



Mulighetsstudie for monetær verdsetting av økosystemtjenester i Norge

Gjennomførbarhetsvurdering av metoder ved forsyning av avlinger og
tømmer

Kaia Sofie Engeset

TALL

SOM
FORTELLER

NOTATER /
DOCUMENTS

2026/1

I serien Notater publiseres dokumentasjon, metodebeskrivelser, modellbeskrivelser og standarder.

© Statistisk sentralbyrå

Publisert: 9. januar 2026

ISBN 978-82-587-2063-5 (elektronisk)

ISSN 2535-7271 (elektronisk)

Standardtegn i tabeller	Symbol
Ikke mulig å oppgi tall Tall finnes ikke på dette tidspunktet fordi kategorien ikke var i bruk da tallene ble samlet inn.	.
Tallgrunnlag mangler Tall er ikke kommet inn i våre databaser eller er for usikre til å publiseres.	..
Vises ikke av konfidensialitetshensyn Tall publiseres ikke for å unngå å identifisere personer eller virksomheter.	:
Desimaltegn	,

Forord

Denne mulighetsstudien er en videreføring av Statistisk sentralbyrås arbeid med å utrede kunnskapsgrunnlaget for monetær verdsetting av økosystemtjenester i naturregnskapet, publisert våren 2024. Studien tar utgangspunkt i de metodiske retningslinjene fra FNs rammeverk for naturregnskap (SEEA EA) og Eurostats arbeidsdokument *Methodological and Feasibility Study on Monetary Valuation*.

I november 2024 ble en revisjon (2024/3024) av EU-forordning 691/2011 om miljøøkonomiske regnskap vedtatt. Revisjonen innebærer (blant annet) at alle EU-medlemsland pliktes til å rapportere fysiske tall for syv utvalgte økosystemtjenester i tråd med metodiske retningslinjer utviklet av Eurostat som samsvarer med de internasjonale prinsippene for naturregnskap fastsatt i SEEA EA. Forordningen anses som EØS-relevant, og Norge er dermed omfattet av disse rapporteringskravene.

I endringsforordningen (2024/3024) ble Eurostat bedt om å utarbeide en mulighetsstudie som vurderer gjennomførbarheten av å utvikle monetære naturregnskap for de syv økosystemtjenestene definert som rapporteringspliktige i fysiske tall. Med utgangspunkt i metodene og vurderingene av gjennomførbarhet som presenteres i Eurostats pågående arbeidsdokument, gjennomfører denne studien tilsvarende vurderinger for Norge. Vurderingen i denne studien legger særlig vekt på hva det eksisterende norske datagrunnlaget tillater, hvilke usikkerheter som er forbundet med de ulike metodene, samt hvilke særnorske forhold som må hensyntas.

Mulighetsstudien er utarbeidet av masterstudenten Kaia Sofie Engeset, under veiledning fra fagekspertene i Statistisk sentralbyrå. Eventuelle feil og mangler står forfatteren alene ansvarlig for. Forfatteren vil takke Trine Randen, Kristine Grimrud, Marte Lindseth, Lavinia Svae, Terje Rundtom og Hanne Marit Dalen i Statistisk sentralbyrå for nyttige avklaringer knyttet til datagrunnlag, faglige innspill og verdifulle diskusjoner underveis i arbeidet.

Statistisk sentralbyrå, 19. desember 2025

Lasse Sandberg

Sammendrag

Denne mulighetsstudien anvender Eurostats metodiske retningslinjer for å vurdere gjennomførbarhet og feilmargin/usikkerhet ved ulike monetære verdsettingsmetoder for økosystemtjenestene forsyning av avlinger og forsyning av tømmer i Norge. Formålet er å undersøke i hvilken grad metoder som vurderes som gjennomførbare i EU-sammenheng også lar seg anvende i Norge, sett i lys av særnorske forhold og tilgjengelig datagrunnlag. Studien har ikke som mål å produsere endelige verdsettingsanslag, men å vurdere metodisk gjennomførbarhet, feilmargin og diskutere potensiell forvaltningsnytte.

For økosystemtjenesten forsyning av avlinger vurderes både jordleiemetoden og ressursrentemetoden som gjennomførbare med eksisterende norsk datagrunnlag. Jordleiemetoden kan anvendes ved bruk av tilgjengelig statistikk over jordleiepriser og jordbruksareal, men er beheftet med usikkerhet knyttet til blant annet kvaliteten på leieprisdataen og i hvilken grad leieprisene reflekterer jordas økologiske produksjonsevne fremfor institusjonelle og markedsmessige forhold. Ressursrentemetoden kan gjennomføres med utgangspunkt i nasjonalregnskapstall, og gir i norsk jordbruk gjennomgående en negativ ressursrente, blant annet som følge av subsidier, reguleringer og markedsbeskyttelse.

For økosystemtjenesten forsyning av tømmer vurderes ressursrentemetoden og virkesverdimetoden som gjennomførbare i norsk sammenheng. Ressursrentemetoden kan anvendes direkte med eksisterende data fra skogregnskapet og nasjonalregnskapet, og vurderes å ha relativt lav feilmargin. Virkesverdimetoden kan også anvendes, men krever estimering av virkesverdier ettersom det ikke finnes et eksplisitt marked for salg av hogstrettigheter i Norge. Illustrerende beregninger viser at metoden kan gi plausible anslag, men med høyere usikkerhet enn ressursrentemetoden. Metoden som beregner skogarealets annuitetsverdi vurderes derimot ikke som gjennomførbar i Norge per i dag, ettersom nødvendig datagrunnlag for verdsetting av produktivt skogareal ikke foreligger.

Utover en teknisk vurdering av gjennomførbarhet og feilmargin, drøfter studien hva de ulike verdsettingsmetodene faktisk måler, og hvordan de monetære verdiene bør tolkes. Analysen viser at monetære verdier av økosystemtjenester er sterkt kontekstavhengige og i stor grad påvirket av markedsstruktur, institusjonelle forhold og metodiske valg. Selv for forsyning økosystemtjenester, som i utgangspunktet kan fremstå som de mest tilgjengelige for monetær verdsetting, er det krevende å isolere økosystemets bidrag til verdiskapning fra øvrige innsatsfaktorer. Dette innebærer at monetære verdier verken uten videre kan sammenlignes på tvers av økosystemtjenester, mellom land, eller direkte med aggregater i nasjonalregnskapet, uten risiko for feiltolkning og dobbelttelling.

Studien konkluderer med at monetære regnskap for økosystemtjenester kan være et nyttig supplement til eksisterende statistikk ved å synliggjøre naturens bidrag i en økonomisk målestokk som er kjent for beslutningstakere. Samtidig viser analysen at monetære verdsettingsmetoder har klare begrensninger, både når det gjelder kvaliteten på det underliggende datagrunnlaget og svakheter ved metodenes antagelser og forutsetninger. Forvaltningsnyttens forutsetter at monetære verdier tolkes i sammenheng med annen kunnskap, som økologiske tilstandsindikatorer og kvalitative vurderinger, ikke isolert sett. Videre utvikling av monetære naturregnskap bør derfor balansere hensynet til metodisk konsistens, praktisk gjennomførbarhet og faktisk nytte i beslutningsprosesser.

Innhold

Forord	3
Sammendrag	4
1. Innledning	6
1.1. Formål.....	6
1.2. Kunnskapsbakgrunn.....	6
1.3. Relevans for Norge	7
2. Økosystemtjenester i naturregnskapssammenheng	9
2.1. Naturregnskapets oppbygning	9
2.2. Økosystemtjenester.....	9
2.3. Bytteverdier	10
2.4. Monetære verdsettingsmetoder	10
3. Metode for vurdering av gjennomførbarhet	12
3.1. Forstå økosystemenes bidrag til økonomisk nytte.....	12
3.2. Sikre samsvar mellom fysiske og monetære verdier	12
3.3. Identifisere mulige verdsettingsmetoder	13
3.4. Utarbeid formler	13
3.5. Vurdere gjennomførbarhet av beregningene.....	13
3.6. Vurdere feilmargin/usikkerhet	14
4. Monetære verdsettingsmetoder for forsyning av avlinger	16
4.1. Forstå økosystemets bidrag til økonomisk nytte.....	16
4.2. Sikre samsvar mellom fysiske og monetære verdier	17
4.3. Relevante verdsettingsmetoder	18
4.4. Utarbeid formler for relevante monetære verdsettingsmetoder	18
4.5. Vurdere gjennomførbarhet av beregningene.....	20
4.6. Vurdere feilmargin/usikkerhet.....	26
4.7. Overordnet vurdering og diskusjon av hva metodene viser.....	30
5. Monetære verdsettingsmetoder for forsyning av tømmer	32
5.1. Forstå økosystemets bidrag til økonomisk nytte.....	32
5.2. Sikre samsvar mellom fysiske og monetære verdier	33
5.3. Relevante verdsettingsmetoder	34
5.4. Utarbeid formler for relevante monetære verdsettingsmetoder	35
5.5. Vurdere gjennomførbarhet av beregningene.....	36
5.6. Vurder feilmargin/usikkerhet	40
5.7. Overordnet vurdering og diskusjon av hva metodene viser.....	44
6. Avsluttende refleksjon og veien videre	47
Referanser	49
Vedlegg A: Detaljert oversikt over datagrunnlag for avlinger	52
Vedlegg B: Datagrunnlag for beregning av jordleiemetoden	53
Vedlegg C: Detaljert oversikt over datagrunnlag for tømmer	54

1. Innledning

1.1. Formål

Mulighetsstudien skal undersøke og vurdere ulike metoder for monetær verdsetting av økosystemtjenester som er foreslått internasjonalt og teste disse for Norge. Dette innebærer vurderinger av hvilke metoder som er gjennomførbare å anvende i en norsk kontekst med hensyn på datagrunnlaget som finnes. Videre vurderes metodenes usikkerhet og feilmargin. Avslutningsvis diskuteres hva de ulike metodene kan bidra til å belyse, hvilken forvaltningsnytte monetær verdsetting av økosystemtjenester potensielt kan ha, samt muligheter for videreutvikling. I denne studien vurderes muligheten for monetær verdsetting av de forsynende økosystemtjenestene forsyning av avlinger og forsyning av tømmer. En fremtidig utredning vil kunne anvende samme metode for gjennomførbarhetsvurdering som beskrevet i denne studien for andre økosystemtjenester.

1.2. Kunnskapsbakgrunn

Denne mulighetsstudien er en videreføring av kartleggingsarbeidet om monetær verdsetting av økosystemtjenester i naturregnskapssammenheng utført av Statistisk sentralbyrå i 2024 (Statistisk sentralbyrå, 2024a). Mulighetsstudien tar, i likhet med den første kartleggingen, utgangspunkt i FN-systemet for naturregnskap (SEEA EA¹). SEEA EA er et internasjonalt rammeverk utviklet for å systematisere kunnskap om naturen slik at økosystemenes bidrag til samfunnet blir synlige. FNs statistiske kommisjon har vedtatt den biofysiske delen av SEEA EA (kapittel 1-7) som en internasjonal statistisk standard, mens delene om monetær verdsetting (kapittel 8-11) foreløpig kun er godkjent som «internasjonalt omforente prinsipper og anbefalinger» (SEEA EA, s 197). Dette skyldes blant annet at det er utfordrende å verdsette naturgoder som ikke omsettes i et marked. Derfor er det behov for videreutvikling og testing av verdsettingsmetodene i naturregnskapssammenheng.

Et sentralt kunnskapsgrunnlag for utviklingen av metodene i SEEA EAs kapittel 8-11 er arbeidet fra de internasjonale prosjektene MAIA og NCAVES². I en teknisk rapport gis en systematisk gjennomgang av de metodiske prinsippene for hvordan økosystemtjenester kan verdsettes i monetære termer i tråd med nasjonalregnskapets logikk (MAIA og NCAVES, 2022). Rapporten utdyper hvordan ulike verdsettingsmetoder kan anvendes for forskjellige økosystemtjenester, og hvordan disse kan kobles til data i økonomiske og miljømessige regnskap. Videre tydeliggjøres forskjellen mellom bytteverdier og bredere velferdsverdier som også inkluderer ikke-markedsmessige nyttevirkninger.

Til forskjell fra SSBs første kartlegging, anvender denne mulighetsstudien stegene for å vurdere gjennomførbarheten av monetære verdsettingsmetoder for økosystemtjenester som legges frem i Eurostats *Methodological and Feasibility Study on Monetary Valuation* (februar 2025)³. Mulighetsstudien er et oppdrag til EU-kommisjonen (Eurostat) forankret i EU-forordning 2024/3024⁴. Formålet med Eurostats studie er å vurdere hvorvidt det er gjennomførbart å utvikle monetære naturregnskap for de syv økosystemtjenestene pekt på som rapporteringspliktige i biofysiske størrelser i EU-forordningen. Studien omhandler ikke selve sammenstillingen av monetære

¹ System of Environmental-Economic Accounting - Ecosystem Accounting

² Mapping and assessment for integrated ecosystem accounting (MAIA) og Natural capital accounting and valuation of ecosystem services (NCAVES).

³ Studien (dokumentkode ENV/EA/TF/2025_1/3) er p.t. et upublisert arbeidsdokument utarbeidet av Task Force on Ecosystem Accounting under Eurostat. Studien er ikke offentlig tilgjengelig, men SSB har tilgang til dokumentet gjennom sin deltagelse i nevnte arbeidsgruppe.

⁴ [Forordning \(EU\) 2024/3024](#) er en endringsforordning som reviderte forordning (EU) 619/2011 (den opprinnelige forordningen om europeiske miljøøkonomiske regnskap) til å inkludere naturregnskap.

naturregnskap, men analyserer i hvilken grad det finnes data, metoder og praktiske løsninger som gjør regelmessig rapportering mulig. I tillegg drøfter studien mer generelt ulike typer monetære verdier, deres forvaltningsnytte, og hvordan de kan brukes sammen med andre økonomiske indikatorer. Den tar opp fordeler og begrensninger ved de monetære verdsettingsmetodene og gir anbefalinger om hvordan monetære regnskap for økosystemtjenester kan innføres i praksis. Eurostats mulighetsstudie skal dermed gi grunnlag for å vurdere om og hvordan monetære naturregnskap bør inngå i en fremtidig revisjon av EU-forordningen. Arbeidet fra MAIA og NCAVES danner et viktig faglig og metodisk grunnlag for Eurostats videre utvikling av de europeiske retningslinjene for monetær verdsetting, og har vært sentralt i utformingen av Eurostats pågående mulighetsstudie.

1.3. Relevans for Norge

1.3.1. Norges forpliktelser overfor EU

I november 2024 ble det vedtatt i en revisjon (2024/3024) av EU-forordning 691/2011 som omhandler naturregnskap at alle medlemsland plikter å rapportere fysiske tall på økosystemenes utbredelse, tilstand og tjenester. Rapporteringen skal skje i tråd med metodiske retningslinjer utviklet av Eurostat som samsvarer med de internasjonale prinsippene for naturregnskap spesifisert i FNs SEEA EA. Ettersom forordningen er EØS-relevant, er også Norge bundet av disse forpliktelsene. Dette innebærer at Norge skal rapportere biofysiske tall på syv utvalgte økosystemtjenester innen utgangen av 2026. Dersom EU-forordningen i fremtiden revideres til å inkludere et monetært naturregnskap, vil Norge være forpliktet til å rapportere også på dette.

Spesifikt presiseres det i EU-forordning 2024/3024 avsnitt 11 at, for å forberede innføringen av rapporteringskrav for monetære verdier av økosystemtjenester på en tilstrekkelig måte, bør dette foregå gjennom pilotstudier og gjennomførbarhetsvurderinger som hensyntar relevante internasjonale standarder. Disse studiene bør blant annet undersøke:

- hvilke monetære verdier som skal rapporteres,
- sammenhengen mellom disse verdiene og endringer i eksisterende statistikktabeller for forsyning og bruk av økosystemtjenester,
- den potensielle forvaltningsnyten av resultatene fra ulike estimeringsmetoder,
- hvilke betingelser som må være oppfylt for at estimatene skal kunne aggregeres med hverandre og med andre nasjonalregnskapsstørrelser.

For å oppnå de tilsiktede effektene, ble Eurostat bedt om å foreta en vurdering av gjennomførbarheten av metoder for monetær verdsetting av økosystemtjenester, i tråd med SEEA EA. Dette arbeidet er pågående, men foreløpige anbefalinger er lagt frem i Eurostats mulighetsstudie omtalt avslutningsvis i forrige delkapittel. Basert på resultatene fra dette arbeidet, som forventes å være ferdig utredet i juni 2026, bør Kommisjonen kunne legge frem et lovforslag for Europaparlamentet og Rådet om en ytterligere endring av EU-forordning 691/2011 med sikte på å inkludere monetære regnskap for økosystemtjenester.

En norsk mulighetsstudie i tråd med den metodiske tilnærmingen som foreslås av Eurostat vil kunne brukes både som kunnskapsgrunnlag inn mot den potensielle fremtidige endringsforordningen, samt som forberedende arbeid for Norge mot den potensielle fremtidige rapporteringen.

1.3.2. Særnorske forhold av betydning i europeisk naturregnskapssammenheng

Norge skiller seg fra øvrige EU-land på flere måter. Det første gjelder Norges topografi og klima, som igjen påvirker utbredelsen av ulike økosystemtyper. Norge har for eksempel mange fjorder, noe som er lite utbredt ellers i EU. For å sikre sammenlignbarhet i europeisk rapporteringssammenheng

følger kartet over utbredelsen av ulike økosystemtyper i Norge i hovedsak klassifiseringssystemet i Eurostats økosystemtypologi, men er samtidig tilpasset norske forhold for å sikre større økologisk relevans (NIBIO, 2023).

Ulikt klima og topografi medfører også at viktigheten av økosystemtjenester er ulik i Norge og ellers i Europa. For eksempel er pollinering av avlinger en sentral økosystemtjeneste på store deler av kontinentet, men har mindre betydning i Norge grunnet et kjøligere klima og en annen avlingsstruktur. Det samme gjelder økosystemtjenesten omtalt som lokal klimaregulering, som omhandler trær sin kjølede effekt i byer på varme dager. Denne tjenesten er mindre relevant i Norge enn ellers på kontinentet, hvor temperaturen i byene stort sett er betraktelig høyere enn her til lands.

På datasiden har EU etablert harmoniserte rapporteringssystemer og felles metodiske rammer gjennom en rekke ordninger (som JRC og INCA-prosjektet). Norge står delvis utenfor disse fellesordningene og bygger i større grad på egne nasjonale registre og kartleggingsprogrammer, som gjør at norske datasett ofte må omkodes eller tilpasses før de kan brukes direkte i EU-sammenheng. I EU er det også tilgjengeliggjort en rekke standardiserte, bearbejdede datagrunnlag for de ulike økosystemtjenestemodellene, med varierende dekning for Norge.

Generelt sett ser man at standardene for tilstandsindikatorer og topografi, samt hvilke økosystemtjenester som ansees som mest relevant, er valgt ut med hensyn til hva som er relevant for «de fleste EU-land», det vil si kontinentet, ikke for Skandinavia. Alle disse forskjellene medfører at metoder for monetær verdsetting som vurderes som gjennomførbare på EU-nivå ikke nødvendigvis kan implementeres i Norge uten tilpasninger. En norsk mulighetsstudie må derfor både ta hensyn til særnorske forutsetninger og sikre at metodene som velges, er konsistente med de europeiske kravene til sammenlignbarhet og kvalitet.

2. Økosystemtjenester i naturregnskapssammenheng

2.1. Naturregnskapets oppbygning

Et naturregnskap bidrar til å belyse hvordan bruk av natur påvirker tilstanden i økosystemene og grunnlaget for økosystemtjenester. Naturregnskapet består av fem sammenhengende delregnskap. Først beskrives økosystemenes utbredelse og tilstand i biofysiske størrelser. Deretter kobles dette til økosystemtjenester, som er de bidragene naturen gir til økonomien og samfunnet. I SEEA EA skiller det mellom økosystemtjenester (strømmer av goder og tjenester per år) og økosystemkapital (verdien av de underliggende økosystemene som gir opphav til disse strømmene). Oppbygningen følger dermed et regnskapsprinsipp: fysiske data samles først, deretter knyttes det monetære verdier til tjenestene med formål om å gjøre dem sammenlignbare med øvrige størrelser i nasjonalregnskapet.

Tabell 2.1 Naturregnskapets fem deler

Del	Regnskap	Måleenhet
i.	Utbredelsesregnskap for økosystemer	Biofysiske størrelser
ii.	Regnskap for økologisk tilstand	Biofysiske størrelser
iii.	Regnskap over økosystemtjenester	Biofysiske størrelser
iv.	Regnskap over økosystemtjenester	Monetære størrelser
v.	Økosystemkapitalregnskap	Monetære størrelser

Kilde: SEEA EA, tabell 2.1

2.2. Økosystemtjenester

Økosystemtjenester defineres som bidrag fra økosystemer til nytte i økonomisk og annen menneskelig aktivitet (SEEA EA, avsnitt 2.14). Dette omfatter både direkte fysisk bruk, som høsting av ressurser, og opplevelsesbaserte bidrag, inkludert passiv nytelse – for eksempel å nyte utsikten til et landskap uten selv å være til stede i naturen. Økosystemtjenester dekker dermed alle former for samspill mellom mennesker og natur, både i det økosystemet der bruken skjer og på andre steder som påvirkes indirekte. Natur som ikke blir benyttet, verken aktivt eller passivt, regnes ikke som en økosystemtjeneste innenfor produksjonsgrensen til SEEA EA.

Økosystemtjenester kan deles inn i tre overordnede kategorier: forsynende-, regulerende og vedlikeholdende-, og kulturelle tjenester (SEEA EA, avsnitt 6.51). Forsynende tjenester er bidrag fra økosystemene som gir nytte gjennom ressurser som høstes og utvinnes. Regulerende og vedlikeholdstjenester er bidrag som springer ut av økosystemenes evne til å regulere biologiske prosesser og påvirke klima, hydrologiske og biokjemiske kretsløp, og som dermed opprettholder miljøforhold som er gunstige for mennesker og samfunn. Kulturelle tjenester er opplevelsesbaserte og immaterielle bidrag som gir ulike former for kulturell nytte, slik som rekreasjon, estetisk glede og åndelig tilfredsstillelse.

De syv økosystemtjenestene som er rapporteringspliktig til EU ifølge EU-forordning 2024/3024 kan kategoriseres slik:

Tabell 2.2 Rapporteringspliktige økosystemtjenester fordelt på kategori

Kategori	Økosystemtjeneste
Forsynende tjenester	<ul style="list-style-type: none"> Forsyning av avlinger <ul style="list-style-type: none"> Pollinering av avlinger⁵ Forsyning av tømmer
Regulerende og vedlikeholdstjenester	<ul style="list-style-type: none"> Luftrensing Global klimaregulering Lokal klimaregulering
Kulturelle tjenester	<ul style="list-style-type: none"> Naturbasert reiseliv

Kilde: Revisjon (2024/3024) av EU-forordning 691/2011, 2024

2.3. Bytteverdier

I henhold til SEEA EA (avsnitt 8.2) er formålet med monetær verdsetting å uttrykke verdien av økosystemtjenester i samme enhet som øvrige økonomiske størrelser. Verdsettingen bygger på prinsippet om bytteverdi, det vil si den prisen et gode eller en tjeneste faktisk omsettes for i et marked, eller hva det kunne ha blitt omsatt for dersom et marked eksisterte (SNA 2008, avsnitt 3.118). Dermed følger SEEA EA de samme prinsippene som nasjonalregnskapet, hvor varer og tjenester verdsettes etter markedspriser når slike finnes. Når markedspriser mangler, verdsettes tjenester etter andre verdsettingsmetoder, slik som bruk av kostnadskomponenter.

