viken). Hensikten er å integrere de andre komponentene i naturregnskapet (økosystemtilstand og økosystemtjenester).
- BENCHMARKS er finansiert av Horizon Europe (HE) Soil Mission 2023-2027. Målet er å utvikle og teste et bredt spekter av indikatorer for jordhelse som tar hensyn til biologisk mangfold i jord, biogeokjemiske prosesser og funksjoner som kan underbygge tilbudet av jordøkosystemtjenester. NINA har et «Living Lab» som inkluderer jord i skog og i bebygget områder (Nordmarka og Osloby).
- NIBIO har utviklet et forslag til et system for overvåking av jordhelse (Jord-VAAK). <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2725540>

8.3 Beredskapsnivå for å implementere regnskap for økosystemtjenester i Norge

I Norge tester nå INCA-verktøyet på oppdrag fra Eurostat (NINA leder disse testene), der flere av de modellene vi referer til er inkludert. Disse testene vil bli det nærmeste utgangspunkt for å starte en prosess for å lage et naturregnskap i Norge, inkl. de første pilotrapporteringene. Naturregnskapsarbeidet vil da fortsette med å tilpasse økosystemtjenestemodellering til modeller som allerede er i bruk i Norge. Å legge til flere økosystemtjenester som er relevante for Norge, og som Norge har gode data for, vil bli også relevant. Norges geografi, natur og arealforvaltningsutfordringer skiller seg fra utfordringene i de land der disse modellene har blitt utviklet, der f.eks. dyrket mark og andre jordbruksarealer utgjør en større andel av landarelene.

Når det gjelder datagrunnlaget til økosystemtjenestemodeller, foreslår SEEA EA-retningslinjene en trinnvis tilnærming («tier approach») for regnskapet, en tilnærming som er sammenlignbar med systemet som brukes for rapportering til UNFCCC.

For de fleste økosystemtjenestemodeller som vi beskriver, kan data på Nivå 1 (Tier 1) framskaffes med relativ lav innsats, men det må gjennomføres grundig slik at regnskapet er i tråd med hensikten med SEEA EA, dvs. å integrere verdiene av økosystemenes bidrag til samfunnet, og overvåke enten positive eller negative konsekvenser av økosystemforvaltning på disse funksjonene. Å starte med et ambisjonsnivå som er likt for alle økosystemer vil være et godt utgangspunkt, og mer i tråd med SEEA EA, enn å bruke data av ujevn kvalitet for de forskjellige økosystemtypene.

Nivå 1-tilnærming kan brukes for å overvinne den ujevne kvaliteten på tilgjengelige data for å vurdere f.eks. globale klimareguleringstjenester. Dette vil muliggjøre sammenlignbare vurderinger av bidraget til ulike økosystemtyper og tilstander. Slå-opp-tabeller («Look-up-tables») har vært den metode som blitt foreslått og brukt i stor utstrekning i ØT-modellering for å møte Nivå 1 standardene (Burkhard og Maes 2017). Denne metoden bygger på å allokere et nivå av økosystemtjenesteforsyning, ofte basert på en kombinasjon av litteraturundersøkelser og ekspertvurderinger. Grundige og systematiske litteraturgjennomganger, som følger prinsipper for evidensbasert syntese, og som vurderer hensiktsmessighet for norske økologiske forhold (f.eks. klimatiske, geografiske) gir verdifulle data å bygge regnskap på, når empiriske data for Norge mangler. Eksempler på litteraturgjennomganger av denne typen er Bargmann m.fl. (2023), Bowler m.fl. (2012), Mangano og Sarà (2017), Storie m.fl. (2021). En kostnadsestimat for å lage slå-opp-tabeller er ca. 12 månedesverk per litteraturgjennomgang (én per økosystemtype og økosystemtjeneste). Denne tilnærming vil kunne brukes for å modellere:

- Karbonopptak- og lagring som tar hensyn til alle økosystemtypene, inkl. ferskvann og marine system, samt skog, økosystemene i fjellet og myr med deres forskjellige egenskaper og tilstand (inkl. aldersklasser i skog og dreneringsgrad i myr).
- Vannrensningsfunksjoner og andre støttende funksjoner knyttet til marine system, spesielt i tilknytning til akvakultur.
- Skadedyrbekjempelse med naturlige fiender

Nivå 2- modeller kan utvikles for økosystemtjenester som har en empirisk base på tvers av økosystemtypene i Norge. Dette vil være tilfelle for:

- Vannføringsregulering og flomkontrolltjenester
- Jorderosjonskontroll
- Tjenester knyttet til arter der det finnes betydelig mengde data som samles inn regelmessig (villaks, vilt, fiskarter som lever i hav)
- Opprettholdelse av habitat og populasjoner av nyttige arter
- Opprettholdelse av habitat og populasjoner av norsk fauna og flora
- Pollinering
- Skadedyrbeskjempelse med naturlige fiender i marine system
- Genetiske ressurser
- Opplevelsestjenester

De eksisterende modellene er parametrisert og utviklet for norske forhold. Det ser også ut til å være empirisk validerte modeller for jordretensjon (erosjonskontroll), men hvordan tilstanden til økosystemene (i form av vegetasjonsdekke) er tatt med i de norske modellene er uklart fra gjennomgangen vi har gjort, og må vurderes ved en senere anledning.

Nivå 3-modeller vil kreve betydelig empirisk støtte. De er ikke egnet for vurdering på nasjonalt nivå fordi de krever høy romlig oppløsning av parametrisering og validering. Denne tilnærmingen kan derimot være egnet for ES-vurderinger med lokal anvendelse og høy romlig oppløsning av beslutningene de støtter (Barton m.fl. 2018). Dette kan være tilfellet for disse økosystemtjenestene:

- Pollineringstjenester som støtter beslutninger om konkrete tiltak på gårds- eller landskapsnivå. Disse kan utvikles fra pågående prosjekter i Norge som har som mål å kvantifisere pollinerineffektivitet
- Planlegging og overvåking av grønninfrastruktur i byer
- Tjenester knyttet til samisk næring og kultur som kartlegges med hjelp av tradisjonell kunnskap
- Opplevelsestjenester som kartlegges med hjelp av medvirkningsprosesser

Før regnskapet lages, bør det gjøres en nærmere vurdering av på hvilket nivå regnskapet kan føres for de forskjellige tjenestene.

8.4 Et system som kan ta hensyn til usikkerhet i datagrunnlaget

Spørsmålet om å inkludere estimer av usikkerhet i økosystemregnskapet har vært diskutert ved flere anledninger fordi økosystemer er komplekse systemer og vår kunnskap om hvordan de fungerer er ufullstendig. Også økosystemtjenester modeller trengs validering med data det geografiske området modellen er laget for. Det er derfor mange kilder usikkerhet å ta hensyn til ved utarbeidelse av regnskapet. Også økosystemstrukturer og prosesser svinger naturlig, en egenskap som vil gjenspeiles i økosystemtjenestenivåene til de økosystemtjenester som modelleres. For eksempel vil jaktkvoter og antall vilt som er felt variere mellom år, noe som vil gjenspeiles i varierende nivåer av økosystemtjenesten. Dette resultatet vil ikke umiddelbart innebære forskjeller i økosystemets kapasitet til å generere tjenesten. Det vil også være en positiv sammenheng mellom den tidsmessige oppløsningen til indikatorene som brukes i modellene og variasjonsnivået. Variabilitet i det biofysiske regnskapet og utfordringer med å gi enkelte tall for å vurdere forsyningsnivået av økosystemtjenester viser at det kan være utfordrende å vurdere den økonomiske verdien av disse tjenestene basert på transaksjonsprinsippet.

For å ta hensyn til usikkerhet i datagrunnlaget har økosystemtjenester ofte blitt modellert ved hjelp av metoder som er basert på sannsynlighetsestimer som f.eks. Bayesiansk nettverk (BN),

en tilnærming som tar hensyn til og visualiserer usikkerhet på en lett forståelig og transparent måte (e.g. Barton m.fl. 2008 og 2016a,b, Smith m.fl. 2018, Cimburova og Barton 2020). En annen egenskap ved BN-er er at de gir muligheten til å slå sammen forskjellige datakilder, inkludert bevis fra litteraturgjennomganger og ekspertvurderinger. I tillegg kan BN-er oppdateres når ny data eller kunnskap blir tilgjengelig, og så lenge de grunnleggende økosystemkartene er på plass, kan økosystemtjenestemodellene oppdateres, og økosystemtjenesteestimer utført tidligere, beregnes på nytt. Et regnskapssystem som bygger på disse tilnærmingene vil kunne settes opp basert på funksjonaliteten i systemer som for eksempel National Institute for Health and Care Excellence (NICE)⁸⁵. NICE er basert på et strukturert litteraturgjennomgangssystem som henter inn informasjon og data fra studier innen medisin som tester av legemidler. Disse systemene gjør strenge vurderinger av de komplekse bevisene som er innebygd i en stor mengde tester av medisinske produkter. Økosystemtjenestemodellene kan settes opp som BN-er, og det finnes allerede et BN for GRADE (som er for å gradere kvalitet av bevisene) som man kan tilpasse til økologiske data/studier på en relativt enkelt måte (M. Grainger, pers.medd.).

8.5 Kostnader for å fullføre nasjonalt regnskap for økosystemtjenester

I oppdraget inngikk en vurdering av kostnader for å starte å lage et nasjonalregnskap i Norge. Barton m.fl. (2022) estimerte kostnadene for en første versjon av naturregnskap for å innfri rapporteringskrav til Eurostat. Vi vurderer her ytterligere behov for å kunne prioritere allokering av ressurser for å utvikle et mer fullstendig regnskap med relevans for forvaltning av økosystemer i Norge. Vi identifiserer fire områder der mest innsats behøves:

- Rømlige datalag som bedre representerer tjenesteytende enheter, også for regnskap på nasjonalnivå, dvs. rømlig eksplisitte data av økosystemenes areal som kan oppdateres regelmessig for alle økosystemtyper samtidig. På nasjonalnivå trengs det kart over myr, semi-naturlige økosystemer (de som inngår i den vide definisjonen 'åpent lavland' i Norderhaug mfl. 2010) og en høyere differensiering av fjelløkosystemene og av marine system. Også kart som representerer de tilstandsvariabler som inngår som faktorer i økosystemtjenestemodeller. Bruk av jordobservasjonsdata er under rask utvikling i Norge og internasjonalt. Disse dataene kan være den eneste muligheten for å overvåke endringer i forsyning av økosystemtjenester. Eksempler fra Norge for jordobservasjonsdata er bl.a. (Bakkestuen m.fl. 2023, Venter m.fl. 2023, Venter m.fl. 2021) og andre stordata kilder (Chakraborty m.fl. 2022, Venter m.fl. 2020, Venter m.fl. 2021). Barton m.fl. (2022) gir en oversikt over kostnadene for å tilpasse og oppskalere eksisterende data. Tilnærminger med jordobservasjonsdata trenger innsats for å hente inn bakkesannheter for at metoden skal gi gode estimer av arealene. Å lage arealdekkende kart av myr i Norge har blitt estimert til ca. 6 årsverk. Det finnes eksisterende data som kan brukes i dag, og deres kvalitet kan forbedres med tiden.
- Å integrere vurderinger av usikkerhet i regnskapet, kan være en hensiktsmessig tilnærming for å overvinne databegrensninger. Å sette opp et regnskapssystem der usikkerhet i estimatene blir presentert bør vurderes.
- Lage 'slå-opp-tabeller' for økosystemtjenester på nivå 1. Å hente inn data på nivå 1 som kobler økosystemene og deres tilstand med forsyningsnivå av økosystemtjenester har vi anslått til å være 12-18 månedersverk for hver litteraturgjennomgang.
- Tilpasse eksisterende modeller av vannføring og jorderosjon.
 - Vi vurderer at flomsonekart (NVE) kan brukes med lite behov for tilpassing for en første vurdering. Men økosystemenes bidrag vil antagelig bli lite representert. Vi har ikke kunnet vurdere innsatsbehov for å legge inn data om økosystemenes dekning og tilstand i modellene.

⁸⁵ [NICE | The National Institute for Health and Care Excellence](#)

- Mer hensiktsmessige jorderosjonsmodeller vil kreve romlige data fra skogdrift (hogstflater, aldersklasser, helling) samt tilpasninger til klimatiske (nedbør) og jordmonnsforhold der det forekommer skog.

Tabell 8.1: Estimert innsats behov for å kunne gjennomføre biofysisk økosystemtjenester regnskap på nasjonalt nivå. Mulighet for å kunne lage økosystemtjenester modeller for regional- og lokalnivå er avhengig av grad av oppløsning av økosystemtype- og økosystemtilstandskart.

Aktivitet	Produkt	Estimert innsats
Forbedring av kartgrunnlag	Nytt offisielt standardisert kart inkl. nivå 2 i økosystemtypologi basert på fjernmåling der grunnlaget er svært mangelfullt (f. eks. myr, 'åpent lavlandstyper', fjell, eller marine systemer)	Ca. 40 månedsverk per økosystemtype
	Regelmessig oppdatering av eksisterende kart (f. eks. elver/bekker og innsjøer, dyrket mark, avlinger).	< 6 månedsverk per kart
Tilpassing av norske modeller	Hydrologiske modeller	Antagelig <6 månedsverk.
	Erosjonsmodeller til INCA-modell	< 6 månedsverk
	Erosjonsmodeller inkl. skogdrift	Ikke vurdert, avhengig av datagrunnlag (skogdekke, drift).
Innputt til modellene	Nivå 1 – Slå-opp-tabeller for hver økosystemtjeneste ⁸⁶	5-18 månedsverk per litteraturgjennomgang.
	Nivå 2 – tilpasninger av eksisterende data til økosystemtjenestemodeller	< 6 månedsverk per økosystemtjeneste og økosystemtype

⁸⁶ Se seksjon 8.3

9 Økosystemtjenester i beslutninger på regionalt og lokalt nivå

Naturregnskap er et rammeverk som bringer sammen romlig eksplisitt informasjon om økosystemenes utbredelse, deres tilstand og om viktige funksjoner som økosystemene har for samfunnet. Bruk av land- og sjølandskap (inngrep og bruksintensitet) er de faktorer som både globalt og i Norge påvirker økosystemene mest (Artsdatabanken 2021). Derfor er romlig eksplisitt informasjon om økosystemenes forekomst, tilstand og økosystemtjenester svært viktig for alle områder der det tas beslutninger om arealdisponering. Videre vil et system som integrerer romlige data om viktige naturfunksjoner bidra til å visualisere disse verdiene for innbyggerne og samfunnet for øvrig. Metodene vi beskriver under opplevelses- og kunnskapstjenester, kan bidra til å samle og integrere informasjon som genereres gjennom medvirkningsprosesser og offentlige høringer i for eksempel miljøkonsekvensutredninger (se også Kapittel 6 om Samisk næring og kultur).

Dette gjelder forskjellige nivåer:

- I Norge er det kommunene som har en stor del av ansvaret om hvordan arealene disponeres (83% av landarealet). Romlig eksplisitte data om økosystemtjenester vil gi et informasjonsgrunnlag om flere økosystemverdier som kommunene kan ta hensyn til arealplaner (KPA).
- I følge plan- og bygningsloven, skal konsekvensutredninger inkludere økosystemtjenester i vurderinger. Dette gjelder også andre former av konsekvensutredninger av klima- og miljø (Miljødirektoratet, M-1941)⁸⁷. Det ligger i dag en spesifisering om noen økosystemtjenester (f.eks. friluftsliv, se Cimburova og Barton 2021) men ellers er økosystemtjenester ikke definert. Det finnes heller ikke noe datagrunnlag som kan brukes i disse utredningene på en transparent måte. I dette tilfellet vil kart over økosystemtjenester være et verdifullt verktøy, både for kommunene og for entreprenører og konsulenter.
- Arealdisponering styres også av de enkelte sektorene som er forpliktet til å ta hensyn til naturen etter sektoransvarsprinsippet. Romlig eksplisitte datagrunnlag om økosystemtjenester vil kunne hjelpe f.eks. energi- og transportsektoren å ta hensyn til de verdiene som ligger i økosystemtjenester i strategiske planer.

⁸⁷ <https://www.miljodirektoratet.no/konsekvensutredninger>

10 Referanser

- Ahlstrøm, A., Bjørkelo, K. & Fadnes, K.D. 2019. AR5 klassifikasjonssystem. NIBIO Bok.
- Ahlstrøm, A.P., Bjørkelo, K. & Fadnes, K. 2019. AR5 Klassifikasjonssystem. Klassifisering av arealressurser. NIBIO bok 5(5). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Andersen, O. & Dervo, B.K. 2017. Fisket etter innlandsfisk i Finnmark 2016. Resultater fra en spørreundersøkelse. NINA Rapport 1308. Norsk institutt for naturforskning.
- Andersen, O. & Dervo, B.K. 2019. Jegernes og fiskernes forbruk av varer og tjenester i Norge i 2018. NINA Rapport 1605. Norsk institutt for naturforskning.
- Ankamah-Yeboah, I., Xuan, B.B., Hynes, S. & Armstrong, C.W. 2020. Public perceptions of deep-sea environment: Evidence from Scotland and Norway. *Frontiers in Marine Science* 7: 137.
- Artsdatabanken. 2021. Påvirkningsfaktorer. Norsk rødliste for arter 2021. <https://www.artsdatabanken.no/rodlisterforarter2021/Resultater/Pavirkning>. Downloaded 16/12/2021.2021.
- Asdal, Å. 2012. Verdi av plantegenetiske ressurser fra vill flora som økosystemtjeneste. Notat fra Norsk genressurscenter til Ekspertutvalget om verdier av økosystemtjenester. Rapport fra Skog og landskap.
- Asdal, Å. 2012. Verdi av plantegenetiske ressurser fra vill flora som økosystemtjeneste. Notat fra Norsk genressurscenter til Ekspertutvalget om verdier av økosystemtjenester. Rapport fra Skog og landskap.
- Austrheim, G., Solberg, E.J., Mysterud, A., Daverdin, M. & R. Andersen. 2008. Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949-1999. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet – Vitenskapsmuseet. Rapport zoologisk serie 2008-2. <http://www.ntnu.no/vitenskapsmuseet/zoologisk-rapportserie>.
- Bakkestuen, V., Venter, Z., Ganerød, A.J. & Framstad, E. 2023. Delineation of wetland areas in south Norway from Sentinel-2 Imagery and LiDAR using TensorFlow, U-Net, and Google Earth Engine. *Remote Sensing* 15(5): 1203.
- Bargmann, T., Jansson, U., Silvennoinen, H., Rusch, G.M., Jokerud, M., White, L.T., Nordén, J., Johannesson, C.-F., Teien, K.T., Singsaas, F.T., Bredin, Y. & Junker, E. 2023. Økt kunnskap om karbon i jord i Bergen, Stavanger, Trondheim og Oslo. . NINA Rapport 2297. Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Barrett, L.T., Theuerkauf, S.J., Rose, J.M., Alleway, H.K., Bricker, S.B., Parker, M., Petrolia, D.R. & Jones, R.C. 2022. Sustainable growth of non-fed aquaculture can generate valuable ecosystem benefits. *Ecosystem Services* 53: 101396.
- Bartlett, J., Rusch, G.M., Kyrkjeeide, M.O., Sandvik, H. & Nordén, J. 2020. Carbon storage in Norwegian ecosystems NINA Report 1774. Norwegian Institute for Nature Research.
- Barton, D.N., Saloranta, T., Moe, S.J., Eggstad, H.O. & Kuikka, S. 2008. Bayesian belief networks as a meta-modelling tool in integrated river basin management - Pros and cons in evaluating nutrient abatement decisions under uncertainty in a Norwegian river basin. *Ecological Economics* 66(1): 91-104.

- Barton, D.N., Kuikka, S., Varis, O., Uusitalo, L., Henriksen, H.J., Borsuk, M., Hera, A.d.I., Famani, R., Johnson, S. & Linnell, J.D.C. 2012. Bayesian Networks in environmental and resource management. *Integrated Environmental Assessment and Management* 8(3): 418-429.
- Barton, D.N., Blumentrath, S. & Rusch, G.M. 2013. Polycscape - a spatially explicit evaluation of voluntary conservation in a polymix for biodiversity conservation in Norway. *Society and Natural Resources* 26(10): 1185 - 1201.
- Barton, D.N. & Lindhjem, H. 2013. Naturens flomdemping–hva er den økonomiske verdien av økosystemtjenester fra et nedbørfelt? *Samfunnsøkonomen* 4(4): 44-54.
- Barton, D.N., Andersen, T., Bergland, O., Engebretsen, A., Moe, S.J., Orderud, G.I., Tominga, K., Romstad, E. & Vogt, R.D. 2016. Eutropia – integrated valuation of lake eutrophication abatement decisions using a Bayesian belief network In: Niel, Z. P. ed. *Handbook of Applied Systems Science*. Routledge, New York and London
- Barton, D.N., Andersen, T., Bergland, O., Engebretsen, A., Moe, S.J., Orderud, G.I., Tominga, K., Romstad, E. & Vogt, R.D. 2016. Eutropia – integrated valuation of lake eutrophication abatement decisions using a Bayesian belief network In: Niel, Z. P. ed. *Handbook of Applied Systems Science*. Routledge, New York and London
- Barton, D.N., Benjamin, T., Cerdán, C.R., DeClerck, F., Madsen, A.L., Rusch, G.M., Salazar, Á.G., Sánchez, D. & Villanueva, C. 2016. Assessing ecosystem services from multifunctional trees in pastures using Bayesian belief networks. *Ecosystem Services* 18: 165-174.
- Barton, D.N., Kelemen, E., Dick, J., Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., Jacobs, S., Hendriks, C.M.A., Termansen, M., García-Llorente, M., Primmer, E., Dunford, R., Harrison, P.A., Turkelboom, F., Saarikoski, H., van Dijk, J., Rusch, G.M., Palomo, I., Yli-Pelkonen, V.J., Carvalho, L., Baró, F., Langemeyer, J., van der Wal, J.T., Mederly, P., Priess, J.A., Luque, S., Berry, P., Santos, R., Odee, D., Pastur, G.M., García Blanco, G., Saarela, S.R., Silaghi, D., Pataki, G., Masi, F., Vădineanu, A., Mukhopadhyay, R. & Lapola, D.M. 2018. (Dis) integrated valuation – Assessing the information gaps in ecosystem service appraisals for governance support. *Ecosystem Services* 29: 529-541.
- Barton, D., Obst, C., Day, B., Caparrós, A., Dadvand, P., Fenichel, E., Havinga, I., Hein, L. & McPhearson, T. 2019. SEEA EEA Revision Working Group 4: Individual Ecosystem Services.
- Barton, D.N., Sundt, H., Bustos, A.A., Fjeldstad, H.-P., Hedger, R., Forseth, T., Köhler, B., Aas, Ø., Alfredsen, K. & Madsen, A.L. 2020. Multi-criteria decision analysis in Bayesian networks-Diagnosing ecosystem service trade-offs in a hydropower regulated river. *Environmental Modelling & Software* 124: 104604.
- Bechmann, M. 2023. Jord-og vannovervåking i landbruket (JOVA). Feltrapporter fra programmet i 2019/2020. NIBIO Rapport.
- Bekkby, T., Bodvin, T., Bøe, R., Moy, F.E., Olsen, H. & Rinde, E. 2011. Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold - marint. Sluttrapport for perioden 2007-2010 NIVA Rapport. Norsk institutt for vannforskning
Havforskningsinstituttet
Norges geologiske undersøkelse.
- Bekkby, T., Moy, F.E., Olsen, H., Rinde, E., Bodvin, T., Bøe, R., Steen, H., Grefsrud, E.S., Espeland, S.H. & Pedersen, A. 2013. The Norwegian programme for mapping of marine habitats–providing knowledge and maps for ICZMP. *Global challenges in integrated coastal zone management*: 19-30.