Med tilnærmingen som åpner for bruk av alternative verdsettingsmetoder når direkte observerbare markedspriser ikke finnes, tilrettelegges det for økonomisk verdsetting også av økosystemtjenester som ikke omsettes i et marked, som vannrensing, karbonopptak og pollinering. Formålet med å bruke verdsettingsmetoder som bygger på prinsippet om bytteverdi er at naturens bidrag til produksjon og verdiskaping skal gjøres synlig i økonomisk statistikk og politikktutforming, og på sikt skal kunne sammenstilles med andre økonomiske verdier i nasjonalregnskapet. Eurostats studie legger av samme grunn hovedvekten på metoder som bygger på bytteverdier, ettersom dette sikrer sammenlignbarhet med etablerte økonomiske rammeverk og på tvers av land.

Samtidig understreker SEEA EA at monetære verdier bare gir et delvis bilde av forholdet mellom mennesker og natur. Mange økosystemtjenester har viktige samfunnsmessige og velferdsmessige verdier som ikke fullt ut kan eller bør fanges i kroner og øre. Monetær verdsetting er derfor et nyttig verktøy for å synliggjøre deler av økosystemtjenestens verdi, men alle verdier fanges ikke opp og tallene bør derfor alltid tolkes med varsomhet.

2.4. Monetære verdsettingsmetoder

I SEEA EA er utgangspunktet at verdsetting av økosystemtjenester skal gjøres i form av bytteverdier for å være konsistent med nasjonalregnskapet. Det finnes et hierarki av tilgjengelige metoder, som prioriteres ut fra hvor tett de ligger opp mot faktiske markedspriser. I tråd med SEEA EAs statistiske veiledninger anbefaler Eurostats mulighetsstudie følgende verdsettingsmetoder, rangert etter preferanse, for å være i samsvar med konseptet bytteverdi:

⁵ Pollinering av avlinger regnes som en «mellomliggende økosystemtjeneste» i henhold til Eurostats veileder for økosystemtjenesteregnskap (Eurostat, 2024, s. 22). Tjenesten utgjør et økologisk bidrag som muliggjør produksjonen av slutt-tjenester som forsyning av avlinger, men inngår ikke direkte i sluttkonsum eller markedsomkostning.

Tabell 2.3 Anbefalte monetære verdsettingsmetoder i prioritert rekkefølge

Metode	Eksempel
i. Metoder der prisen på økosystemtjenesten er direkte observerbar	Når en forvaltet skog leverer tømmer som skogeieren kan selge til et tømmerfirma, foreligger det en faktisk transaksjon for en økosystemtjeneste som kan registreres.
ii. Metoder der prisen på økosystemtjenesten hentes fra markeder med tilsvarende varer og tjenester	Dersom sopp fra én skog selges på markedet, men ikke fra en annen tilsvarende skog, kan prisene fra den første brukes som anslag for den andre – justert for produktforskjeller og andre forhold.
iii. Metoder der prisen på tjenesten er innbakt i en markedstransaksjon	En del av verdien av jordbruksavlinger kan tilskrives økosystemtjenester (som pollinering), mens resten skyldes andre produksjonsfaktorer som arbeidskraft og kapital.
iv. Metoder der prisen på økosystemtjenesten er basert på observerte utgifter (kostnader) til relaterte varer og tjenester	Når individer pådrar seg kostnader for å kompensere for manglende økosystemtjenester, kan dette gi en indikativ verdi. Verdien av aircondition kan for eksempel være en rimelig stedfortreder for vegetasjonens kjølede effekt i byområder.
v. Metoder der prisen på økosystemtjenesten er basert på forventede utgifter eller substitusjonskostnader	Tap av luftrensingstjenester kan føre til høyere helsekostnader, som da kan brukes som et anslag på verdien av tjenesten.
vi. Ikke-markedsbaserte metoder dersom de kan justeres til å være konsistente med prinsippet om bytteverdi	I stedet for å observere faktisk atferd kan man bruke spørreundersøkelser for å avdekke hvor mye folk verdsetter en tjeneste. Slike metoder gir vanligvis velferdsverdier, og må derfor enten justeres for å samsvare med bytteverdier eller brukes kun for å vurdere størrelsesorden (materialitet).

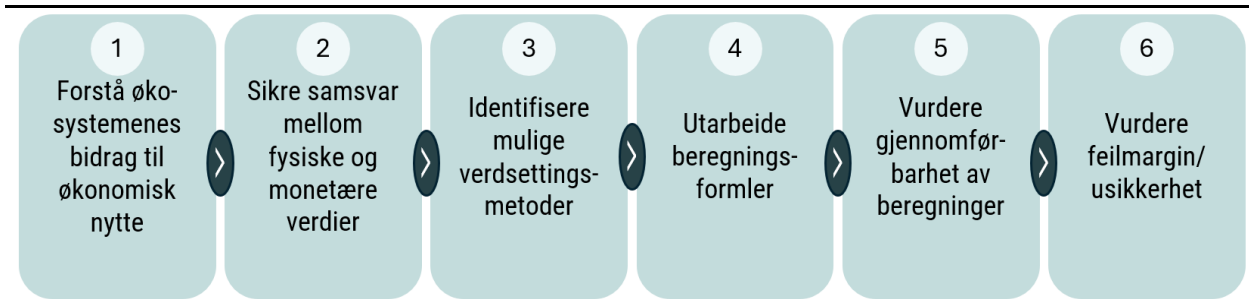
Kilde: Eurostat, 2025, s. 13

Den sjette tilnærmingen omfatter ikke-markedsbaserte metoder, eksempelvis velferdsbaserte metoder som betalingsvillighetsstudier. Disse kan gi nyttig informasjon om samfunnets samlede nytte, men brukes ikke som primærmetode i naturregnskap fordi de ikke er direkte sammenlignbare med nasjonalregnskapets verdier. Eurostats mulighetsstudie vurderer derfor først og fremst metodene som kan levere bytteverdier (metode i.-v.), men anerkjenner samtidig at velferdsverdier kan være et supplement i tilfeller der bytteverdimetoder ikke lar seg anvende på kort sikt.

3. Metode for vurdering av gjennomførbarhet

Eurostats mulighetsstudie vurderer hvorvidt det er mulig å gjennomføre monetær verdsetting av de syv rapporteringspliktige økosystemtjenestene. Vurderingen bygger på tidligere forskning, pilotstudier og internasjonal praksis. Vurderingen av gjennomførbarhet følger en prosess i seks steg:

Figur 3.1 Metode for vurdering av gjennomførbarhet i seks steg



3.1. Forstå økosystemenes bidrag til økonomisk nytte

Vurderingen starter med å tydeliggjøre hvordan økosystemets fysiske bidrag, målt i form av økosystemtjenester, gir opphav til økonomiske goder som kan verdsettes i penger. Målet i dette første steget er ikke å beskrive selve målingen av tjenesten i detalj, som gjøres i det biofysiske regnskapet (se del iii. tabell 2.1), men å beskrive koblingen mellom den fysiske strømmen av tjenesten og den økonomiske nytten. For økosystemtjenesten forsyning av avlinger, for eksempel, vil den fysiske målingen være mengde avlinger høstet i tonn, mens den økonomiske nytten kan måles ved inntektene fra salg av disse avlingene. For karbonlagring vil den fysiske målingen være tonn CO₂ lagret, mens den økonomiske nytten for eksempel kan være verdien av unngåtte utslipp. Vurderingen innebærer både å se på hva økosystemet leverer, hvem som nyter godt av dette, og hvordan bidraget inngår i varer og tjenester som allerede er en del av nasjonalregnskapet. Denne koblingen er avgjørende for å vurdere om det er praktisk mulig å sette en monetær verdi på tjenesten, og for å sikre at verdiene kan brukes sammen med annen økonomisk statistikk.

3.2. Sikre samsvar mellom fysiske og monetære verdier

For at beregningene skal være gjennomførbare, må en fysisk enhet kunne kobles direkte til en monetær enhet. Derfor vurderer Eurostat i dette steget hvilken monetær enhetsverdi det er naturlig å påkrevne for den enkelte økosystemtjenesten, med utgangspunkt i rapporteringskravene som stilles i det fysiske regnskapet for økosystemtjenester (Eurostat, 2024). Dersom den fysiske enheten for eksempel bes oppgitt i tonn innhøstede avlinger i EU-forordning 2024/3024, må den tilsvarende monetære enheten være kroner per tonn avling. I praksis handler dette ikke bare om enhetssamsvar, men også om de fysiske og monetære strømmene viser til sammenlignbare punkter i verdikjeden. For eksempel kan verdien av økosystemtjenesten som ligger innbakt i salg av tømmer fra en forvaltet skog til industrien være annerledes enn verdien innbakt i salg av ferdig bearbeidet trelast til sluttbruker. Slike vurderinger er avgjørende for å sikre at de monetære verdiene som beregnes faktisk samsvarer med de biofysiske enhetene de brukes på.

De fleste monetære verdier vil typisk beregnes som en fysisk mengde multiplisert med en enhetspris. Fordi fysiske mengder varierer mellom steder, skalaer og tidsperioder, må de kobles nøye til relevante og passende monetære enhetsverdier. For enkelte økosystemtjenester som ikke omsettes i et marked, spesielt regulerende og vedlikeholdstjenester og kulturelle tjenester, kan det i det hele tatt være utfordrende å finne en relevant pris som kan kobles mot de fysiske målingene av tjenesten.

3.3. Identifisere mulige verdsettingsmetoder

Steg tre handler om å identifisere egnede metoder for monetær verdsetting av de fysiske enhetene til hver økosystemtjeneste. Eurostats vurdering tar utgangspunkt i hierarkiet av metoder (se tabell 2.3), men åpner også for å bruke «lavere rangerte» metoder dersom disse kan levere data til lavere kostnad eller med bedre empirisk kvalitet enn de høyere rangerte alternativene. Etter dette steget videreføres kun de metodene som vurderes som mest hensiktsmessige. I tilfeller der det finnes få praktiske eller gjennomførbare bytteverdimetoder, vurderes velferdsbaserte metoder som et startpunkt (metode vi. i tabell 2.3). Da anbefales det at metodene tilpasses slik at de harmonerer med prinsippene for bytteverdier. Selv om disse metodene primært gir velferdsverdier, kan de gi nyttig innsikt i størrelsesorden og betydning av en økosystemtjeneste, mens videre forskning og pilotstudier utvikler mer robuste bytteverdimetoder.

3.4. Utarbeid formler

For hver metode presenteres en illustrerende formel som viser hvordan fysiske variabler (f.eks. mengde biomasse eller tonn karbon) kan kobles til økonomiske variabler (f.eks. pris per enhet). Hvilke komponenter som inngår i formlene avhenger av tilgjengelighet, kvalitet og pålitelighet på datagrunnlaget. Formlene bygger på relevant litteratur og de beste tilgjengelige datakildene.

3.5. Vurdere gjennomførbarhet av beregningene

Steg fem vurderer gjennomførbarheten av de utvalgte verdsettingsmetodene for hver økosystemtjeneste. Vurderingen bygger på tre hovedkriterier:

- Dekningsgrad: hvor mange EU land metoden realistisk kan brukes i, basert på eksisterende datagrunnlag og vurderinger for enkeltland.
- Kostnadseffektivitet: en kvalitativ vurdering av ressursinnsatsen som kreves for å produsere monetære verdier, sett opp mot forventet kvalitet på resultatene og i forhold til dagens statistiske praksis.
- Datatilgjengelighet: om nødvendige data, verktøy og rutiner finnes, og hvor robuste de er (f.eks. tilgjengelighet, oppdateringshyppighet, metodisk kvalitet og relevans for verdsettingen).

Hver metode gis en poengsum fra 1-5 basert på disse kriteriene som gir et samlet grunnlag for å vurdere hvilke metoder som er mest realistiske å implementere for de ulike økosystemtjenestene (se tabell 3.1). Det spesifiseres ikke i Eurostats studie hvorvidt hver av de tre kriteriene er like viktig, eller om de blir vektet. Isolert sett for Norge er kostnadseffektivitet og datatilgjengelighet de klart viktigste kriteriene å ta stilling til. Samtidig er det viktig å ta i betraktning at metoder som vurderes som gjennomførbare for Norge også må være mulig å gjennomføre i andre europeiske land for å legge til rette for internasjonal sammenligning.

Tabell 3.1 Oversikt over poengsum for gjennomførbarhet og beskrivelse av hva hver poengsum innebærer, basert på kriteriene presisert over

Gjennomførbarhets-poengsum	Beskrivelse av poengsum
5	Monetær verdsetting kan implementeres uten behov for ytterligere pilotstudier eller vurderinger.
4	Monetær verdsetting kan implementeres i løpet av de neste 1-2 årene, forutsatt en ytterligere pilotstudie eller vurdering
3	Monetær verdsetting krever videre vurdering og metodeutvikling, samt en pilotstudie eller vurdering i løpet av de neste 3-5 årene.
2	Ytterligere forskning, vurderinger og pilotprosjekter er nødvendig over en lenger tidshorisont.
1	Metoden er ikke gjennomførbar basert på dagens metoder og data. Tidshorisonten for mulig gjennomføring er usikker

Kilde: Eurostat, 2025

3.6. Vurdere feilmargin/usikkerhet

Steg seks vurderer feilmargin og usikkerhet knyttet til monetær verdsetting. Feil kan oppstå i tre ledd: (i) de fysiske målingene, (ii) selve verdsettingsmetoden og (iii) dynamikken i økosystemene og endringer i strømmen av tjenester. For noen tjenester, som luftrensing, er de fysiske målingene spesielt komplekse og kontekstavhengige. Dersom de fysiske dataene har høy feilmargin, vil også de monetære beregningene være usikre, uavhengig av hvor god verdsettingsmetoden er. Feilmarginen vurderes etter to kriterier:

- Samsvar med beste praksis: om data er samlet inn og målt på en robust måte, om verdsettingen er skjev pga. sammenslåing av ulike kilder, om datagrunnlaget er stort nok, og om sensitivitetsanalyser er gjennomført.
- Sammenligning med referansedata: hvordan resultatene står seg mot andre anslag med samme metode, og hvordan de varierer på tvers av kontekster og geografiske områder.

Til slutt oppsummeres vurderingen i en tredelt skala: Høy – Middels – Lav tillit, der lav feilmargin tilsvarer høyere grad av tillit til verdsettingsresultatene.

Tabell 3.2 Feilmarginskala

Feilmargin	Symbol	Beskrivelse av vurdering
Ingen vurdering	-	Ikke vurdert – utilstrekkelig informasjon.
Lav	L	Dokumentasjonen er fagfellevurdert eller basert på publiserte retningslinjer, og det er derfor høy tillitt til å bruke dataene som grunnlag for beslutninger.
Middels	M	Vitenskapspubliserte antakelser og publiserte data er brukt, men det er noe usikkerhet knyttet til kombinasjonen av dem. Dette gir rimelig tillitt til å bruke dataene i beslutningssammenheng.
Høy	H	Dokumentasjonen er mangelfull og bygger på betydelige antakelser, slik at dataene kun gir omtrentlige størrelsesordener som kan brukes til å informere beslutninger.

Kilde: Eurostat, 2025

Gjennomførbarhetsvurderingen og vurderingen av feilmargin ses i sammenheng for å gi en samlet anbefaling om hvor realistisk det er å verdsette de ulike økosystemtjenestene monetært. Eurostat understreker at beslutningstakere bør være oppmerksomme på usikkerhetsnivåene, men at usikkerhet ikke automatisk bør hindre bruk av de monetære verdiene i beslutningsprosesser. I denne sammenheng argumenterer Eurostat for at, selv med lav tillit kan det være bedre å ta eksisterende informasjon i betraktning, så lenge begrensningene tydeliggjøres, enn å ignorere den, som i praksis kan tilsvare å anta nullverdi for naturen. Dette er imidlertid et omstridt tema blant forskere på feltet. Flere kritiserer monetær verdsetting som beslutningsverktøy fordi empiriske analyser viser at mange av naturens verdier ikke lar seg tallfeste. Dersom man kun presenterer de verdiene som faktisk kan beregnes, vil man i de fleste tilfeller ende opp med en systematisk undervurdering av tjenesten. Uavhengig av dette virker det tydelig at, dersom målingene er

konsistente over tid (dvs. at feilene er systematiske snarere enn tilfeldige), kan også data med lav grad av tillit gi nyttige tidsserier, i tråd med et av hovedformålene med nasjonalt naturregnskap.

Det må understrekes at Eurostats seksstegs metode kun omfatter en teknisk vurdering av hvorvidt det er gjennomførbart å produsere monetære estimater basert på kriteriene om dekningsgrad, kostnadseffektivitet, datatilgjengelighet og med hensyn til feilmarginen. Selv om vurderingen viser at monetær verdsetting er mulig å gjennomføre, gjenstår en diskusjon om det bør gjennomføres av ulike hensyn. Dette avhenger blant annet av om metoden(e) som velges viser det man ønsker å belyse. I vurderingen i de påfølgende kapitlene diskuteres dette i et eget delkapittel til slutt.

4. Monetære verdsettingsmetoder for forsyning av avlinger

Dette kapittelet tar for seg økosystemtjenesten forsyning av avlinger og undersøker gjennomførbarheten av å verdsette denne i monetære enheter. Vurderingene gjort i Eurostats studie ligger til grunn, og dette kapittelet omfatter en undersøkelse av hvorvidt lignende forhold gjelder i Norge.

Jordbruket i Norge er sterkt preget av landets topografi og klima. Bare små og spredte områder egner seg for jordbruksproduksjon og totalt dekker jordbruksarealet rundt 3,5 prosent av Norges landareal (NIBIO, 2025). Jordbruket bidrar til om lag 0,5 prosent av BNP og sysselsetter under 2 prosent av befolkningen (Statistisk sentralbyrå, 2022; Statistisk sentralbyrå, 2025a). Knappt 30 prosent av gårdbrukernes inntekter er næringsinntekt fra jordbruk, mens resten er inntekter fra binæringer, kapital, pensjon og lignende (ibid.).

Til tross for å utgjøre en liten andel av norsk økonomi og sysselsetting, dekker jordbruket i Norge mange viktige samfunnsfunksjoner og er gjenstand for en svært regulerende landbrukspolitikk. Overordnet sett omfatter norsk landbrukspolitikk fire mål (Meld. St. 11 (2023-2024), s. 10):

1. Matsikkerhet og beredskap, som innebærer at Norge skal ha evne til å produsere trygg mat av høy kvalitet basert på nasjonale ressurser.
2. Landbruk over hele landet, der politikken skal bidra til bosetting, sysselsetting og verdiskaping i alle regioner, også i distriktene.
3. Økt verdiskaping, som skal fremme lønnsomhet og innovasjon i jordbruket og i tilhørende næringer.
4. Bærekraftig landbruk, som innebærer en langsiktig forvaltning av jordressursene, vern av jordbruksareal, reduksjon av klimagassutslipp og avrenning.

Disse målene gjenspeiler en helhetlig tilnærming der landbruket sees både som en næring og som en samfunnssektor med viktige bidrag til klima, miljø, kultur og bosetting. Målene ligger til grunn for jordbruksavtalen som årlig forhandles frem mellom staten og landbruksorganisasjonene.

4.1. Forstå økosystemets bidrag til økonomisk nytte

Økosystemtjenesten forsyning av avlinger er definert som «økosystemets bidrag til vekst av dyrkede planter som høstes til ulike formål», inkludert mat- og fiberproduksjon, fôr og energi, samt beitet biomasse (f.eks. halm og fôrvekster som konsumeres av beitende husdyr) (SEEA EA, tabell 6.3). Tjenesten omfatter avlinger produsert innenlands, også i drivhus, men utelukker ikke-dyrkede planter (f.eks. viltvoksende sopp og bær). Tømmerproduksjon omfattes ikke, da dette regnes som en egen økosystemtjeneste og omtales i kapittel 5.

I det fysiske regnskapet for økosystemtjenester rapporteres forsyning av avlinger som den totale vekten av innhøstede avlinger og avlingsrester. Både tilbud og etterspørsel deles inn etter avlingstype i tråd med klassifiseringssystemet som benyttes i EUs materialstrømsregnskap (Eurostat, 2018a). Bruken av tjenesten forstås som mellomforbruk i landbruksnæringen, der avlingene brukes som innsatsfaktor i produksjon eller selges på markedet. I tillegg finnes en viss grad av egenproduksjon i husholdninger, der avlinger dyrkes og konsumeres direkte av produsenten. Verdien av økosystemtjenesten strekker seg derfor utover markedsinntekten alene, og omfatter samfunnsøkonomiske nytteverdier knyttet til tilgangen på mat, energi, næringsstoffer og fiber, både for mennesker og for andre kultiverte organismer som husdyr.

Økosystemet bidrar til forsyning av avlinger gjennom prosesser som jordas evne til å holde på vann, resirkulering av næringsstoffer og andre biologiske funksjoner som gjør planteproduksjon mulig. Disse naturlige prosessene utgjør en innsatsfaktor på linje med, men adskilt fra, andre økonomiske

innsatsfaktorer som gjødsel, landbruksutstyr og arbeidskraft. Se den logiske kjeden for forsyning av avlinger i figur 4.1.

Figur 4.1 Logisk kjede for forsyning av avlinger



Kilde: Statistisk sentralbyrå, 2024a

Fordi avlingsforsyning er et resultat av en samproduksjon mellom naturens funksjoner og økonomiske innsatsfaktorer er det metodisk krevende å skille økosystemtjenesten fra andre innsatsfaktorer. I faglitteraturen diskuteres ulike metodiske tilnærminger til hvordan økosystemets unike bidrag kan isoleres, slik at den monetære verdsettingen gir et mest mulig korrekt bilde av naturens rolle i produksjon av avlinger. Tilnærmingen som foreslås i Eurostats studie, i tråd med SEEA EAs anbefaling, er å måle tilbudet av tjenesten som vekten av innhøstede avlinger og avlingsrester i det fysiske regnskapet, mens økosystemets bidrag skilles fra øvrige innsatsfaktorer i det monetære regnskapet. Denne tilnærmingen vil være en naturlig måte å revidere EU-forordning 2024/3024 ytterligere i fremtiden til også å inkludere monetære regnskap for økosystemtjenester. Metoder med denne tilnærmingen diskuteres senere i dette kapitlet.

Det finnes andre tilnærminger som kan synliggjøre det økologiske aspektet av økosystems bidrag til avlingsforsyning i større grad enn den nåværende tilnærmingen. En av disse omtales som «emergy» modellen, som skiller mellom energi fra naturen (som sol, vind og nedbør) og energi tilført gjennom økonomiske innsatsfaktorer (som gjødsel, maskiner og arbeidskraft) til biomasseproduksjon (Pérez-Soba, 2019; Vallecillo et al., 2019). En tredje tilnærming, omtalt som avkastningsmodeller, går ut på å beregne produksjon av avlinger som en funksjon av jordas tilstand, for eksempel karboninnhold i jordsmonnet (Rusch, 2024). De alternative tilnærmingene er ikke utprøvd i tilstrekkelig grad til at det finnes bred internasjonal anerkjennelse som støtter opp under bruk av disse i første omgang.