- Bekkby, T., Rinde, E., Espeland, S.H., Olsen, H., Thormar, J., Grefsrud, E.S., Bøe, R., Brandt, C.F. & Moy, F.E. 2019. Nasjonal kartlegging – kyst 2019. Ny revisjon av kriterier for verdisetting av marine naturtyper og nøkkelområder for arter NIVA Rapport. Norsk institutt for vannforskning Havforskningsinstituttet
Norges geologiske undersøkelse.
- Bockstael, N.E. & Strand, I.E. 1987. The effect of common sources of regression error on benefit estimates. *Land economics* 63(1): 11-20.
- Bolstad, G.H., Karlsson, S., Hagen, I.J., Fiske, P., Urdal, K., Sægvog, H., Florø-Larsen, B., Sollien, V.P., Østborg, G., Diserud, O.H., Jensen, A.J. & Hindar, K. 2021. Introgression from farmed escapees affects the full life cycle of wild Atlantic salmon. *Science Advances* 7: doi: 10.1126/sciadv.abj3397
- Bowler, D.E., Buyung-Ali, L.M., Healey, J.R., Jones, J.P., Knight, T.M. & Pullin, A.S. 2012. Does community forest management provide global environmental benefits and improve local welfare? *Frontiers in Ecology and the Environment* 10(1): 29-36.
- Brady, M.V., Hedlund, K., Cong, R.G., Hemerik, L., Hotes, S., Machado, S., Mattsson, L., Schulz, E. & Thomsen, I.K. 2015. Valuing supporting soil ecosystem services in agriculture: a natural capital approach. *Agronomy Journal* 107(5): 1809-1821.
- Bratli, H., Jordal, J.B., Norderhaug, A. & Svalheim, E. 2012. Naturfaglig grunnlag for handlingsplan naturbeitemark og hagemark. Bioforsk Rapport 8217014108. Bioforsk.
- Brattland, C., Sundsvold, B. & Holmgaard, S.B. 2023. Kartlegging av høsting og utmarksbruk i Finnmark til bruk i planlegging og forvaltning. *Ottar* 69(2).
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K.e. & Mooney, H.A. 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32: 67-98.
- Brown, T.C. & Daniel, T.C. 1991. Landscape aesthetics of riparian environments. Relationship of flow quantity to scenic quality along a Wild and Scenic River. *Water Resour. Res.* 27: 1787-1795.
- Bryce, R., Irvine, K. N., Church, A., Fish, R., Ranger, S. & Kenter, J. O. 2016. Subjective well-being indicators for large-scale assessment of cultural ecosystem services. *Ecosystem Services* 21: 258–269.
- Bryn, A., Strand, G.-H., Angeloff, M. & Rekdal, Y. 2018. Land cover in Norway based on an area frame survey of vegetation types *Norsk Geografisk Tidsskrift* 72(3): 131-145.
- Buchhorn, M., Smets, B., Danckaert, T., van Loo, M., Broekx, S. & Peelaerts, W. 2022. Establishing a reference tool for ecosystem accounting in Europe, based on the INCA methodology. *One Ecosystem* 7: e85389.
- Burkhard, B. & Maes, J., eds. 2017. *Mapping Ecosystem Services*, Sofia
- Carson, R.T. & Hanemann, W.M. 2005. Contingent valuation. *Handbook of environmental economics* 2: 821-936.
- Carvalho Ribeiro, S., Schroth, O., Konkoly-Gyuró, E., Hermes, J., Boll, T. & von Haaren, C. 2019. Landscape aesthetics capacity as a cultural ecosystem service. In: von Haaren, C., Lovett, A. & Albert, C. (Eds.) *Planning with Ecosystem Services: Theories and Methods for Application in Europe*, pp. 221-252.

Chakraborty, T., Venter, Z., Qian, Y. & Lee, X. 2022. Lower urban humidity moderates outdoor heat stress. *Agu Advances* 3(5): e2022AV000729.

Chen, W., Barton, D.N., Magnussen, K., Navrud, S., Grimsrud, K., Garnåsjordet, P.A., Engelién, E., Syverhuset, A.O., Bekkby, T. & Rinde, E. 2019. Verdier i Oslofjorden: Økonomiske verdier tilknyttet økosystemtjenester fra fjorden og strandsonen. NIVA-rapport.

Cimburova, Z. & Barton, D.N. 2020. The potential of geospatial analysis and Bayesian networks to enable i-Tree Eco assessment of existing tree inventories. *Urban Forestry & Urban Greening* 55: 126801.

Cimburova, Z. & Barton, D.N. 2021. Testing GIS data-driven mapping and valuation of recreation areas in Oslo. NINA Report. Norwegian Institute for Nature Research.

Cimburova, Z. & Blumentrath, S. 2022. Viewshed-based modelling of visual exposure to urban greenery—An efficient GIS tool for practical planning applications. *Landscape and Urban Planning* 222: 104395.

Cimburova, Z., Blumentrath, S. & Barton, D.N. 2023. Making trees visible: A GIS method and tool for modelling visibility in the valuation of urban trees. *Urban Forestry & Urban Greening* 81: 127839.

Cottet, M., Piégay, H., & Bornette, G. 2013. Does human perception of wetland aesthetics and healthiness relate to ecological functioning? *J. Environ. Manage.* 128: 1012-1022.

Creamer, R., Barel, J., Bongiorno, G. & Zwetsloot, M. 2022. The life of soils: Integrating the who and how of multifunctionality. *Soil Biology and Biochemistry*: 108561.

Culhane, F.E., Frid, C.L., Royo Gelabert, E., White, L. & Robinson, L.A. 2018. Linking marine ecosystems with the services they supply: what are the relevant service providing units? *Ecological Applications* 28(7): 1740-1751.

Davey, M., Blaaid, R., Dahle, S., Stange, E., Barton David, N. & Rusch, G.M. 2023. Seasonal variation in urban pollen resource use by north temperate European honeybees. *Urban Ecosystems* <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01458-1>.

de los Santos, C.B., Olive, I., Moreira, M., Silva, A., Freitas, C., Luna, R.A., Quental-Ferreira, H., Martins, M., Costa, M.M. & Silva, J. 2020. Seagrass meadows improve inflowing water quality in aquaculture ponds. *Aquaculture* 528: 735502.

Departementa. 2018. Nasjonal pollinatorstrategi. Ein strategi for levedyktige bestandar av villbier og andre pollinerande insekt. Landbruks- og matdepartementet

Departementene. 2021. Tiltaksplan for ville pollinerende insekter 2021-2028. Departementene.

Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E.S., Ngo, H.T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K.A., Butchart, S.H. & Chan, K.M. 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366(6471): eaax3100.

Diserud, O.H., P. Fiske, S. Karlsson, K.A. Glover, T. Næsje, T. Aronsen, G. Bakke, B.T. Barlaup, J. Erkinaro, B. Florø-Larsen, A. Foldvik, M. Heino, Ø. Kanstad-Hanssen, H. Lo, R.A. Lund, R. Muladal, E. Niemelä, F. Økland, G.M. Østborg, H. Otterå, Ø. Skaala, H. Skoglund, I. Solberg, M.F. Solberg, V.P. Sollien, H. Sæggrov, K. Urdal, V. Wennevik, & K. Hindar. 2022. Natural and anthropogenic drivers of escaped farmed salmon occurrence and introgression into wild Norwegian Atlantic salmon populations. *ICES Journal of Marine Science* 79: 1363-1379. DOI: 10.1093/icesjms/fsac060

Dorber, M., Panzacchi, M., Strand, O. & van Moorter, B. 2023. New indicator of habitat functionality reveals high risk of underestimating trade-offs among sustainable development goals: The case of wild reindeer and hydropower. *Ambio*.

Eknæs, Å. 1979. *Innlandsfiske*. Det Norske Samlaget, Oslo.

Engebretsen, A., Vogt, R.D. & Bechmann, M. 2019. SWAT model uncertainties and cumulative probability for decreased phosphorus loading by agricultural Best Management Practices. *Catena* 175: 154-166.

Engen, S., Hausner, V., Mikkelsen, E., Gundersen, H., Christie, H., Falk-Andersson, J., Espinasse, M., Lennert, A.E., Olsen, E. & Fauchald, P. 2020. Bærekraftig kyst: utvikling av et Kystbarometer for Nord-Norge.

Engen, S., Hausner, V.H., Fauchald, P., Ruud, A. & Broderstad, E.G. 2023. Small hydropower, large obstacle? Exploring land use conflict, Indigenous opposition and acceptance in the Norwegian Arctic. *Energy Research & Social Science* 95: 102888.

EPA, USA. 2015. National Ecosystem Services Classification System (NESCO): Framework design and policy application. EPA-800-R-15-002. United States Environmental Protection Agency.

Eriksen, E., Meeren, G.I.v.d., Nilsen, B.M., Quillfeldt, C.H.v. & Johnsen, H., eds. 2021. Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) i norske havområder - Miljøverdi. En gjennomgang av miljøverdier og grenser i eksisterende SVO og forslag til nye områder. Havforskningsinstitutt

Erikstad, L., Storeid, S.-E. & Bakkestuen, V. 2004. Bruk av eksisterende kartdata (N50 og N250) for å karakterisere nedbørfelt og elvestrekninger. NINA Oppdragsmelding 818 Norsk institutt for naturforskning.

Erlandsson, R., Bjerke, J.W., Finne, E.A., Myneni, R.B., Piao, S., Wang, X., Virtanen, T., Räsänen, A., Kumpula, T. & Kolari, T.H. 2022. An artificial intelligence approach to remotely assess pale lichen biomass. *Remote Sensing of Environment* 280: 113201.

European Commission. 2023. INCA tool. User's guide. Ecosystem accounting toolbox for Europe. Version: 1.0.0-beta3rev

Faglig forum for norske havområder. 2022. Økosystemtjenester i Kystsonen Lofoten. Faggrunnlag for helhetlige forvaltningsplaner for norske havområder

Ferter, K., Otterå, H., Christman, M., Kleiven, A.R., Weltersbach, M.S., Gundersen, S., Djønnø, C., Bjelland, O., Hartill, B. & Lyle, J. 2023. Integrating complementary survey methods to estimate catches in Norway's complex marine recreational hook-and-line fishery. *ICES Journal of Marine Science* 80(1): 107-121.

Fiskeridirektoratet. 2018. Integrert havbruk – perspektiver, muligheter og utfordringer fra et forvaltningsståsted. Rapport fra Fiskeridirektoratet. Fiskeridirektoratet.

Fitzgerald, H., Palmé, A., Asdal, Å., Endresen, D., Kiviharju, E., Lund, B., Rasmussen, M., Thorbjörnsson, H. & Weibull, J. 2019. A regional approach to Nordic crop wild relative in situ conservation planning. *Plant genetic resources* 17(2): 196-207.

Flacke, W., Auerswald, K. & Neufang, L. 1990. Combining a modified Universal Soil Loss Equation with a digital terrain model for computing high resolution maps of soil loss resulting from rain wash *CATENA* 17(4-5): 383-397

Flotemersch, J. & Aho, K. 2021. Factors influencing perceptions of aquatic ecosystems. *Ambio* 50: 425–435.

Foldvik A., Ulvan E.M., Thorstad E.B. & Hesthagen T. 2019: Occurrence of the European eel in lakes in the northern part of its distribution area is limited to low-altitude coastal areas, likely due to topographical conditions. *Boreal Environmental Research* 24: 1–11.

Framstad, E., Austrheim, G., Evju, M., Johansen, L., Kolstad, A., Lyngstad, A., Olsen, S.L., Prestø, T., Vandvik, V., Vange, V. & Velle, L.G. 2022a. Avgrensning og inndeling av terrestriske hovedøkosystemer i arbeidet med økologisk tilstand NINA Rapport 2169. Norsk institutt for naturforskning.

Framstad, E., Kolstad, A.L., Nybø, S., Töpper, J. & Vandvik, V. 2022b. The condition of forest and mountain ecosystems in Norway. Assessment by the IBECA method. NINA Report 2100. Norwegian Institute for Nature Research.

Framstad, E., Czúcz, B., Schartau, A.K., Simensen, T., Nybø, S. & Sandvik, H. 2023. Naturregnskap og økologisk tilstand: Samsvar mellom fagsystemet for økologisk tilstand, vannforskriften, FNs rammeverk og EUs forslag til naturregnskap. NINA Rapport 2327. Norsk institutt for naturforskning.

Frigstad, H., Gundersen, H., Andersen, G.S., Borgersen, G., Kvile, K.Ø., Krause-Jensen, D., Boström, C., Bekkby, T., Anglès d'Auriac, M. & Ruus, A. 2021. Blue Carbon—climate adaptation, CO₂ uptake and sequestration of carbon in Nordic blue forests: Results from the Nordic Blue Carbon Project. Nordic Council of Ministers.

Gallai, N., Salles, J.M., Settele, J. & Vaissiere, B.E. 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68(3): 810-821.

Gentry, R.R., Alleway, H.K., Bishop, M.J., Gillies, C.L., Waters, T. & Jones, R. 2020. Exploring the potential for marine aquaculture to contribute to ecosystem services. *Reviews in Aquaculture* 12(2): 499-512.

Glover, K.A., Wennevik, V., Hindar, K., Skaala, Ø., Fiske, P., Solberg, M.F., Diserud, O.H., Svåsand, T., Karlsson, S., Andersen, L.B. & Grefsrud, E.S. 2020. The future looks like the past: Introgression of domesticated Atlantic salmon escapees in a risk assessment framework. *Fish and Fisheries* 21: 1077-1091. DOI: 10.1111/faf.12478

Gregory, K.J. & Davis, J.C. 1993. The perception of riverscape aesthetics. An example from two Hampshire Rivers. *J. Environ. Manage.* 39: 171-185.

Grimsrud, K., Armstrong, C.W., Paasche, Ø., Pretlove, B. & Saltvedt, T.M. 2021. Nasjonalregnskap for havet og havøkonomi. Kapittel 8. SSB.

Grimsrud, K. & Ånestad, T.K. 2022. Havregnskap - et bakgrunnsnotat. SSB.

Grizzetti, B., Bouraoui, F. & Aloe, A. 2012. Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas. *Global Change Biology* 18(2): 769-782.

Grizzetti, B., Vigiak, O., Udias, A., Aloe, A., Zanni, M., Bouraoui, F., Pistocchi, A., Dorati, C., Friedland, R. & De Roo, A. 2021. How EU policies could reduce nutrient pollution in European inland and coastal waters. *Global Environmental Change* 69: 102281.

- Guerra, C.A., Heintz-Buschart, A., Sikorski, J., Chatzinotas, A., Guerrero-Ramírez, N., Cesarz, S., Beaumelle, L., Rillig, M.C., Maestre, F.T. & Delgado-Baquerizo, M. 2020. Blind spots in global soil biodiversity and ecosystem function research. *Nature communications* 11(1): 3870.
- Gullestad, P., Abotnes, A.M., Bakke, G., Skern-Mauritzen, M., Nedreaas, K. & Søvik, G. 2017. Towards ecosystem-based fisheries management in Norway—practical tools for keeping track of relevant issues and prioritising management efforts. *Marine Policy* 77: 104-110.
- Gundersen, V., Mehmetoglu, M., Vistad, O.I. & Andersen, O. 2015. Linking visitor motivation with attitude towards management restrictions on use in a national park. *Journal of outdoor recreation and tourism* 9: 77-86.
- Gundersen, H., Bryan, T., Chen, W. & Moy, F.E. 2016. Ecosystem services: In the coastal zone of the Nordic countries. Nordic Council of Ministers.
- Gundersen, H., Oug, E., Bekkby, T. & Norderhaug, K., M. 2018. Eufotisk marin sedimentbunn, Marint gruntvann. Norsk rødliste for naturtyper. Artsdatabanken, Trondheim, Norge. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/17> Downloaded.
- Gundersen, V., Vistad, O.I., Panzacchi, M., Strand, O. & van Moorter, B. 2019. Large-scale segregation of tourists and wild reindeer in three Norwegian national parks: Management implications. *Tourism Management* 75: 22-33.
- Gundersen, V., Skår, M., Flemsæter, F. & Köhler, B. 2021. A river runs through the landscape: Everyday use in an ever-changing environment. *Journal of Rural Studies* 87: 67-76.
- Hagen, I.J. & Karlsson, S. 2023. Knowledge gained from evaluating 16 Norwegian stocking programs for Atlantic salmon (*Salmo salar*). NINA Report 2347. Norwegian Institute for Nature Research.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. 2017. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure.
- Hancke, K., Bekkby, T., Gilstad, M., Chapman, A. & Christie, H. 2018. Taredyrking - mulige miljøeffekter, synergier og konflikter med andre interesser i kystsonen. NIVA Rapport. Norsk institutt for vannforskning.
- Hansen, C., Aarflot, J.M., Eriksen, E., Husson, B., Fauchald, P., Johansen, G.O., Jørgensen, L.I., Meeren, G.v.d., Mikkelsen, N., Ottersen, G., Quillfeldt, C.H.v. & Mauritzen, M.S.-. 2022. Samlet påvirkning i foreslåtte særlig verdifulle og sårbare områder i norske havområder. Rapport fra havforskningen 2022-46. Havforskningsinstitutt. Norsk institutt for naturforskning. Norsk polar institutt.
- Hanssen, F., Barton, D.N., Nowell, M. & Cimburova, Z. 2019. Mapping urban tree canopy cover using airborne laser scanning. Applications to urban ecosystem accounting for Oslo.
- Havbeiteforskrifta. 2003. Forskrift om tildeling og drift ved havbeiteverksemd (FOR-2003-08-28-1110). <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-08-28-1110>.
- Hein, L., Remme, R.P., Schenau, S., Bogaart, P.W., Lof, M.E. & Horlings, E. 2020. Ecosystem accounting in the Netherlands. *Ecosystem Services* 44: 101118.
- Hermes, C. & von Haaren, C. 2018. Assessing the aesthetic quality of landscapes in Germany. *Ecosyst. Serv.* 31: 296-307.

- Hersoug, B., Armstrong, C., Brattland, C., Eythórsson, E., Holmgaard, S., Johnsen, J.-P., Kvalvik, I., Mikkelsen, E., Paudel, K.P. & Solås, A.-M. 2019. Når det blåser i fra ØST. Om bruken av økosystemtjeneste-perspektivet i kystzoneplanleggingen. Nofima Rapport.
- Hetherington, J., Daniel, T.C. & Brown, T.C. 1993. Is motion more important than it sounds? The Medium of presentation in environment perception research. *J. Environ. Psychol.* 13: 283-291.
- Hillestad, M.E. 2019. Beitemarka-et ukjent karbonlager. *AgriAnalyse 1894-1192*. AgriAnalyse.
- Hindar, K., Hole, L.R., Kausrud, K., Malmstrøm, M., Rimstad, E., Robertson, L., Sandlund, O.T., Thorstad, E.B., Vollset, K.W., de Boer, H., Eldegard, K., Järnegren, J., Kirkendall, L., Måren, I., Nielsen, A., Nilsen, E.B., Rueness, E. & Velle, G. 2020. Assessment of the risk to Norwegian biodiversity and aquaculture from pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*). Scientific Opinion of the Panel on Alien Organisms and Trade in Endangered Species (CITES). VKM report 2020:01, Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway. 157 pp.
- Hossu, C. A., Iojă, I. C., Onose, D. A., Niță, M. R., Popa, A. M., Talabă, O. & Inostroza, L. 2019. Ecosystem services appreciation of urban lakes in Romania. Synergies and trade-offs between multiple users. *Ecosystem Services* 37: 100937.
- Hostyn, G., Schwartz, C., Côme, J.-M. & Ouvrard, S. 2022. Assessment for combined phytoremediation and biomass production on a moderately contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research* 29(39): 59736-59750.
- Hovd, J. 2020. Distribution and habitat preferences of eight common farmland bird species in Central Norway. MSc. Nord University, Steinkjer, Norway.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1917. Mjøsas fisker og fiskerier. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskabs Skrifter 1916 nr. 2.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge, med et tillæg om krebsen. Kristiania.
- ICES. 2016. Report of the joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eel (WGEEL), 15 September-22 September 2016, Cordoba, Spain. ICES CM2016/ACOM:19. 105 s.
- Ihse, M. (ed.) 2017. Utan pengar – inga hagar och ängar. Kungl. skogs- och lantbruksakademiens tidskrift. 5-2017, årgång 156. 92 s.
- IPBES. 2017. Update on the classification of nature's contributions to people by the Intergovernmental Science_Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. . Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Note by the Secretariat. IPBES/5/INF/24.
- IPBES. 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat, Bonn, Germany
- IPBES. 2022. Methodological assessment of the diverse values and valuation of nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. . Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES).
- IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC.
- IPCC. 2019. Climate change and land. An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse

gas fluxes in terrestrial ecosystems. . Summary for Policymakers. Intergovernmental Panel on Climate Change.

Iversen, A., Nyrud, T., Robertsen, R. & Erraia, J. 2022. Verdiskaping og ringvirkninger fra fiskeflåten i 2021. Nofima Rapport 31/2022

Jakobsson, S., Evju, M., Framstad, E., Imbert, A., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J.P., Vandvik, V., Velle, L.G., Aarrestad, P.A. & Nybø, S. 2021. Introducing the index-based ecological condition assessment framework (IBECA). *Ecological Indicators* 124: 107252.

Jakobsson, S., Töpper, J.P., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, B., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V., Velle, L.G., Aarrestad, P.A. & Nybø, S. 2020. Setting reference levels and limits for good ecological condition in terrestrial ecosystems – Insights from a case study based on the IBECA approach. *Ecological Indicators* 116: 106492.

Janjić, J. & Tadić, L. 2023. Fields of Application of SWAT Hydrological Model—A Review. *Earth* 4(2): 331-344.

Jepsen, J.U., Arneberg, P., Ims, R.A., Siwertsson, A. & Yoccoz, N.G. 2020. Panel-based Assessment of Ecosystem Condition (PAEC) – Technical protocol version 2 NINA Rapport. Norwegian Institute for Nature Research.

Jepsen, J.U., Speed, J.D.M., Austrheim, G., Rusch, G.M., Petersen, T.K., Asplund, J., Bjerke, J.W., Bjune, A.E., Eide, N.E., Herfindal, I., Ims, R.A., Israelsen, M.F., Kapfer, J., Kolstad, A., Nordén, J., Sandercock, B.K., Stien, J., Tveito, O.E. & Yoccoz, N.G. 2022. Panel-based Assessment of Ecosystem Condition – a methodological pilot for four terrestrial ecosystems in Trøndelag. NINA Report 2094. Norwegian Institute for Nature Research.

Jonsson, B., & Jonsson, N. 2011. Ecology of Atlantic salmon and brown trout. Habitat as a template for life histories. Fish and Fisheries Series, 33. Dordrecht: Springer Science + Business Media BV.

Johnston, C.A. 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 21(5-6): 491-565.

Johnston, R.J. & Rosenberger, R.S. 2010. Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. *Journal of Economic Surveys* 24(3): 479-510.

Junker, B. & Buchecker, M. 2007. Aesthetic preferences versus ecological objectives in river restorations. *Landscape and Urban Planning* 85: 141–154.

Junker-Köhler, B. & Sundt, H. 2021. Assessing Visual Preferences of the Local Public for Environmental Mitigation Measures of Hydropower Impacts—Does Point-of-View Location Make a Difference? *Water* 13(21): 2985.

Kallioniemi, E., Åström, J., Rusch, G.M., Dahle, S., Åström, S. & Gjershaug, J.O. 2017. Local resources, linear elements and mass-flowering crops determine bumblebee occurrences in moderately intensified farmlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 239: 90-100.

Karlsson, J., Rööös, E., Sjunnestrand, T., Pira, K., Larsson, M., Andersen, B.H., Sørensen, J., Veistola, T., Rantakokko, J., Manninen, S. & Brubæk, S. 2017. Future Nordic diets. Exploring ways for sustainably feeding the Nordics. *TemaNord* 2017:566. Nordic Council of Ministers.

Karlsson, S., Larsen, B.M. & Hindar, K. 2013. Host-dependent genetic variation in freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.). *Hydrobiologia* 735: 179–190.

Karlsson, S., Diserud, O. H., Fiske, P., and Hindar, K. 2016. Widespread genetic introgression of escaped farmed Atlantic salmon in wild salmon populations. *ICES Journal of Marine Science* 73: 2488–2498. doi:10.1093/icesjms/fsw121

Kartverket. 2023. Produktoversikt – Marine grunnkart i kystsonen. Versjon 3 – mars 2023. Kartverket.

Karydas, C.G., Panagos, P. & Gitas, I.Z. 2014. A classification of water erosion models according to their geospatial characteristics. *International Journal of Digital Earth* 7(3): 229-250.