4.2. Sikre samsvar mellom fysiske og monetære verdier

For at det monetære regnskapet skal kunne kobles direkte til det fysiske regnskapet for økosystemtjenesten forsyning av avlinger, må begge datasett bygge på en felles fysisk enhet. I henhold til Eurostats rapporteringskrav for det fysiske regnskapet skal tjenesten forsyning av avlinger måles i 1000 tonn fordelt på ulike avlingstyper⁶ (Eurostat, 2024). I Norge rapporterer SSB årlig fysiske data for en rekke avlingstyper, oppgitt i (kilo)tonn⁷ (se vedlagt tabell A1). Grunnet rapporteringskravet i det fysiske regnskapet for økosystemtjenester forespeiler Eurostat at man i et fremtidig monetært regnskap vil kreve monetære verdier oppgitt i kroner per tonn for hver avlingstype. Diskusjonen i de påfølgende delkapitlene understreker at det fremstår som urealistisk å produsere monetære anslag på et detaljert avlingsnivå på kort sikt, gitt klare begrensninger i det eksisterende datagrunnlaget.

⁶ Eurostat forutsetter avlinger inndelt i tråd med deres system for materialstrømsregnskap (Eurostat, 2018a). SSBs klassifisering av avlingstyper er i stor grad sammenfallende med dette systemet, og mindre avvik kan enkelt omfordes for å sikre fullt samsvar.

⁷ Det finnes enkelte unntak. Oljevekster oppgis i dekar snarere enn tonn, og datagrunnlaget er begrenset fordi dyrkingen foregår i liten skala i Norge.

4.3. Relevante verdsettingsmetoder

Monetær verdsetting av økosystemtjenesten forsyning av avlinger kan gjøres med utgangspunkt i tre metoder identifisert i MAIA og NCAVES (2022), som samsvarer med SEEA EAs anbefalinger om å bruke bytteverdier. Dette er mulig fordi de fleste jordbruksvarer omsettes i markeder. De tre metodene er:

1. **Jordleiemetoden:** Her brukes jordleiepriser som et uttrykk for økosystemets bidrag til forsyning av avlinger. Når bønder betaler for å leie dyrkbar mark, reflekterer prisen potensialet for avlingsproduksjon, som i stor grad avhenger av økosystemegenskaper som jordas fruktbarhet og kapasitet til å holde på vann. Den totale jordleieverdien (jordleiepris multiplisert med areal) kan dermed tolkes som et økonomisk anslag på økosystemets bidrag til forsyning av avlinger.
2. **Ressursrentemetoden:** Denne metoden tar utgangspunkt i markedsverdien av avlingene og trekker fra alle kostnader knyttet til økonomiske innsatsfaktorer (energi, gjødsel, landbruksutstyr, traktorer, arbeidskraft, o.l.). Verdien som gjenstår etter at kostnaden av alle økonomiske innsatsfaktorer som er investert for å produsere avlinger er trukket fra antas å tilfalle økosystemet og kan tolkes som økosystemets ressursrente. Ifølge MAIA og NCAVES (2022) regnes dette som en metode av høy kvalitet i avlingssammenheng.
3. **Produksjonsfunksjonsmetoden:** Her estimeres marginalproduktet av jord basert på data på gårdsnivå over innsatsfaktorer (arbeid, gjødsel, maskiner osv.) og produksjonsfaktorer (mengde og kvalitet på avlinger). Ved å multiplisere marginalproduktet med markedsprisen på avlingene kan man beregne verdien av jordas bidrag. Denne metoden krever imidlertid omfattende mikrodata på gårdsnivå, som i praksis ikke finnes i Norge i dag og som ville vært svært ressurskrevende å samle inn. Denne tilnærmingen har derfor lav gjennomførbarhet på nasjonalt nivå.

Jordleiemetoden og ressursrentemetoden er de mest aktuelle for videre utredning i europeisk og norsk sammenheng, ettersom de bygger på data som allerede samles inn av statistiske byråer og andre myndigheter. Jordleiemetoden fremstår som særlig relevant da 49 prosent av jordbruksarealet i drift var leid i 2024 (Statistisk sentralbyrå, 2025b). Produksjonsfunksjonsmetoden anses mindre praktisk å anvende i stor skala på grunn av behovet for store datamengder på et veldig detaljert nivå, selv om den teoretisk kan gi presise resultater.

4.4. Utarbeid formler for relevante monetære verdsettingsmetoder

I dette steget utarbeides beregningsformler for de to aktuelle verdsettingsmetodene (jordleiemetoden og ressursrentemetoden). I sin studie legger Eurostat frem generelle beregningsformler som er anvendbare for alle EU-land. I denne studien er disse justert med hensyn til norsk kontekst og datatilgang.

1. Jordleiemetoden

Verdien av økosystemtjenesten estimeres som summen av jordleie fordelt på ulike typer avling og geografisk region. Den underliggende antagelsen i metoden er at jordleiepriser reflekterer verdien på økosystemets bidrag til avlingsproduksjon ettersom dette er prisen man er villig til å betale for muligheten til å dyrke avlinger på den bestemte jorda. Jordleie knyttet til hver type avling i hver region multipliseres med arealet som brukes til å dyrke den bestemte avlingstypen i den bestemte regionen. Deretter summeres alle disse estimatene for å gi et samlet anslag for verdien av økosystemtjenesten forsyning av avlinger på nasjonalt nivå.

En illustrerende formel for årlig verdi av økosystemtjenesten forsyning av avlinger for en bestemt type avling a i region r kan settes opp slik:

$$Verdi_{a,r}(\text{kroner}) = Jordleie_{a,r}(\text{kroner/daa}) * Areal_{a,r}(\text{daa})$$

Hvor

- $Verdi_{a,r}$ er verdien av økosystemets bidrag til forsyning av avling a i region r (kroner)
- $Jordleie_{a,r}$ er gjennomsnittlig leiepris per dekar for jord som brukes til å dyrke avling a i region r (kr/daa)
- $Areal_{a,r}$ er areal som brukes til å dyrke en bestemt avling a i region r (dekar)

Samlet verdi av økosystemtjenesten på nasjonalt nivå beregnes som summen av verdiene for alle typer avlinger i alle regioner:

$$Verdi \text{ av avlingsforsyning (kroner)} = \sum Verdi_{a,r}$$

Dersom data for jordleie kun finnes på aggregert nivå (for alt jordbruksareal under ett), kan en fordeling på type avling gjøres ved å multiplisere total jordleie med en fordelingsnøkkel, basert på for eksempel produksjonsverdi eller produksjonsvolum for hver avling, slik Eurostat foreslår. I norsk sammenheng er det ikke relevant å utlede en slik fordelingsnøkkel da jordleiepriser finnes disaggregert både romlig (på kommunenivå) og spesifisert for avlingstype.

2. Ressursrentemetoden

I denne metoden estimeres økosystemets bidrag som et residual, altså det som gjenstår av avlingenes markedsverdi etter at alle kostnader knyttet til arbeidskraft, kapital, driftsmidler og netto skatter/tilskudd er trukket fra. Ved å isolere ut alle økonomiske innsatsfaktorer tolkes residuale som økosystemets bidrag til avlingsproduksjon.

Eurostat legger opp til en svært forenklet utledning av ressursrenten, hvor man antar at en bestemt andel av inntektene fra avlingsproduksjon tilskrives naturens bidrag, mens den resterende andelen tilskrives andre økonomiske innsatsfaktorer. Denne tilnærmingen foreslås for å muliggjøre beregning av ressursrenten på avlingsnivå, som i praksis er krevende med eksisterende data fordi kostnader for jordbrukssektoren ikke disaggregertes på avlingsnivå, men er overordnet for hele sektoren i nasjonalregnskapet. En mer presis utledning av ressursrenten spesifiseres i FNs system for miljøøkonomiregnskap (SEEA CF, tabell 5.5, s. 153), og det er denne tilnærmingen som anvendes i denne studien. Fordelen med denne tilnærmingen er at ressursrenten blir mer presis når man utleder den for hele sektoren samlet sett, mens ulempen er at den ikke kan disaggregertes på avlingsnivå med eksisterende data. Ressursrenten kan (jf. SEEA CF) formelt uttrykkes som:

Tabell 4.1 Utledning av ressursrenten

	Produksjon
-	Produktinnsats
=	Bruttoprodukt i basisverdi
-	Produktsubsidier
+	Produktskatter
-	Lønnskostnader
-	Andre skatter på produksjon
+	Andre subsidier på produksjon
-	Kapitalslit
-	Normalavkastningen på realkapital
=	Ressursrente (verdi av avlingsforsyning)

Kilde: Dalen, 2023

Utleddningen starter med *produksjon*, som er verdien av den totale produksjonen av jordbruksvarer, typisk målt i løpende priser for sektoren. For forsyning av avlinger omfatter dette verdien av alle høstede avlinger som korn, grønnsaker, frukt og poteter. Videre trekkes *produktinnsats* fra, som er verdien av alle varer og tjenester som brukes som innsatsfaktorer i produksjonen (f.eks. gjødsel, såfrø, energi, maskiner, leie av jord, o.l.). Det som gjenstår er *bruttoprodukt i basisverdi*⁸, altså produksjonens reelle verdiskapning.

Heretter justeres det for *produktsubsidier* og *produktskatter*. Dette omfatter subsidier og skatter som er direkte knyttet til selve produktet, eksempelvis støtteordninger som varierer med produksjon og arealstørrelse. Produktsubsidier kan forstås som en overføring som reduserer de reelle produksjonskostnadene og må derfor trekkes fra for å isolere naturressursens egentlige bidrag. En produktskatt betales av næringen og skal derfor legges til ressursrenten fordi den betraktes som en del av verdiskapningen i næringen. Av alle naturressursnæringer i Norge er det kun jordbruket som har produktspesifikke subsidier.

Siden trekkes *lønnkostnader* til arbeidskraft fra ettersom dette representerer avkastningen til arbeidsfaktoren, ikke naturressursen.

Dernest justeres det for *andre skatter og subsidier på produksjon*, som ikke er knyttet til en bestemt ressurs eller et spesifikt produkt, men gjelder på tvers av næringer. Skatter forstås derfor som normale driftskostnader som trekkes fra og subsidier som normale inntekter ved produksjon som legges til. Slik sikrer man at skatter og subsidier ikke påvirker beregningene av naturressursens egentlige bidrag til verdiskapning.

Kapitalslit gjenspeiler en estimert verdiforringelse av kapitalen som brukes i produksjon av avlinger og trekkes fra da det ikke reflekterer naturens bidrag. Det samme gjøres for *normalavkastningen på realkapital*, som er et anslag på hva kapitalen kunne ha gitt i avkastning dersom den ble investert i et alternativt marked (for eksempel risikofri rente). Ved å trekke dette ut, isolerer man den ekstra avkastningen som kommer fra selve naturressursen.

Etter at alle disse justeringene er gjort står man igjen med *ressursrenten*. For jordbruket vil denne ressursrenten i praksis gjenspeile den delen av verdiskapningen som stammer fra jordas produktivitet og tilhørende økologiske prosesser, som vil fungere som en monetær verdi på økosystemtjenesten forsyning av avlinger.

4.5. Vurdere gjennomførbarhet av beregningene

Her vurderes gjennomførbarheten av verdsettingsmetodene jordleiemetoden og ressursrentemetoden for økosystemtjenesten forsyning av avlinger, basert på de tre kriteriene beskrevet i delkapittel 3.5. Innledningsvis legges en punktvis oppsummering av Eurostats vurderinger av gjennomførbarheten av metodene i EU som helhet, før en vurdering for Norge blir gjort.

- Dekningsgrad: når det gjelder hvor mange EU land metodene kan brukes i, basert på datagrunnlag, vurderer Eurostat at jordleiemetoden har høy datadekning etter at komiteen for det europeiske statistikksystemet (ESSC) i 2018 inngikk en avtale om innsamling av årlige data for jordleie (Eurostat, 2018b). Ressursrentemetoden har også god årlig datadekning, ettersom de nødvendige komponentene for å utlede ressursrenten allerede beregnes i nasjonalregnskapet. Det påpekes fra Eurostats side at jordleiemetoden vil være mest effektiv

⁸ Økonomisk merverdi opptjent gjennom innenlandsk produksjonsaktivitet i en næring eller sektor (eller totalt for alle næringer/sektorer), avledet og definert som produksjon minus produktinnsats. Bruttoprodukt publiseres i basisverdi, dvs. at produktsubsidier er inkludert, men ikke merverdiavgift eller andre produktskatter (se basisverdi) (Statistisk sentralbyrå, u.å.a).

å bruke dersom man har romlig detaljerte kart over avlinger. Dette er per i dag kun tilgjengelig for et begrenset antall medlemsland⁹.

- **Kostnadseffektivitet:** begge de foreslåtte metodene benytter offentlig tilgjengelige datasett som allerede samles inn jevnlig for å beregne den monetære verdien av avlingsforsyning. Ved bruk av jordleiemetoden vil det for noen land påløpe ekstra kostnader knyttet til modellering for å produsere data på avlingsnivå, men disse kostnadene antas å være relativt lave sammenlignet med annen statistisk modellering.
- **Datatilgjengelighet:** dersom anslag kun kreves på et aggregert nivå for økosystemtjenesten forsyning av avlinger, vurderes datatilgjengeligheten og gjennomførbarheten som høy. Når det gjelder å utarbeide anslag på avlingsnivå vurderes begge metodene å ha middels grad av praktisk gjennomførbarhet.

Oppsummert vurderer Eurostat at begge metodene er gjennomførbare ettersom datagrunnlaget forventes å ha middels til høy dekning og kostnadene forventes å være lave til middels, forutsatt krav om relativt standard romlig fordeling på det underliggende datagrunnlaget.

For å bruke **jordleiemetoden** i Norge trengs markedsdata på jordleiepriser, samt jordbruksareal i drift, begge ideelt sett fordelt på type avling og region. Følgene datagrunnlag er identifisert for Norge:

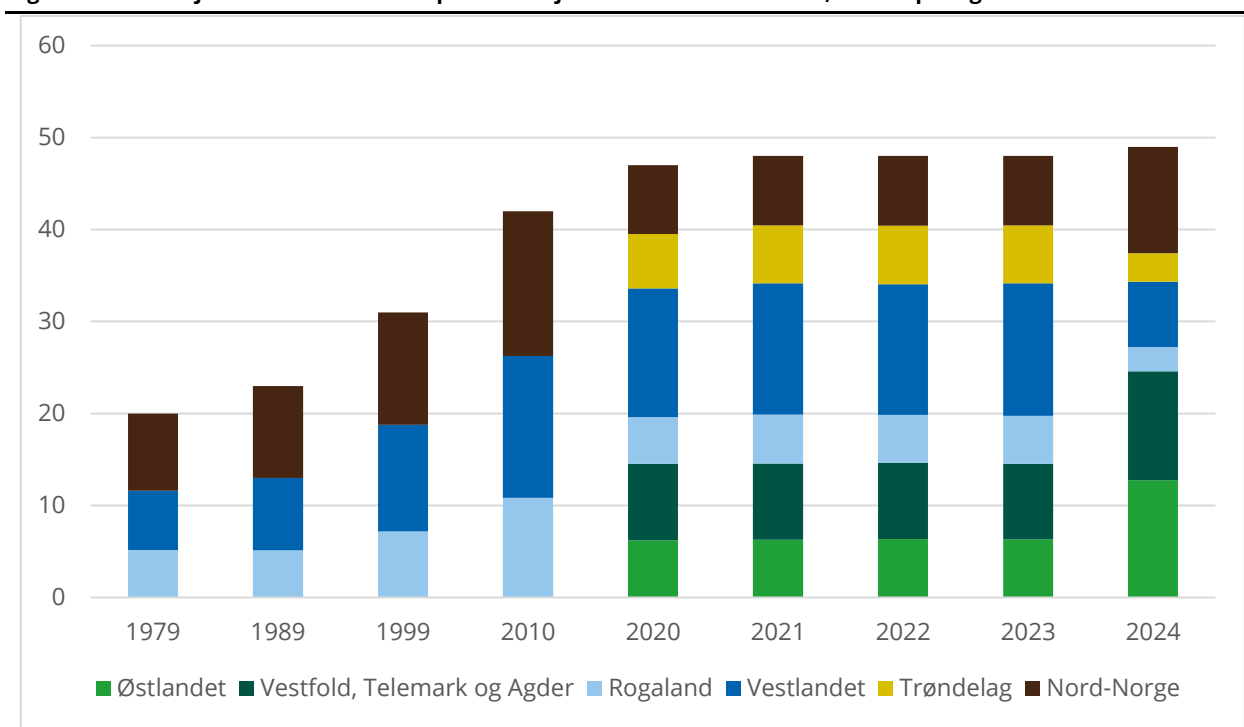
Tabell 4.2 Oversikt over tilgjengelig datagrunnlag for jordleiemetoden

Type data	Enhet	Skala	Datakilde
Jordleiepriser fordelt på avlingstyper	Kroner/dekar	Region ¹⁰	Landbruksdirektoratet, jordleieundersøkelsen
Jordbruksareal fordelt på avlingstyper	Deкар	Fylke // Nasjonalt // Kommune	SSB, Statistikkbanken tabellnr. 04607 // SSB, statistikkbanken tabellnr. 10507 // SSB, Statistikkbanken tabellnr. 06462

I 2024 ble 49 prosent av dyrket mark i drift leid i Norge (Statistisk sentralbyrå, 2025b). Som vist i figur 4.2 har andelen leid jordbruksareal økt betydelig siden 1979 og ligget stabilt mellom 47 og 49 prosent de siste fem årene. I 2024 var andelen jordbruksareal som ble leid mellom 39 og 65 prosent i alle landets fylker (ibid.). Dersom man antar at leieprisen på jordbruksareal reflekterer verdien av økosystemtjenesten forsyning av avlinger også for arealer som drives av eier selv, kan jordleiemetoden brukes til å anslå verdien av tjenesten for hele det nasjonale jordbruksarealet. En slik ekstrapolering fra leid til eid areal foreslås av MAIA og NCAVES (2022) som en egnet tilnærming for å estimere den samlede verdien av forsyning av avlinger på nasjonalt nivå.

⁹ [EuroCrops](#)

¹⁰ Statistikken som publiseres hos Landbruksdirektoratet er på regionsnivå. Datagrunnlaget samles imidlertid inn på kommunenivå så det finnes data på en mer fordelt skala enn det som er publisert.

Figur 4.2 Leid jordbruksareal i drift i prosent av jordbruksareal i drift i alt, fordelt på region¹¹

Kilde: Statistisk sentralbyrå, 2025b.

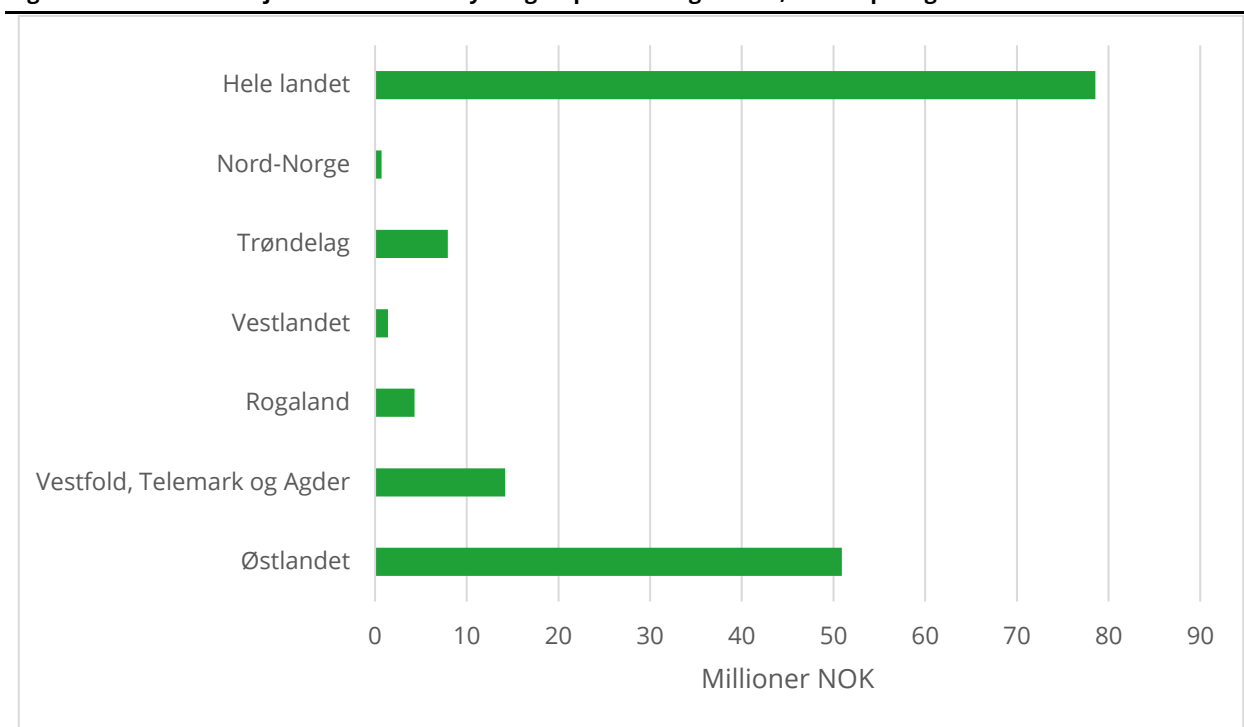
For å vurdere om jordleiemetoden lar seg gjennomføre med tilgjengelige norske data, er det gjort enkle illustrasjonsberegninger for to avlingstyper: poteter og korn. Formålet er ikke å produsere fullstendige eller presise verdsettingsanslag, men å demonstrere at metoden kan anvendes med eksisterende datagrunnlag. Beregningene følger Eurostats anbefalte framgangsmåte:

1. Leiepriser på jordbruksareal hentes fra markedsdata fordelt på fem typer jordbruksareal (gras, korn, potet, grønnsaker og beite) og seks overordnede regioner (Østlandet, Vestfold + Telemark + Agder, Rogaland, Vestlandet, Trøndelag og Nord-Norge) (vedlagt tabell B1).
2. Jordbruksareal i drift for de samme avlingstypene hentes fra SSBs statistikk (vedlagt tabell B2).
3. Leiepris multipliseres med samlet areal i drift for den relevante avlingstypen i hver region.

Et viktig premis i metoden er at leiepris antas å reflektere markedsverdien også for areal som ikke leies ut, men drives av eieren. Dermed multipliseres leieprisene med hele jordbruksarealet i drift, ikke bare andelen som er leid. Dette gir et anslag for den totale verdien av norsk jordbruksareal som brukes til dyrking av den aktuelle avlingen.

Resultatet for potetdyrking er vist i figur 4.3. Den totale verdien av alt jordbruksareal brukt til potetproduksjon i Norge i 2024 beregnes til om lag 80 millioner kroner. Når verdien fordeles på regioner, fremgår det tydelig at Østlandet står for den største andelen av denne verdien. Dette skyldes antagelig mer egnede forhold for denne typen avlingsproduksjon på Østlandet enn ellers, som gjenspeiles i større arealer til dyrking av poteter i denne norske regionen enn i andre.