Keith, D.A., Ferrer-Paris, J.R., Nicholson, E. & Kingsford, R.T., eds. 2020. IUCN Global Ecosystem Typology 2.0. Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups. IUCN, Gland, Switzerland

Kerebel, A., Gélinas, N., Déry, S., Voigt, B. & Munson, A. 2019. Landscape aesthetic modelling using Bayesian networks: Conceptual framework and participatory indicator weighting. *Landscape and Urban Planning* 185: 258-271.

Klein, A.M., Vaissière, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C. & Tscharntke, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274(1608): 303-313.

Klemetsen, A., Amundsen. P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F., & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 1–59.

Klima- og miljødepartementet. 2022. Forskrift om jakt- og fangsttider samt sankning av egg og dun for jaktseongene fra og med 1. april 2022 til og med 31. mars 2028.

Knutsen, H.r. 2022. Utsyn over norsk landbruk. Tilstand og utviklingstrekk 2022. NIBIO bok 8 (5). Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO).

Kvasnes, M., Pedersen, H.C., Kjønnsberg, M., Rød-Eriksen, L., Eriksen, L.F., Bowler, D., Andersen, O, Berge, S.E., Hagen, B.R., Moa, P.F & Nilsen, E. B. 2019. Hønsefuglportalen. Oppsummering av drift og utvikling i perioden 2013-2018. NINA Rapport 1664. Norsk institutt for naturforskning.

Kværnø, S., Barneveld, R., Heggem, E.S.F., Stratmann, M. & Søvde, N.E. 2020. Beskrivelse av erosjonsrisikokart - metoder, forutsetninger og bruk. NIBIO POP. NIBIO.

Kyrkjeeide, M.O., Bartlett, J., Rusch, G.M., Sandvik, H. & Nordén, J. 2020. Karbonlagring i norske økosystemer. NINA Temahefte. Norwegian Institute for Nature Research.

Köhler, B., Aas, Ø. & Ruud, A. 2019. Hva kan vi lære fra gjennomførte vilkårsrevisjoner i Norge? En dokumentanalyse av resultater, prosess og kunnskapsgrunnlag. *Kart og Plan* 79: 65-102.

La Rosa, D., Spyra, M. & Inostroza, L. 2016. Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning: a review. *Ecol. Indic.* 61:74-89.

Larsen, B. M. 1997. Elvemusling (*Margaritifera margaritifera* L.). Litteraturstudie med oppsummering av nasjonal og internasjonal kunnskapsstatus. NINA Fagrapport 28. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2018. Handlingsplan for elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) 2019–2028. Miljødirektoratet. Rapport M–1107|2018. 62 s.

Larsen, B.M. & Magerøy, J.M. 2019, Elvemuslinglokaliteter i Norge. En beskrivelse av status som grunnlag for arbeid med kartlegging og tiltak i handlingsplanen for 2019–2028. NINA Rapport 1669. Norsk institutt for naturforskning.

Lawu, B., Lim, F., Susilo, A. & Surantha, N. 2021. Social media data crowdsourcing as a new stream for environmental planning & monitoring: A review. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 729. Proceedings. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/729/1/012013/meta>

Lof, M., Grondard, N., Hein, L., Barton, D.N. & Martín, F.S. 2022. Guidance for the biophysical modelling and analysis of ecosystem services in an Ecosystem Accounting context. V3.1. MAIA - Mapping and Assessment for Integrated Ecosystem Accounting project.

Lonsdorf, E., Kremen, C., Ricketts, T., Winfree, R., Williams, N. & Greenleaf, S. 2009. Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Annals of Botany* 103(9): 1589-1600.

Lonsdorf, E., Ricketts, T., Kremen, C., Winfree, R., Greenleaf, S. & Williams, N. 2011. Crop pollination services. In: Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T., Daily, G. C. & Polasky, S. eds. *Natural Capital. Theory and practice of mapping ecosystem services*. Oxford University Press. Pp. 168-187.

Løvås, S.M. & Tørum, A. 2001. Effect of the kelp *Laminaria hyperborea* upon sand dune erosion and water particle velocities. *Coastal Engineering* 44(1): 37-63.

MA. 2005. Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. UN.

Ma, J., Li, X., Baoquan, J., Liu, X., Li, T., Zhang, W. & Liu, W. 2021. Spatial variation analysis of urban forest vegetation carbon storage and sequestration in built-up areas of Beijing based on i-Tree Eco and Kriging. *Urban Forestry & Urban Greening* 66: 127413.

Mangano, M. & Sara, G. 2017. Collating science-based evidence to inform public opinion on the environmental effects of marine drilling platforms in the Mediterranean Sea. *Journal of Environmental Management* 188: 195-202.

Mareano. 2022. MAREANO Årsrapport 2021. MAREANO.

Martinussen, I., Amundsen, M., Granhus, A., Gonera, A., Hauglin, M., Hykkerud, A.L., Jaakola, L., Kurttila, M., Miina, J., Peltola, R., Schmidt, G., Skaret, J., Yang, B. & Aaby, K. 2023. Norwegian wild berries – increased predictability and value creation - the “WildBerries” project. *Acta Hortic.* 1357, 319-324. *Acta Horticulturae* 1357: 319-324.

Mascorda Cabre, L., Hosegood, P., Attrill, M.J., Bridger, D. & Sheehan, E.V. 2021. Offshore longline mussel farms: a review of oceanographic and ecological interactions to inform future research needs, policy and management. *Reviews in Aquaculture* 13(4): 1864-1887.

Mezzer, K.-A.T. & Sæther, N.A.H. 2016. The state of biodiversity for food and agriculture in Norway.

Miljødirektoratet. 2013. Kartlegging og verdsetting av frilufslivsområder. Miljødirektoratet.

Miljødirektoratet. 2022. Økosystemtjenester i Kystsonen Lofoten. Faggrunnlag for helhetlige forvaltningsplaner for norske havområder M-2299. Miljødirektoratet.

Miljødirektoratet. 2023. Etablering av naturregnskap i Norge. Eksisterende data og utviklingsbehov i møte med internasjonale standarder og krav. Miljødirektoratet.

Miljødirektoratet 2023b. [Påvirkninger på elv, innsjø, kyst og hav - Miljødirektoratet \(miljodirektoratet.no\)](https://www.miljodirektoratet.no)

Mosley, M.P. 1989. Perceptions of New Zealand River Scenery. *N. Z. Geogr.*, 45: 2-13.

Museth, J., Borgstrøm, R. & Høye, L.K. 1996. Sølensjøfisket – kulturhistorie, næring og fiskebestander i endring. Fagnytt nr 3-1994. Norges landbrukshøgskole.

Myhre, M., Richardsen, R., Nystøyl, R. & Strandheim, G. 2022. Analyse marint restråstoff 2021. Tilgjengelighet og anvendelse av marint restråstoff i fra norsk fiskeri- og havbruksnæring. SINTEF Ocean AS. SINTEF.

Myrvold, K.M., Mawle, G. W., Andersen, O. & Aas, Ø. 2019. The Social, Economic and Cultural values of wild Atlantic salmon. A review of literature for the period 2009-2019 and an assessment of changes in values. NINA Report 1668. Norwegian Institute for Nature Research.

Mysterud, A., Langvatn, R., Meisingset, E. L., & Rivrud, I. M. 2023. Agricultural grasslands buffer density effects in red deer populations. *The Journal of Wildlife Management*, 87(3), e22357.

Nations, U. 2021. System of Environmental-Economic Accounting— Ecosystem Accounting (SEEA EA). White cover publication, pre-edited text subject to official editing. United Nations.

Nations, U. 2022. Guidelines on biophysical modelling for ecosystem accounting. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division.

Navrud, S. 1988. Verdsetting av kollektive goder som påvirkes av sur nedbør i de nordiske land. Nordisk Ministerråd.

Nestby, R., Hykkerud, A.L. & Martinussen, I. 2019. Review of botanical characterization, growth preferences, climatic adaptation and human health effects of Ericaceae and Empetraceae wild dwarf shrub berries in boreal, alpine and arctic areas. *Journal of Berry Research* 9(3): 515-547.

Nilsen, E.B., Rød-Eriksen, L. 2020. Trender i størrelsen på den norske lirypebestanden i perioden 2009-2020: Analyser basert på data fra Hønsfuglportalen. NINA Rapport 1869. Norsk institutt for naturforskning.

Nilsen, L.B., Holene, A.C., Spongsveen, O.O.H., Frøiland, C. & Svartedal, N. 2023. Nøkkeltall 2022 fra Norsk genressurssenter. NIBIO Rapport.

Norderhaug, A., Bele, B., Bratli, H. & Stabbetorp, O. 2010. Åpent lavland. Kapittel 5. In: Nybø, S. ed. *Naturindeks i Norge 2010*. Direktoratet for naturforvaltningen, Trondheim, Norge.

Norderhaug, A., Clemmensen, K.E., Kardol, P., Thorhallsdottir, A.G. & Aslaksen, I. 2023. Carbon sequestration potential and the multiple functions of Nordic grasslands. *Climatic Change* 176(5): 55.

Norderhaug, K.M., Skjermo, J., Kolstad, K., Broch, O.J., Ergon, Å., Handå, A., Horn, S.J., Lock, E.-J. & Øverland, M. 2020. Mot en ny havnæring for tare? Muligheter og utfordringer for dyrking av alger i Norge. *Fisken og havet 2020-5*. Havforskningsinstituttet.

Normyle, A., Doran, B., Vardon, M., Mathews, D., Melbourne, J. & Althor, G. 2022. An Indigenous perspective on ecosystem accounting: Challenges and opportunities revealed by an Australian case study. *Ambio* 51(11): 2227-2239.

Notte, A.L., Vallecillo, S., Bendito, E.G., Grammatikopoulou, I., Czucz, B., Ferrini, S., Grizzetti, B., Rega, C., Herrando, S., Villero, D., Zurbarán-Nucci, M. & Maes, J. 2021. Ecosystem Services Accounting – Part III Pilot accounts for habitat and species maintenance, on-site soil retention and water purification JRC Technical Reports. European Joint Research Centre.

NOU 1999:9. Til laks åt alle kan ingen gjera? Norges Offentlige Utredninger 1999:9.

NOU. 2023. Helhetlig forvaltning av akvakultur for bærekraftig verdiskaping. NOU. Nærings- og fiskeri departement.

NVE 2013. Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022. Nasjonal gjennomgang og forslag til priori-tering. NVE Rapport nr. 49/2013.

Ode, Å., Tveit, M.S. & Fry, G. 2008. Capturing landscape visual character using indicators: touching base with landscape aesthetic theory. *Landscape research* 33(1): 89-117.

Olander, L. P., Johnston, R. J., Tallis, H., Kagan, J., Maguire, L. A., Polasky, S. & Palmer, M. 2018. Benefit relevant indicators: Ecosystem services measures that link ecological and social outcomes. *Ecological Indicators* 85: 1262–1272.

Olje- og energidepartementet. 2022. Høring - forskrift om undersøkelse og utvinning av skjell-sand, sand og grus i kystnære områder, Oslo, Norge.

Ow, L.F. & Ghosh, S. 2017. Urban cities and road traffic noise: Reduction through vegetation. *Applied Acoustics* 120: 15-20.

Panagopoulos, I., Mimikou, M. & Kapetanaki, M. 2007. Estimation of nitrogen and phosphorus losses to surface water and groundwater through the implementation of the SWAT model for Norwegian soils. *Journal of Soils and Sediments* 7: 223-231.

Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E. & Montanarella, L. 2015. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land use policy* 48: 38-50.

Paracchini, M.L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schaegner, J.P., Termansen, M., Zandersen, M., Perez-Soba, M., Scholefield, P.A. & Bidoglio, G. 2014. Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecological Indicators* 45: 371-385.

Parkkila, K., Arlinghaus, R., Artell, J., Gentner, B., Haider, W., Aas, Ø., Barton, D., Roth, E. & Sipponen, M. 2010. Methodologies for assessing socio-economic benefits of European inland recreational fisheries EIFAC Occasional Paper No. 46. FAO, Ankara.

Pedersen, C. & Krøgli, S.O. 2017. The effect of land type diversity and spatial heterogeneity on farmland birds in Norway. *Ecological Indicators* 75: 155-163.

Pedersen, H.C., Follestad, A., Lorentsen, S.-H., Nilsen, E.B. & Stokke, B.G. 2021. Statusoversikt for jaktbart småvilt: Bestandsstatus og utviklingstrender siste 5 år. NINA Rapport 1917. Norsk institutt for naturforskning.