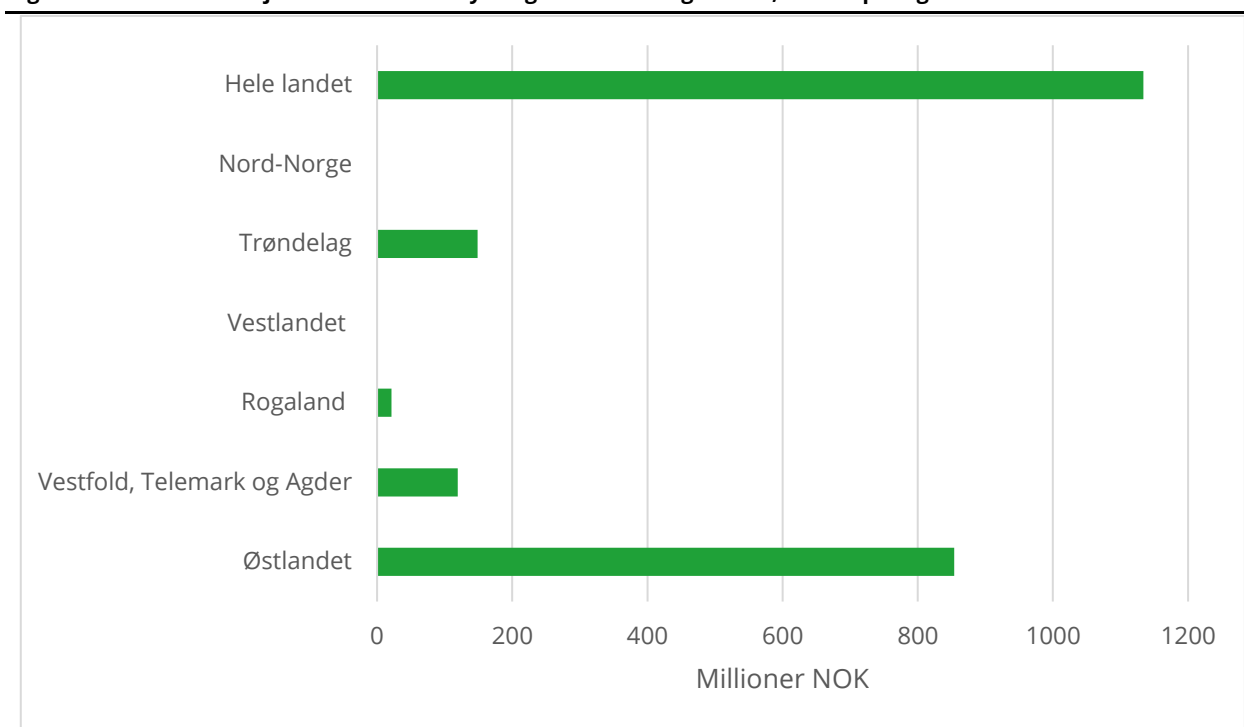
¹¹ «Østlandet» tilsvarer summen av fylkene 03 Oslo, 31 Østfold, 32 Akershus, 33 Buskerud og 34 Innlandet. «Vestlandet» tilsvarer summen av fylkene 46 Vestland og 15 Møre og Romsdal. «Nord-Norge» tilsvarer summen av fylkene 18 Nordland, 55 Troms og 56 Finnmark.

Figur 4.3 Verdien av jordbruksareal til dyrking av potet i Norge i 2024, fordelt på region

Kilde: Landbruksdirektoratet, 2025a; Statistisk sentralbyrå. [Statistikkbanktabell 11506](#). Egne beregninger.

En tilsvarende beregning er gjort for jordbruksareal brukt til korndyrking, vist i figur 4.4. For denne avlingstypen mangler særskilt leieprisdata for Vestlandet og Nord-Norge, og søylene for disse regionene er derfor utelatt. Likevel er det mulig å beregne en samlet nasjonal verdi på jordbruksareal brukt til dyrking av korn ved å bruke den vektete gjennomsnittlige anslåtte leieprisen på nasjonalt nivå. I tillegg er det mulig å identifisere i hvilken av de øvrige regionene arealet som brukes til dyrking av korn er mest verdifullt.

Den totale verdien av jordbruksareal brukt til korndyrking anslås til i underkant av 1,15 milliarder kroner i 2024. Dette viser at verdien av jordbruksarealet som brukes til korndyrking er omtrent 15 ganger høyere enn verdien av arealet brukt til potetproduksjon. Dette skyldes ikke høyere leiepriser for areal brukt til korndyrking, som faktisk er 40 prosent lavere enn leieprisen på areal brukt til potetdyrking når man ser på den vektete gjennomsnittlige anslåtte leieprisen på nasjonalt nivå for begge areal i 2024. Det skyldes at areal som brukes til å dyrke korn i Norge er betraktelig større enn arealet som brukes til å dyrke potet. Dette gjenspeiler mer egnede forhold for korndyrking enn potetdyrking her til lands.

Figur 4.4 Verdien av jordbruksareal til dyrking av korn i Norge i 2024, fordelt på region

Kilde: Landbruksdirektoratet, 2025a; Statistisk sentralbyrå. [Statistikkbanktabell 11506](#). Egne beregninger.

Dalen (2021) anvendte jordleiemetoden som beskrevet over og fant en samlet verdi av jordbruksareal i Norge på 2,1 milliarder kroner i 2020. I studien ble også verdien utvikling over tid (2005-2020) fordelt på avlingstype utregnet. Resultatene viser relativt stabile verdier for areal brukt til å dyrke korn, potet og gras, mens jordbruksareal brukt til å dyrke grønnsaker/bær så en stigning i verdi over perioden. Studien viser i likhet med de enkle beregningene presentert i figur 4.3 og 4.4 at verdien av jordbruksareal varierer betydelig mellom ulike produksjonsformål, samt en stor variasjon i verdien på samme type jordbruksareal mellom regioner i Norge. Dette er som forventet og skyldes svært ulike klimatiske forutsetninger i forskjellige deler av landet. Dalen (2021) konkluderer i sin studie at verdien på de små områdene med jord som egner seg til dyrking av korn og andre vekster (3,5 prosent av landarealet) er betydelig høyere enn verdien av det potensielle beiteområdet, som finnes i stor utstrekning i norske skog- og fjellområder (45 prosent av landarealet).

Oppsummert kan det konkluderes at det eksisterende datagrunnlaget for leiepriser og jordbruksareal er tilstrekkelig til å anvende jordleiemetoden i Norge. Enkle aggregerte anslag på nasjonalt nivå er lite ressurskrevende å utlede. Samtidig er det viktig å påpeke at datagrunnlaget muliggjør anslag på langt mer disaggregert nivå ettersom både oversikt over leiepriser og jordbruksareal finnes på kommunalt nivå. Mer disaggregerte anslag vil være forbundet med høyere kostnader i første omgang da de vil kreve omstrukturering av eksisterende datasett, men så fort datasettene er produsert vil det kreve betraktelig mindre ressurser å fortsette å produsere slike anslag på årlig basis. Anslag på disaggregert nivå vil være mer presise, så nytteverdien av å gjøre denne jobben kan være stor, men dette avhenger selvfølgelig av forvaltningsnyttene av slike anslag. Når det kommer til dekningsgrad ellers i EU ble det spesifisert innledningsvis i dette delkapittelet at datagrunnlaget på leiepriser er godt. I gjennomsnitt var 46 prosent av EUs jordbruksareal i drift leid i 2020 (Eurostat, 2024c). Den høye andelen støtter opp under at metoden kan brukes for monetær verdsetting av økosystemtjenesten ikke bare i Norge, men også i de fleste EU land.

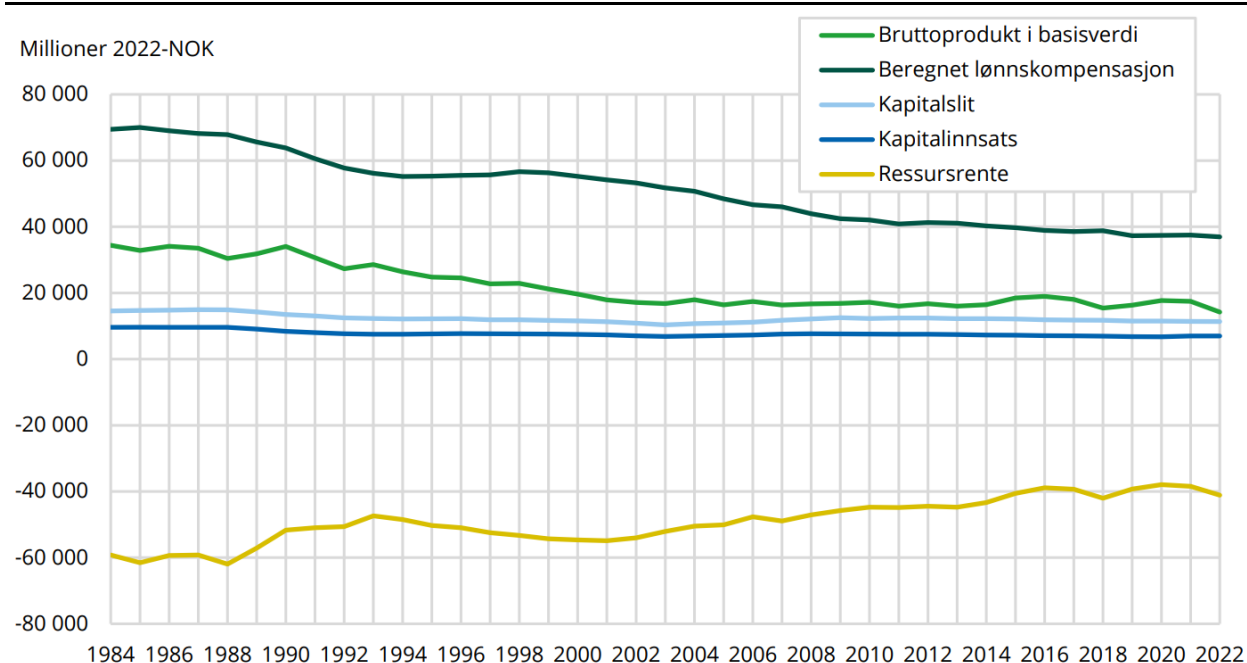
For å beregne **ressursrenten** for jordbruket i Norge kreves følgende data fra nasjonalregnskapet (næringskode 2301 og NACE kode 01):

1. Bruttoprodukt i basisverdi
2. Beregnet lønnskompensasjon
3. Kapitalslit
4. Kapitalinnsats

Dalen (2023) presenterer de siste beregningene som er gjort av Statistisk sentralbyrå for ressursrenten i jordbruket i Norge. Beregningene viser utviklingen i ressursrenten fra 1984-2022 (se figur 4.5). Ressursrenten er tydelig negativ over hele perioden. Grunnen til dette er først og fremst at lønnskompensasjonen er høyere enn bruttoproduktet i basisverdi for alle år. Videre ser man at ressursrenten overordnet har vært på en stigende trend og blitt mindre negativ gjennom hele perioden. Dette skyldes primært den synkende verdien av lønnskompensasjon, som har falt med nesten 50 prosent i perioden. Bak denne nedgangen ligger det faktum at det totale antallet arbeidstimer i jordbruket er over 70 prosent lavere ved slutten enn ved starten av perioden (Dalen, 2021). Ressursrenten øker selv om bruttoproduktet viser en fallende trend på grunn av den sterke effekten av lavere lønnskompensasjon. Både kapitalslit og kapitalinnsats har falt med rundt 20 prosent i løpet av perioden. Dette er langt mindre enn nedgangen i antall gårdsbruk i drift, som er rundt 65 prosent (Statistisk sentralbyrå, 2025c). Denne utviklingen innebærer betydelig mer kapital per gård.

Oppsummert har ressursrenten økt med om lag 18 milliarder kroner i perioden, selv om verdiskapningen (bruttoprodukt i basisverdi) har falt med rundt 20 milliarder kroner. Årsaken er fall i lønnskompensasjon, kapitalslit og kapitalinnsats. Ressursrenten i jordbruket i Norge var om lag -40 milliarder kroner i 2022.

Figur 4.5 Dekomponering av ressursrenten i jordbruket (2022-kr)



Kilde: Dalen, 2023

Tidligere beregninger bekrefter at det finnes tilstrekkelig datagrunnlag for å anvende ressursrentemetoden for jordbruket i Norge. Datagrunnlaget er offentlig tilgjengelig og hentes fra nasjonalregnskapstall, som gjør at kostnadene ved å anvende metoden er lav. Fordi komponentene som brukes for å utlede ressursrenten er hentet fra nasjonalregnskapet, og alle EU-land fører et

nasjonalregnskap med bestemte krav til kvalitet og frekvens, er også dekningsgraden knyttet til bruk av denne metoden god. Gjennomførbarheten av å bruke denne metoden for å verdsette økosystemtjenesten forsyning av avlinger i Norge vurderes derfor som høy.

Eurostat konkluderer med å anbefale ressursrentemetoden og argumenterer for at datagrunnlaget er noe bedre (enn for jordleiemetoden) med hensyn til at komponentene som brukes finnes (eller kan estimeres) på et mer detaljert, avlingsspesifikt nivå. Denne konklusjonen henger imidlertid ikke helt på greip i norsk sammenheng, hvor kostnader rapporteres på gårdsnivå, ikke etter avlingstype, og det vil derfor være krevende å fordele produsentenes faste kostnader over avlinger og sånn sett estimere ressursrenten per avlingstype. Det eksisterende datagrunnlaget tillater heller ikke inndeling av ressursrente på et lavere geografisk nivå, slik jordleiemetoden gjør.

4.6. Vurdere feilmargin/usikkerhet

Eurostat vurderer at både jordleiemetoden og ressursrentemetoden har en middels stor feilmargin jf. feilmarginskalaen i tabell 3.2. Denne vurderingen er begrunnet som oppsummert i følgende punkter:

- For begge metodene forventes den største feilkilden å komme fra bruk av gjennomsnittstall på tvers av avlingstyper, som kan gi misvisende verdier. Begge metodene krever derfor romlig disaggregering ned på avlingsnivå, noe som innebærer antagelser som introduserer usikkerhet.
- Ressursrentemetoden krever at både lønnskostnader og kapitalkostnader fordeles på ulike avlingstyper og geografiske områder for å lage avlingsspesifikke estimater. Dette kan være krevende med eksisterende data. I tillegg ligger det betydelig usikkerhet bak estimeringen av enkelte komponenter i beregningene, særlig avkastningen på arbeidskraft.
- Jordleiemetoden krever at den totale jordleien fordeles på avlingstyper, som i mange land krever vektning basert på antagelser. Dette skaper også usikkerhet.

Utover usikkerhetsmomentene som pekes på i Eurostats studie er en rekke kilder til feil, både tilknyttet det underliggende datagrunnlaget og verdsettingsmetodene i seg selv, i det følgende diskutert for metodene når de brukes i Norge.

En viktig usikkerhet ved bruk av **jordleiemetoden** i Norge oppstår når man benytter gjennomsnittlige jordleiepriser på tvers av avlingstyper og geografiske områder. For å få presise estimater må jordleiedata kobles til informasjon om både avlingstype og arealbruk på et så finmasket nivå som mulig. I norsk sammenheng er dette fullt mulig da datagrunnlaget som utgjør statistikken over jordleiepriser som publiseres hos Landbruksdirektoratet er samlet inn på kommunenivå. Det foreligger også data om hvor store arealer som brukes til å dyrke ulike avlingstyper på kommunenivå hos SSB.

Per i dag rapporteres jordleie for fem brede kategorier: gras, korn, potet, grønnsaker/bær og beite, mens avlingsstatistikken avdekker større variasjon innenfor disse gruppene, for eksempel mellom ulike kornslag (hvete, bygg, havre, rug, mv.). Mer detaljerte verdsettingsanslag kan derfor oppnås enten ved (1) å utvide jordleieundersøkelsen til å innhente leiepriser på mer spesifikt avlingsnivå, eller (2) ved å bruke eksisterende avlingsdata til å lage fordelingsnøkler som allokere dagens leiepriser til underkategorier. Sistnevnte er mindre presist enn førstnevnte, men det kan gjennomføres uten betydelig ressursbruk til datainnsamling da det finnes rikelig datagrunnlag til å støtte slike beregninger. Selv om finmaskede estimater ennå ikke er produsert i Norge, ligger hovedtyngden av nødvendige data allerede tilgjengelig. Potensialet for å redusere feilmarginen ved å estimere mer presise, konsistente og geografisk detaljerte monetære anslag virker betydelig.

En annen feilkilde ved beregningene er knyttet til kvaliteten på det underliggende datagrunnlaget. Her til lands registreres jordleiepriser ved at kommunenes landbrukskontor rapporterer disse inn til Landbruksdirektoratet gjennom den årlige jordleieundersøkelsen. For å sikre troverdig statistikk har Landbruksdirektoratet de siste årene lagt mye arbeid i å kontrollere de innsendte tallene og få inn svar fra flest mulig kommuner (Landbruksdirektoratet, 2025b). I 2025 var svarprosenten på 90 (ibid.). Selv om dette virker betryggende, understreker Landsbruksdirektoratet at tallene må tolkes med varsomhet fordi leieprisen varierer kraftig både mellom og internt i kommuner. Mest urovekkende er det at mange kommuner har lite oversikt over kontraktspriser fordi det fremdeles er for få bønder som sender kopi av jordleieavtaler til kommunen (ibid.). Ettersom det er usikkerhet knyttet til hvordan jordleieprisene estimeres av kommunene, og kvaliteten på anslagene kan variere med kommunenes ressurser, fremstår det som hensiktsmessig å gjennomføre sensitivitetsberegninger basert på alternative datakilder for jordleiepriser. Et alternativ kan være å anvende skattedata fra landbruket. Dette er enda ikke utprøvd i Norge.

Når man går dypere inn i hvordan jordleiemetoden utledes (MAIA og NCAVES, 2022) kommer en tredje sentral feilkilde til syne. Grunnen til at jordleiepriser gir et godt mål på økosystemtjenesten forsyning av avlinger kan forklares slik: økosystemets bidrag til å produsere avlinger kommer fra selve jorda (landarealet). Dette kombineres med andre innsatsfaktorer som arbeidskraft, kapital, såfrø, osv. for å produsere sluttproduktet avlinger. Det er mulig å estimere bidrag fra hver innsatsfaktor ved hjelp av en produksjonsfunksjon der produksjonen (Y) avhenger av arbeidskraft (L), kapital (K), landareal (W) og andre faktorer (Z). Produksjonsfunksjonen kan settes opp slik:

$$Y = F(L, K, W, Z)$$

Dersom alle innsatsfaktorene, inkludert jord, prises i et konkurransemarked, vil prisen deres være lik deres marginale verdi. Det vil si, hvor mye den fysiske produksjonen av avlinger øker dersom man øker innsatsen av en gitt faktor (for eksempel et ekstra dekar med land), multiplisert med markedsprisen på avlingen. For landareal uttrykkes denne betingelsen matematisk som:

$$P_Y \frac{\partial Y}{\partial W} = P_W$$

Hvor

- P_Y er prisen på avlingen,
- $\frac{\partial Y}{\partial W}$ er marginalproduktet av land,
- P_W er jordleien per dekar.

Den samme logikken gjelder øvrige innsatsfaktorer. Dersom produksjonen foregår i et marked som oppfyller kravene til konkurranselikevekt gjelder også:

$$Y = \frac{\partial Y}{\partial L}L + \frac{\partial Y}{\partial K}K + \frac{\partial Y}{\partial W}W + \frac{\partial Y}{\partial Z}Z$$

Kombineres disse to relasjonene får man:

$$P_Y Y = P_L L + P_K K + P_W W + P_Z Z$$

Med andre ord kan den totale produksjonsverdien (salgsverdien av avlinger) deles opp i bidraget fra arbeidskraft, kapital, jord og andre innsatsfaktorer. Den totale verdien av jordleie (P_W) multiplisert med antall dekar (W) gir dermed et teoretisk korrekt anslag på økosystemets bidrag til forsyning av avlinger. Den store haken her er at jordleieprisene i Norge ikke settes i et åpent konkurransemarked. Staten subsidierer bønder, og disse pengene brukes (blant annet) til å leie jord. Dersom bøndene ikke hadde mottatt disse subsidiene ville de antagelig ikke kunne betale den

prisen de gjør for å leie jorda, og den estimerte verdien ville falt betraktelig. Sånn sett er det i Norge svært politisk betinget hva jordleieprisene er. Dersom det er et politisk mål å for eksempel ha flest mulig jorder i drift, ville jordleieprisen vært betraktelig lavere enn i et konkurransemarked. En av betingelsene som ligger til grunn for denne metoden er altså ikke oppfylt og dette skaper en betydelig usikkerhet i anslagene.

Videre er metodens underliggende antagelse om at jordleiepriser kun reflekterer den økologiske tilstanden til jorda, altså dens evne til å produsere avlinger, diskutabel. Det virker svært sannsynlig at andre faktorer (som geografisk beliggenhet, urban nærhet, institusjonelle forhold o.l.) også påvirker hvilken pris en jordeier er villig til å leie ut marka si for. Landbruksdirektoratet (2025b) påpeker for eksempel at i kommuner hvor interessen for å drive jordbruk er lav, er jordeiere fornøyd med å «leie ut» jorda gratis for å oppfylle driveplikten (jf. Jordbrukslovens, 1995, § 8). Det betyr ikke nødvendigvis at jorda i seg selv ikke har noen økologisk verdi, men reflekterer at institusjonelle forhold også påvirker hva leieprisen blir. Det er altså vanskelig å si hvordan leieprisen fastsettes i markedet, og det virker ikke uten videre rimelig å konkludere at mer fruktbar jord har høyere leiepris. Fordi man ikke vet hvor stor andel av leieprisen som reflekterer jordas økologiske tilstand og hvor stor andel som reflekterer andre faktorer, er det naturligvis usikkert hva anslagene fra jordleiemetoden faktisk viser.

For å bruke metoden til å produsere anslag på nasjonalt nivå antar man at gjennomsnittlige jordleiepriser for jorda som er leid er representativt for hele det produktive jordbruksarealet i Norge. Hvorvidt dette er en rimelig antagelse, er også diskutabelt. En kan for eksempel se for seg at bønder som eier jord ønsker å dyrke på den mest produktive marka selv, og leier ut de mindre produktive delene. I slike tilfeller vil prisen for den leide andelen være for lav til å representere verdien på jorda som drives av eieren. MAIA og NCAVES (2022) foreslår å justere de faktiske jordleieprisene med hensyn til økologiske indikatorer som sier noe om jordas kvalitet og fruktbarhet for å få mer representative anslag på verdien av jorda som ikke leies ut. Dette forutsetter imidlertid oversikt over økologisk tilstand på gårdsnivå, som ikke finnes i Norge, og som vil være svært ressurskrevende å kartlegge. Ved å bruke jordleiepriser som et anslag på verdien av jorda som ikke leies ut for å produsere anslag for hele det produktive jordbruksarealet i drift forsterkes altså usikkerheten ytterligere.

Til tross for de nevnte usikkerhetene kan det argumenteres at jordleiemetoden er mer presis enn ressursrentemetoden for å estimere monetære verdier for forsyning av avlinger. En viktig fordel med jordleiemetoden er at jordleieprisene ofte varierer geografisk, slik at verdsettingen blir romlig differensiert, noe ressursrentemetoden ikke tillater da den bygger på nasjonalregnskapstall og derfor kun kan utledes på et aggregert nasjonalt nivå. Denne vurderingen er i tråd med Eurostats, hvor det vises til at Horlings et al. (2020), basert på empiriske analyser, konkluderer med at jordleiemetoden sannsynligvis er mer presis enn ressursrenteanslag. I likhet med Eurostat kan det konkluderes at metoden har en middels stor feilmargin.

Avslutningsvis er det nødvendig å presisere at jordleiemetoden for avlingstypen beite i utmark, som også faller inn under definisjonen av økosystemtjenesten forsyning av avlinger (se avsnitt 4.1), i praksis vil gi svært misvisende verdier i Norge. I jordleieundersøkelsen fra 2024 ble prisen på jordleie i utmarksbeite estimert så lavt som 10 kroner per dekar. Dette er fordi bønder i Norge, jf. Bygdeallmenningsloven (1993, § 6-1), i utgangspunktet har rett til å slippe dyrene sine på utmarksbeite og sånn sett ikke må betale noe leie for den jorda, annet enn i særskilte tilfeller. Dermed vil jordleiemetoden ikke bare gi kunstig lave verdier, men i sin helhet være helt irrelevant for denne avlingstypen. Dette viser at metoden kan brukes til å verdsette mange, men ikke alle avlingstyper som faller inn under definisjonen av økosystemtjenesten forsyning av avlinger i Norge.

Ressursrentemetoden for verdsetting av økosystemtjenesten forsyning av avlinger i Norge er også forbundet med betydelig usikkerhet. En sentral feilkilde er knyttet til beregningen av lønnskompensasjon. I beregningen fremstilt i figur 4.5 benytter Dalen (2023) gjennomsnittlig timelønn for Fastlands-Norge som mål på arbeidskraftens alternative anvendelsesverdi. Denne tilnærmingen brukes fordi de faktiske lønnskostnadene fra nasjonalregnskapet ikke fanger den betydelige andelen selvstendig næringsdrivende i sektoren, som sjeldent kompenseres med «lønn» slik det forstås i nasjonalregnskapet, men som stadig har en markedsverdi. Dermed vil ikke lønnskostnader for jordbrukssektoren reflektere hele kostnaden til lønnskompensasjon når det hentes fra nasjonalregnskapet. Samtidig gir tilnærmingen som anvender gjennomsnittlig timelønn for Fastlands-Norge trolig et systematisk høyt anslag for jordbruket, en næring som kjennetegnes av relativt lav formell utdanning og en høy andel selvstendig næringsdrivende som jobber lange arbeidsdager med lav effektiv timelønn. Når en slik gjennomsnittslønn legges til grunn, overvurderes arbeidskraftkostnaden og ressursrenten blir tilsvarende lavere.

En alternativ tilnærming til lønnskompensasjon er å bruke de faktiske lønnskostnadene for jordbrukssektoren slik de fremkommer i nasjonalregnskapet, og anta at disse gjelder både for lønnstakere og selvstendige. Det kan argumenteres at en slik tilnærming til lønnskompensasjon gir et bedre uttrykk for arbeidskraftens reelle avkastning og at det samtidig reflekterer mer begrensede sysselsettingsalternativer i rurale enn urbane områder i Norge. Dalen (2021) viser i en sensitivitetsanalyse at dersom man erstatter gjennomsnittslønnen for Fastlands-Norge med faktiske lønnskostnader i sektoren, øker ressursrenten med om lag 30 prosent i gjennomsnitt over hele den analyserte perioden.

Videre viser andre sensitivitetsberegninger lagt frem av Dalen (2021) at ressursrenten blir ytterligere negativ når man i tillegg til å trekke fra produktsubsidier også tar hensyn til markedsstøtte i form av tollbeskyttelse på importerte landbruksvarer. Da faller ressursrenten med om lag 30 prosent over hele den analyserte perioden og den estimerte ressursrenten i 2020 faller til rundt -56 milliarder kroner. Den ytterligere mer negative ressursrenten viser hvordan norsk jordbruk i stor grad opprettholdes gjennom omfattende statlige overføringer. Uten subsidier ville verdiskapningen i sektoren vært utilstrekkelig til å dekke kostnadene knyttet til kapital og arbeidskraft. Med andre ord indikerer den negative ressursrenten at jordbrukets lønnsomhet i betydelig grad er avhengig av offentlig støtte, og at økosystemets bidrag alene ikke gir positiv økonomisk avkastning under dagens markedsbetingelser.

Samtidig understreker Dalen (2023) at jordbruket sannsynligvis har positive eksterne effekter som ikke fanges opp i beregningen av ressursrenten, og som derfor ville trukket anslaget nærmere null. Slike positive bidrag omfatter blant annet biologisk mangfold, kulturarv, landskapsverdier og matsikkerhet. På den annen side har også jordbruket, i likhet med andre næringer som fiskeri og akvakultur, negative eksterne effekter som forurensing og utslipp. Dermed gir den beregnede ressursrenten et nyttig, men ufullstendig bilde av jordbrukets samlede samfunnsøkonomiske verdi.

En stor usikkerhet knyttet til hvorvidt metoden kan skape sammenlignbare estimater på tvers av EU land oppstår fordi jordbruksmarkedet i Norge er sterkt regulert sammenlignet med resten av EU. Støtte til bønder i Norge, målt som andel av brutto gårdsinntekter, er den høyeste blant OECD-landene, der 59 prosent av bøndenes inntekter kommer fra offentlig støtte (OECD, 2020). Det kan argumenteres for at mer åpne markedsbetingelser i EU gjør at markedsprisene der i større grad reflekterer reelle bytteverdier. Produktprisene i EU vil i større grad reflektere en markedsbalanse mellom tilbud og etterspørsel, i stedet for politiske målpriser eller toll-beskyttede markedspriser, slik de gjør i Norge (Landbruksdirektoratet, 2020). Ulik grad av markedsregulering gjør ressursrenteanslagene lite sammenlignbare mellom land og kan gi et skjevt bilde av økosystemets økonomiske bidrag når metoden anvendes på tvers av land.

Samlet sett kan det konkluderes at ressursrentemetoden er sensitiv for feil og usikkerhet med hensyn til hvordan de underliggende komponentene beregnes, særlig når det gjelder lønnskompensasjon. I landbrukssektoren er selvstendig næringsdrivende vanlig og det arbeides ofte lange dager til lav lønn. I tillegg er bruttoprodukt i basisverdi sensitivt for markedsprisene på landbruksvarer, som ikke settes likt i Norge og EU for øvrig. Ulik markedsstruktur svekker sammenlignbarheten mellom land. Også i EU, hvor sektoren ikke på langt nær er like sterkt regulert og beskyttet som i Norge, kan svingninger i priser på landbruksvarer medføre ustabile anslag av ressursrenten over tid, og anslagene vil tidvis være negative også på kontinentet. Dette i seg selv kan bygge tvil rundt hvor god metoden er til å fange opp verdien av økosystemtjenesten forsyning av avlinger.

Avslutningsvis er det hensiktsmessig å påpeke at, selv om feilmarginen fremstår som betydelig og usikkerhetene som mange, kan både ressursrentemetoden og jordleiemetoden fremdeles bidra til å si oss *noe* om verdien på økosystemtjenesten. Om ikke presise estimater, i det minste noe om størrelsesorden og utvikling over tid. Feilmarginen vurderes altså ikke som høy nok til at noen av metodene bør forkastes uten videre.

4.7. Overordnet vurdering og diskusjon av hva metodene viser

Tabell 4.3 gir en samlet vurdering av jordleiemetoden og ressursrentemetoden når de anvendes på økosystemtjenesten forsyning av avlinger i Norge. Jordleiemetoden vurderes i Norge til å ha en gjennomførbarhetspoengsum på 4 av 5, som er hakket høyere enn Eurostats vurdering på 3 av 5. Grunnen til at metoden vurderes å ha noe høyere gjennomførbarhet i Norge enn i EU samlet sett, er at Norge allerede har relativt god romlig fordeling av jordleiedata på geografisk- og avlingsnivå sammenlignet med andre EU-land. Kun mindre justeringer og forbedringer i det eksisterende datagrunnlaget kreves for å forbedre metodes presisjon ytterligere i Norge. Feilmarginen knyttet til metodens estimater vurderes som middels stor, i samsvar med Eurostats vurdering. Usikkerhet oppstår dersom beregningene baseres på gjennomsnittspriser, og en sentral feilkilde er knyttet til innsamlingen av leieprisdata og at prisdannelsen ikke skjer i et perfekt konkurransemarked.

Ressursrentemetoden oppnår en gjennomførbarhetspoengsum på 3 av 5, i samsvar med Eurostats vurdering. Gjennomførbarheten ansees som middels fordi tilgjengelige datagrunnlaget tillater anslag på et aggregert nasjonalt nivå for hele jordbruket sett under ett, men trekkes ned ved at datagrunnlaget foreløpig ikke tillater disaggregering på avlingsnivå. Feilmarginen knyttet til estimatene vurderes i likhet med Eurostat som middels for ressursrentemetoden. Usikkerheten er særlig knyttet til antagelsene bak de enkelte komponentene i beregningen av ressursrenten, spesielt lønnskompensasjonen. Videre vil disaggregering av de underliggende komponentene på avlingsnivå bidra til å redusere feilmarginen, men dette er som diskutert avslutningsvis i delkapittel 4.5 ikke mulig med det eksisterende datagrunnlaget i Norge (med mindre man bruker antatte vekter).

Tabell 4.3 Samlet vurdering av metoder for monetær verdsetting av forsyning av avlinger i Norge

Verdsettingsmetode	Gjennomførbarhets-poengsum	Feilmargin
Jordleiemetoden	4	M
Ressursrentemetoden	3	M

Når man ser bort fra den tekniske vurderingen av gjennomførbarhet, er det viktig å tydeliggjøre at de to metodene måler ulike aspekter av naturens bidrag. Ressursrentemetoden viser naturens bidrag til den økonomiske avkastningen i landbruket det aktuelle året. Jordleiemetoden måler i stedet verdien av jorda som en produksjonsfaktor, slik den reflekteres i faktiske leiepriser.

Metodene utfyller derfor hverandre ved at ressursrenten sier noe om løpende verdiskapning, mens jordleien sier noe om naturkapitalens underliggende bidrag til avlingsproduksjon.

Forskjeller i hvilke aspekter av natures bidrag som måles, og i verdsettingsprinsippene som ligger til grunn i de ulike metodene, tilsier at det ikke er hensiktsmessig å velge én «riktig» metode, men heller å bruke metodene komplementært. Ressursrentemetoden beregner det økonomiske overskuddet naturen bidrar til etter at alle menneskelige innsatsfaktorer er trukket fra, noe som gjør resultatet følsomt for endringer i kostnadsnivå, tilskuddsordninger, arbeidstid, kapitalavkastning og markedspriser. Dette gjør ressursrenten volatil og forklarer hvorfor den gir negative tall i sterkt regulerte markeder slik som i Norge. Jordleiemetoden tar utgangspunkt i verdien av produksjonsarealet, der leieprisen reflekterer jordas agronomiske potensial og lokale forhold mer enn kortsiktige økonomiske svingninger. Metoden gir derfor mer stabile verdier over tid, og forskjellene mellom regioner og avlingstyper blir tydeligere enn i ressursrenteberegninger. Samlet belyser de to metodene både økosystemets bidrag til kortsiktig økonomisk avkastning og dets mer stabile, underliggende bidrag til avlingsproduksjon over tid, og gir sammen et mer helhetlig bilde av økosystemtjenesten enn det én metode kan gjøre alene.

Monetær verdsetting kan ha stor nytteverdi ved å synliggjøre naturens bidrag i en enhet som beslutningstakere er vant til å bruke. Monetære naturregnskap kan for eksempel bidra til å belyse hvordan endringer i arealbruk påvirker verdiskapning knyttet til de påvirkede økosystemene. Samtidig er det avgjørende å være oppmerksom på at de monetære verdiene diskutert i dette kapitlet ikke gir et fullstendig uttrykk for jordbrukets samlede samfunnsnytte. Verdsettingsmetodene søker kun å tallfeste én økosystemtjeneste (forsyning av avlinger) og fanger ikke opp jordbrukets øvrige natur- og samfunnsbidrag, som biologisk mangfold, karbonlagring i jord og matsikkerhet. Nettopp disse hensynene er sentrale grunnet til den omfattende politiske reguleringen av jordbruket i Norge. For å ivareta de bredere målene i landbrukspolitikken må derfor monetære verdier brukes som del av et bredere beslutningsgrunnlag, der de suppleres med kvalitative vurderinger, økologisk kunnskap og politisk skjønn. Det er også viktig å understreke at metodiske forskjeller innebærer at monetære verdier verken uten videre kan brukes til å rangere naturverdier på tvers av økosystemtjenester eller sammenlignes direkte med øvrige økonomiske størrelser. Bedre kunnskap og statistikk kan bidra til mer informerte beslutninger, forutsatt at verdsettingsanslagene tolkes innenfor sine metodiske rammer og ikke som fullverdige eller direkte sammenlignbare mål på naturens verdi.

5. Monetære verdsettingsmetoder for forsyning av tømmer

I dette kapitlet vurderes gjennomførbarheten av monetær verdsetting av økosystemtjenesten forsyning av tømmer i Norge. I likhet med vurderingene for forsyning av avlinger ligger Eurostats studie til grunn, og det undersøkes i hvilken grad tilsvarende forutsetninger og forhold gjør seg gjeldende i en norsk kontekst.

Om lag 38 prosent av Norges landareal er dekket av skog, fordelt på produktiv skogbruksmark (rundt 70 prosent), uproduktivt skogareal (rundt 28 prosent) og vernet produktivt skogareal (rundt 2 prosent) (Statistisk sentralbyrå, u.å.b). Den årlige tilveksten overstiger uttaket, og skogtilstanden har over tid styrket seg som følge av langsiktig skogforvaltning, planting og et regulert hogstnivå (ibid.). De viktigste treslagene i tømmerproduksjonen er gran, furu og bjørk, med størst produksjon på Østlandet og i Trøndelag. Norge har om lag 120 000 private skogeiere og med det en større andel privatskog enn noe annet land i Skandinavia. Utover den privateide skogen forvaltes rundt 10 prosent av skogarealene av det offentlige (Statskog, kommuner, fylkeskommuner og bygdeallmenningen) (Statistisk sentralbyrå, 2024b).

5.1. Forstå økosystemets bidrag til økonomisk nytte

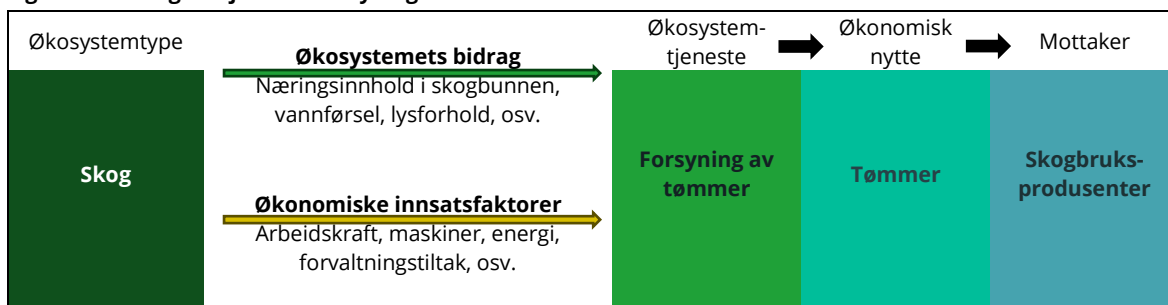
Økosystemtjenesten forsyning av tømmer er definert som økosystemets bidrag til vekst av trær og annen tre-basert biomasse, både i kultiverte (plantasjer) og ikke-kultiverte produksjonssammenhenger, som høstes av økonomiske aktører til ulike formål, herunder tømmerproduksjon og energiformål (SEEA EA, tabell 6.3). Tjenesten utelukker bidrag til andre skogprodukter enn ved og tømmer, og regnes som en endelig økosystemtjeneste. Tilbudet av økosystemtjenesten kommer fra skog og andre økosystemtyper som inneholder trær som kan gi tre-basert biomasse (f.eks. jordbruksareal, bebygde områder og andre kunstige arealer).

Eurostat understreker at det kun er netto tilvekst i det produktive skogarealet (FAWS¹²) som er rapporteringspliktig i det fysiske regnskapet for økosystemtjenester i første omgang (Eurostat, 2024). Dette begrunnes med at det er denne kategoriseringen av skog som har en betydelig årlig tilvekst av tømmer, hvilket etter definisjonen utgjør selve økosystemtjenesten. Det er altså tilvekst i produktiv skog som måles som økosystemtjenesten forsyning av tømmer i Norge. I overkant av 70 prosent av norsk skogareal ble regnet som produktivt over perioden 2019-2023 (Statistisk sentralbyrå, 2024c).

Forsyning av tømmer er resultatet av en samproduksjon mellom økosystemets eget bidrag og økonomiske innsatsfaktorer. Se figur 5.1 som viser den logiske kjeden for forsyning av tømmer. Økosystemets eget bidrag inkluderer de naturlige prosessene som gjør at trær vokser, som næringsinnholdet i skogbunnen, jordas evne til å holde på vann, lysforhold og lignende. På den andre siden står økonomiske innsatsfaktorer, som arbeidskraft, maskiner, energi og forvaltningstiltak. Sammen skaper disse tømmeret som forsynes og brukes i økonomien. Økosystemets bidrag til forsyning av tømmer er betydelig ettersom tilveksten av tømmer i hovedsak drives av økosystemets egne funksjoner, mens den menneskelige innsatsen i langt mindre grad påvirker hvor mye skogen faktisk vokser (Statistisk sentralbyrå, 2024a).

¹² Se boks 1 for en definisjonsavklaring av tilgjengelig/utlignelig (FAWS/FNAWS) og produktiv/uproduktiv skog som sikrer samsvar mellom kategoriseringen av skog man opererer med i Eurostat sammenheng og den man bruker i Norge.

Figur 5.1 Logisk kjede for forsyning av tømmer



Kilde: Statistisk sentralbyrå, 2024a

Boks 1: Definisjonsavklaring av Eurostats kategorisering av skog som FAWS/FNAWS og Norges som produktiv/uproduktiv

Målingen av økosystemtjenesten forsyning av tømmer er ulik for to typer skog (Eurostat, 2025). For skog tilgjengelig for tømmerproduksjon («forest available for wood supply» (FAWS)), som antas å være kultiverte tømmerressurser, måles tjenesten ved netto tilvekst av stående skog. I teorien kan FAWS omfatte både kultivert og ukultivert skog. Det antas at kultivert FAWS i stor grad dominerer tømmerressursene i EU. Ukultivert FAWS omfatter urskog som kan hugges, noe som fremstår som irrelevant i EU sammenheng (Eurostat, 2024, vedlegg 3).

For skog som er utilgjengelig for tømmerproduksjon («forest not available for wood supply» (FNAWS)), som antas å være ukultiverte tømmerressurser, måles tjenesten gjennom uttak, det vil si når tømmer fra ukultivert skog høstes. I teorien kan FNAWS omfatte både kultivert og ukultivert skog. Det antas at ukultivert FNAWS omfatter fredet skog og skog hvor fysiske forhold (som lite vekst grunnet ugunstige klimatiske forhold eller skog i fysisk utilgjengelige områder) gjør at tømmerproduksjon ikke er økonomisk lønnsomt. Kultivert FNAWS omfatter skog som forvaltes utelukkende til andre formål enn ved og tømmerproduksjon (som rekreasjonsformål eller produksjon av kork) (Eurostat, 2024, vedlegg 3).

Netto tilvekst i skog tilgjengelig for tømmerproduksjon (FAWS) inngår både i EUs skogregnskap og i nasjonalregnskapet. Tilveksten i skog utilgjengelig for tømmerproduksjon (FNAWS) ligger derimot utenfor produksjonsgrensen til nasjonalregnskapet frem til den faktisk høstes.

I norsk statistikk opererer man ikke med betegnelsene kultivert og ukultivert skog, men heller produktiv og uproduktiv skog. Produktiv skog defineres som mark som i gjennomsnitt kan produsere minst én kubikkmeter trevirke med bark per hektar per år (Svensson, 2021a), og forstås dermed som skog der det kan drives skogdrift med økonomisk utbytte. Denne definisjonen samsvarer i praksis med Eurostats begrep FAWS. Det legges derfor til grunn at FAWS i Eurostats studie tilsvarer produktiv skog i norsk kontekst, mens FNAWS tilsvarer uproduktiv skog.

5.2. Sikre samsvar mellom fysiske og monetære verdier

I henhold til Eurostats krav til det fysiske regnskapet for økosystemtjenester skal forsyning av tømmer rapporteres som netto tilvekst av tømmer med bark i produktiv skog, oppgitt i 1000 kubikkmeter (m³). Tall for årlig tilvekst samles inn gjennom Landsskogstakseringen¹³ og publiseres hos SSB (en fullstendig oversikt finnes i vedlagt tabell C1). I de publiserte tallene oppgis tilveksten uten bark, men tilsvarende tall med bark finnes hos SSB for rapportering til Eurostat. EU legger til grunn at monetære verdier skal oppgis i kroner per m³ med bark, eller kroner per tonn. Månedlig,

¹³ Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) er ansvarlig for landsskogtakseringen i Norge, som innebærer å samle inn data for nasjonal skogstatistikk, utarbeide prognoser over skogressursene og analysere skogens tilstand og utvikling.

kvartalsvis og årlig tømmerprisdata finnes også hos SSB, og disse oppgis i kr per m³ i samsvar med det fysiske regnskapet (se fullstendig oversikt i vedlagt tabell C2).

Når det gjelder forsyning av tømmer er det viktig å være oppmerksom på at det i skogbruket finnes en rekke andre måleenheter knyttet til ferdige produkter, som for eksempel pris per tonn flis eller per kubikkmeter sagtømmer. Slike produktpriser kan ikke brukes direkte i naturregnskapet, ettersom de reflekterer bearbejdede varer og markedsprosesser og ikke verdien av tømmerets volumtilvekst, altså den delen av produksjonen som kan tilskrives økosystemet.

5.3. Relevante verdsettingsmetoder

MAIA og NCAVES (2022) identifiserer tre metoder for monetær verdsetting av økosystemtjenesten forsyning av tømmer innenfor rammen av SEEA EA. For å anvende disse metodene understrekes det i MAIA og NCAVES at man må ha kunnskap om eierforholdene og forvaltningskonteksten i landets skogarealer, ettersom dette påvirker både datatilgang og hvilke markedspriser som kan observeres.

1. **Ressursrentemetoden:** metoden bygger på brukerkostnader og forventede inntektsstrømmer fra hogst. I nasjonalregnskapet regnes netto tilvekst i produktivt skogsareal som et økonomisk produkt fra skognæringen, og relevante data samles inn både i skogregnskapene og tas med i beregninger i nasjonalregnskapet. Metoden tar utgangspunkt i disse økonomiske aggregatene og beregner restverdien (residuale) fra tømmerproduksjon ved å trekke driftskostnader, brukerkostnader og netto overføringer fra de totale inntektene. Den gjenværende verdien tolkes som ressursrenten, som forstås som den monetære verdien av naturens bidrag til tømmerforsyning.
2. **Virkesverdimetoden:** metoden baserer seg på prisen en skogbruker betaler til staten eller en privat skogeier for retten til å hogge et gitt volum tømmer eller annen tre-basert biomasse. Prisen representerer verdien av retten til å hugge (virkesverdien¹⁴), og er derfor lavere enn markedsprisen for ferdighogd tømmer, ettersom markedsprisen også inkluderer et påslag for kostnader skogbrukeren pådrar seg ved selve hogsten. Virkesverdien kan også inkludere kostnader staten eller den private skogeieren har pådratt seg i forvaltningen av skogen. Slike kostnader må trekkes fra for å isolere verdien av økosystemtjenesten. Når dette er gjort gjenspeiler verdien som gjenstår økosystemets eget bidrag til forsyning av tømmer.
3. **Skogarealets annuitetsverdi¹⁵:** metoden baserer seg på direkte verdsetting av skogeiendom slik det fremkommer i skogregnskapene, enten gjennom markedsdata for omsetning av skogareal eller administrative verdsettinger. Med utgangspunkt i disse kapitalverdiene kan økosystemtjenestestrømmen beregnes ved å multiplisere arealverdien med en diskonteringsrate, slik at man får en årlig verdi (en annuitetsverdi). Dette er konseptuelt tilsvarende beregningen av ressursrente og metodisk på linje med bruken av jordleiepriser i verdsettingen av økosystemtjenesten forsyning av avlinger.