Pedersen, S., Grønvik, O., Kjelsaas, I. & Handberg, Ø.N. 2021. Økonomisk verdi av sjølaksefiske i Norge for fiskerne. Menon-publikasjon nr. 132/2021. Menon Economics, Oslo.

- Perennes, M., Diekötter, T., Groß, J. & Burkhard, B. 2021. A hierarchical framework for mapping pollination ecosystem service potential at the local scale. *Ecological Modelling* 444: 109484.
- Pérez-Soba, M. & al., e. 2019. The emergy perspective: natural and anthropic energy flows in agricultural biomass production. JRC Technical Reports. Publications Office of the European Union.
- Phaneuf, D.J. & Smith, V.K. 2005. Recreation demand models. *Handbook of environmental economics* 2: 671-761.
- Power, M.E. 1990. Effects of fish in river food webs. *Science* 250: 411-415.
- Rekdal, Y. & Angeloff, M. 2020. Kjøtfe på utmarksbeite. Beiteressursar i soner for arealtilskot. NIBIO Rapport 6(56). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Rekdal, Y. & Angeloff, M. 2021. Arealrekneskap i utmark. Utmarksbeite–ressursgrunnlag og beitebruk. NIBIO Rapport 7/208 8217029873. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Remme, R.P., Lof, M., de Jongh, L., Hein, L., Schenau, S., de Jong, R. & Bogaart, P. 2018. The SEEA EEA biophysical ecosystem service supply-use account for the Netherlands. Wageningen University & Research.
- Reynaud, A. & Lanzanova, D. 2017. A global meta-analysis of the value of ecosystem services provided by lakes. *Ecol. Econ.* 137: 184-194.
- Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniņš, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., de Carli, E. & Del Moral, J.C. 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 120(21): e2216573120.
- Rikardsen, A. H., Righton, D., Strøm, J. F., Thorstad, E. B., Gargan, P., Sheehan, T., Økland, F. *et al.* 2021. Redefining the oceanic distribution of Atlantic salmon. *Scientific Reports*, 11: 12266.
- Rosseland, T.L. 2023. Forurensningstransport fra Slettebakken deponi i Bergen, fysisk kartlegging og modellering. MSc. Norwegian University of Life Sciences (NMBU), Ås, Norge.
- Roth, M., Hildebrandt, S., Röhner, S., Tilk, C., Schwarz-von Raumer, H.-G., Roser, F. & Borsdorff, M. 2018. Landscape as an area as perceived by people: Empirically-based nationwide modelling of scenic landscape quality in Germany. *J. Digit. Landsc. Archit* 3: 129-137.
- Runge, C.A., Hausner, V.H., Daigle, R.M. & Monz, C.A. 2020. Pan-Arctic analysis of cultural ecosystem services using social media and automated content analysis. *Environmental Research Communications* 2(7): 075001.
- Runge, C.A., Daigle, R.M. & Hausner, V.H. 2020a. Quantifying tourism booms and the increasing footprint in the Arctic with social media data. *PloS one* 15(1): e0227189.
- Runge, C.A., Hausner, V.H., Daigle, R.M. & Monz, C.A. 2020b. Pan-Arctic analysis of cultural ecosystem services using social media and automated content analysis. *Environmental Research Communications* 2(7): 075001.
- Sametinget. 2021. Sametingets planveileder. Sak SP 059/2. https://sametinget.no/_f/p1/icbedd20e-c307-4d3a-b30e-43a72d69c0c4/sametinget_planveileder-2021.pdf.

Sánchez Colón, S. 2020. Pilot testing of the SEEA-EEA Framework in Mexico: Coastal Protection by Mangrove Ecosystems. United Nations Statistics Division, Department of Economic and Social Affairs.

Sandlund, O.T., Berge, E., Flø, B.E., Næsje, T.F., Saksgård, R. & Ugedal, U. 2004. Whitefish fisheries in mountainous southeastern Norway. *Mountain Research and Development* 24: 67-74.

Sargentis, G. F., Hadjibiros, K. & Christofides, A. 2005. Plastiras Lake: The impact of water level on the aesthetic value of the landscape. In *Proceedings of the International Conference on Environmental Science and Technology Vol. 2*: 817-824.

Schimel, A.C.G., Thormar, J., Oveland, I., Thorsnes, T., Elvenes, S., Kurz, T. & Welde, H. 2023. Summary report of datasets acquired for the purpose of method development within the Marine Base Maps for the Coastal Zone (Marine grunnkart i kystsonen) project at Fjøløy and Klosterøy, Stavanger, Norway. NGU Report. *Norges geologiske undersøkelse*.

Schindler, D.E., Hilborn, R., Chasco, B., Boatright, C.P., Quinn, T.P., Rogers, L.A. & Webster, M.S. 2010. Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. *Nature* 465: 609–612.

Schirpke, U., Hölzler, S., Leitinger, G., Bacher, M., Tappeiner, U. & Tasser, E. 2013. Can we model the scenic beauty of an alpine landscape? *Sustainability* 5(3): 1080-1094.

Schröter, M., Rusch, G.M., Barton, D.N., Blumentrath, S. & Nordén, B. 2014. Ecosystem services and opportunity costs shift spatial priorities for conserving forest biodiversity. *PLoS One* 9(11): e112557.

Skaugen, T., Lawrence, D. & Ortega, R.Z. 2020. A parameter parsimonious approach for catchment scale urban hydrology—Which processes are important? *Journal of Hydrology X* 8: 100060.

Skår, M. & Köhler, B. 2018. Utvidet miljødesign. Ulike metoder for kunnskapsutvikling om rekreasjonsinteresser og landskapsopplevelse i og langs regulerte elver. *HydroCen rapport 2*.

Smith, R.I., Barton, D.N., Dick, J., Haines-Young, R., Madsen, A.L., Rusch, G.M., Termansen, M., Woods, H., Carvalho, L., Giucă, R.C., Luque, S., Odee, D., Rusch, V., Saarikoski, H., Adamescu, C.M., Dunford, R., Ochieng, J., Gonzalez-Redin, J., Stange, E., Vădineanu, A., Verweij, P. & Vikström, S. 2018. Operationalising ecosystem service assessment in Bayesian Belief Networks: Experiences within the OpenNESS project. *Ecosystem Services* 29: 452-464.

Solberg, E. J., Sand, H., Linnell, J., Brainerd, S., Andersen, R. Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J. Strand, O., Wabakken, P. 2003. Store rovdyrs innvirkning på hjorteviltet i Norge: Økologiske prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. NINA Fagrapport 63, 75pp. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/fagrapport/2003/63.pdf>

Solberg, E.J., Veiberg, V., Strand, O., Hansen, B.B., Rolandsen, C.M. Andersen, R., Heim, M., Solem, M.I., Holmstrøm, F., Granhus, A., Eriksen, R. & Bøthun, S.W. 2022. Hjortevilt 1991–2021: Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport 2141. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3020056>

Soy Massoni, E., Barton, D.N., Rusch, G.M. & Gundersen, V. 2018. Bigger, more diverse and better? Mapping structural diversity and its recreational value in urban green spaces. *Ecosystem Services* 31: 502-516.

Stange, E., Zulian, G., Rusch, G.M., Barton, D.N. & Nowel, M. 2017. Ecosystem services mapping for municipal policy: ESTIMAP and zoning for urban beekeeping. *One Ecosystem* 2: e14014.

- Stange, E., Barton, D.N. & Rusch, G.M. 2018. A closer look at Norway's natural capital—how enhancing urban pollination promotes cultural ecosystem services in Oslo. In: Paracchini, M. L., Zingari, P. C. & Blasi, C. eds. Reconnecting natural and cultural capital. European Commission, Brussels, Belgium. Pp. 235-243.
- Stange, E. & Rusch, G.M. 2021. Mapping and Assessment of Ecosystem Services in Norway: Examples as support for implementation of ecosystem accounting. NINA Report 2012. Norwegian Institute for Nature Research.
- Stokstad, G. In press. Status og endringer i jordbrukslandskapet i Norge. NIBIO rapport 2023. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Storie, J., Suškevičs, M., Nevzati, F., Külvik, M., Kuhn, T., Burkhard, B., Vikström, S., Lehtoranta, V., Riikonen, S. & Oinonen, S. 2021. Evidence on the impact of Baltic Sea ecosystems on human health and well-being: a systematic map. *Environmental Evidence* 10: 1-24.
- Strand, G.-H., Svensson, A., Rekdal, Y., Stokstad, G., Mathiesen, H.F. & Bryn, A. 2021. Verdiskaping i utmark: Status og muligheter. NIBIO Rapport 7/175 821702944X. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Strand, G.-H., Framstad, E. & Opsahl, L.A. 2023. Heldekkende økosystemkart. Testversjon (MVP). NIBIO Rapport. Vol. 9. Nr 88
- Suárez, M., Barton, D.N., Cimburova, Z., Rusch, G.M., Gómez-Baggethun, E. & Onaindia, M. 2020. Environmental justice and outdoor recreation opportunities: A spatially explicit assessment in Oslo metropolitan area, Norway. *Environmental Science & Policy* 108: 133-143.
- Sundt-Hansen, L.E.; Forseth, T., Harby, A., Bongard, T., Fossøy, F., Arnesen, I.J., Köhler, B., Majaneva, M., Sivertsgård, R., Skoglund, H., Skår, M. & Sundt, H. 2021. Utvidet miljødesign i demovassdrag. HydroCen rapport 22.
- Sutherland, W.J., Pullin, A.S., Dolman, P.M. & Knight, T.M. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in ecology & evolution* 19(6): 305-308.
- Svalheim, E., Asdal, Å., Hauge, L., Marum, P. & Ueland, J. 2005. Bevaring av genressurser. Fôrplanter i gamle enger og beiter.
- Sydenham, M.A.K., Moe, S.R. & Eldegard, K. 2020. When context matters: Spatial prediction models of environmental conditions can identify target areas for wild bee habitat management interventions. *Landscape and Urban Planning* 193: 103673.
- Sydenham, M.A.K., Venter, A., Eldegard, K., Torvanger, M.S., Nowel, M., Hansen, S., Øverland, J.I., Dupont, Y.L., Rasmussen, C., Skrindo, A.B. & Rusch, G.M. 2023. The contributions of flower strips to wild bee conservation in agricultural landscapes can be predicted using pollinator habitat suitability models. *Ecological Solutions and Evidence* 4:e12283: 4:e12283.
- Sælthun, N.R. & Barton, D.N. 2021. REO: Estimering av overflateavrenning fra urbane felt. Beregningsgrunnlag for et arealdifferensiert overvannsgebyr. NINA Rapport. Norwegian Institute for Nature Research.
- Saastamoinen, O., Kangas, K. & Aho, H. 2000. The picking of wild berries in Finland in 1997 and 1998. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15(6): 645-650.
- Sømme, I.D. 1941. Ørretboka. Jacob Dybwads forlag, Oslo.
- Tallar, R.Y. & Suen, J.P. 2017. Measuring the aesthetic value of multifunctional lakes using an enhanced visual quality method. *Water* 9: 233.

TEEB 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Economic and Ecological Foundation. Earthscan Publications, London. www.teebweb.org

Thiele, J., Albert, C., Hermes, J. & von Haaren, C. 2020. Assessing and quantifying offered cultural ecosystem services of German river landscapes. *Ecosystem Services* 42: 101080

Thiele, J. & Albert, C. 2019. Are river landscapes outstanding in providing cultural ecosystem services? An indicator-based exploration in Germany. *Ecological Indicators* 101: 31-40

Thorvaldsen, P., & Rivedal, S. 2014. Kostar hjorten meir enn han smakar? Del 2. Skader og skadeomfang av hjortebeiting i fulldyrka eng. *Bioforsk Rapport* 9 (172) 2014. Bioforsk.

Töpper, J. & Jakobsson, S. 2021. The Index-Based Ecological Condition Assessment (IBECA) - Technical protocol, version 1.0. NINA Rapport. Norwegian Institute for Nature Research.

Turtiainen, M. & Nuutinen, T. 2012. Evaluation of information on wild berry and mushroom markets in European countries. *Small-scale Forestry* 11: 131-145.

Tveit, M.S. 2009. Indicators of visual scale as predictors of landscape preference; a comparison between groups. *Journal of environmental management* 90(9): 2882-2888.