De to sistnevnte metodene ansees av MAIA og NCAVES (2022) prinsipielt som mer presise enn den første, fordi de i større grad bygger på direkte observerte markedspriser. Skogarealets annuitetsverdi bygger på skogarealverdier slik de fremkommer i skogregnskapet. Virkesverdien gjenspeiler den mest direkte observerte verdien av økosystemtjenesten, fordi det er de faktiske markedsprisene som betales for å høste trevirke, og de er dermed helt i tråd med logikken om nytteverdier i nasjonalregnskapet¹⁶. Data for alle komponentene i ressursrentemetoden er allerede

¹⁴ «Stumpage value»

¹⁵ «Forest land annuity method»

¹⁶ Virkesverdimetoden bygger ikke på virkespriser («stumpage prices») slik de rapporteres i skogregnskapet. Virkesprisene representerer prisen som betales for tømmer på rot (før det hogges) og varierer etter ulike kategorier (treslag, størrelse, kvalitet, topografiske forhold, mv.). Dette skiller seg fra virkesverdier, som er prisen en skogbruker betaler for retten til å hugge et gitt volum tømmer.

sammenstilt i skogregnskapet (jf. EUs standarder for skogregnskap) og flere av komponentene inngår også i nasjonalregnskapet.

I Eurostats studie understrekes det at metoden som beregner skogarealets annuitetsverdi og ressursrentemetoden ansees som aktuelle ettersom nødvendig datagrunnlag allerede eksisterer i skogregnskap og nasjonalregnskap. Metoden hvor virkesverdier anvendes ansees også som aktuell for utprøving, til tross for manglende datagrunnlag i skogregnskapet, fordi den har gitt pålitelige resultater i en pilotstudie fra Nederland (Horlings et al., 2020). Gjennomførbarheten avhenger imidlertid av om det finnes markeder hvor retten til å hugge et gitt volum tømmer selges i de enkelte landene.

5.4. Utarbeid formler for relevante monetære verdsettingsmetoder

Her utledes beregningsformler for de monetære verdsettingsmetodene beskrevet i forrige delkapittel.

1. Ressursrentemetoden

Eurostat legger frem følgende illustrerende formel for ressursrenten ved verdsetting av økosystemtjenesten forsyning av tømmer:

$$\begin{aligned} \text{Verdi av tømmerforsyning (kroner)} \\ &= \text{produksjon i skogsektoren} - \text{driftskostnader} - \text{kapitalkostnader} \\ &\quad - \text{netto overføringer} \end{aligned}$$

Dette er en forenklet fremstilling av hvordan ressursrenten kan og bør utledes i praksis (jf. SEEA CF, tabell 5.5, s. 153), som beskrives i detalj i delkapittel 4.4. Denne tilnærming tar utgangspunkt i inntekter fra skogsektoren og aktiviteter som er direkte tilknyttet skogbruket. Deretter trekkes driftskostnader, kapitalkostnader og netto overføringer (skatter/subsidier) fra. Dermed sitter man igjen med en restverdi som forstås som økosystemets bidrag til forsyning av tømmer, altså verdien av økosystemtjenesten. Utledningen av ressursrenten bruker kun makrotall som allerede finnes i skogregnskap og nasjonalregnskap.

2. Virkesverdimetoden

En illustrerende formel for den årlige verdien av økosystemtjenesten fremstilles av Eurostat slik:

$$\begin{aligned} \text{Verdi av tømmerforsyning (kroner)} \\ &= \text{virkesverdi (kroner per m}^3\text{)} * \text{volum av netto tilvekst av tømmer med bark (m}^3\text{)} \end{aligned}$$

Nødvendig prisdata kan samles inn som observerte, markedsbaserte bytteverdier som gjenspeiler betalinger fra økonomiske aktører som hogger tømmer til staten eller andre eiere av skogressursene. Virkesverdier uttrykkes vanligvis som en pris per kubikkmeter, og må derfor multipliseres med volumet av tjenesten for å estimere den totale tjenesteverdien. Volum av netto tilvekst finnes i skogregnskapet. Metoden kan gjøres mer presis ved å anvende virkesverdien for forskjellige treslag eller differensiert basert på kvaliteten på tømmeret hvor retten til å hugge selges.

3. Skogarealets annuitetsverdi

Denne metoden tar utgangspunkt i anslag på den monetære verdien av produktivt skogareal fra skogregnskapet, beregner gjennomsnittet av start- og sluttverdien for referanseåret, og utleder en annuitetsverdi ved å multiplisere den gjennomsnittlige monetære verdien på det produktive skogarealet med en diskonteringsrate (Eurostat foreslår 2 prosent). Følgende illustrerende formel legges frem av Eurostat:

Verdi av tømmerforsyning (kroner)

$$= \text{gjennomsnittlig verdi på produktivt skogareal (kroner)} * \text{diskonteringsrate}(R)(\%)$$

Dette gir en annuitet, altså en årlig verdi der kapitalverdien «betales ut» som en fast strøm over tid. Dette samsvarer konseptuelt med måten man omregner verdien av et kapitalobjekt til en årlig inntekt i nasjonalregnskapet. Denne måten å verdsette økosystemtjenesten på gir mening fordi kapitalverdien av skogarealet gjenspeiler markedets (eller myndighetenes) forvaltning til fremtidig tømmervekst og inntektsstrøm fra skogen. Diskonteringsraten omgjør kapitalverdien til en årlig strøm, som er måleenheten for økosystemtjenester i SEEA EA. Dette er dermed et alternativ til ressursrentemetoden, men prinsippet er det samme, altså at verdien av tjenestestrømmen tilsvare avkastningen på naturkapitalen.

5.5. Vurdere gjennomførbarhet av beregningene

Her vurderes gjennomførbarheten av de tre aktuelle verdsettingsmetodene for økosystemtjenesten forsyning av tømmer, basert på de tre kriteriene beskrevet i delkapittel 3.5. Først presenteres en punktvis oppsummering av Eurostats vurderinger av metodene for EU som helhet, før en særskilt vurdering for Norge blir presentert.

- Ressursrentemetoden forventes å ha høy dekningsgrad i medlemslandene, ettersom EUs skogregnskap allerede inneholder de nødvendige komponentene, og flere av disse også inngår i nasjonalregnskapene. Dette gjør metoden svært praktisk for monetær verdsetting, fordi det kun kreves mindre justeringer og harmonisering, og ingen omfattende nye statistiske prosesser. Siden det forventes at hoveddelen av forsyningstjenesten kommer fra produktiv snarere enn uproduktiv skog, øker dette metodens praktiske anvendbarhet ettersom skogregnskapstallene som benyttes kun dekker produktiv skog. Noe utfylling av manglende data kan være nødvendig, men dette kan gjøres ved enkle estimeringsmetoder fremfor kompliserte modeller.
- For virkesverdimetoden må alle medlemsland hvor retten til å hugge et gitt volum tømmer selges, samle inn prisdata for virkesverdier. Tilgangen på slike data vil variere avhengig av hvordan skogforvaltningen er organisert i hvert enkelt land. Der slike markeder ikke finnes, må virkesverdien estimeres, for eksempel basert på antatte andeler av eksisterende markedspriser (som salgsprisen for tømmer). Dette ligger innenfor rammene av hva statistiske byråer vanligvis håndterer, men er mindre praktisk enn å bruke allerede eksisterende data fra skogregnskapene, slik ressursrentemetoden gjør. Fordi virkesverdimetoden innebærer færre komponenter, kan resultatene bli mindre volatile enn ved ressursrentemetoden, men dette vurderes som mindre viktig enn behovet for ekstra datainnsamling.
- Metoden som beregner skogarealets annuitetsverdi forventes også å ha høy grad av dekning i medlemslandene, både fordi EUs skogregnskap omfatter nødvendige data og fordi det i økende grad forventes at naturressursverdier inkluderes i balanseoppstillingene i nasjonalregnskapene. Den metodiske utfordringen ligger i å beregne en annuitet, som krever valg av en passende diskonteringsrente, noe som kan være krevende i teorien, men vanligvis håndterbart i praksis.

Basert på disse vurderingene anser Eurostat ressursrentemetoden og metoden som beregner skogarealet annuitetsverdi som de mest gjennomførbare tilnærmingene, og begge metodene oppnår en høy gjennomførbarhetspoengsum i Eurostats vurdering. Virkesverdimetoden vurderes også som gjennomførbar, men noe mindre egnet enn ressursrentemetoden, hovedsakelig på grunn av behovet for ytterligere datainnsamling.

Beregning av **ressursrenten** for skogbruket i Norge krever følgende data fra nasjonalregnskapet (næringskode 2302 og NACE kode 02):

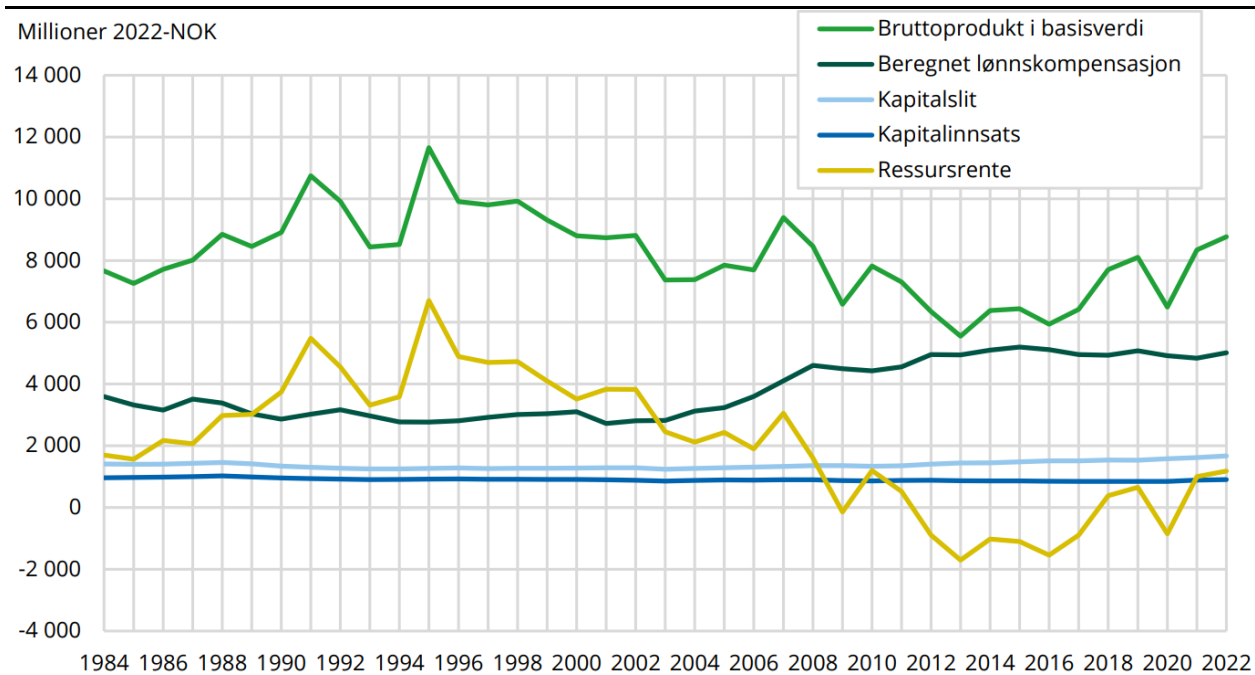
1. Bruttoprodukt i basisverdi
2. Beregnet lønnskompensasjon
3. Kapitalslit
4. Kapitalinnsats

Dalen (2023) har beregnet ressursrenten i norsk skogbruk for perioden 1984–2022, som en oppdatert versjon av utregningene gjort av Greaker (2022) (begge er rapporter utarbeidet av Statistisk sentralbyrå) (se figur 5.2). Utledningen viser at bruttoproduktet i basisverdi i gjennomsnitt var rundt 7,6 milliarder kroner i denne perioden. Bruttoproduktet økte svakt fram mot midten av 1990-tallet, før det gradvis falt i årene etter. I den siste femårsperioden (2018–2022) varierte bruttoproduktet mellom 6,5 milliarder kroner på det svakeste i 2020 og 8,7 milliarder kroner på det sterkeste i 2022. Disse variasjonene skyldes først og fremst svingninger i tømmerpriser.

I 2019, 2021 og 2022 ble det avvirket over 11 millioner kubikkmeter industrivirke for salg, som er de høyeste nivåene over hele den analyserte perioden. Til tross for et rekordhøyt avvirkningsnivå økte ikke bruttoproduktet bemerkningsverdig mot slutten av perioden. Dette skyldes at den gjennomsnittlige tømmerprisen, målt i faste 2022-kr, falt fra rundt 700 kroner (2022-kr) per kubikkmeter på midten av 1980-tallet til 425 kroner (2022-kr) i gjennomsnitt over den siste 5-års perioden (2018–2022). Det er verdt å merke seg at tømmerprisene har steget kraftig etter 2022. I første kvartal 2025 mottok skogeiere i gjennomsnitt 834 kroner (2025-kr) per kubikkmeter industrivirke, samtidig som det ble hogd rekordhøye 3,5 millioner kubikkmeter i ett og samme kvartal (Steinset, 2025). Selv om prisene for 2025 ikke er omregnet til faste 2022-kr, indikerer en nærmest doubling av de løpende prisene på tre år sammen med et rekordhøyt avvirkningsnivå at bruttoproduktet har fortsatt å stige etter perioden som omfattes av figur 5.2.

Figuren viser også at fallet i ressursrenten har vært sterkere enn nedgangen i bruttoproduktet, særlig etter 2003. Ressursrenten har vært lav eller negativ siden 2009. Dette skyldes hovedsakelig økte lønnskostnader og en kraftig vekst i antall utførte timeverk, som økte med over 40 prosent fra 2005 til 2008 (Dalen, 2023).

Uten videre utgreiing kan det konkluderes at datagrunnlaget som trengs for å beregne ressursrenten i skogbruket i Norge er tilgjengelig i nasjonalregnskapet og dermed ansees metoden som gjennomførbar. I tråd med vurderingene gjort av Eurostat, slik de er oppsummert i det første punktet øverst i dette delkapittelet, vurderes gjennomførbarheten av ressursrentemetoden for monetær verdsetting av økosystemtjenesten forsyning av tømmer som høy.

Figur 5.2 Dekomponering av ressursrenten for skogbruket (2022-kr)

Kilde: Dalen, 2023

For å anvende **virkesverdimetoden** i Norge kreves følgende data:

1. Virkesverdi (kroner per m³)
2. Volum av netto tilvekst av tømmer med bark (m³)

Der det finnes markeder hvor retten til å hugge en gitt mengde tømmer selges, er virkesverdien direkte observerbar. I Norge finnes det ikke et eget marked for salg av slike rettigheter og dermed ikke direkte observerbare markedspriser for virkesverdier. For å anvende metoden må virkesverdien estimeres.

Tall for netto tilvekst av tømmer uten bark (m³) fordelt på gran-, furu- og lauvtre på nasjonalt nivå finnes i Landsskogstakseringen (Statistisk sentralbyrå, 2025d). De offentlig tilgjengelige tallene må omregnes til volum med bark for å være konsistent med Eurostats krav. Dermed kreves enkle estimeringer av begge komponentene som inngår i formelen for at metoden skal la seg anvende i en norsk kontekst.

For å vurdere om tilgjengelig norsk data tillater estimering av de nødvendige komponentene som trengs for å anvende metoden, er det gjennomført enkle illustrasjonsberegninger. Formålet med disse beregningene er ikke å produsere fullverdige og presise verdsettingsanslag, men å demonstrere at metoden kan anvendes med eksisterende datagrunnlag. Beregningene følger fremgangsmåten:

1. Virkesverdi (kroner per m³) estimeres med utgangspunkt i markedsprisen på det ferdighogde tømmeret og trekker fra avvirkningskostnaden og forvaltningskostnaden.
2. Volum av netto tilvekst av tømmer med bark (m³) på nasjonalt nivå estimeres ved hjelp av en omregningsfaktor mellom volum uten- og med bark basert på rådata.
3. Den estimerte virkesverdien (kroner per m³) multipliseres med den estimerte årlige tilveksten av tømmer med bark (m³) i hele landet for å få et anslag på den årlige verdien av økosystemtjenesten forsyning av tømmer i Norge.

Statistisk sentralbyrå har oversikt over entreprenørkostnader fra skogbruksnæringen, fordelt på kostnader knyttet til sluttavvirkning og kostnader knyttet til tynning, oppgitt i kroner per kubikkmeter for hogst og utkjøring. Kostnader knyttet til tynning antas å være forvaltningskostnader, som i tillegg til avvirkningskostnaden må trekkes fra for å isolere økosystemets bidrag til verdiskaping, slik det ble forklart i delkapittel 5.3. Når man trekker begge disse kostnadene fra gjennomsnittsprisen for skog avvirket for salg, står man igjen med den estimerte virkesverdien. Virkesverdien er estimert for 2022 og 2023:

Tabell 5.1 Estimerte virkesverdier i kroner per kubikkmeter tømmer

	2022	2023
Gjennomsnittspris for skog avvirket for salg (kr per m ³)	507	544
Gjennomsnittkostnader knyttet til sluttavvirkning (kr per m ³)	–	185
Gjennomsnittkostnader knyttet til tynning (kr per m ³)	–	280
Estimert gjennomsnittlig virkesverdi (kr per m ³)	=	42
		56

Kilde: Statistisk sentralbyrå, 2025e

Etter å ha estimert virkesverdien må denne multipliseres med volum av netto tilvekst av tømmer med bark (m³) det bestemte året for å estimere den monetære verdien av økosystemtjenesten forsyning av tømmer år for år. Ved å justere tallene for netto tilvekst av tømmer uten bark med omregningsfaktoren som brukes implisitt i det underliggende datagrunnlaget hos SSB, er det mulig å estimere volum av netto tilvekst med bark, slik Eurostat forutsetter.

Med disse estimerte komponentene kan formelen beskrevet for virkesverdimetoden i delkapittel 5.4 anvendes. Den estimerte monetære verdien av økosystemtjenesten forsyning av tømmer i 2022 var om lag 1,16 milliarder kroner, mens verdien i 2023 er estimert til rundt 1,55 milliarder kroner. Et høyere estimat for 2023 enn 2022 skyldes både høyere virkesverdier (grunnet høyere gjennomsnittspris for skog avvirket for salg) og større netto tilvekst av tømmer.

Det er viktig å understreke at verdiene presentert over ikke kan tolkes som endelige og presise verdsettingsanslag for økosystemtjenesten. Dette er kun enkle illustrasjonsberegninger, gjennomført for å vise at det eksisterende datagrunnlaget i Norge gjør det mulig å anvende virkesverdimetoden til å estimere den monetære verdien av økosystemtjenesten forsyning av tømmer på et overordnet, nasjonalt nivå. I likhet med Eurostats vurdering ansees metoden som gjennomførbar i en norsk kontekst, men med klare begrensninger som diskuteres i neste delkapittel.

Når det kommer til metoden som beregner **skogarealets annuitetsverdi**, kreves følgende komponenter:

1. Gjennomsnittlig verdi på produktivt skogareal
2. Diskonteringsrate

Eurostat legger opp til at gjennomsnittlig verdi på produktivt skogareal skal utledes med utgangspunkt i anslag på verdien av produktivt skogareal slik det rapporteres i EUs skogregnskap (EFA tabell A1b), ved å beregne gjennomsnittet av åpnings- og sluttbeholdningen for referanseåret. Den monetære verdien av produktivt skogareal som rapporteres i den nevnte tabellen, refererer til verdien av selve skogarealet, eksklusive verdien av stående tømmer eller andre biologiske ressurser som befinner seg på skogarealet (Eurostat, 2024b, avsnitt 3.38). Konsekvensen av å utelukke verdien av stående tømmer og andre biologiske ressurser er at den monetære verdien av skogarealet gjenspeiler verdien av arealet med hensyn til framtidig forsyning av tømmer, det vil si utover den pågående omløpstiden, samt verdien av arealet til alternative anvendelser.

Fordi EFA tabell A1b er en frivillig rapporteringstabell til EUs skogregnskap, rapporterer ikke Norge verdier for denne variabelen. Dette medfører at det nødvendige datagrunnlaget for å anvende metoden slik det legges opp til i Eurostats studie ikke finnes i Norge. Det foreslås heller ingen alternative datakilder for denne komponenten i beregningsformelen av Eurostat. I Eurostats veileder for skogregnskap (Eurostat, 2024b) presiseres mulige datakilder for å regne ut den monetære verdien av produktivt skogareal. Av de foreslåtte datakildene har Norge kun Landskogstakseringen, og uten supplement fra andre kilder, som arealbruksundersøkelser, virker det urealistisk at Norge skal klare å produsere slike verdier på kort sikt. Dersom det ikke gjøres rapporteringspliktig fra EUs hold, er det usikkert om dette arbeidet vil bli prioritert, all den tid det ikke etterspørres direkte fra forvaltningens side.

Grunnet mangelen på datagrunnlag ansees ikke metoden som gjennomførbar i en norsk sammenheng. Dette er i strid med Eurostats vurdering om at metoden er gjennomførbar, men denne vurderingen beror på antagelsen om at monetære verdier for produktivt skogareal finnes i alle medlemsland, noe som ikke er tilfellet for Norge.

5.6. Vurder feilmargin/usikkerhet

Eurostats vurdering av feilmargin knyttet til de tre verdsettingsmetodene (jf. feilmarginskalaen i tabell 3.2) og deres begrunnelse kan oppsummeres som i følgende punkter:

- Ressursrentemetoden vurderes å ha lav feilmargin begrunnet med at den av MAIA og NCAVES (2022) er vurdert som en presis metode fordi den bygger på observerte markedspriser. Videre argumenteres det for at det underliggende datagrunnlagets aggregerte natur gjør at mindre feil i den underliggende dataen jevnes ut ved bruk av gjennomsnittsberegninger. Selv om ressursrentemetoden er godt tilpasset de statistiske anbefalingene for verdsetting av økosystemtjenester (bruk av observerte markedspriser), kan metoden gi volatile estimater dersom de underliggende komponentene (f.eks. lønns- og kapitalkostnader) svinger mye.
- Virkesverdimetoden vurderes å ha middels feilmargin, begrunnet i at det trolig vil kreve utfylling av manglede data og estimeringer for land som enten har få observerte virkesverdier, eller der slike markeder ikke finnes i det hele tatt. Slike estimeringer kan skape usikkerheter i de endelige verdsettingsanslagene.
- Skogarealets annuitetsverdi vurderes å ha lav feilmargin. Begrunnelsen er i stor grad den samme som for ressursrentemetoden, nemlig at metoden ansees som presis fordi den bygger på et datagrunnlag på nasjonalt nivå. Man regner derfor med at underliggende feil jevnes ut fordi aggregeringsnivået er så høyt. Verdier forventes ikke å være volatile, ettersom datagrunnlaget består av observerte markedspriser og administrative register.

Eurostat påpeker avslutningsvis i sin studie at ytterligere vurdering av feilmargin og datavalidering kan gjøres ved å sammenligne anslagene med bredere økonomiske størrelser for skogsektoren, for eksempel bruttoproduktet, noe som vil redusere risikoen for store feil i et monetært regnskap for økosystemtjenester. Tallene kan også kryss-sjekkes mot pilottabellene med monetære verdier av tømmerforsyning, slik de er publisert på INCA-plattformen for årene 2000–2021 (European Commission, u.å.). Dette omfatter kun EU-27 landene så slik kryss-sjekking kan ikke gjøres for Norge.

I relasjon til utprøving av metodene i en norsk kontekst har en rekke andre potensielle feilkilder knyttet til de tre metodene kommet til syne. For **ressursrentemetoden** er usikkerheten ved estimatene delvis de samme som ble diskutert i delkapittel 4.6 for forsyning av avlinger. Dette gjelder hvordan de ulike komponentene som inngår i beregningen av ressursrenten er utledet. For lønnskompensasjon finnes det to ulike tilnærminger til dette. Den ene, som er benyttet i beregningen fremstilt i figur 5.2, er å anvende gjennomsnittslønn for Fastlands-Norge som et mål på lønnskompensasjonen til skogbrukere. I en alternativ tilnærming benyttes faktiske lønnskostnader

for sektoren slik de beregnes i nasjonalregnskapet. Greaker (2022) har gjort sensitivitetsberegninger med denne alternative tilnærmingen og antar at lønnskostnadene fra nasjonalregnskaper gjelder for både lønnstakere og selvstendig næringsdrivende i skogbruket. Da øker ressursrenten med rundt 30 prosent over hele perioden. Det virker rimelig å anta at den alternative tilnærmingen er mer presis da utdanningsnivået til arbeidstakere i skogbruket generelt sett er lavere enn gjennomsnittet til arbeidstakere på Fastlands-Norge. I likhet med poenget som trekkes frem for jordbruket kan en lavere alternativ lønnsats reflektere færre sysselsettingsalternativer i distriktene, hvor skogbruk i stor grad forekommer.

En annen komponent det er knyttet usikkerhet til er kapitalavkastningen, altså verdien man forventer at kapitalinnsatsen i skogbruket kunne tjent dersom den ble brukt i en alternativ, konkurrerende næring. Dersom man øker kapitalavkastningen fra 4 til 7 prosent per år vil ressursrenten reduseres med over 30 prosent i gjennomsnitt i den analyserte perioden (Greaker, 2022). Siden høyere avkastningsrente reflekterer høyere risiko, virker det ikke uten videre rimelig å øke avkastningen til 7 prosent da man har sett en stabilt stigende gjennomsnittlig næringsinntekt i skogbruket de siste 10 årene (Statistisk sentralbyrå, 2025f).

Usikkerhetsmomentene ved bruk av ressursrentemetoden er i stor grad sammenfallende i Norge som det som trekkes frem i Eurostats vurdering. Dermed kan konklusjonen om lav feilmargin fra Eurostat også antas for Norge, begrunnet med at det underliggende datagrunnlaget er såpass aggregert at man antar at mindre feil jevnes ut. Samtidig må man være forberedt på volatile anslag over korte perioder, grunnet svingninger i lønns- og kapitalkostnader og markedspriser for tømmer.

En viktig usikkerheten knyttet til **virkesverdimetoden** er at det i Norge ikke finnes direkte observerte virkesverdier (priser for retten til å hogge tømmer). For å anvende metoden må virkesverdien derfor estimeres med utgangspunkt i observerte tømmerpriser og anslåtte avvirknings- og forvaltningskostnader. Kvaliteten på de anslåtte avvirknings- og forvaltningskostnadene er derfor avgjørende for tillitten til de endelige anslagene. Kostnadstall knyttet til avvirkning og forvaltning i skogbruksnæringen publiseres ikke hos SSB. Dette skyldes at det er vanskelig å samle inn tilstrekkelig informasjon om næringens kostnader grunnet konkurranse mellom skogeierforeningene. Tall fra skogeierforeningene ble senest innsamlet for noen år siden, og avvirknings- og forvaltningskostnadene som brukes implisitt i dagens analyser er basert på framskriving av disse tallene. De blir hvert år justert med hensyn til inflasjon og andre faktorer som virker direkte inn på kostnadene til skognæringen, som dieselpriser, tømmerpriser og etterspørselsnivået etter tømmerentreprenører. Slik framskriving medfører at tallene er noe usikre, men samtidig de beste anslagene man har på slike kostnader i Norge per i dag.

Videre er det avgjørende at den gjennomsnittlige tømmerprisen som tas utgangspunkt i når man estimerer virkesverdien er oppgitt for tømmer med bark, fordi man multipliserer virkesverdien med volum netto tilvekst av tømmer med bark. Det er noe usikkert hvorvidt tømmerprisene gjenspeiler verdien av tømmeret med eller uten bark, men det virker rimelig å anta at, dersom prisene gjenspeiler verdien av tømmer uten bark, vil kostnaden knyttet til å fjerne barken fanges opp i avvirkningskostnaden og sånn sett indirekte være tatt høyde for.

En mulig måte å vurdere kvaliteten og presisjonen til estimerte virkesverdier, er å sammenligne dem med observerte virkesverdier i land der slike finnes. Dette er ikke mulig i Norge, men ville for eksempel vært mulig i Nederland hvor forskningsinstituttet Wageningen samler inn observerte virkesverdier (Horlings et al., 2020). En sammenligning mellom de observerte virkesverdiene og virkesverdier estimert ved hjelp av metoden beskrevet ovenfor i Nederland, kan gi nyttig innsikt i hvor tett estimerte verdier ligger opp mot observerte markedspriser. Slik validering i europeiske land med observerte virkesverdier vil kunne bidra til å belyse metodens presisjon.

Når det gjelder den fysiske komponenten i virkesverdimetoden, beregnes volum av netto tilvekst i skogen i Norge i Landskogtakseringen basert på skogdata innsamlet i perioden 1919-2024. Datagrunnlaget utarbeides gjennom utvalgsundersøkelser bestående av et nettverk med permanente prøveflater over hele Norges areal. Disse prøveflatene oppsøkes og kartlegges hvert femte år. Datagrunnlag bygget på utvalgsundersøkelser vil alltid medføre at tallene er beheftet med usikkerhet. De nyeste dataene representerer all skog i hele landet, mens grunnlaget for de tidligere registreringene kan være mer ufullstendige. NIBIO anslår at bruttotilveksten for perioden 2016–2020 har en middelfeil på vel 1,5 prosent, mens usikkerheten for eldre takster sannsynligvis er større (Hysten, 2021). Selv om denne usikkerheten er relativt moderat, er den viktig å ta i betraktning når de monetære verdiene tolkes.

En annen begrensning med det underliggende datagrunnlaget som brukes til å estimere virkesverdien er at det ikke er romlig differensiert, verken geografisk eller med tanke på treslag. Virkesverdier kan variere betydelig mellom regioner som følge av forskjeller i skogstruktur, treslagssammensetning, tilgjengelighet, transportavstander, konkurranseforhold og nærhet til foredlingsindustri. I tillegg varierer tømmerpriser systematisk mellom treslag, ettersom ulike treslag har ulik anvendelse, etterspørsel og kvalitet som påvirker markedsprisen for tømmer. Fordi den estimerte virkesverdien presentert i delkapittel 5.5 er beregnet ved bruk av nasjonale gjennomsnittspriser og -kostnader, vil de ikke være i stand til å fange opp slike regionale og treslagsspesifikke forskjeller. Selv om gjennomsnittsberegninger på nasjonalt nivå kan bidra til å utjevne lokale feil i datagrunnlaget, er det samtidig fare for at verdien av økosystemtjenesten over- eller undervurderes i enkelte områder. Der mer romlig differensiert avvirknings- og forvaltningskostnadsdata finnes fordelt på treslag, vil det i fremtiden være hensiktsmessig å bruke en «bottom-up» tilnærming hvor mer differensierte estimater aggregeres opp på nasjonalt nivå, for mer presise anslag av den monetære verdien av økosystemtjenesten.

Det er også grunn til å problematisere den underliggende antagelsen i virkesverdimetoden om at verdien på retten til å hogge tømmer fullt ut reflekterer økosystemets bidrag til verdiskapingen, fordi den ekskluderer avvirknings- og forvaltningskostnader. Det kan tenkes at virkesverdien i praksis påvirkes av andre forhold som ikke er direkte knyttet til skogens biologiske produksjonsevne. Faglitteraturen beskriver hvordan virkespriser (prisen man betaler for tømmer på rot, før det hugges) blant annet varierer med konkurranseforhold, kostnadsnivå i foredlingsindustrien, sesongmessige variasjoner, forekomst av naturkatastrofer samt regulatoriske og organisatoriske rammebetingelser (Klepacka et al., 2017). Selv om de nevnte forholdene er pekt på som innvirkende på virkespriser, er det rimelig å anta at lignende forhold har betydning for virkesverdien også, ettersom disse oppstår i samme næring og under samme markedsstruktur. Slike faktorer kan føre til at virkesverdien i noen grad reflekterer markeds- og institusjonelle forhold snarere enn økosystemets isolerte bidrag til tømmerproduksjon.

Det er altså en rekke usikkerheter knyttet både til kvaliteten på det underliggende datagrunnlaget og til verdsettingsmetoden i seg selv. I Norge er det først og fremst problematisk at verdsettingen av økosystemtjenesten forsyning av tømmer bygger på allerede estimerte størrelser av virkesverdier, som i seg selv er usikre. Denne usikkerheten vil forplante seg videre og gi betydelig usikkerhet i de endelige anslagene. Fordi det mangler tilstrekkelig forskning til å si noe om hvor presise estimerte virkesverdier er, konkluderes det at virkesverdimetoden har stor usikkerhet (høy feilmargin) i norsk sammenheng.

Metoden som beregner **skogarealets annuitetsverdi** er foreløpig ikke anvendbar med eksisterende norsk datagrunnlag. Samtidig virker det hensiktsmessig å diskutere noen ytterligere usikkerhetskilder enn de som trekkes frem av Eurostat, som vurderer at metoden har lav feilmargin på EU-nivå.

EUs håndbok for skogregnskap presiserer hvilke datakilder som finnes og hvilke metoder som kan brukes for å estimere den monetære verdien av produktivt skogareal som skal rapporteres i EFA tabell A1b (Eurostat, 2024b, kap. 3.2-3.4). Det presiseres at tilgjengeligheten og kvaliteten på datagrunnlaget som kreves varierer fra land til land, fordi de enkelte landene vil samle inn og bearbeide data med ulike terskler, metoder og utvalgsstørrelser med hensyn til nasjonale forhold (eksempelvis tilgjengelige datainnsamlings- og bearbeidingsressurser). Videre i håndboken beskrives metodiske retningslinjer for hvordan den underliggende dataen skal brukes til å estimere monetære verdier for produktivt skogareal. Der det finnes tilstrekkelig omsetning av skogareal, bør direkte observerte markedspriser for kjøp og salg benyttes. I land der slik markedsdata er mangelfull, åpner håndboken for bruk av alternative tilnærminger, som administrative verdsettinger, kapitalisering av forventede framtidige inntektsstrømmer eller kombinasjoner av flere datakilder og metoder.

Håndboken åpner altså eksplisitt for at ulike (kombinasjoner av) datakilder og metoder kan benyttes, noe som øker gjennomførbarheten av å produsere monetære anslag på verdien av produktivt skogareal, men samtidig øker usikkerheten og reduseres transparensen i hvordan verdiene er framkommet. Dermed vil usikkerhet oppstå i at man estimerer monetære verdier for økosystemtjenesten forsyning av tømmer med utgangspunkt i allerede estimerte monetære verdier av produktivt skogareal, som i seg selv kan inneholde mye usikkerhet. Fordi det åpnes for bruk av ulikt datagrunnlag og ulike metoder for verdsetting er det høyst diskutabelt hvor sammenlignbare estimeringer som tar utgangspunkt i verdiene i EFA tabell A1b er på tvers av land.

Videre må det påpekes at rapporteringen av monetær verdi av produktivt skogareal i EFA tabell A1b er frivillig, og at dette per i dag er en relativt ny og lite etablert del av skogregnskapene. Det innebærer at tidsserier er korte eller mangler helt for mange land, noe som begrenser muligheten til å kontrollere rimeligheten av nivåer og utvikling over tid. Fraværet av historiske tidsserier gjør det vanskelig å vurdere om endringer i rapporterte verdier reflekterer reelle økonomiske endringer, metodiske justeringer eller forbedringer i datagrunnlaget.

I metoden har valget av diskonteringsrate direkte og proporsjonal betydning for den beregnede annuitetsverdien. Eurostat bruker 2 prosent som et illustrerende eksempel, uten å begrunne hvorfor eller fastsette én normativ sats for alle land. Diskonteringsraten er i stor grad et analytisk og politisk valg, som avhenger av formålet med analysen, risikovurderinger og nasjonale retningslinjer. I Norge legger Finansdepartementet til grunn en diskonteringsrate (omtalt som risikjustert kalkulasjonsrente) på 4 prosent i samfunnsøkonomiske analyser (Finansdepartementet, 2021), noe som indikerer at Eurostats eksempel på 2 prosent kan oppfattes som lavt. Diskonteringsraten som brukes i EU sammenheng må være den samme i alle lands estimeringer for at verdiene skal være sammenlignbare, og det gjenstår en diskusjon av hva denne bør være.

En ytterligere usikkerhet ligger i antakelsen om at kapitalverdien av produktivt skogareal fullt ut reflekterer forventet framtidig tømmeravkastning. I praksis kan skogarealets verdi også påvirkes av forhold som ikke direkte er knyttet til tømmerforsyning, som jaktrettigheter, rekreasjonsverdi, forventninger om framtidig arealbruk, klima- og miljøpolitikk eller eiendomsmarkedets generelle utvikling. Dersom de alternative forholdene som virker inn på skogarealets verdi er betydelige, kan annuitetsmetoden i noen grad overvurdere verdien som faktisk kan tilskrives økosystemtjenesten forsyning av tømmer isolert sett. Videre bør det belyses at, grunnet klimaendringer har det de seneste årene blitt vanskeligere å predikere hvilken evne økosystemene vil ha til å produsere skog fremover. Varmere vær kan gjøre at tilveksten øker, men samtidig føre til tap av tømmerverdier gjennom stormfall, barkebileangrep og tørke. Hvorvidt slik usikkerhet fanges opp i kapitalverdien til produktivt skogareal, er uklart.

Samlet sett innebærer dette at, selv om metoden for skogarealets annuitetsverdi er konseptuelt godt forankret i nasjonalregnskapsprinsipper og SEEA EA, er den i praksis forbundet med betydelig

usikkerhet knyttet hvordan den mest sentrale komponenten, gjennomsnittlig verdi på produktivt skogareal, er utledet. En diskusjon av hvilken diskonteringsrate som skal ligge til grunn gjenstår, og det er diskutabelt hvor god metoden er til å isolere verdien av økosystemtjenesten. Disse forholdene må tydeliggjøres dersom metoden tas i bruk, særlig i en norsk kontekst der nødvendig datagrunnlag per i dag ikke rapporteres og må etableres fra grunnen av. Det kan konkluderes med at metoden ansees å ha middels feilmargin i norsk kontekst, til forskjell fra Eurostats vurdering om en lav feilmargin.

5.7. Overordnet vurdering og diskusjon av hva metodene viser

Tabell 5.2 presenterer en overordnet vurdering fra norsk ståsted av gjennomførbarhet og feilmargin for de tre identifiserte verdsettingsmetodene for forsyning av tømmer. Ressursrentemetoden får en gjennomførbarhetspoengsum på 4 av 5, i likhet med Eurostats vurdering. Dette innebærer at det er realistisk å bruke metoden for monetær verdsetting med eksisterende datagrunnlag. Når det gjelder feilmargin vurderer Eurostat at denne er lav, fordi anslagene bygger på tall fra nasjonalregnskapet og skogregnskapene som er veletablerte og forbundet med høy grad av tillit. Siden det ikke er særskilte forhold i Norge som gjør at man bør avvike fra denne vurderingen, er den lik for Norge.

Virkesverdimetoden får en gjennomførbarhetspoengsum på 3 av 5, i likhet med Eurostats vurdering. En lavere poengsum enn ressursrentemetoden skyldes at mangel på observerte virkesverdier krever estimeringer for at metoden skal anvendes. Dette har Eurostat tatt høyde for i sin vurdering og det virker derfor hensiktsmessig at gjennomførbarhetspoengsummen er lik for Norge. Videre vurdering og metodeutvikling for hvordan man best kan estimere virkesverdien i Norge er nødvendig for å forbedre metodens gjennomførbarhet. Fordi virkesverdimetoden beregner den monetære verdien av økosystemtjenesten med utgangspunkt i et allerede usikkert estimat, vurderes feilmarginen som høy i Norge, til forskjell fra Eurostats vurdering av en middels feilmargin.

Metoden som beregner skogarealets annuitetsverdi får en gjennomførbarhetspoengsum på 2 av 5 i norsk sammenheng, noe som spriker klart fra Eurostats konklusjon om en poengsum på 4 av 5. Eurostat antar at det nødvendige datagrunnlaget finnes i EUs skogregnskap, men fordi rapportering av variabelen for monetær verdi på produktivt skogareal er frivillig, estimeres ikke denne for Norge. Ressurskravene for å produsere slike estimat virker betydelig, og så lenge det ikke forelegger en konkret etterspørsel etter slike tall fra forvaltningen, virker det ikke sannsynlig at verdien vil estimeres i Norge uten videre. Ytterligere forskning, vurderinger og pilotprosjekter er nødvendig over en lenger tidshorisont for å etablere datagrunnlaget som er nødvendig for å anvende verdsettingsmetoden. Eurostat vurderer at metoden har lav feilmargin, begrunnet med at datagrunnlaget er observerte transaksjonspriser eller administrative verdsettinger. De ser det også som fordelaktig at dataene er lite differensiert, og mener dette kan bidra til å utjevne feil på lavere skala. Fra et norsk ståsted vurderes det at metodens feilmargin er middels. Som diskutert i delkapittel 5.6 er det flere grunner til at feilmarginen er betydelig, og den viktigste er at man estimerer monetære verdier for økosystemtjenesten med utgangspunkt i allerede usikre estimat av den monetære verdien på produktivt skogareal. Dokumentasjon for metodens presisjon er mangelfull, og den bygger på betydelige antakelser, noe som medfører at de monetære anslagene som produseres ved bruk av metoden kun gir omtrentlige størrelsesordener, ikke presise verdsettingsanslag.

Tabell 5.2 Samlet vurdering av metoder for monetær verdsetting av forsyning av tømmer i Norge

Verdsettingsmetode	Gjennomførbarhets-poengsum	Feilmargin
Ressursrentemetoden	4	L
Virkesverdimetoden	3	H
Skogarealets annuitetsverdi	2	M

Utover en teknisk vurdering av gjennomførbarhet og feilmargin er det viktig å tydeliggjøre at de tre metodene delvis måler ulike aspekter av naturens bidrag til forsyning av tømmer.

Ressursrentemetoden, virkesverdimetoden og metoden som beregner skogarealets annuitetsverdi bygger på ulike økonomiske prinsipper og antagelser, og gir derfor verdier som ikke er direkte sammenlignbare.

Ressursrentemetoden viser naturens bidrag til den faktiske økonomiske avkastningen i skogbruket i et gitt år, etter at alle økonomiske innsatsfaktorer er trukket fra. Metoden er tett koblet til nasjonalregnskapet og reflekterer dermed gjeldende markedsforhold, kostnadsnivå og institusjonelle rammer i næringen. Dette gjør ressursrenten følsom for svingninger i tømmerpriser, lønnskostnader og kapitalkostnader. Relativt lave tømmerpriser og høye kostnader forklarer hvorfor ressursrenten i Norge har vært relativt lav eller negativ de seneste 15 årene i den analyserte perioden (se figur 5.2). Ressursrentemetoden sier derfor først og fremst noe om lønnsomheten i skogbruket i en gitt periode, og i mindre grad noe om skogens langsiktige produksjonsevne.

Virkesverdimetoden tar utgangspunkt i verdien av retten til å hogge tømmer, og søker å måle økosystemets bidrag til verdiskapning ved å multiplisere virkesverdien med netto tilvekst av tømmer. I norsk sammenheng er metoden beheftet med betydelig usikkerhet fordi virkesverdier ikke observeres direkte i markedet. Estimatenes av den monetære verdien på økosystemtjenesten påvirkes i stor grad av hvordan tømmerpriser, avvirknings- og forvaltningskostnader og netto tilvekst av tømmer måles og utvikler seg over tid. I tillegg reflekterer virkesverdier nødvendigvis ikke bare biologisk produksjonsevne, men også markedsforhold, transportavstander, konkurranse, salgsformer og regulatoriske rammer. Metoden gir derfor et anslag som ligger et sted mellom et biologisk og et markedsbasert mål på verdien av tømmerforsyning, slik ressursrentemetoden gjør, men metodens tilnærming kan ansees som mer produksjonsnært enn ressursrentemetoden.

Metoden som beregner skogarealets annuitetsverdi skiller seg tydeligst fra de to øvrige ved at den tar utgangspunkt i kapitalverdien av produktivt skogareal, og omregner denne til en årlig verdi ved hjelp av en diskonteringsrate. Denne tilnærmingen søker å fange skogens langsiktige bidrag til tømmerforsyning, uavhengig av kortsiktige svingninger i priser og kostnader. Samtidig forutsetter metoden at kapitalverdien av skogarealet i hovedsak reflekterer forventet framtidig tømmeravkastning, noe som nødvendigvis ikke er tilfelle i praksis. Skogarealets verdi kan også påvirkes av andre forhold, som rekreasjon, jaktmuligheter, forventninger om framtidig arealbruk, klima- og miljøpolitikk og utviklingen i eiendomsmarkedet generelt. Metoden gir derfor et mer langsiktig og stabilt, men også mer indirekte mål på verdien av økosystemtjenesten.

Ressursrentemetoden og virkesverdimetoden gir relativt like anslag for verdien av tømmerforsyningen i 2022, på hhv. 1181 og 1159 millioner kroner. Dette skyldes trolig at begge metodene forsøker å isolere økosystemets bidrag til verdiskapning ved å trekke fra de økonomiske innsatsfaktorene. Umiddelbart tyder de like anslagene på at virkesverdimetodens presisjon kan være god. Samtidig bør ikke anslag for ett enkelt år tolkes som bevis på at metodene fanger opp det samme. Lengere tidsserier er nødvendig for å kunne konkludere noe om virkesverdimetodens presisjon. Til forskjell fra ressursrentemetoden og virkesverdimetoden som belyser økonomisk avkastning i skogbruket her og nå, søker skogarealets annuitetsverdi å synliggjøre naturkapitalens

langsiktige bidrag. Fordi metodene måler ulike dimensjoner av naturens bidrag, vil det verken være overraskende eller problematisk at de gir ulike verdier. Metodene bør således forstås som komplementære, snarere enn som konkurrerende verdsettingsalternativer.