Tveiterås, K., Sperre, I.-M., Arhaug, J., Pedersen, M., Jensen, N., Gregussen, O., Rist, S. & Nergaard, Ø. 2022. Grønn verdiskaping og økt bearbeiding i sjømatindustrien. Utvalg oppnevnt av Nærings- og Fiskeridepartementet.

Vallecillo, S., La Notte, A., Polce, C., Zulian, G., Alexandris, N., Ferrini, S. & Maes, J. 2018. Ecosystem services accounting: Part I - Outdoor recreation and crop pollination. Publications Office of the European Union. European Union.

Vallecillo Rodriguez, S., La Notte, A., Kakoulaki, G., Kamberaj, J., Robert, N., Dottori, F., Feyen, L., Rega, C. & Maes, J. 2019. Ecosystem services accounting - Part II Pilot accounts for crop and timber provision, global climate regulation and flood control. JRC Technical Reports. European Joint Research Centre.

van der Meeren, G.I. (red.) 2013. Kasusstudie: Villaks og oppdrettslaks i et økosystemtjenesteperspektiv. *Fisken og Havet* 5/2013.

van der Schatte Olivier, A., Jones, L., Vay, L.L., Christie, M., Wilson, J. & Malham, S.K. 2020. A global review of the ecosystem services provided by bivalve aquaculture. *Reviews in Aquaculture* 12(1): 3-25.

van Putten, I.E., Plagányi, É.E., Booth, K., Cvitanovic, C., Kelly, R., Punt, A.E. & Richards, S.A. 2018. A framework for incorporating sense of place into the management of marine systems. *Ecology and Society* 23(4).

van Renterghem, T. 2019. Towards explaining the positive effect of vegetation on the perception of environmental noise. *Urban Forestry & Urban Greening* 40: 133-144.

Vee, I., Frantzen, S., Meeren, G.v.d. & Arneberg, P., eds. 2023. Status for miljøet i norske havområder — Rapport fra Overvåkingsgruppen 2023. Havforskningen

Velle, G., Dervo, B., Erikstad, L., Mjelde, M., Schartau, A.K. & Skarbøvik, E. 2021. Forslag til naturtyper prioritert for kartlegging i ferskvann. NORCE LFI-rapport 418, Miljødirektoratets rapport M-2050|2021. Norwegian Research Center LFI, Bergen.

- Venter, Z.S., Barton, D.N., Gundersen, V., Figari, H. & Nowell, M. 2020. Urban nature in a time of crisis: recreational use of green space increases during the COVID-19 outbreak in Oslo, Norway. *Environmental Research Letters* 15(10): 104075.
- Venter, Z.S., Krog, N.H. & Barton, D.N. 2020. Linking green infrastructure to urban heat and human health risk mitigation in Oslo, Norway. *Science of The Total Environment* 709: 136193.
- Venter, Z.S., Barton, D.N., Gundersen, V., Figari, H. & Nowell, M.S. 2021. Back to nature: Norwegians sustain increased recreational use of urban green space months after the COVID-19 outbreak. *Landscape and urban planning* 214: 104175.
- Venter, Z.S., Barton, D.N., Martinez-Izquierdo, L., Langemeyer, J., Baró, F. & McPhearson, T. 2021. Interactive spatial planning of urban green infrastructure – Retrofitting green roofs where ecosystem services are most needed in Oslo. *Ecosystem Services* 50: 101314.
- Venter, Z.S., Chakraborty, T. & Lee, X. 2021. Crowdsourced air temperatures contrast satellite measures of the urban heat island and its mechanisms. *Science Advances* 7(22): eabb9569.
- Venter, Z.S., Nowell, M.S.V., Bakkestuen, V., Ruud, A., Kruse, M., Skrindo, A.B., Kyrkjeeide, M.O. & Singsaas, F.T. 2021. Literature review of wetland remote sensing and mapping. NINA Rapport 2014. Norwegian Institute for Nature Research.
- Venter, Z., Roos, R., Nowell, M., Rusch, G., Kvifte, G. & Sydenham, M. 2023. Comparing global Sentinel-2 land cover maps for regional species distribution modelling. *Remote Sensing* 15(7).
- Venter, Z.S., Gundersen, V., Scott, S.L. & Barton, D.N. 2023. Bias and precision of crowdsourced recreational activity data from Strava. *Landscape and Urban Planning* 232: 104686.
- Venter, Z.S., Hassani, A., Stange, E., Schneider, P. & Castell, N. innsendt. Reassessing the role of urban green space in air pollution control. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Verbrugge, L., Buchecker, M., Garcia, X., Gottwald, S., Müller, S., Præstholt, S., & Stahl Olafsson, A. 2019. Integrating sense of place in planning and management of multifunctional river landscapes: experiences from five European case studies. *Sustainability Science* 14(3): 669-680.
- Vollset, K.W., Lennox, R.J., Skoglund, H., Karlsen, Ø., Normann, E.S., Wiers, T., Stöger, E., Barlaup, B.T. 2023. Direct evidence of increased natural mortality of a wild fish caused by parasite spillback from domestic conspecifics. *Proceedings of the Royal Society B* 290: 20221752.
- Vollset, K.W., Urdal, K., Utne, K., Thorstad, E.B., Sæggrov, H., Raunsgard, A., Skagseth, Ø. *et al.* 2022. Ecological regime shift in the Northeast Atlantic Ocean revealed from the unprecedented reduction in marine growth of Atlantic salmon. *Science Advances* 8: eabk2542.
- VRL. 2016. Status for norske laksebestander i 2016. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 9, 190 s.
- VRL. 2021. Status for norske laksebestander i 2021. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 16, 227 s.
- VRL. 2022. Klassifisering av tilstanden til sjøørret i 1279 vassdrag. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 9, 170 s.
- VRL 2023. Trusselvurdering for sjøørret. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 12, 37 s.

Vukomanovic, J., Singh, K.K., Petrasova, A. & Vogler, J.B. 2018. Not seeing the forest for the trees: Modeling exurban viewsapes with LiDAR. *Landscape and Urban Planning* 170: 169-176.

Vøllestad, L.A. 2023. Kunnskapen om norske ferskvannsfisk er mangelfull. Betyr det noe? *Vann* 2023(1): 47-55.

Vølstad, J.H., Christman, M., Ferter, K., Kleiven, A.R., Otterå, H., Aas, Ø., Arlinghaus, R., Borch, T., Colman, J. & Hartill, B. 2020. Field surveying of marine recreational fisheries in Norway using a novel spatial sampling frame reveals striking under-coverage of alternative sampling frames. *ICES Journal of Marine Science* 77(6): 2192-2205.

Vølstad, J.H., Christman, M., Ferter, K., Kleiven, A.R., Otterå, H., Aas, Ø., Arlinghaus, R., Borch, T., Colman, J. & Hartill, B. 2020. Field surveying of marine recreational fisheries in Norway using a novel spatial sampling frame reveals striking under-coverage of alternative sampling frames. *ICES Journal of Marine Science* 77(6): 2192-2205.

Wartmann, F. M., Frick, J., Kienast, F. & Hunziker, M. 2021. Factors influencing visual landscape quality perceived by the public. Results from a national survey. *Landscape and Urban Planning* 208: 104024.

Westling, E.L., Surridge, B.W.L., Sharp, L. & Lerner, D.N. 2014. Making sense of landscape change. Long-term perceptions among local residents following river restoration. *J. Hydrol.* 519: 2613-2623.

Whittaker, D. & Shelby, B. 2017. *Flows and Aesthetics: A Guide to Concepts and Methods*. National Park Service, Hydropower Assistance Program, Hydropower Reform Coalition, Confluence Research and Consulting, Oregon State University.

Wolff, S., Schulp, C. J. E. & Verburg, P. H. 2015. Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators* 55: 159-171.

Wu, J., Kutzbach, L., Jager, D., Wille, C. & Wilmking, M. 2010. Evapotranspiration dynamics in a boreal peatland and its impact on the water and energy balance. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115(G4).

Xuan, B.B., Armstrong, C.W., Ankamah-Yeboah, I., Hynes, S. & Needham, K. 2021. Valuing high-seas ecosystem conservation. *Conservation Biology* 35(5): 1405-1416.

Yamashita, S. 2002. Perception and evaluation of water in landscape. Use of Photo-Projective Method to compare child and adult residents' perceptions of a Japanese river environment. *Landscape Urban Plann.* 62: 3-17.

Zhang, C., Li, J. & Zhou, Z. 2022. Ecosystem service cascade: Concept, review, application and prospect. *Ecological Indicators* 137: 108766.

Zhao, J. Luo, P., Wang, R. & Cai, Y. 2013. Correlations between aesthetic preferences of river and landscape characters. *J. Environ. Eng. Landscape Manage.* 21:123-132.

Zimmermann, F., Kleiven, A.R., Ottesen, M.V. & Søvik, G. 2022. Inclusion of recreational fishing in data-limited stocks: a case study on Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) in Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 79(6): 969-978.

Zinsstag, J., Schelling, E., Waltner-Toews, D. & Tanner, M. 2011. From "one medicine" to "one health" and systemic approaches to health and well-being. *Preventive veterinary medicine* 101(3-4): 148-156.

- Zube, E.H., Sell, J.L. & Taylor, J.G. 1982. Landscape perception: research, application and theory. *Landscape planning* 9(1): 1-33.
- Zulian, G., Maes, J. & Paracchini, M.L. 2013. Linking land cover data and crop yields for mapping and assessment of pollination services in Europe. *Land* 2(3): 472-492.
- Zulian, G., Stange, E., Woods, H., Carvalho, L., Dick, J., Andrews, C., Baró, F., Vizcaino, P., Barton, D.N., Nowel, M., Rusch, G.M., Antunes, P., Fernandes, J., Ferraz, D., Ferreira dos Santos, R., Aszalós, R., Arany, I., Czúcz, B., Priess, J.A., Hoyer, C., Bürger-Patricio, G., Lapola, D., Mederly, P., Halabuk, A., Bezak, P., Kopperoinen, L. & Viinikka, A. 2018. Practical application of spatial ecosystem service models to aid decision support. *Ecosystem Services* 29: 465-480.
- Øien, D.-I., Moen, A., Lyngstad, A. & Fandrem, M. 2016. Slåttemyr i Norge. Kunnskapsstatus og innspill til handlingsplan. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport.
- Øien, D.-I., Fandrem, M., Lyngstad, A. & Moen, A. 2017. Utfasing av torvuttak i Norge – effekter på naturmangfold og andre økosystemtjenester. Naturhistorisk rapport 2017-6.
- Ånestad, T.K. & Nickelsen, E. Satellittregnskap for hav.
- Aas, Ø, Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. (red.) 2010. *Atlantic Salmon Ecology*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Aasmundsen, A. & Vale, K.S. 2022. Erfaringsrapport: Areal ute av drift 2020-2021. Statsforvalteren i Vestfold og Telemark. Landbruksavdelinga.
- Åström, J., Birkemoe, T., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2019. Nasjonal overvåking av insekter. Behovsanalyse og forslag til overvåkingsprogram. NINA Rapport. Norsk institutt for naturforskning.
- Åström, J., Birkemoe, T., Davey, M., Ekrem, T., Fossøy, F., Hanssen, O., Laugsand, A., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2020. Insektovervåking på Østlandet 2020 – Rapport fra første feltsesong. Norsk institutt for naturforskning (NINA).