Felles for metodene er at de kun forsøker å fange opp økosystemets bidrag til forsyning av tømmer. I en forvaltningskontekst er det derfor avgjørende å være bevisst at anslagene kun representerer én enkelt økosystemtjeneste. De omfatter ikke andre viktige økosystemtjenester og samfunnsbidrag fra skog, som karbonlagring, biologisk mangfold, flomdemping og rekreasjon. Verdsettingstallene for forsyning av tømmer utgjør dermed ikke et fullstendig mål på skogens samlede verdi for samfunnet. Fordi skogen også leverer andre tjenester med stor betydning, som i mange tilfeller er vanskelig å verdsette monetært, er det avgjørende at monetære verdsettingsanslag sees i sammenheng med kvalitative vurderinger, økologisk kunnskap og politisk skjønn dersom de tas i bruk i beslutningsprosesser. Videre illustrerer forskjeller i resultater mellom de ulike metodene som forsøker å verdsette den samme økosystemtjenesten hvor krevende det er å isolere økosystemets bidrag fra øvrige markedsmessige og institusjonelle forhold. Derfor bør de monetære verdiene av tømmerforsyning tolkes som en indikativ størrelse, ikke som fullverdige monetære anslag på tjenestens verdi.

Til tross for betydelig usikkerhet og metodiske begrensninger har monetær verdsetting av forsyning av tømmer en klar nytteverdi. Den gjør økosystemets bidrag til tømmerproduksjon synlig i et format som er gjenkjennelig i samfunnsøkonomisk analyse, og kan bidra til å styrke beslutningsgrunnlaget i areal- og ressursforvaltning. For forsyning av tømmer kan monetære regnskap særlig være nyttige til å belyse langsiktige utviklingstrekk, konsekvenser av arealendringer og avveininger mellom ulike former for bruk av skogarealer. En meningsfull anvendelse av slike tall forutsetter imidlertid at de brukes som en del av et bredere kunnskapsgrunnlag, og ikke isolert eller normativt.

6. Avsluttende refleksjon og veien videre

Denne studien har undersøkt gjennomførbarheten av monetær verdsetting av utvalgte forsyvende økosystemtjenester i Norge, med utgangspunkt i Eurostats metodiske anbefalinger og rammeverket i SEEA EA. Formålet har vært å vurdere i hvilken grad eksisterende norsk datagrunnlag kan brukes til å etablere konsistente og metodisk forsvarlige monetære regnskap for økosystemtjenester, snarere enn å produsere endelige eller fullstendige verdsettingsanslag.

Analysen viser at Eurostats anbefalte metoder i stor grad lar seg anvende i en norsk kontekst, særlig der verdsettingsmetodene kan forankres i etablerte statistikker som nasjonalregnskapet, skogregnskapet og jordbruksstatistikken. Samtidig varierer graden av tillitt til estimatene betraktelig mellom metodene. Denne variasjonen kan i hovedsak knyttes til kvaliteten på det underliggende datagrunnlaget, behovet for antagelser og estimeringer, samt kompleksiteten i de metodiske forutsetningene. Metoder som tar utgangspunkt i eksisterende regnskapsstørrelser fremstår som mest praktisk gjennomførbare, mens metoder som forutsetter nye eller svakt utviklede verdikomponenter innebærer større usikkerhet og stiller høyere krav til videre statistikkutvikling.

I SEEA EA (avsnitt 8.2) understrekes det at hovedmotivasjonen med monetære verdsetting av økosystemtjenester er å muliggjøre sammenligning av ulike økosystemtjenester på en måte som er konsistent med standardmål for produkter og eiendeler slik de registreres i nasjonalregnskapet. Dette forutsetter bruk av bytteverdier, som igjen legger til rette for et sentralt mål i SEEA EA, nemlig å beskrive et integrert system av priser og størrelser for økonomien og naturen. I tråd med dette bes det i EUs endringsforordning 2024/3024 (avsnitt 11) om at mulighetsstudier for monetær verdsetting av økosystemtjenester skal undersøke under hvilke betingelser estimatene kan sammenstilles og summeres på en meningsfull og metodisk konsistent måte, både med hverandre (mellom ulike økosystemtjenester, områder eller tidsperioder) og med andre størrelser i nasjonalregnskapet (som bruttoprodukt).

Denne studien indikerer at det foreløpig er begrenset hvor langt en slik sammenlignbarhet kan tas i praksis, både mellom økosystemtjenester og med øvrige størrelser i nasjonalregnskapet. Nasjonalregnskapet måler verdiskaping som økonomisk aktivitet, der bidrag fra arbeidskraft, kapital, teknologi, institusjoner og naturressurser inngår samlet. Naturregnskapet har derimot som formål å isolere og synliggjøre økosystemenes eget bidrag til økonomien og samfunnet. Det eksisterer dermed en metodisk overlapp mellom de to regnskapene. Begge bygger på felles økonomiske prinsipper, benytter markedsbaserte bytteverdier der dette er mulig, og deler i mange tilfeller fysisk datagrunnlag, som produksjonsvolumer, arealbruk og ressursstrømmer. Ressursrentemetoden illustrerer dette tydelig ved å ta utgangspunkt i nasjonalregnskapets bruttoprodukt og justere dette for å isolere den delen av avkastningen som kan tilskrives naturkapitalen. Naturregnskapet kan dermed forstås som et supplement til nasjonalregnskapet, som gir et mer eksplisitt bilde av hvordan økonomisk aktivitet er avhengig av velfungerende økosystemer. Verdier fra nasjonalregnskapet kan altså ikke uten videre sammenlignes eller summeres med verdier som presenteres i et monetært naturregnskap, fordi det vil bryte med prinsippet om å unngå dobbelttelling av naturens innsats, som i praksis fanges opp i begge.

Når det gjelder sammenligning på tvers av økosystemtjenester, fremstår også dette krevende med dagens metodiske forutsetninger. Selv når samme verdsettingsmetode anvendes, vil estimerte verdier for ulike økosystemtjenester ikke nødvendigvis være direkte sammenlignbare. Ressursrentemetoden er et illustrerende eksempel: Selv om metoden kan anvendes både for forsyning av avlinger og forsyning av tømmer i Norge, påvirkes estimatene i stor grad av næringsspesifikke markedsstrukturer og institusjonelle forhold, som subsidier, tollvern og reguleringer. Når slike forhold varierer betydelig mellom sektorer, vil metodene ha begrenset evne til å isolere økosystemenes bidrag på en måte som gir grunnlag for meningsfulle sammenligninger.

Tilsvarende utfordringer oppstår ved sammenligning på tvers av land, der ulike markeds- og institusjonelle rammebetingelser gjør det vanskelig å tolke forskjeller i estimerte verdier som uttrykk for reelle forskjeller i økosystemtjenester.

En overordnet konklusjon er derfor at monetære verdier for økosystemtjenester i stor grad er kontekstavhengige og må tolkes i lys av de forutsetningene de er beregnet under. De monetære verdiene kan gi nyttig informasjon om utvikling over tid innenfor samme kontekst, men bør ikke brukes isolert eller ukritisk til sammenligning mellom tjenester, sektorer eller land. For å være forvaltningsrelevante bør monetære naturregnskap derfor inngå som del av et bredere kunnskapsgrunnlag, sammen med fysiske indikatorer, økologisk kunnskap og kvalitative vurderinger.

Et oppsiktsvekkende funn i studien er at selv forsynende økosystemtjenester, som i utgangspunktet fremstår som de mest tilgjengelige for monetær verdsetting fordi de resulterer i fysiske varer som omsettes på markedet til en observert markedspris, er forbundet med betydelig metodisk usikkerhet og utfordringer knyttet til datagrunnlaget. Analysen viser at det kreves omfattende antagelser og tilpasninger for å isolere økosystemenes bidrag, også for disse tjenestene. Dette indikerer at utfordringene knyttet til verdsetting av vedlikeholds- og regulerende tjenester og kulturelle tjenester, som i liten grad omsettes i markeder med en klar markedspris, trolig vil være vesentlig større. Funnene illustrerer dermed at det fortsatt gjenstår et betydelig arbeid før man kan etablere helhetlige, robuste og sammenlignbare monetære regnskap for de syv økosystemtjenestene som i dag er rapporteringspliktige i EU-sammenheng, og på sikt for et bredere spekter av økosystemtjenester.

I det videre arbeidet med å utvikle monetære regnskap for økosystemtjenester bør man fokusere på å styrke datagrunnlaget for de verdikomponentene som i dag må estimeres, samt på å utvikle mer standardiserte og transparente metoder for slike estimeringer. Samtidig bør det vurderes i hvilken grad ulike verdsettingsmetoder gir tilstrekkelig forvaltningsrelevant informasjon til å forsvare kostnadene ved ytterligere statistikkutvikling. En slik avveining vil være avgjørende for å sikre at videre utvikling av monetære regnskap for økosystemtjenester balanserer metodisk konsistens, praktisk gjennomførbarhet og faktisk nytte i politikktutforming og forvaltning.

Til slutt kan det reises spørsmål ved om Eurostats nåværende tilnærming, der et sett av økosystemtjenester identifiseres på europeisk nivå før metodisk utvikling prioriteres, i tilstrekkelig grad tar hensyn til nasjonale behov og forvaltningskontekster. En mer behovsdrevet tilnærming, der man i større grad identifiserer og tar utgangspunkt i beslutningssituasjoner der monetære naturregnskap faktisk skal brukes, kan bidra til å øke relevansen og bruksverdien av slike regnskap. I denne sammenhengen fremstår dialog med nasjonale forvaltningsmyndigheter som særlig viktig, både for å avklare informasjonsbehov og for å sikre at videre statistikkutvikling bidrar til mer kunnskapsbasert og helhetlig naturforvaltning.

Referanser

- Bygdeallmenningsloven. (1993). *Lov om bygdeallmenninger*. (LOV-1992-06-19-59). [Lov om bygdeallmenninger - Kapittel 6. Beite, seter og dyrkingsjord. - Lovdata](#)
- Dalen, H. M., Greaker, M. og Hagem, C. (2023). *Ressursrenten i naturressursnæringene i Norge 1984-2022. Med eget kapittel om vindkraft*. (Rapporter 2023/34). Statistisk sentralbyrå. [Ressursrenten i naturressursnæringene i Norge 1984-2022 – SSB](#)
- Dalen, H. M., Lindholt, L., Garnåsjordet, P. A., Hillestad, M. E., Norderhaug, A. og Aslaksen, I. (2021). *Valuing agricultural land: from resource rent and willingness to pay to values of ecosystem services*. IARIW 2021. [Valuation_of_agriculture_Paper.pdf](#)
- European Commission, Joint Research Centra. (u.å.). *Wood provision supply – monetary accounts (2021)*. <https://ecosystem-accounts.jrc.ec.europa.eu/accounting-tables/wood-provision-supply-2021-monetary>
- Eurostat. (2018a). *Economy-wide material flow accounts handbook*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/9117556/KS-GQ-18-006-EN-N.pdf/b621b8ce-2792-47ff-9d10-067d2b8aac4b?t=1537260841000>
- Eurostat. (2018b). *Land Prices and Rents: ESS Agreement*. [5f196760-b1c6-481b-bfc4-9b24610a0860](#)
- Eurostat. (2024). *Guidance note on ecosystem services accounts*. European Commission. <https://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/12357920/Guidance+note+on+ecosystem+services+accounts.pdf/3bc39658-8de5-79e1-e9b6-afe81141446d?t=1743161354131>
- Eurostat. (2024b). *European forest accounts handbook. 2024 edition*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. [*European forest accounts handbook - 2024 Edition](#)
- Eurostat. (2024c). *Farm tenure*. <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?oldid=656823#:~:text=Across%20the%20EU%20as%20a%20whole%2C%20rented%20land,owned%20and%20farmed%20by%20its%20manager%20%2848%20%25%29.>
- Eurostat. (2025). *Methodological and feasibility study on monetary valuation of ecosystem services* (Doc. ENV/EA/TF/2025_1/3). Publications Office of the European Union. **Upublisert arbeidsdokument.**
- Finansdepartementet. (2021). *Rundskriv R: Prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser*. (R-109/2021). [Prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser](#)
- FN, European Communities, IMF. Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank (2009). *System of national accounts: 2008*. United Nations. [System of National Accounts](#)
- Greaker, M., Lindholt, L. (2022). *Ressursrenten i naturressursnæringene i Norge 1984-2021*. (Rapporter 2022/23). Statistisk sentralbyrå. [Ressursrenten i naturressursnæringene i Norge 1984-2021](#)
- Horlings, E., Schenau, S., Hein, L., Lof, M., & de Jongh, L., Polder, M. (2020). *Experimental Monetary Valuation of Ecosystem Services and Assets in the Netherlands*. Netherlands: Statistics Netherlands, Wageningen University. [Experimental Monetary Valuation of Ecosystem Services and Assets in the Netherlands | System of Environmental Economic Accounting](#)
- Hylen, G. (2021). *Tilvekst og skogavvirkning*. NINIO. [Tilvekst og skogavvirkning — Bærekraftig skogbruk i Norge](#)
- Jordbruksloven. (1995). *Lov om jord (jordlova)*. (LOV-1995-05-12-23). [Lov om jord \(jordlova\) - Lovdata](#)
- Klepacka, A. M., Siry, J. P., & Bettinger, P. (2017). *Stumpage prices: a review of influential factors*. The International Forestry Review, 19(2), 158–169. [Stumpage prices: a review of influential factors on JSTOR](#)

- Landbruksdirektoratet. (2020). *Prissystemer i jordbruket*. [Prissystemer i jordbruket - Landbruksdirektoratet](#)
- Landbruksdirektoratet. (2025a). *Jordbruksundersøkinga 2024*. [Jordleigeundersøkinga 2024 - Landbruksdirektoratet](#)
- Landbruksdirektoratet. (2025b). *Norske jordleigeprisar aukar*. [Norske jordleigeprisar aukar - Landbruksdirektoratet](#)
- MAIA og NCAVES (2022). *Monetary valuation of ecosystem services and assets for ecosystem accounting: Interim version 1st edition*. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division, New York. [Document title](#)
- Meld. St. 11 (2023-2024). *Strategi for auka sjølvforsyning av jordbruksvarer og plan for opptrapping av inntektsmoglegheitene i jordbruket*. Det kongelige landbruks- og matdepartement. [Meld. St. 11 \(2023-2024\) - regjeringen.no](#)
- NIBIO. (2023). *Hovedøkosystemkart for Norge. Versjon 1.0*. [36754.pdf](#)
- NIBIO. (2025). *Arealbarometer for Norge: Areal egnet for matproduksjon*. [Arealbarometer for Norge](#)
- OECD. (2021). *Policies for the Future of Farming and Food in Norway*. OECD Agriculture and Food Policy Reviews. [Policies for the Future of Farming and Food in Norway | OECD](#)
- 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. [JRC Publications Repository - The emergy perspective: natural and anthropic energy flows in agricultural biomass production](#)
- 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. [Økosystemtjenester i naturregnskap etter FN-standard i Norge - miljodirektoratet.no](#)
- SEEA CF. (2014). United Nations, European Union, Food and Agricultural Organization of the United Nations, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development & The World Bank. *System of Environmental-Economic Accounting 2012: Central Framework*. USA: United Nations. [SEEA Central Framework | System of Environmental Economic Accounting](#)
- SEEA EA. (2024). United Nations, European Union, Food and Agricultural Organization of the United Nations, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development & The World Bank. *System of Environmental-Economic Accounting: Ecosystem Accounting*. USA: United Nations. [Ecosystem Accounting | System of Environmental Economic Accounting](#)
- Statistisk sentralbyrå. (2022). *Slik jobber Norge*. [Slik jobber Norge - SSB](#)
- Statistisk sentralbyrå. (2024a). *Kunnskapsgrunnlag for monetær verdsetting i økosystemregnskap*. (SSB Notater 2024/24). [Kunnskapsgrunnlag for monetær verdsetting i økosystemregnskap - SSB](#)
- Statistisk sentralbyrå. (2024b). *Tabell 10613: Skogeiendommer og skogareal, etter eierkategori 2013 - 2023*. [10613: Skogeiendommer og skogareal, etter eierkategori 2013 - 2023. Statistikkbanken](#)
- Statistisk sentralbyrå. (2024c). *Tabell 14368: Skogareal og annet trebevokst areal (km²) (avslutta serie) 2019-2023*. [14368: Skogareal og annet trebevokst areal \(km²\) \(avslutta serie\) 2019-2023. Statistikkbanken](#)

- Statistisk sentralbyrå. (2025a). *Tabell 09789: Sysselsatte. Årsgjennomsnitt (1 000 personer), etter næring (SN2007), statistikkvariabel, år og yrke.* [09789: Sysselsatte, etter næring \(SN2007\) og yrke. Årsgjennomsnitt \(1 000 personer\) 2011 - 2024. Statistikkbanken](#)
- Statistisk sentralbyrå. (2025b). *Tabell 12658: Jordleige (K) 1969 – 2024.* [12658: Jordleige \(K\) 1969 - 2024. Statistikkbanken](#)
- Statistisk sentralbyrå. (2025c). *Tabell 03313: Jordbruksbedrifter, etter region, jordbruksareal i drift, statistikkvariabel og år.* [03313: Jordbruksbedrifter, etter jordbruksareal i drift \(F\) 1969 - 2024. Statistikkbanken](#)
- Statistisk sentralbyrå. (2025d). *Tabell 06289: Stående kubikkmasse under bark, og årlig tilvekst under bark, etter treslag (1 000 m³) 1933 – 2024.* [06289: Stående kubikkmasse under bark, og årlig tilvekst under bark, etter treslag \(1 000 m³\) 1933 - 2024. Statistikkbanken](#)
- Statistisk sentralbyrå. (2025e). *Tabell 07413: Gjennomsnittspris, etter sortiment (kr per m³) 2006 – 2024.* [07413: Gjennomsnittspris, etter sortiment \(kr per m³\) 2006 - 2024. Statistikkbanken](#)
- Statistisk sentralbyrå. (2025f). *Tabell 06502: Gjennomsnittlige inntekter, gjeld, skattepliktig bruttoformue og utlignet skatt for personlige eiere med positiv næringsinntekt i skogbruket, etter statistikkvariabel, region og år.* [06502: Gjennomsnittlige inntekter, gjeld, skattepliktig bruttoformue og utlignet skatt for personlige skogeiere med positiv næringsinntekt i skogbruk \(F\) 2008 - 2023. Statistikkbanken](#)
- Statistisk sentralbyrå. (u.å.a). *Variabeldefinisjon: Bruttoprodukt.* [SSBs Metadata - Variabeldefinisjon - Bruttoprodukt](#)
- Statistisk sentralbyrå. (u.å.b). *Fakta om skogbruk.* Hentet 8. desember 2025 fra [Fakta om skogbruk – SSB](#)
- Steinset, T. A. (2025). *Tømmerpriser til værs.* Statistisk sentralbyrå. [Tømmerpriser til værs – SSB](#)
- Svensson, A. (2021a). *Skogareal.* NIBIO. [Skogareal — Bærekraftig skogbruk i Norge](#)
- Svensson, A. (2021b). *Stående volum.* NIBIO. [Stående volum — Bærekraftig skogbruk i Norge](#)
- 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. [Ecosystem Services Accounting - Part II Pilot Accounts for Crop and Timber Provision, Global Climate Regulation and Flood Control | System of Environmental Economic Accounting](#)

Vedlegg A: Detaljert oversikt over datagrunnlag for avlinger

Tabell A1 Vedleggstabell: Oversikt over fysisk datagrunnlag for avlinger

Type avling	Undertyper	Fysisk enhet	Datakilde
Frukt*	Eple, pærer, plommer, moreller og kirsebær	Kilotonn	SSB, Statistikkbanken tabellnr. 10507
Hagebær*	Solbær, jordbær, bringebær	Kilotonn	SSB, Statistikkbanken tabellnr. 10507
Grønnsaker på friland*	Blomkål, sommerkål, høst- og vinterkål, rosenkål, kinakål, brokkoli, matkålrot, gulrot, purre, rødbete, kepaløk, knollselleri, sylteagurk, isbergsalat, annen salat	Kilotonn	SSB, Statistikkbanken tabellnr. 10507
Grønnsaker under glass/plast (drivhus)*	Agurk, tomat, hode-/rotsalat	Kilotonn	SSB, Statistikkbanken tabellnr. 10507
Korn**	Hvete, bygg, havre, rug og rughvete	Kilotonn	SSB, Statistikkbanken tabellnr. 07479
Oljevekster		Dekar	SSB, Statistikkbanken tabellnr. 04607
Potet- og grovfôr	Eng til slått regna som tørrstoff, grøntfôr- og silovekster, potet	Kilotonn	SSB, Statistikkbanken tabellnr. 13648

*gjelder jordbruksbedrifter som fyller ett eller flere av følgende krav: minst 1 dekar frukttre, minst 1 dekar bær på friland, minst 2 dekar grønnsaker inkludert urter på friland, eller minst 300 m2 grønnsaker inkludert urter i veksthus.

**Oppgitt med 15 prosent vanninnhold

Vedlegg B: Datagrunnlag for beregning av jordleiemetoden

Tabell B1 Vedleggstabell: Gjennomsnittlige jordleiepriser (kr/daa) i 2024 for ulike utleieformål fordelt på region

	Østlandet	Vestfold, Telemark og Agder	Rogaland	Vestlandet	Trøndelag	Nord- Norge	Vekta gjennomsnitt hele landet
Grasdyrking	311	267	484	181	235	91	271
Korndyrking	424	386	614	..	331	..	402
Potetdyrking	696	743	673	533	605	160	662
Grønnsaker/bær	850	758	1268	447	941	189	846
Beite	82	71	185	22	60	21	..

Kilde: Landbruksdirektoratet, 2025a.

Tabell B2 Vedleggstabell: Areal (dekar) benyttet til dyrking av korn og potet i 2024 fordelt på region

	Østlandet	Vestfold, Telemark og Agder	Rogaland	Vestlandet	Trøndelag	Nord- Norge	Hele landet
Korn	2 014 330	309 254	34 997	10 570	449 378	2399	2 820 928
Potet	73 140	19 083	6394	2623	13 106	4329	118 675

Kilde: Statistisk sentralbyrå, statistikkbanktabell 11506

Vedlegg C: Detaljert oversikt over datagrunnlag for tømmer

Tabell C1 Vedleggstabell: Oversikt over fysisk datagrunnlag for tømmer

Type data	Fysisk enhet	Skala	Datakilde
Avvirkning for salg	1000 m ³	Nasjonalt	SSB. Statistikkbanken tabellnr. 08979
Avvirkning av industrivirke for salg, etter sortiment (sagtømmer, massevirke og sams for gran, furu og lauvtre)	1000 m ³	Nasjonalt	SSB. Statistikkbanken tabellnr. 07410
Avvirkning av vedvirke, etter virkestype	1000 m ³	Nasjonalt	SSB. Statistikkbanken tabellnr. 11181
Avvirkning av industrivirke for salg, etter treslag (gran, furu, lauv)	1000 m ³	Fylke	SSB. Statistikkbanken tabellnr. 07412
Skogavvirkning for salg, etter sortiment	m ³	Kommune	SSB. Statistikkbanken tabellnr. 03895
Skogavvirkning for salg, etter sortiment	m ³	Kommune	SSB. Statistikkbanken tabellnr. 03795

Tabell C2 Vedleggstabell: Oversikt over datagrunnlag for tømmerpriser

Type data	Enhetspris	Skala	Datakilde
Gjennomsnittspris, etter sortiment (månedlig)	Kr per m ³	Nasjonalt	SSB. Statistikkbanken tabellnr. 07405
Gjennomsnittspris, etter sortiment (kvartalsvis)	Kr per m ³	Nasjonalt	SSB. Statistikkbanken tabellnr. 09242
Gjennomsnittspris, etter sortiment (årlig)	Kr per m ³	Fylke	SSB. Statistikkbanken tabellnr. 12750