11 Vedlegg

11.1 Vedlegg I. Utvalgte økosystemtjenester

Kilde: SEEA EA (2021)

Table 6.3: Reference list of selected ecosystem services

ECOSYSTEM SERVICE		DESCRIPTION
Provisioning services		
Biomass provisioning services	Crop provisioning services*	Crop provisioning services are the ecosystem contributions to the growth of cultivated plants that are harvested by economic units for various uses including food and fibre production, fodder and energy. This is a final ecosystem service.
	Grazed biomass provisioning services*	Grazed biomass provisioning services are the ecosystem contributions to the growth of grazed biomass that is an input to the growth of cultivated livestock. This service excludes the ecosystem contributions to the growth of crops used to produce fodder for livestock (e.g., hay, soybean meal). These contributions are included under crop provisioning services. This is a final ecosystem service but may be intermediate to livestock provisioning services.
	Livestock provisioning services*	Livestock provisioning services are the ecosystem contributions to the growth of cultivated livestock and livestock products (e.g., meat, milk, eggs, wool, leather), that are used by economic units for various uses, primarily food production. This is a final ecosystem service. No distinct livestock provisioning services to be recorded if grazed biomass provisioning services are recorded as a final ecosystem service.
	Aquaculture provisioning services	Aquaculture provisioning services are the ecosystem contributions to the growth of animals and plants (e.g., fish, shellfish, seaweed) in aquaculture facilities that are harvested by economic units for various uses. This is a final ecosystem service.
	Wood provisioning services	Wood provisioning services are the ecosystem contributions to the growth of trees and other woody biomass in both cultivated (plantation) and uncultivated production contexts that are harvested by economic units for various uses including timber production and energy. This service excludes contributions to non-wood forest products. This is a final ecosystem service.
	Wild fish and other natural aquatic biomass provisioning services	Wild fish and other natural aquatic biomass provisioning services are the ecosystem contributions to the growth of fish and other aquatic biomass that are captured in uncultivated production contexts by economic units for various uses, primarily food production. This is a final ecosystem service.
	Wild animals, plants and other biomass provisioning services	Wild animals, plants and other biomass provisioning services are the ecosystem contributions to the growth of wild animals, plants and other biomass that are captured and harvested in uncultivated production contexts by economic units for various uses. The scope includes non-wood forest products (NWFP) ⁶⁹ and services related to hunting, trapping and bio-prospecting activities; but excludes wild fish and other natural aquatic biomass (included in previous class). This is a final ecosystem service.
Genetic material services	Genetic material services are the ecosystem contributions from all biota (including seed, spore or gamete production) that are used by economic units, for example (i) to develop new animal and plant breeds; (ii) in gene synthesis; or (iii) in product development directly using genetic material. This is most commonly recorded as an intermediate service to biomass provisioning.	
Water supply*	Water supply services reflect the combined ecosystem contributions of water flow regulation, water purification, and other ecosystem services to the supply of water of appropriate quality to users for various uses including household consumption. This is a final ecosystem service.	
Other provisioning services		

⁶⁹ See Sorrenti (2017).

ECOSYSTEM SERVICE		DESCRIPTION
Regulating and maintenance services		
Global climate regulation services		Global climate regulation services are the ecosystem contributions to reducing concentrations of GHG in the atmosphere through the removal (sequestration) of carbon from the atmosphere and the retention (storage) of carbon in ecosystems. These services support the regulation of the chemical composition of the atmosphere and oceans. This is a final ecosystem service.
Rainfall pattern regulation services (at sub-continental scale)		Rainfall pattern regulation services are the ecosystem contributions of vegetation, in particular forests, in maintaining rainfall patterns through evapotranspiration at the sub-continental scale. Forests and other vegetation recycle moisture back to the atmosphere where it is available for the generation of rainfall. Rainfall in interior parts of continents fully depends upon this recycling. This may be a final or intermediate service.
Local (micro and meso) climate regulation services		Local climate regulation services are the ecosystem contributions to the regulation of ambient atmospheric conditions (including micro and mesoscale climates) through the presence of vegetation that improves the living conditions for people and supports economic production. Examples include the evaporative cooling provided by urban trees ('green space'), the role of urban water bodies ('blue space') and the contribution of trees in providing shade for humans and livestock. This may be a final or intermediate service.
Air filtration services		Air filtration services are the ecosystem contributions to the filtering of air-borne pollutants through the deposition, uptake, fixing and storage of pollutants by ecosystem components, particularly plants, that mitigates the harmful effects of the pollutants. This is most commonly a final ecosystem service.
Soil quality regulation services		Soil quality regulation services are the ecosystem contributions to the decomposition of organic and inorganic materials and to the fertility and characteristics of soils, e.g., for input to biomass production. This is most commonly recorded as an intermediate service.
Soil and sediment retention services	Soil erosion control services	Soil erosion control services are the ecosystem contributions, particularly the stabilising effects of vegetation, that reduce the loss of soil (and sediment) and support use of the environment (e.g., agricultural activity, water supply). This is may be recorded as a final or intermediate service.
	Landslide mitigation services	Landslide mitigation services are the ecosystem contributions, particularly the stabilising effects of vegetation, that mitigates or prevents potential damage to human health and safety and damaging effects to buildings and infrastructure that arise from the mass movement (wasting) of soil, rock and snow. This is a final ecosystem service.
Solid waste remediation services		Solid waste remediation services are the ecosystem contributions to the transformation of organic or inorganic substances, through the action of micro-organisms, algae, plants and animals that mitigates their harmful effects. This is may be recorded as a final or intermediate service.
Water purification services (water quality regulation)	Retention and breakdown of nutrients	Water purification services are the ecosystem contributions to the restoration and maintenance of the chemical condition of surface water and groundwater bodies through the breakdown or removal of nutrients and other pollutants by ecosystem components that mitigate the harmful effects of the pollutants on human use or health. This may be recorded as a final or intermediate ecosystem service.
	Retention and breakdown of other pollutants	
Water flow regulation services	Baseline flow maintenance services	Water regulation services are the ecosystem contributions to the regulation of river flows and groundwater and lake water tables. They are derived from the ability of ecosystems to absorb and store water, and gradually release water during dry seasons or periods through evapotranspiration and hence secure a regular flow of water. This may be recorded as a final or intermediate ecosystem service.
	Peak flow mitigation services	Water regulation services are the ecosystem contributions to the regulation of river flows and groundwater and lake water tables. They are derived from the ability of ecosystems to absorb and store water, and

ECOSYSTEM SERVICE		DESCRIPTION
		hence mitigate the effects of flood and other extreme water-related events. Peak flow mitigation services will be supplied together with river flood mitigation services in providing the benefit of flood protection. This is a final ecosystem service.
Flood control services	Coastal protection services	Coastal protection services are the ecosystem contributions of linear elements in the seascape, for instance coral reefs, sand banks, dunes or mangrove ecosystems along the shore, in protecting the shore and thus mitigating the impacts of tidal surges or storms on local communities. This is a final ecosystem service.
	River flood mitigation services	River flood mitigation services are the ecosystem contributions of riparian vegetation which provides structure and a physical barrier to high water levels and thus mitigates the impacts of floods on local communities. River flood mitigation services will be supplied together with peak flow mitigation services in providing the benefit of flood protection. This is a final ecosystem service.
Storm mitigation services		Storm mitigation services are the ecosystem contributions of vegetation including linear elements, in mitigating the impacts of wind, sand and other storms (other than water related events) on local communities. This is a final ecosystem service.
Noise attenuation services		Noise attenuation services are the ecosystem contributions to the reduction in the impact of noise on people that mitigates its harmful or stressful effects. This is most commonly a final ecosystem service.
Pollination services		Pollination services are the ecosystem contributions by wild pollinators to the fertilization of crops that maintains or increases the abundance and/or diversity of other species that economic units use or enjoy. This may be recorded as a final or intermediate service.
Biological control services	Pest control services	Biological control services are the ecosystem contributions to the reduction in the incidence of species that may prevent or reduce the effects of pests on biomass production processes or other economic and human activity. This is may be recorded as a final or intermediate service.
	Disease control services	Disease control services are the ecosystem contributions to the reduction in the incidence of species that may prevent or reduce the effects of species on human health. This is most commonly a final ecosystem service.
Nursery population and habitat maintenance services		Nursery population and habitat maintenance services are the ecosystem contributions necessary for sustaining populations of species that economic units ultimately use or enjoy either through the maintenance of habitats (e.g., for nurseries or migration) or the protection of natural gene pools. This service is an intermediate service and may input to a number of different final ecosystem services including biomass provision and recreation-related services.
Other regulating and maintenance services		
Cultural services		
Recreation-related services		Recreation-related services are the ecosystem contributions, in particular through the biophysical characteristics and qualities of ecosystems, that enable people to use and enjoy the environment through direct, in-situ, physical and experiential interactions with the environment. This includes services to both locals and non-locals (i.e., visitors, including tourists). Recreation-related services may also be supplied to those undertaking recreational fishing and hunting. This is a final ecosystem service.
Visual amenity services*		Visual amenity services are the ecosystem contributions to local living conditions, in particular through the biophysical characteristics and qualities of ecosystems that provide sensory benefits, especially visual. This service combines with other ecosystem services, including recreation-

ECOSYSTEM SERVICE		DESCRIPTION
		related services and noise attenuation services to underpin amenity values. This is a final ecosystem service.
Education, scientific and research services		Education, scientific and research services are the ecosystem contributions, in particular through the biophysical characteristics and qualities of ecosystems, that enable people to use the environment through intellectual interactions with the environment. This is a final ecosystem service.
Spiritual, artistic and symbolic services		Spiritual artistic and symbolic services are the ecosystem contributions, in particular through the biophysical characteristics and qualities of ecosystems, that are recognised by people for their cultural, historical, aesthetic, sacred or religious significance. These services may underpin people's cultural identity and may inspire people to express themselves through various artistic media. This is a final ecosystem service.
Other cultural services		
Flows related to non-use values		
Ecosystem and species appreciation		Ecosystem and species appreciation concerns the wellbeing that people derive from the existence and preservation of the environment for current and future generations, irrespective of any direct or indirect use.

Note: Further explanations concerning ecosystem services marked with an "*" are provided below and in section 6.4.

11.2 Vedlegg II. Statistikk på elvefiske 2018-2022

<https://hdl.handle.net/11250/3103351>

11.3 Vedlegg III. Statistikk på sjølaksefiske 2018-2022

<https://hdl.handle.net/11250/3103351>

11.4 Vedlegg IV. Sammenstillingstabeller

<https://hdl.handle.net/11250/3103351>

11.5 Vedlegg V. Data i INCA-modell bevaring av habitater og arter

Input data brukt i La Notte m.fl. (2021) for modellen av bevaring av habitater og arter. Data grunnlaget bygger på medlemslandenes rapporterings statistikk etter habitat forordningen (Habitats Directive) og den Europeisk hekkefuglatlas.

Table 3.1. Input data used to account for habitat and species maintenance

	Input data	Spatial resolution	Years included	Source
Suitable habitats				
Modelling ecological condition				
Dependent variable	Structure and function assessment (spatial data reported under Article 17 of the habitats directive)	Spatial polygons in Article 17 data	Reported data for 2007–2012	https://data.europa.eu/data/datasets/article-17-database-habitats-directive-92-43-ee-1?locale=en
Independent variables	Ecosystem type	Spatial polygons in Article 17 data	Reported data for 2007–2012	https://data.europa.eu/data/datasets/article-17-database-habitats-directive-92-43-ee-1?locale=en
	Mineral nitrogen in the soil	10 × 10 km ²	2000 and 2012	Leip et al. (2016)
	Imperviousness	1 × 1 km ²	2006 ^(a) and 2012	https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/imperviousness/status-maps
	High natural value farmland in agro-ecosystems (accounting versions)	100 × 100 m ²	2000 and 2012	https://sdi.eea.europa.eu/catalogue/srv/eng/catalog.search#/metadata/4b3a3319-4db3-4a33-b18d-2ba55b3fe2ce ; https://sdi.eea.europa.eu/catalogue/srv/eng/catalog.search#/metadata/82feb669-ebb9-4601-8a84-9e1fe0ae2e2c
Mapping habitat suitability to support species populations				
Spatial unit of reference	Reference grid for the European Environment Agency	10 × 10 km ²	Not applicable	https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-reference-grids-2
Ecosystem map (extent)	Accounting layers of the coordination of information on the environment in Europe (Corine) land cover inventory (version 18.5) (unpublished data)	100 × 100 m ²	2000 and 2012	New version available at https://data.europa.eu/euodp/data/dataset/corine-land-cover-accounting-layers
Species hotspots				
Hotspots of bird species richness	Based on distribution models of the <i>European Breeding Bird Atlas 2</i>	10 × 10 km ²	2013 and 2017	https://www.ebba2.info/
Monetary value				
Human population	Global human settlement layer	1 × 1 km ²	2000 and 2015	http://ghsl.jrc.ec.europa.eu/ghs_pop.php
Choice experiment study	Willingness to pay for habitat suitability and species hotspots	Willingness to pay per person per year	Data collected in 2019	La Notte et al. (2021b)

Ved

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-5144-0

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger