

Rapport utarbeidet på oppdrag for Miljødirektoratet
M-3106|2025

Samfunnsøkonomiske vurderinger av naturrestaurering

oslo**economics**



Tittel: Samfunnsøkonomiske vurderinger av naturrestaurering

Utarbeidet av: Oslo Economics, Norsk institutt for Naturforskning (NINA), Kristine Grimsrud og Kristin Magnussen

Oppdragsgiver: Miljødirektoratet

Publisert: desember 2025

Rapportnummer: 2025-117

Kontaktperson: Guro L. Henriksen / Partner

E-post: glh@osloeconomics.no

Tel: 928 04 648

Foto/illustrasjon forside: iStock/LiamMatter

Innhold

Sammendrag	4
1. Bakgrunn og mandat	6
1.1 Bakgrunn	6
1.2 Naturrestaurering i Norge	7
1.3 Mandat for oppdraget	9
1.4 Gjennomføring av oppdraget	9
1.5 Rapportstruktur	10
2. Samfunnsøkonomiske vurderinger i arbeidet med naturrestaurering	11
2.1 Samfunnsøkonomisk analyse	11
2.2 Eksempler på samfunnsøkonomiske vurderinger i utvalgte land	17
3. Litteraturgjennomgang av nytte- og kostnadsvurderinger i restaureringsprosjekter	23
3.1 Avgrensning av litteratursøket	23
3.2 Hovedfunn fra litteraturen	23
3.3 Økosystemtjenester vurdert i litteraturen	25
4. Anbefalinger til analyser i norsk kontekst	39
4.1 Bruk av SØA i arbeidet med naturrestaurering	39
4.2 Samfunnsøkonomiske virkninger	41
4.3 Utfordringer ved bruk av SØA til naturrestaurering	49
Vedlegg A Litteratursøk	51
5. Referanser	52

Sammendrag

Samfunnsøkonomiske analyser kan være et nyttig verktøy i arbeidet med naturrestaurering, blant annet til å identifisere relevante tiltak, synliggjøre virkninger av tiltakene og prioritere tiltak. Internasjonale erfaringer og litteraturgjennomgangen viser at restaurering ofte gir høy samfunnsøkonomisk lønnsomhet når nytten av alle økosystemtjenester inkluderes, men det er også stor variasjon mellom lokasjoner. For å gjennomføre gode samfunnsøkonomiske analyser er det viktig at målet med restaureringstiltaket er tydelig definert. I tillegg er det i dag behov for bedre data og indikatorer for å måle tilstand i økosystemene, endringer i tilstand og effekter av tiltak. Med økt oppfølging, evaluering og langsiktig overvåking av gjennomførte restaureringstiltak, kan analysene bidra til å styrke beslutningsgrunnlaget og sikre at ressursene brukes der de gir størst verdi for både natur og samfunn.

Naturrestaurering har fått økt politisk og faglig oppmerksomhet gjennom blant annet Naturavtalen og FNs tiår for naturrestaurering. Naturrestaurering har som mål å forbedre økologisk tilstand i økosystemer som er forringet eller ødelagt og forbedre deres evne til å levere grunnleggende økosystemtjenester. Denne rapporten gir et kunnskapsgrunnlag for hvordan samfunnsøkonomiske analyser kan anvendes i arbeidet med naturrestaurering i Norge. Kunnskapsgrunnlaget tar utgangspunkt i konkrete eksempler på anvendelse i beslutningsprosesser i noen utvalgte land og en litteraturgjennomgang av vitenskapelig publiserte nytte-kostnadsanalyser av naturrestaureringsprosjekter.

Gjennomgangen av noen internasjonale eksempler på praktisk bruk av samfunnsøkonomiske analyser i arbeidet med og forvaltningen av naturrestaurering, viser at samfunnsøkonomiske vurderinger kan bidra til strategisk prioritering og ressursbruk. Eksemplene er hentet fra EU, Sverige, Finland og Storbritannia og illustrerer en bredde i anvendelsen, fra reguleringsarbeid på overordnet nivå til prioritering av konkrete tiltak. I forbindelse med EUs forordning om naturrestaurering er nytte-kostnadsanalyser brukt på et regionalt nivå for å synliggjøre gevinstene av naturrestaurering, både som klimatiltak og for andre økosystemtjenester. I både Sverige og Finland har kostnadseffektivitet av naturrestaurering som klimatiltak vært med på å løfte arbeidet og prioriteringer av naturrestaurering, samtidig som prosjekter skal prioriteres ut fra en vurdering av forbedring i økologisk tilstand. I Storbritannia har vi sett på hvordan naturrestaurering er integrert i «Biodiversity Net Gain», som sammen med naturregnskap, legger til rette for å bedre vurdere og synliggjøre samfunnsøkonomiske konsekvenser av utbyggingstiltak, og lager et rammeverk for å kompensere for dette.

I litteraturstudien har vi sett på 36 vitenskapelig publiserte nytte-kostnadsanalyser av restaureringstiltak. Litteraturgjennomgangen viser at nytte-kostnadsanalyser av naturrestaurering i hovedsak gjennomføres i forkant av tiltak, med begrenset kunnskap om faktiske effekter og stor usikkerhet om langsiktige virkninger. Analysene er både gjennomført på overordnet nivå, for eksempel restaurering av en økosystemtype i en region, og av konkrete, planlagte prosjekter. Kostnader omfatter typisk investering, vedlikehold over flere tiår og alternativkostnader i de tilfeller der arealet har lønnsom bruk i dag. Nyttevirkningene som er inkludert og prissatt i litteraturen, er oftest knyttet til regulerende tjenester som klimaregulering, rensing og naturskadebeskyttelse. Kulturelle økosystemtjenester som rekreasjon og naturarv har stor betydning, men er sjelden prissatt.

Det primære formålet med naturrestaurering er å oppnå politisk mål og forpliktelser om å ivareta naturmangfoldet. Rammeverket for samfunnsøkonomisk analyse kan være nyttig for å identifisere relevante restaureringstiltak som kan bidra til målet, vurdere virkningene av disse, avdekke kunnskapshull og bidra til prioritering av hvilke tiltak som bør gjennomføres med begrensede ressurser. I enkelte tilfeller kan oppstå en konflikt mellom målsetningen om naturrestaurering og

hva som er mest samfunnsøkonomisk lønnsomt. Prioriteringer av hvilke områder som skal restaureres og hvilke tiltak som er best egnet må vurderes både på lokalt og nasjonalt nivå. Samfunnsøkonomiske analyser kan gi et rammeverk for å strukturere og tydeliggjøre de samlede kostandene og nyttevirkningene av restaureringstiltak, og dermed bidra til å utforme tiltak som gir best måloppnåelse til lavest mulig innsats.

Samfunnsøkonomiske vurderinger kan også være nyttige for å få gjennomslag for, og øke sosial aksept for naturrestaurering. Analysene kan brukes til å løfte og synliggjøre nytten av et tiltak, også utover måloppnåelse om forbedret tilstand i økosystemene. Rammeverket for samfunnsøkonomiske analyser er spesielt nyttig for å vurdere virkninger av et tiltak, opp mot et nullalternativ, herunder vurdere alle virkninger, både nytte og kostnader, og både de som kan prissettes og de ikke-prissatte. Gjennomgangen av prioriteringsarbeid og nytte-kostnadsanalyser viser at de regulerende tjenestene, som økt klimaregulering og naturskadebeskyttelse, ofte blir framhevet som viktige virkninger av naturrestaurering. Denne gevinsten bidrar til andre målsetninger i samfunnet og klimapolitikken, med både utslippskutt og klimatilpasning. Positive virkninger for rekreasjon og friluftsliv blir også ofte løftet fram som nyttevirkninger av naturrestaurering, som særlig kan bidra til økt lokal aksept for tiltakene. Ved å belyse den totale nytten av et tiltak, kan samfunnsøkonomiske analyser dermed bidra til å prioritere naturrestaurering som har andre positive virkninger for befolkningen lokalt eller nasjonalt, samtidig som det forbedrer økologisk tilstand.

For å få nytte av samfunnsøkonomiske analyser i prioritering av restaureringstiltak trengs bedre data om økologisk tilstand, data på konkrete effekter av restaureringstiltak og bedre grunnlag for å vurdere direkte og indirekte kostnader opp mot måloppnåelse. En kritisk barriere for gode samfunnsøkonomiske analyser er at det kommer standarder for dokumentasjon og langsiktig overvåking av restaureringstiltak. Med dette på plass, kan samfunnsøkonomiske analyser være et nyttig verktøy for å styrke beslutningsgrunnlaget og sikre at ressursene brukes der de gir størst verdi, både for naturen i seg selv og nytte av økosystemtjenester til resten av samfunn.

1. Bakgrunn og mandat

1.1 Bakgrunn

Naturrestaurering har fått økt politisk og faglig oppmerksomhet, både nasjonalt og internasjonalt. Gjennom den globale naturavtalen (CBD, 2022) og FNs tiår for naturrestaurering (United Nations, 2019) er naturrestaurering blitt løftet høyere opp på agendaen som et sentralt virkemiddel for å stanse tapet av naturmangfold og restaurere allerede ødelagt natur. Ambisjonene innebærer målrettet innsats for å snu trenden med ødeleggelse og tap av natur, forbedre økologisk tilstand og sikre bærekraftig bruk av økosystemene. Naturavtalens mål 2 er å restaurere 30 prosent av forringet natur innen 2030.

Høsten 2024 la regjeringen frem naturmeldingen (Meld. St. 35 (2023-2024)), som skal følge opp de globale målene i naturavtalen. Det finnes ikke en samlet oversikt over forringet natur i Norge i dag og dermed heller ikke oversikt over hvilke områder som trenger restaurering. I handlingsplanen har regjeringen satt en rekke mål for naturrestaurering, blant annet et mål om å klargjøre omfanget av forringede arealer, samt øke innsatsen for naturrestaurering.

Det er mange arealer, arter og økosystemer som er aktuelle for restaurering i Norge. Med begrensede ressurser er det viktig å restaurere det som gir størst effekt på økologisk tilstand og naturverdier, og mest netto nytte for samfunnet, altså å prioritere restaureringstiltak der nytten sett i forhold til kostnadene er størst, samlet sett.

1.1.1 Definisjon

Begrepet *naturrestaurering* er definert i regjeringens naturmelding som tiltak som bidrar til å forbedre eller gjenopprette tilstanden i økosystemer som er blitt forringet eller ødelagt (Meld. St. 35 (2023-2024)). Det fremkommer likevel at ethvert tiltak som kan bidra til positiv utvikling i et økosystem, ikke kan anses som naturrestaurering. Det understrekes også at tiltakene må være av en viss vesentlighet og være egnet til å gi varig virkning.

IPBES (2018) definerer naturrestaurering som aktive tiltak som forbedrer tilstanden i forringede eller ødelagte økosystemer og dermed forbedrer naturens evne til å produsere biodiversitetsbaserte naturgoder. Definisjonen i naturmeldingen har dette som utgangspunkt og understreker at naturrestaurering forbedrer tilstanden i forringet

natur, men legger i tillegg vekt på forbedring av naturens evne til å produsere goder.

Ettersom natur kan ha svært ulik grad av forringelse kan restaureringsdefinisjonen til IPBES omfatte svært ulike typer tiltak med svært ulike mål. Der startpunktet for restaurering er et moderat forstyrret økosystem (for eksempel en myr med en liten grøft) vil målet være å gjenopprette et fungerende økosystem på linje med omkringliggende myr. Der startpunktet for restaurering er et helt ødelagt område (for eksempel et forlatt steinbrudd) må målet være mindre ambisiøst.

I praksis brukes begrepet naturrestaurering også om tiltak som har andre formål enn å gjenopprette naturtilstanden. Dette kan for eksempel gjelde klimatiltak, klimatilpasningstiltak (naturbaserte løsninger for klimatilpasning) eller andre tiltak som ikke nødvendigvis innebærer en forbedret økologisk tilstand. Slike tiltak kan i enkelte tilfeller ha en positiv klimaeffekt, men en negativ effekt på naturmangfold.

I forbindelse med nye utbygginger kan det stilles krav om avbøtende tiltak, restaurering og kompensering for å begrense naturtap gjennom bruk av tiltakshierarkiet. Dette blir i noen sammenhenger definert som å forbedre økologisk tilstand i forhold til hva som ville vært inngrepsomfang uten slike tiltak. Ofte bygger slike avbøtende tiltak på erfaringer fra andre typer restaurering. Avbøtende tiltak gir også verdifulle erfaringer inn i øvrig restaureringsarbeid.

Samtidig finnes det mange nærliggende og overlappende begreper og konsepter som inngår i dagens miljøordskifte nasjonalt og internasjonalt, slik som rehabilitering, gjenoppretting, utbedring, «rewilding», avbøtende tiltak, oppreising, kompensasjon og motregning (offset). De ulike definisjonene av restaurering og nyansene de inneholder kan ha implikasjoner for både tolkning av juridiske forpliktelser og praktisk implementering av restaureringsprosjekter (jf. gjennomgang av Mendes et al. (2023)), men også for hvordan økonomiske analyser av slike prosjekter gjennomføres og hvordan prosjektenes effekter verdsettes.

1.2 Naturrestaurering i Norge

1.2.1 Nasjonale målsettinger

I handlingsplanen i naturmeldingen har regjeringen satt følgende mål om naturrestaurering:

- Klargjøre omfanget av areal som er forringet eller ødelagt på land og i kyst- og havområdene innen 2030, med utgangspunkt i eksisterende kunnskap og ved hjelp av ny kunnskap og teknologier.
- Vurdere målretta og effektive naturrestaureringstiltak i arbeid med menyer av tiltak, naturstrategi for våtmark og forvaltningsplaner for vann og havområdene.
- Følge opp tiltaksplanen for Oslofjorden.
- Legge til rette, gjennom veiledning og eksisterende tilskuddsordninger for at kommunene kan bidra med restaurering av natur.
- Evaluere tilskuddsordningen for naturrestaurering.

I Norge har Miljødirektoratet blant annet ansvar for å utarbeide strategiske planer for restaurering av økosystemer og bevilger midler til restaurering av natur. De koordinerer også mellom ulike myndigheter og utvikler kunnskap om effektive metoder for naturrestaurering.

Norge har en nasjonal plan for restaurering av våtmark og myr (Miljødirektoratet, 2020) og en nasjonal strategi for restaurering av ferskvann. For øvrige naturtyper finnes det foreløpig ingen nasjonale planer. EUs restaureringsforordning, vedtatt i 2023, pålegger landene å lage nasjonale planer for restaurering. Europakommisjonen har markert regelverket som EØS-relevant, men Norge vurderer at det ikke er det (Europalov, 2025). Endelig beslutning om hvorvidt loven vil innlemmes i EØS-avtalen er foreløpig ikke avklart.

1.2.2 Støtte til naturrestaurering i Norge

Finansiering av naturrestaurering skjer i hovedsak gjennom offentlige ordninger og statlige tilskudd. Miljødirektoratet forvalter flere nasjonale støtteordninger som skal bidra til planlegging, gjennomføring og oppfølging av restaureringstiltak.

En av hovedstøtteordningene til naturrestaurering er *Tilskudd til naturrestaurering*. Denne ordningen gir kommuner, fylkeskommuner, organisasjoner og private tiltakshavere midler til planlegging, gjennomføring og oppfølging av restaureringstiltak, men ikke til overvåking av tiltakenes effekt på økologisk tilstand. Ordningen omfatter også bruk av naturbaserte løsninger for klimatilpasning i restaureringsarbeidet. Tilskuddet dekker

Boks 1: Eksempler på restaureringstiltak etter økosystem

Myr	• Bygging av torvdemninger for å holde på vann og heve grunnvannet.
Vassdrag, elver og innsjøer	• Åpning av bekker og elver som tidligere er lagt i rør. • Gjenskaping av naturlige svinger i elveløp. • Fjerning av terskler, dammer og fyllmasser der dette er mulig. • Gjenplantning av kantvegetasjon for å redusere avrenning og gi skygge. • Tiltak for å redusere skader fra ekstremnedbør, flom, overvann og tørke.
Skogområder	• Fjerning av fremmede arter. • Selektiv trefelling eller ringbarking for å fremme naturlig arts mangfold.
Semiøkosystem	• Fjerning av kratt, gress og enkelte arter for å motvirke gjengroing og gjenopprette habitat.
Sanddyne-områder	• Fjerning av fremmede arter. • Planting av vegetasjon som stabiliserer sanden. • Kanalisering av ferdseil for å redusere erosjon og slitasje.
Marine økosystemer	• Regulering av fiske for å begrense overfiske. • Reduksjon av kloakkutslipp og landbruksavrenning.

Kilde: Basert på Miljødirektoratet (2025).

restaurering på land, inkludert tiltak i fjell, våtmark og kulturlandskap, samt restaurering av gruntvannsområder, tidevannsenger, tidevannssumper og ålegressforekomster langs kysten. Ordningen gjelder restaurering av natur som ikke befinner seg i verneområder, ettersom verneområder er inkludert i andre støtteordninger. Det gis heller ikke tilskudd til tiltak som gjelder løpende vedlikehold, skjøtsel av økosystemer eller kompensasjon for planlagte naturinngrep.

Et forslag til forskrift om tilskudd til naturrestaurering har vært på høring høsten 2025 og ble fastsatt 10. november. Klima- og miljødepartementet ønsket å fastsette forskriften for å oppfylle kravene i økonomiregelverket knyttet til

utforming og forvaltning av tilskuddsordninger. Innholdet i tilskuddsordningen er omtrent likt som tidligere, men ordningen omfatter nå også marin restaurering (Klima- og miljødepartementet, 2025).

Kommunene har en sentral rolle i arealforvaltningen og dermed et viktig ansvar for å ivareta naturmangfoldet. Tilskuddsordningen *Natursats* er rettet mot å redusere tap av natur gjennom bedre arealplanlegging og styrking av kommunenes arbeid med naturmangfold. Et sentralt formål med ordningen er å gi lokale myndigheter et bedre kunnskapsgrunnlag for beslutninger og valg av virkemidler i naturforvaltning, arealbruk og naturinngrep.

Gjennom *Natursats* har 170 lokale tiltak fått tilskudd i 2025. Disse omfattet blant annet naturrestaurering, i tillegg til skjøtsel av verdifulle økosystemer, arbeid med arealnøytralitet og informasjonsarbeid for å ivareta naturmangfoldet. Hoveddelen av restaureringstiltakene som mottok støtte i 2025 omhandler kartlegging av forringede arealer og vurdering av restaureringspotensial. Enkelte kommuner fikk også midler til restaureringstiltak, for eksempel mottok Stavanger kommune støtte til restaurering av Møllebekken, Færder kommune til restaurering av nedre Teiedam og Haugesund kommune midler til skjøtsel og restaurering av salamanderlokaliteter i kommunen.

Det foregår også en rekke store og mindre restaureringsprosjekter i Norge som ikke er finansiert av Miljødirektoratet. Landbruksdirektoratet finansierer tiltak for å forbedre tilstand i jordbrukslandskapet. Forsvarssektoren, energisektoren og samferdselssektoren finansierer også tiltak og forskning på restaurering. I tillegg kommer tiltak i regi av private næringsaktører og frivillige organisasjoner.

Flere norske kommuner har vedtatt arealnøytralitet og har tatt initiativ til å utvikle metodikk for kartlegging av arealer med høyt restaureringspotensial. NINA gjorde en første pilot i samarbeid med Nordre Follo (Skrimdo, et al., 2023). Senere har flere kommuner og forskningsmiljøer bidratt med å videreutvikle metoden. NINA kartlegger for tiden 15 kommuner i Akershus, mens Miljødirektoratet har fått utarbeidet et forslag til nasjonalt rammeverk for kartlegging og prioritering av naturrestaurering (Colman, et al., 2025).

1.2.3 Eksempler på gjennomførte restaureringsprosjekter i Norge

Det er gjennomført flere omfattende restaureringsprosjekter i Norge de siste tiårene. Boks 1 gir en oversikt over typiske tiltak for ulike

økosystem og illustrerer bredden av praktiske inngrep som benyttes i restaureringsprosjekter.

To av de største prosjektene er restaureringen av Hjerkinns skytefelt på Dovrefjell og Svea-prosjektet på Svalbard som begge ble besluttet uavhengig av nasjonale restaureringsmål og er finansiert av hhv Forsvarsdepartementet og Nærings- og fiskeridepartementet

Restaureringen av Hjerkinns skytefelt på Dovrefjell var lenge Norges største naturrestaureringsprosjekt. Stortinget vedtok i 1999 å legge ned skytefeltet, og Forsvarsbygg fikk oppdraget fra Forsvarsdepartementet om å gjennomføre tilbakeføringen. Restaureringsarbeidet ble gjennomført i perioden 2008–2021, med en kostnadsramme på 580 millioner kroner (Klima- og miljødepartementet, 2023). Målet med prosjektet var å tilbakeføre området til en mest mulig opprinnelig naturtilstand, i tråd med prinsippene for økologisk restaurering og bærekraftig arealforvaltning. Prosjektet er godt dokumentert, med systematisk overvåking og definerte indikatorer for evaluering mot vedtatte mål (Hagen, et al., 2022b).

Svea-prosjektet på Svalbard representerer i dag det største naturrestaureringsprosjektet som er gjennomført i Norge (Erikstad, et al., 2023). Etter Stortingets beslutning i 2015 om å avvikle gruve-driften i Svea, ble det bestemt at området skulle tilbakeføres til sitt opprinnelige utseende i samsvar med Svalbardmiljøloven § 64 (Lovdata, 2002). Kullgruve-driften i Svea hadde pågått i over hundre år og etterlatt omfattende tekniske inngrep i landskapet, herunder veier, bygninger og annen infrastruktur. Restaureringsarbeidet bygde videre på erfaringene fra Hjerkinns-prosjektet, både metodisk og organisatorisk. Prosjektet ble formelt vedtatt av Stortinget i 2017, med en kostnadsramme på 2,5 milliarder kroner, og ble fullført i 2023. Prosjektet endte 900 millioner kroner under budsjett. Prosjektet er godt dokumentert og har definert målbare indikatorer for evaluering av suksess i forhold til vedtatte mål. Svea-prosjektet står som et sentralt eksempel på hvordan tidligere industriområder kan tilbakeføres til opprinnelig naturtilstand.

I tillegg til de to store enkeltprosjektene, er det også gjennomført en rekke tiltak for restaurering av myr i Norge, primært i verneområder. Hovedtiltaket har vært å tette grøfter for å heve vannstanden i drenerte myrer. Innlandet, Viken og Trøndelag er fylkene med størst samlet omfang av myrrestaurering og over 200 myrer har blitt restaurert i Norge de siste ti årene. Aktiviteten nådde et høydepunkt i 2024, da det ble gjennomført 26 prosjekter og tettet til sammen 82 905 meter grøft

(Statsforvalter, 2025). Nye lokaliteter er planlagt for myrrestauring og dette indikerer at restaureringsarbeidet fortsetter med samme omfang (Statsforvalter, 2025). Det foregår overvåking av vannstand, vegetasjon og karbonflux i et lite utvalg av de restaurerte myrene.

1.3 Mandat for oppdraget

Oslo Economics, Norsk Institutt for Naturforskning (NINA), Kristin Magnussen og Kristine Grimsrud har på oppdrag fra Miljødirektoratet utarbeidet et kunnskapsgrunnlag som kan bidra inn i det fremtidige arbeidet med samfunnsøkonomiske analyser av naturrestauring.

I oppdraget har vi sett på hvordan samfunnsøkonomiske vurderinger kan brukes i arbeidet med naturrestauring i Norge, ved å se til erfaringer og litteratur fra andre land. I den første delen av oppdraget har vi belyst noen utvalgte eksempler på hvordan samfunnsøkonomiske vurderinger er brukt inn i beslutningsprosesser og arbeid med restaurering på internasjonalt, nasjonalt og lokalt nivå. Formålet med denne delen har vært å belyse hva rammeverket kan være egnet for i arbeidet med restaurering. Eksempelene viser at rammeverket blant annet kan brukes til å belyse virkninger av restaureringstiltak, prioritere naturtyper for restaurering og tildele midler til konkrete prosjekter.

I den andre delen av prosjektet har vi gjennomført en litteraturstudie av vitenskapelig publiserte nytte-kostnadsanalyser av naturrestauring. Formålet med denne delen har vært å identifisere hvilke samfunnsøkonomiske virkninger som er viktige i arbeidet med naturrestauring og hvordan disse kan vurderes, opp mot norsk veiledning. Denne delen har vært hovedfokus i arbeidet.

Avslutningsvis har vi drøftet noen relevante problemstillinger og utfordringer med bruk av samfunnsøkonomiske vurderinger i arbeidet med naturrestauring.

Innenfor rammene av prosjektet, har det ikke vært anledning til å gå i detalj i alle delene av en samfunnsøkonomisk analyse. Samtidig vil samtlige steg være viktig i arbeidet med naturrestauring, og vi omtaler derfor de ulike stegene overordnet.

1.4 Gjennomføring av oppdraget

Arbeidet med prosjektet er gjennomført i perioden august til november 2025, og har bestått av en bred litteraturgjennomgang, casegjennomgang fra

utvalgte land, arbeidsmøter med Miljødirektoratet og innad i prosjektgruppen.

1.4.1 Metode for litteraturgjennomgang

I Norge er det foreløpig i liten grad brukt samfunnsøkonomiske metoder for å prioritere mellom naturrestaeringsprosjekter, enten det er mellom ulike tiltak for restaurering eller områder for restaurering. Dette kan blant annet skyldes at det finnes svært lite data om kostnader for restaureringstiltak og dårlig dokumentasjon på økologiske effekter og nytten av tiltakene.

For å vurdere hvordan samfunnsøkonomiske analyser og metoder er brukt i arbeidet med naturrestauring internasjonalt, har en sentral del av oppdraget vært å kartlegge og gjennomgå internasjonale studier om bruk av samfunnsøkonomiske vurderinger i naturrestaeringsprosjekter. Litteraturstudien brukes for å belyse hvordan slike vurderinger anvendes i praksis, hvilke virkninger som identifiseres i prosjektene, og hvilke faktorer som har størst betydning for størrelsene på nytte- og kostnadssiden.

Litteraturstudien besto av et innledende søk og to screening-runder. For å finne relevante studier har vi benyttet oss av databasene Web of Science (WOS) og Scopus. Søket resulterte i totalt 3 384 studier, identifisert ut fra inkluderingskriterier fastsatt i samråd med Miljødirektoratet (se Vedlegg A). Vi har gjennomført to screeningrunder der vi først ekskluderte studier som ikke var relevante basert på en gjennomgang av sammendragene, før vi i andre runde ekskluderte studier basert på en gjennomgang av den fulle teksten. Eksklusjonskriteriene i litteraturstudien er ytterligere beskrevet i 3.1. Søket resulterte i en stor mengde litteratur, og screeningarbeidet måtte gjøres på et overordnet nivå for å prioritere å trekke ut relevant informasjon fra et utvalg relevante studier. Det kan derfor være relevant litteratur som har blitt utelatt fra denne undersøkelsen.

Etter to gjennomførte runder med screening stod vi igjen med 36 relevante nytte-kostnadsanalyser, fra Europa og Nord-Amerika. For hver av disse studiene har vi identifisert hvilke økosystemer som er inkludert, og innhentet informasjon om hvilke samfunnsøkonomiske virkninger som er inkludert, hvilke som er prissatt/ikke-prissatt, og hvilke virkninger som utgjør hoveddriverne i nytte-kostnadsbrøken.

Funnene fra litteraturgjennomgangen danner grunnlaget for drøftingen av hvordan samfunnsøkonomiske vurderinger kan brukes i arbeidet med naturrestauring, samt hvilke virkninger som identifiseres i slike prosjekter.

Gjennomgangen har også bidratt til å belyse ulike problemstillinger som kan oppstå ved bruk av samfunnsøkonomiske analyser i naturrestaureringsarbeid.

1.4.2 Arbeidsmøter med Miljødirektoratet

En viktig del av prosjektgjennomføringen har vært jevnlig arbeidsmøter med ressurspersonene hos Miljødirektoratet som jobber med utredninger og samfunnsøkonomiske vurderinger. I tillegg til et oppstartsmøte er det gjennomført to arbeidsmøter gjennom prosjektperioden:

- Arbeidsmøte 1: Foreløpige funn fra litteraturgjennomgang og eksempelland
- Arbeidsmøte 2: Anvendelse av funn fra litteraturen og overføring til norske forhold

1.5 Rapportstruktur

Denne rapporten oppsummerer funn fra litteraturen og noen utvalgte land, og setter dette i kontekst av analyser av naturrestaurering i Norge.

I kapittel 2 beskriver vi samfunnsøkonomiske vurderinger i arbeidet med naturrestaurering, inkludert stegene i en samfunnsøkonomisk analyse, ulike typer samfunnsøkonomiske analyser og samfunnsøkonomiske vurderinger av natur-

restaurering. Videre i kapitlet beskriver vi prinsipper for å vurdere miljøvirkninger i en samfunnsøkonomisk analyse, herunder presenterer vi en gruppering av økosystemtjenester i arbeidet med naturrestaurering. Avslutningsvis i kapitlet presenterer vi eksempler på samfunnsøkonomiske vurderinger gjort i arbeidet med naturrestaurering i EU, Sverige, Finland og Storbritannia, som vi anser har overføringsverdi til norsk kontekst.

I kapittel 3 grupperer vi litteraturen etter ulike økosystem og presenterer funn fra litteraturgjennomgangen. For hvert økosystem går vi systematisk gjennom hvilke virkninger som er vurdert og hvordan.

Kapittel 4 presenterer anbefalinger til samfunnsøkonomiske analyser av naturrestaurering i norsk kontekst, først overordnet om hvordan samfunnsøkonomiske analyser kan brukes i arbeidet med naturrestaurering, og deretter hvordan ulike virkninger kan vurderes etter DFØs metode. Til slutt drøfter vi noen problemstillinger og utfordringer ved bruk av samfunnsøkonomiske analyser av naturrestaurering.

Vedlegg A presenterer søketermene brukt i litteratursøket.

2. Samfunnsøkonomiske vurderinger i arbeidet med naturrestaurering

Dette kapittelet beskriver det samfunnsøkonomiske rammeverket som helhet og ulike steg i en samfunnsøkonomisk analyse, herunder å definere problemet og fastsette mål, vurdere bredden av virkninger, total samfunnsøkonomisk verdi og vurdere usikkerhet. Til slutt i kapittelet viser vi også noen eksempler der denne type vurderinger er brukt i restaureringsarbeidet i andre land.

2.1 Samfunnsøkonomisk analyse

Samfunnets ressurser er begrenset, og det er mange offentlige tiltak som må konkurrere om tilgjengelige midler. For å legge et godt grunnlag for beslutninger om statlige tiltak har Finansdepartementet utarbeidet utredningsinstruksen. Utredningsinstruksen definerer blant annet minimumskrav til hva en utredning og et beslutningsgrunnlag skal inneholde, herunder en vurdering av hva problemet er, målsetninger, vurdering av relevante tiltak og virkninger av tiltakene. Et viktig prinsipp er at kravene til hvor omfattende og grundig utredningen skal være øker med omfanget av tiltaket.

For tiltak som forventes å gi vesentlige nytte- eller kostnadsvirkninger, herunder budsjettmessige virkninger for staten, skal det gjennomføres en samfunnsøkonomisk analyse av tiltaket i samsvar med gjeldende rundskriv fra Finansdepartementet, R-109. En samfunnsøkonomisk analyse er en metode for å identifisere og vurdere hvordan ulike tiltak, prosjekt eller politikk påvirker samfunnet som helhet. Alle relevante fordeler og ulemper skal beskrives og hensyntas, inkludert virkninger som ikke kan prissettes. Virkningene skal vurderes opp mot dagens situasjon eller et nullalternativ. Analysene skal gi en helhetlig og systematisk fremstilling, og svare på om de samlede fordelene av et tiltak overstiger ulempene. Formålet med en samfunnsøkonomisk analyse er å gi beslutningstakere et bedre grunnlag for å velge mellom ulike tiltak, ved å vise hvordan et mål kan oppnås, hvordan ressursene brukes mest effektivt og hvilke utilsiktede virkninger det eventuelt får.

Figur 2-1: Faser i en samfunnsøkonomisk analyse

Fase 1: Beskrive problemet og formulere mål

Fase 2: Identifisere og beskrive relevante tiltak og eventuell tilleggsanalyse om prinsipielle hensyn

Fase 3: Identifisere og beskrive virkninger

Fase 4: Tallfeste, verdsette og vurdere virkninger

Fase 5: Vurdere samfunnsøkonomisk lønnsomhet

Fase 6: Gjennomføre usikkerhetsanalyse

Fase 7: Beskrive fordelingsvirkninger

Fase 8: Gi en samlet vurdering og anbefale tiltak

Kilde: DFØ, 2023

DFØ har utarbeidet en veileder for samfunnsøkonomiske analyser. Veilederen skisserer en standard arbeidsprosess, som tar utgangspunkt i utredningsinstruksen, og består av åtte faser, som illustrert i Figur 2-1. Sammenlignet med utredningsinstruksen, sier veilederen mer om hvordan fordeler og ulemper skal vurderes, opp mot nullalternativet. Arbeidsprosessen er lagt opp til stegvis fremdrift, der resultatene fra inngående fase inngår som grunnlag for arbeidet i den neste fasen. Identifiseringen av virkninger (Fase 3) forutsetter dermed at man først har beskrevet problemet og formulert mål for problemet, samt identifisert tiltak som er relevante for dette. Overgangene mellom Fase 1 og 2, og 2 og 3 er dermed spesielt viktige. For at vurderingen av virkninger i en samfunnsøkonomisk analyse skal bli så gode som mulig, er det derfor viktig at arbeidet i de forgående fasene er tilstrekkelig utført.

Hovedvekten av dette prosjektet har vært avgrenset til vurderinger som gjøres i Fase 3 til 5 i DFØs arbeidsprosess (markert i mørkere grønt i Figur 2-1). Vi går dermed ikke langt inn i hvordan problemet og mål bør beskrives i arbeidet med restaurering eller hvordan usikkerheten kan

vurderes. Disse delene omtales overordnet, og bør arbeides videre med.

I det følgende presenterer vi kort stegene og viktige betraktninger i en samfunnsøkonomisk analyse.

2.1.1 Stegene i en samfunnsøkonomisk analyse

Fase 1: Beskrive problemet og formulere mål

En samfunnsøkonomisk analyse skal starte med å beskrive problemet som ønskes løst i fravær av nye tiltak, og hvorfor det offentlige bør iverksette tiltak på dette området. En viktig del av problembeskrivelsen er å definere nullalternativet, som beskriver dagens situasjon og ventet utvikling ved tiltakets fravær. Dette nullalternativet brukes som sammenlikningsgrunnlag for å identifisere og beskrive virkninger i fase 3 og 4. I arbeidet med naturrestaurering kan nullalternativet beskrive situasjonen uten nye inngrep eller restaurerings tiltak.

I den første fasen skal man også formulere og fastsette mål som uttrykker ønsket tilstand eller ønsket resultat. Disse målene tar utgangspunkt i utfordringene som er identifisert i problembeskrivelsen, det vil si ut fra konkretiseringen av konsekvensene i fravær av tiltak. Konkret målformulering er en forutsetning for å identifisere tiltak som kan bidra til måloppnåelse i fase 2.

Fastsettelse av mål deles gjerne mellom samfunnsmål og effektmål. Et samfunnsmål er et overordnet mål på området, for eksempel koblet til nasjonale og internasjonale målsetninger. I arbeidet med naturrestaurering kan dette for eksempel være å «sikre naturmangfoldet for nåværende og framtidige generasjoner». I tillegg bør det utarbeides noen mer spissede effektmål, som også er mulig å måle i arbeidet med å vurdere virkninger av tiltak i forkant, og oppfølging av prosjekter i etterkant.

Fase 2: Identifisere og beskrive relevante tiltak

Etter problembeskrivelsen, utformingen av nullalternativet og målformulering, har man et godt utgangspunkt for å identifisere relevante tiltak. De relevante tiltakene bør beskrives så konkret som mulig, og det bør fremkomme hva tiltaket går ut på, hvordan det er tenkt gjennomført, hvem som skal gjennomføre dem, når, og hvordan de skal gjennomføres.

I denne fasen av utredningen er det viktig å kontrollere at det er samsvar mellom tiltakene som vurderes og problemene som er identifisert i problembeskrivelsen og målformuleringene. Det er kun tiltak som kan bidra til måloppnåelse som er relevante å inkludere i analysen. Som et eksempel i

dette tilfellet, må tiltakene som identifiseres bidra til et mål om å sikre naturmangfoldet. Restaurerings tiltak som har andre begrunnelser, og som ikke bidrar, eller også motvirker dette målet, vil ikke være relevante å inkludere i analysen.

Fase 3: Identifisere og beskrive virkninger

I denne fasen skal man identifisere virkninger av de foreslåtte tiltakene. Virkningene skal beskrives som endringer sammenlignet med nullalternativet. Veilederen anbefaler at man følger følgende steg for å identifisere de samfunnsøkonomiske virkningene:

1. Identifiser berørte grupper
2. Spesifiser egenskapene som driver virkninger for de berørte gruppene
3. Bruk årsaksforholdene til å finne de samfunnsøkonomiske virkningene
4. Sjekk om noe er dobbelttelt eller om noe er fordelingsvirkninger

Stegene over vil i praksis være en iterativ prosess der man går frem og tilbake mellom stegene. Identifisering av de berørte gruppene vil bidra til å strukturere virkningsvurderingen. Videre vil de neste stegene omfatte hva tiltaket innebærer, hva det fører til, og hvilke virkninger tiltakene får for disse gruppene, det vil si, hvilke endringer det er i samfunnets ressursbruk eller velferd/nytte. I steg 4 skal man vurdere om noen av virkningene overlapper med hverandre (dobbelttelling), eller om noen virkninger er fordelingsvirkninger, ikke samfunnsøkonomiske virkninger.

Fase 4: Tallfeste, verdsette og vurdere virkninger

I en samfunnsøkonomisk analyse skal nytte- og kostnadsvirkninger verdsettes i kroner så langt det er mulig og hensiktsmessig. Hovedprinsippet for verdsetting av nyttevirksomheter i en samfunnsøkonomisk analyse er betalingsvillighetsprinsippet, mens alternativkostnadsprinsippet brukes for å verdsette kostnadsvirkninger. Med betalingsvillighetsprinsippet settes verdien av en virkning lik det befolkningen er villig til å betale for å oppnå eller unngå den. Med alternativkostnadsprinsippet settes verdien av en virkning lik den verdien ressursene som skaper virkningen har ved beste alternative anvendelse.

Den samfunnsøkonomiske verdien av en virkning er normalt et produkt av kvantum (mengde) og verdi per enhet (pris) (se Figur 2-2). Enkelte virkninger, som mange miljøvirkninger, er imidlertid vanskelige å prissette. Disse virkningene skal fortsatt inkluderes i analysen og behandles som ikke-prissatte virkninger.

DFØs veileder anbefaler å vurdere de ikke-prissatte virkningene etter *verdimatrisemetoden*. Denne

metoden legger til grunn de samme momentene som for de prissatte virkningene, der størrelsen bestemmes av følgende tre komponenter (se også Figur 2-2):

1. Hvor mange blir berørt av tiltaket?
2. Hvor mye/i hvilket omfang påvirkes hver enkelt berørt av tiltaket?
3. Hvordan påvirker virkningen befolkningens velferd?

Veilederen gir ikke spesifikke føringer til hvordan en bør sammenstille *antall berørte* og *påvirkning per berørt* til *kvantum*. *Antall berørte* vil ofte være enklere å vurdere og tallfeste, mens *påvirkning per berørt* ofte ikke vil ende ut i en kvantifiserbar størrelse som det er naturlig å multiplisere med andre størrelser. Denne vurderingen består både av hvor stort omfang det aktuelle området/miljøgodet berøres og hvordan viktige kvaliteter i området/miljøgodet berøres.

Ikke-prissatte virkninger kan være en viktig del av tiltakets nytte (eller kostnader) og gjøre tiltaket mer eller mindre lønnsomt.

Fase 5: Vurdere samfunnsøkonomisk lønnsomhet

I den femte fasen skal man gjøre en samlet vurdering av den samfunnsøkonomiske lønnsomheten. Vurderingen av både prissatte og ikke-prissatte virkninger danner grunnlaget for den samlede vurderingen av samfunnsøkonomisk lønnsomhet og rangering av prosjekter.

For å beregne den samfunnsøkonomiske lønnsomheten må alle kostnader og nyttevirksomheter vurderes over tiltakets analyseperiode, og verdier må vurderes på samme tidspunkt. Analyseperiode og kalkulasjonsrente må derfor fastsettes, og vil ha stor betydning for hvor samfunnsøkonomisk lønnsomme tiltakene er. Kalkulasjonsrenten følger av rundskriv R-109/21.

Fase 6: Gjennomføre usikkerhetsanalyse

En samfunnsøkonomisk analyse bygger som regel på mange og delvis usikre forutsetninger. En viktig del av analysene er derfor å synliggjøre sentrale forutsetninger og betydningen av disse for analysens resultater. I Fase 6 skal man analysere hvordan usikkerhetsfaktorer kan slå ut for tiltakets lønnsomhet. I noen tilfeller kan det også vises til mulige aktiviteter for å redusere eller håndtere usikkerhet.

DFØs veileder tar utgangspunkt i følgende steg for usikkerhetsanalysen:

- Steg 1: Kartlegg usikkerhetsfaktorene ved hvert tiltak

Figur 2-2: Samfunnsøkonomisk verdi



Kilde: DFØ, 2023

- Steg 2: Klassifiser usikkerhetsfaktorene ved hvert tiltak
- Steg 3: Gjennomfør usikkerhetsanalyse
- Steg 4: Vurder om det finnes risikoreduerende aktiviteter

Steg 1 innebærer å kartlegge usikkerheten ved alle forholdene til hvert tiltak som skal utredes. Alle forhold inkluderer usikkerheten ved forutsetninger i utredningen, for eksempel analyseperioden, utviklingen i prognoser som er benyttet i null-alternativet, eller estimater på betalingsvillighet som er benyttet i verdsetting av virkninger.

I steg 2 skal usikkerhetsfaktorene klassifiseres for å identifisere de som vurderes å være mest kritiske i analysen. DFØ skisserer to spørsmål som sammen danner grunnlag for en skjønnsmessig vurdering av klassifisering av usikkerhetsfaktorene:

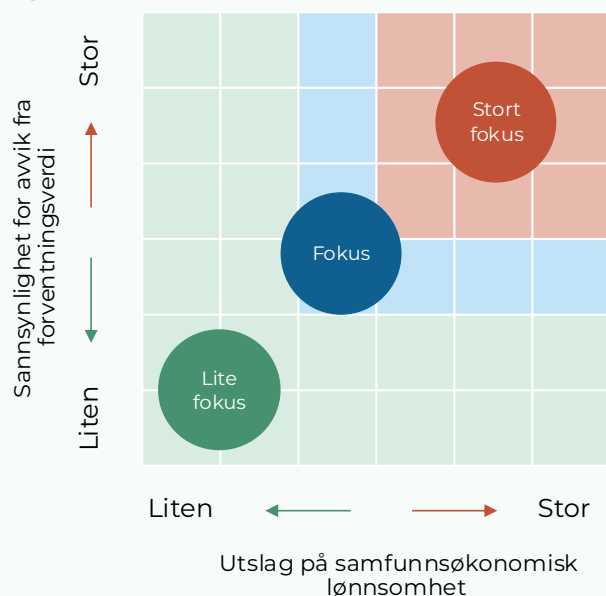
1. Hvor stort kan avvik fra forventningsverdi bli?
2. Hvor sannsynlig er avvik fra forventningsverdi?

De usikkerhetsfaktorene som både har stort utslag og høy sannsynlighet vil være de viktigste å følge opp med nærmere analyser av usikkerheten (se Figur 2-3). Dette kan for eksempel omfatte en sentral nytte- eller kostnadsvirkning som er utslagsgivende for den samfunnsøkonomiske lønnsomheten, men der effekten er usikker. For de viktigste usikkerhetsfaktorene, gjennomføres videre analyse i steg 3 for å vurdere hvordan endringer i disse usikkerhetsfaktorene slår ut på den samfunnsøkonomiske lønnsomheten til tiltakene. Det er særlig viktig å vurdere om og hvordan usikkerheten slår ut på rangeringen av tiltakene.

Det finnes flere metoder for å gjøre selve usikkerhetsanalysene. For de prissatte virkningene kan man bruke følsomhetsanalyser, scenario-analyser og simuleringer for å belyse usikkerheten. For ikke-prissatte virkninger kan usikkerheten vises i form av sannsynlige intervaller for disse størrelsene.

Avslutningsvis, i steg 4 av usikkerhetsanalysen, skal man vurdere om det er behov for å gi konkrete

Figur 2-3: Oversikt over usikkerhetsbildet



Illustrasjon: Oslo Economics

anbefalinger eller tiltak som kan redusere risikoen eller øke måloppnåelsen.

For å ha en smidig arbeidsprosess vil det i mange tilfeller være effektivt å vurdere usikkerhet i virkninger samtidig som man tallfester og verdsetter virkningene (Fase 4 i den samfunnsøkonomiske analysen). Overgangen mellom vurderingen av virkninger og usikkerhetsanalysen vil også bli flytende.

Fase 7: Beskrive fordelingsvirkninger

Selv om et tiltak kan være lønnsomt for samfunnet totalt sett, kan et tiltak medføre positive og negative virkninger på enkeltgrupper. Når ulike grupper påvirkes ulikt av et tiltak får man fordelingsvirkninger. I Fase 7 skal man beskrive hvordan virkningene blir fordelt mellom ulike grupper. Disse vurderingene skal tas med i en egen analyse.

Fase 8: Gi en samlet vurdering og anbefal tiltak

Den siste fasen av en samfunnsøkonomisk analyse består av å anbefale tiltak basert på samfunnsøkonomisk lønnsomhet og usikkerhetsanalyse. Som hovedregel skal man anbefale det mest samfunnsøkonomiske lønnsomme tiltaket. Dersom ingen tiltak er samfunnsøkonomisk lønnsomme bør anbefalingen være at ingen tiltak settes i verk.

En viktig del av denne fasen omfatter også en beskrivelse av forutsetningene for en vellykket gjennomføring, slik at de identifiserte nytte-

virkningene realiseres, og kostnadene ikke overstiger det som er lagt i grunn i utredningen.

2.1.2 Ulike typer samfunnsøkonomiske analyser

Rundskriv R-109 skiller mellom ulike hovedtyper av samfunnsøkonomiske analyser, herunder nytte-kostnadsanalyser, kostnadseffektivitetsanalyser og kostnadsvirkningsanalyser.

I en *nytte-kostnadsanalyse* verdsettes alle positive og negative virkninger av et tiltak i kroner så langt det er forsvarlig og mulig. Kostnadene for å gjennomføre et tiltak skal gjenspeile verdien som ressursene kan skape i sin beste alternative anvendelse (alternativkostnaden), mens nytten skal gjenspeile folks samlede betalingsvillighet for tiltaket. Betalingsvillighetsprinsippet sier at en konsekvens er verdt det befolkningen samlet er villig til å betale for å oppnå den eller unngå den. Et tiltak defineres som samfunnsøkonomisk lønnsomt dersom betalingsvilligheten for tiltakets nytte-virkninger er større enn summen av kostnadene.

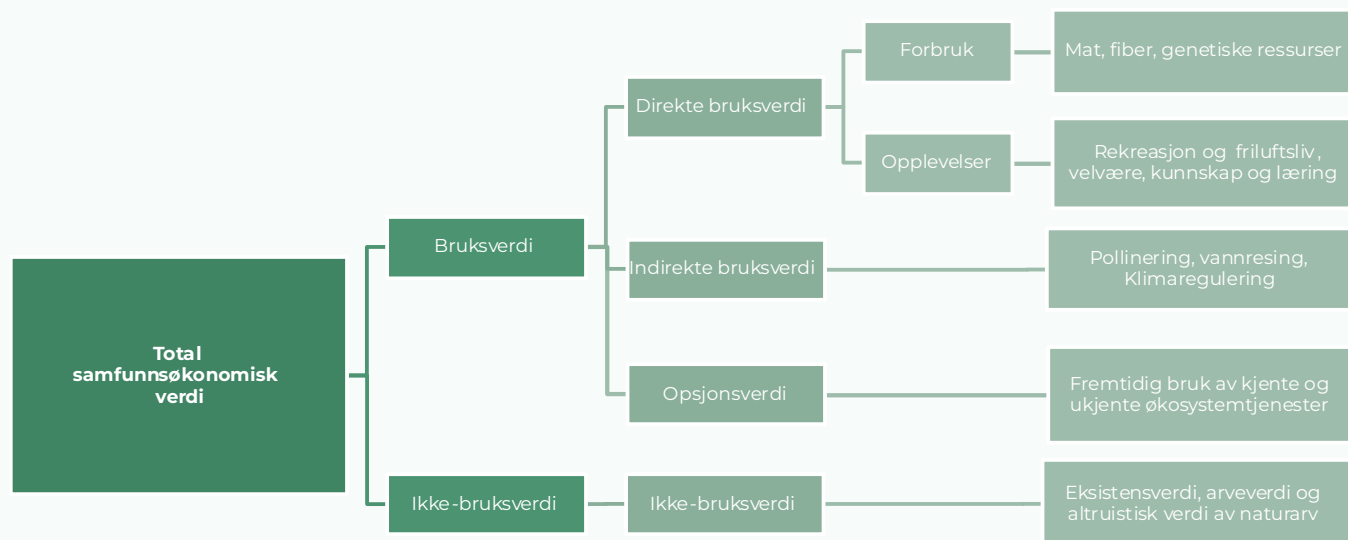
Dersom beslutningstakere skal sammenligne tiltak med like nyttevirksomheter, er det ikke nødvendig å verdsette nytten i kroner for å rangere tiltakenes samfunnsøkonomiske lønnsomhet. I slike tilfeller vil rangeringen kun avhenge av tiltakskostnadene. Dette gjøres gjennom en *kostnadseffektivitetsanalyse*, hvor tiltakene vurderes ut fra kostnadene ved å oppnå det ønskede målet, og der målet er å identifisere det alternativet som realiserer effekten til lavest mulig kostnad.

I likhet med kostnadseffektivitetsanalyser verdsettes også kun kostnadssiden i kroner i en *kostnadsvirkningsanalyse*. En slik analyse gjør en systematisk vurdering av ulike tiltak som er rettet mot samme problem, men som gir ulike nyttevirksomheter, og der det ikke er mulig å tallfeste nyttevirksomhetene. Tiltakene rangeres etter kostnader, men det gjøres i tillegg en kvalitativ vurdering av de ikke-prissatte nyttevirksomhetene, som kan bidra til å endre rangering av tiltakene. I praksis er det ofte slike analyser som vil gjennomføres i restaureringsprosjekter der det er stor usikkerhet og krevende å kvantifisere nyttevirksomhetene.

2.1.3 Samfunnsøkonomiske vurderinger av naturrestaurering

De fleste restaureringsprosjekter vil ikke ha krav om at det gjennomføres samfunnsøkonomiske analyser, men rammeverket kan fortsatt være nyttig inn i arbeidet med restaurering. Å starte arbeidet med en tydelig problembeskrivelse og målformulering vil alltid være nyttig, både for å velge ut type tiltak og måle effekter av tiltakene.

Figur 2-4: Total samfunnsøkonomisk verdi består av både bruks- og ikke-bruksverdier



Kilde: NOU 2013:10, videreutviklet av Oslo Economics.

Mål for naturrestaurering kan for eksempel være knyttet til økologisk tilstand eller grad av restaurering.

Når målet er tydelig definert, vil det være lettere å gå videre med å identifisere hvilke tiltak som er relevante og bidrar til måloppnåelse. Det kan både være tiltak innenfor restaurering av en type natur, eller vurdering av tiltak på tvers av naturtyper opp mot hverandre.

Videre kan rammeverket for samfunnsøkonomiske analyser være et egnet verktøy for å vurdere hvordan målet kan oppnås til lavest mulig kostnad, og til å synliggjøre andre virkninger av restaureringstiltak. I analysene skal alle nytte- og kostnadsvirkninger for ulike deler av befolkningen vurderes. Dette gjelder både virkninger som har en pris, og andre virkninger som vurderes som ikke-prissatte virkninger. Gjennomgang og vurdering av alle virkninger er nyttig for å strukturere arbeidet og synliggjøre andre positive og negative virkninger for samfunnet. Dette kan for eksempel være vurdering av virkninger som kan øke nytten av et tiltak for lokalbefolkningen eller bidra til andre nasjonale målsetninger, eller om tiltaket har utilsiktede virkninger.

Rammeverket for samfunnsøkonomiske analyser kan også være nyttig i arbeidet med å prioritere områder for restaurering. Gjennom samfunnsøkonomiske analyser av tiltak i ulike områder, vil både samlede kostnader ved tiltaket og nytte (herunder bidrag til måloppnåelse) vurderes. Denne vurderingen kan bidra til å peke ut områder der kostnadene ved å oppnå målet er lave eller der de samlede nyttevirkningene er store.

Det samfunnsøkonomiske rammeverket kan brukes til ulike formål i arbeidet med

naturrestaurering. Hva som er praktisk bruk av rammeverket kan være forskjellig avhengig av formålet med analysene, for eksempel om analysene skal bidra til (i) å avgjøre i hvilke tilfeller restaurering er et hensiktsmessig tiltak fremfor andre tiltak, (ii) for å gjøre riktig prioritering av prosjekttypen eller prosjekter i en portefølje av restaureringsprosjekter, eller (iii) å designe gode prosjekter/ sammenlikne tiltaksalternativer innenfor et område eller prosjekt.

Hvorvidt et tiltak er samfunnsøkonomisk lønnsomt, vil ikke være det eneste beslutningskriteriet i restaureringssaker, men kan være relevant for å sammenligne tiltak. Tiltakets bidrag til måloppnåelse vil også ofte spille inn i lokal og nasjonal politikk og prioriteringer.

2.1.4 Prinsipper for å vurdere miljøvirkninger

En tilnærming for å identifisere og verdsette nyttevirkningene av naturrestaurering, er gjennom de goder, tjenester eller produkter som naturen gir menneskene, også kalt økosystemtjenester (NOU 2013:10). Denne tilnærmingen reflekterer både direkte og indirekte bidrag fra økosystemene. Eksempler på økosystemtjenester er produkter som mat, medisiner, fiber og brensel, men også tjenester som vannrensing, frisk luft, nedbryting av avfall, pollinering av planter, samt naturbaserte friluftsliv- og rekreasjonstjenester gjennom turterreng og utsikt.

Økosystemtjenestetilnærmingen er i denne sammenheng ment for å identifisere hvilke tjenester fra naturen som kan bli bedre (kvalitativt) eller økes (kvantitativt) gjennom restaureringstiltak. Samtidig må en være oppmerksom på at utnyttelse av enkelte økosystemtjenester kan være i konflikt med formålet med naturrestaureringsprosjekter. Dette kan for eksempel gjelde dersom næringsliv

Figur 2-5: Gruppering av økosystemtjenester i arbeidet med naturrestaurering

Økosystemtjenester (SEEA EA gruppering)		Virkning	Hva som omfattes av virkningen
Forsynende tjenester	Forsyning av avlinger, tømmer, husdyrhold, akvakultur og biomasse fra beiting	Høsting og kultivering av biomasse	Bruksverdi av forsyvende tjenester som husdyr, tømmer, avlinger og fisk.
	Forsyning av villfisk og annen naturlig akvatisk biomasse		
	Forsyning av vill flora og fauna og andre biomasser	Forsyning av genetiske materiale	Bruksverdi av genetiske materiale, herunder blant annet medisinske ressurser
	Tjenester relatert til forsyning av genetiske materiale		
	Vannforsyningstjenester	Vannforsyning	Bruk av vann (mengde vann til drikke, vanning osv.)
Regulerende tjenester	Global klimareguleringstjenester	Klimaregulering	Indirekte bruksverdi. Påvirkning på karbonopptak i skog/hav
	Lokal klimareguleringstjenester		
	Luftrensingstjenester	Rensingstjenester	Indirekte bruksverdi. Økosystemtjenester relatert til rensing av luft, jord, avfall og vann.
	Tjenester koblet til regulering av nedbørsmønster		
	Tjenester relatert til regulering av jordkvalitet		
	Saneringstjenester for fast avfall	Naturskadebeskyttelse	Indirekte bruksverdi. Beskyttelse mot ulike former for naturskader.
	Vannrensingstjenester		
Tjenester relatert til regulering av vannføring			
Tjenester relatert til jorderosjonskontroll (jordoppbevaring/retensjon på stedet)	Støydemping	Indirekte bruksverdi. Demping av støy gjennom vegetasjon mv.	
Flomkontrolltjenester (kyst og elver)			
Stormdempende tjenester			
Pollinering	Pollinering og biologisk kontroll	Indirekte bruksverdi. Pollinering, beskyttelse mot sykdom og skadedyr og opprettholdelse av biologisk kontroll	
Tjenester relatert til biologisk kontroll			
Tjenester relatert til formering og opprettholdelse av habitat			
Kulturelle og opplevelses-tjenester	Rekreasjonsrelaterte tjenester	Rekreasjon og friluftsliv	Bruksverdi av naturen til rekreasjon og friluftsliv inkludert visuelle effekter og bidrag til privat høsting, jakt og fritidsfiske.
	Visuelle opplevelsestjenester		
	Utdannings-, vitenskapelige og forskningstjenester	Kunnskap og læring	Bruksverdi av naturen til forskning og læring.
	Åndelige, kunstneriske og symbolske tjenester	Naturarv	Ikke-bruksverdi av naturmangfold. Omfatter arveverdi, altruistisk verdi, eksistensverdi, for dagens og fremtidige generasjoner
Opplevelsesverdi av økosystem og arter			

Illustrasjon: Oslo Economics. Inndelingen i kolonnen «Økosystemer» er basert på SEEA EA gruppering og Tabell 6.3 i Randen et al. (2024). Grupperingen under «Virkninger» er videreutviklet av Oslo Economics.

ønsker å ta ut tømmer fra restaurert, produktiv skog. Dette representerer en alternativ utnyttelse av skogsarealet til det opprinnelige formålet. Likeledes kan friluftaktiviteter måtte begrenses for å tilbakeføre de naturlige funksjonene i et område (Immerzeel, et al., 2024). I en nytte-kostnadsanalyse kan en behandle slike forhold som alternativ-kostnader ved naturrestaurering.

2.1.5 Total samfunnsøkonomisk verdi

For å vurdere virkningen av et tiltak på natur, miljø eller økosystemtjenester, brukes gjerne begrepet total samfunnsøkonomisk verdi (Figur 2-4), som kan deles inn i direkte bruksverdi, indirekte bruksverdi, opsjonsverdi og ikke-bruksverdi.

Direkte bruksverdier handler om direkte bruk av naturen eller en økosystemtjeneste gjennom forbruk av fysisk produkter eller opplevelser av økosystemtjenestene. Indirekte bruksverdi handler om økosystemtjenester som gir nytte til folk, uten direkte bruk. Dette gjelder blant annet de fleste regulerende tjenester i naturen, som regulering av

flomhendelser og klimaregulering, men det gjelder også for eksempel visuelle tjenester, som å nyte en vakker utsikt over naturlandskap eller fotografere natur.

Ikke-bruksverdier er verdien av å vite at naturen og økosystemene finnes (eksistensverdi), at fremtidige generasjoner har tilgang til den (arveverdi), og at andre mennesker har tilgang til naturen (altruistisk verdi). I tillegg består den totale samfunnsøkonomiske verdien av en opsjonsverdi, som omfatter verdien av å ha mulighet til å bruke naturen på et fremtidig tidspunkt (NOU 2013:10).

2.1.6 Gruppering av økosystemtjenester i arbeidet med naturrestaurering

I tråd med dagens praksis, tar vi utgangspunkt i rammeverket for økosystemtjenester når vi grupperer nyttevirkningene som kan oppstå fra restaureringstiltak. I tidligere arbeid for Miljødirektoratet om naturvirkninger i vernesaker, er en tilsvarende kategorisering av økosystemtjenestene også anbefalt (Oslo Economics, 2022).

Figur 2-5 viser grupperingen av økosystemtjenester med utgangspunkt i SEEA EA gruppering (System of Environmental-Economic Accounting Ecosystem Accounting), og vår utvikling av dette til kategorisering av virkninger.

De forsynde tjenestene som er relevante i arbeidet med naturrestaurering inkluderer høsting og kultivering av biomasse, forsyning av genetiske materiale og vannforsyning. Disse omfatter bruksverdien av husdyr, tømmer, avlinger og fisk, samt medisinske produkter og vannressurser til for eksempel drikkevann og vanningsvann.

Restaurering av natur kan ha særlig stor betydning for de regulerende tjenestene. Vi har derfor valgt å kategorisere disse inn i følgende virkninger: klimaregulering, rensingstjenester, naturskadebeskyttelse, støydemping, samt pollinering og biologisk kontroll. Klimaregulering omfatter et tiltaks påvirkning på karbonopptak i for eksempel skog, myr og hav. Rensingstjenester dekker virkninger knyttet til økosystemtjenester som bidrar til rensing av luft, jord, avfall og vann. Naturskadebeskyttelse viser til hvordan intakt natur bidrar til å beskytte mennesker og infrastruktur mot ulike former for naturskader, mens støydemping omfatter redusert støy gjennom endringer i vegetasjonen. Tjenesten pollinering og biologisk kontroll viser til hvordan et restaureringstiltak kan bidra til økt beskyttelse av mennesker mot sykdom og skadedyr, opprettholdelse av biologisk kontroll, og bidrag til matproduksjon gjennom pollinering.

Restaurering av natur kan også ha betydning for kulturelle og opplevelsestjenester. Vi har kategorisert virkningene i innvirkning på rekreasjon og friluftsliv, kunnskap og læring, og naturarv. Rekreasjon og friluftsliv inkluderer bruksverdien av naturen til friluftslivsaktiviteter, inkludert bidrag til privat høsting, jakt og fiske, samt visuelle effekter av landskapet. Kunnskap og læring dekker bruksverdien av naturen til forskning og læring. Økosystemtjenesten naturarv er ikke-bruksverdien av naturmangfold, inkludert arveverdi, altruistisk verdi, og eksistensverdi for dagens og fremtidens generasjoner.

Videre vil vi bruke disse kategoriene for å trekke funn fra andre land og litteraturen inn i en kontekst av norske analyser.

2.2 Eksempler på samfunnsøkonomiske vurderinger i utvalgte land

Det finnes flere eksempler på at samfunnsøkonomiske vurderinger, i større eller mindre grad,

har blitt brukt internasjonalt i arbeidet med naturrestaurering. Dette er eksempelvis kostnads-effektivitetsanalyser i budsjettspørsmål eller vurdering av ulike nyttevirksomheter i prioritering mellom økosystemer. For å vurdere hvordan rammeverket kan inngå i ulike deler av arbeidet med naturrestaurering i Norge, har vi gjennomgått noen eksempler på bruk på nasjonalt (og delvis regionalt) nivå i noen naboland. Utvelgelsen av land/regioner er gjort i samråd med Miljødirektoratet, med et ønske om å se på land/regioner som har kommet langt i arbeidet med naturrestaurering og som er relativt like Norge, både når det kommer til natur og samfunn. Basert på disse kriteriene ser vi på vurderinger som er gjort på EU-nivå, og i Sverige, Finland og Storbritannia.

Vi ser her på hvordan samfunnsøkonomiske vurderinger er brukt i utformingen av EUs naturrestaureringsforordning, til prioritering av økosystemer og prosjekter for restaurering i Sverige og Finland, og hvordan det kan bidra inn i målsetningen om naturpositivitet i Storbritannia. Dette er kun noen eksempler på bruk av samfunnsøkonomiske vurderinger i de utvalgte landene, og ikke en helhetlig gjennomgang av restaureringsarbeidet som er gjort.

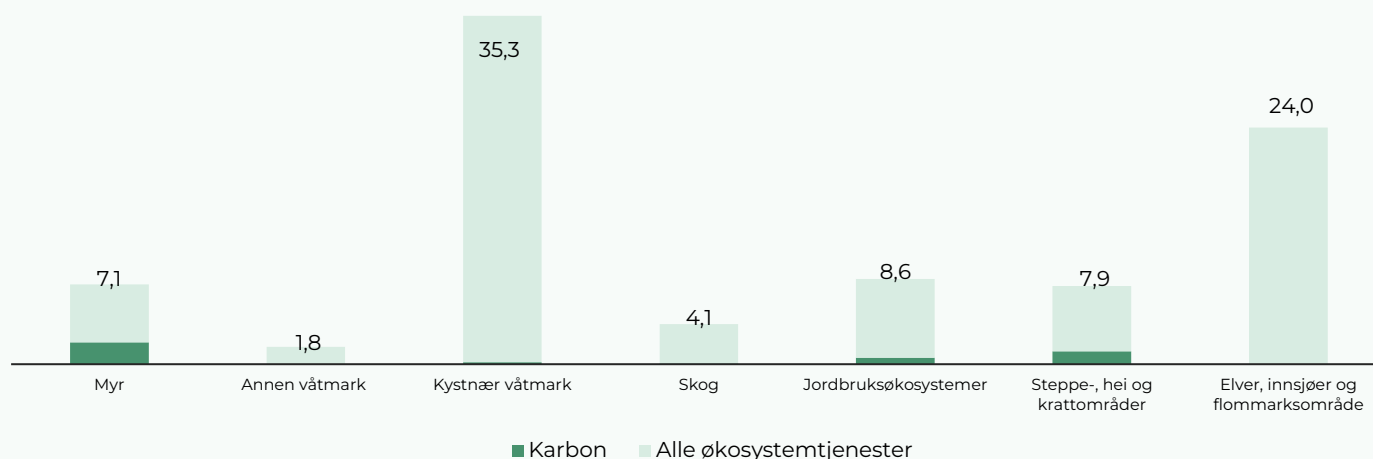
Eksemplene viser en bredde i hvordan samfunnsøkonomiske vurderinger er brukt på ulike beslutningsnivåer og for ulike type statlige tiltak (for eksempel regulatoriske og økonomiske). I EU er samfunnsøkonomiske vurderinger brukt inn i reguleringsarbeid på EU-nivå, som vil gå inn i lovverket i alle medlemslandene. Eksempelet fra Sverige tar for seg en rekke av beslutninger om tilskudd på ulike forvaltningsnivåer, fra fastsettelse av potten for tilskudd på nasjonalt nivå, til tildeling på lokalt nivå. Fra Finland trekker vi fram et målrettet arbeid om prioriteringer av restaurering, sammenstilt i en rapport fra en arbeidsgruppe og som senere er tatt inn i nasjonale prioriteringer. I Storbritannia ser vi på hvordan målsetningen om naturpositivitet er operasjonalisert i praksis, der restaurering er en viktig del, og hvordan samfunnsøkonomiske vurderinger inngår i dette arbeidet.

I alle eksemplene er restaurering definert som en forbedring i tilstanden i økosystemene, men hvordan dette måles i praksis varierer. Analysen som er gjort i EU er for eksempel gjort i forkant av en regulering og etterfølgende tiltak, mens rammeverket i Storbritannia også er ment for å følge opp faktiske prosjekter.

2.2.1 EUs naturrestaureringsforordning

Naturrestaureringsforordningen i EU har som mål å gjenopprette forringede økosystemer på tvers av unionen. Innen 2030 skal minst 20 prosent av alle

Figur 2-6: Beregnet nytte-kostnadsbrøk for ulike økosystemer



Kilde: Basert på beregninger fra (European Commission, 2022) for scenario A: 15 % restaurert innen 2030, 40 % innen 2040, og 100 % innen 2050.

land- og sjøområder være restaurert, og alle økosystemer som har behov for restaurering skal være restaurert innen 2050. Forordningen fastsetter juridisk bindende mål for både restaurering og vedlikehold av økosystemer, og pålegger medlemslandene å utvikle nasjonale restaureringsplaner. Planene skal inneholde vurderinger av økosystemets utbredelse og tilstand, beskrivelser av restaureringsstrategier, rapportering og finansiering.

Vurdering av nytte og kostnader

I en konsekvensutredning (impact assessment) av forordningen (European Commission, 2022) ble det foretatt en overordnet vurdering av kostnader og nytte ved de foreslåtte målene. Analysene inkluderer også detaljerte kost-nytteberegninger for ulike kategorier av økosystemer. Data-grunnlaget bygger på medlemslandenes rapportering om areal og økologisk tilstand. Restaureringsbehovet beregnes som andel av arealet som befinner seg i dårlig tilstand, mens områder med ukjent status estimeres på grunnlag av fordelingen i de vurderte arealene. Referanse-arealer, såkalte «favorable reference areas» (FRA), benyttes som målestokk for ønsket tilstand.

I rapporten er nytte-kostnadsbrøken for to scenarioer for omfang av restaurering beregnet:

- Scenario A: 15 prosent restaurert innen 2030, 40 prosent innen 2040, og 90 prosent innen 2050.
- Scenario B: 30 prosent restaurert innen 2030, 60 prosent innen 2040, og 100 prosent innen 2050.

Begge scenarioene tar utgangspunkt i andelen av økosystemer som er vurdert å være i dårlig tilstand, det vil si økosystemer som har behov for

restaurering, og ikke alle forringede økosystemer generelt.

Verdsettingen av nytte baseres på medianverdier per hektar, hentet fra publiserte studier. Nyten er beregnet for to alternativer: nyten av karbon alene og nyten av totale økosystemtjenester. «Totale økosystemtjenester» inkluderer blant annet vannrensing, flomforebygging, erosjonskontroll, biologisk mangfold og rekreasjon, men varierer noe mellom hvilke økosystemtjenester som vurderes som viktig for ulike økosystem.

Kostnadene beregnes samlet for hele EU ved å multiplisere areal som skal restaureres med enhetskostnader hentet fra litteraturen. I kostnadsberegningene inngår restaureringskostnader, vedlikehold og alternativkostnader. Vedlikeholdet omfatter hele økosystemarealet for å forhindre videre forringelse. Alle investeringer i restaurering antas gjennomført innen 2050, mens vedlikeholdskostnader strekker seg til 2070. Alle strømmer av kostnader og nytte diskonteres med en årlig rente på fire prosent for å beregne nåverdi.

Figur 2-6 viser nytte-kostnadsbrøken ved restaurering av ulike økosystemer gitt scenario A i

EUs konsekvensutredning (2022). Resultatene presenteres både for verdsetting av karbon alene (mørk grønn) og for samlede økosystemtjenester (lys grønn). I scenario B, med økt omfang av restaurering, øker nytte-kostnadsbrøken for alle økosystemene når nyten av de samlede økosystemtjenestene er hensyntatt. Dette tyder på at analysen hensyntar noen skalaeffekter ved økt omfang av restaurering.

Det er betydelige forskjeller mellom økosystemtypene. Kystnær våtmark har det høyeste nytte-kostnadsbrøken, med 35,5 når nyten av alle

økosystemtjenester inkluderes. Deretter følger elver, innsjøer og flomområder med et forhold på 24. Myr har høyest nytte-kostnadsbrøk når kun karbon vurderes som nyttevirksomhet, på 2,2, men ligger midt på treet når alle økosystemtjenestene er inkludert i nytten.

Dette indikerer at restaurering av disse økosystemene gir høyere avkastning enn de øvrige økosystemene som er inkludert i analysen. Myr er det eneste økosystemet i EU der nytte-kostnadsbrøken for karbon alene utgjør en betydelig størrelse. I de øvrige økosystemene er karbon alene enten ikke verdsatt eller gir et lavere nytte-kostnadsbrøken enn når alle økosystemtjenestene inkluderes. Oversikten over nytte-kostnadsbrøken for ulike økosystemer kan være nyttig ved prioritering av restaureringstiltak.

For å illustrere variasjoner i nytte mellom økosystemene som er vurdert, går vi videre gjennom to av disse. Økosystemene som er valgt ut her er både relevante i en norsk kontekst, samtidig som de viser variasjon i hvilke virkninger som er av betydning og størrelsen på nytte-kostnadsbrøken. Myr genererer en vesentlig del av sin nytte gjennom karbonopptak og -lagring, mens nytten av kystnær våtmark i større grad er knyttet til andre økosystemtjenester¹.

Myr

Myr har høy verdi for biologisk mangfold og økosystemtjenester, og har særlig stor betydning for karbonlagring. Forordningen peker på at intakt myr kan lagre mer karbon per arealenhet enn noe annet økosystem. I tillegg pekes det på at myr bidrar til vannfordrøying, som stabiliserer vannforsyningen under tørke og reduserer flomrisiko ved ekstremvær, og til vannfiltrering som forbedrer vannkvaliteten.

Restaureringsbehovet for myr i EU er beregnet ut fra andelen areal i dårlig tilstand. For myr er det anslått at minst 3 000 km² må restaureres for å oppnå gunstig bevaringsstatus for all gjenværende myr i EU i henhold til habitatdirektivet. Størrelsen på arealet som i så fall må restaureres tilsvarer omtrent hele Italia.

Tiltakene som inngår i restaureringen omfatter blokkering av grøfter, reetablering av torvvegetasjon, fjerning av overjord, rydding av busker og trær, og inngjerding. I tillegg innebærer tiltakene vedlikehold, som overvåkning og regulering av vannivåer, vedlikehold av sluser, slått og fjerning av vegetasjon. Gjennomføring skjer i

hovedsak av grunneiere og arealforvaltere, som mottar økonomisk kompensasjon for både tiltak og tapt inntekt.

Kostnadene er beregnet ved å multiplisere arealet som skal restaureres med gjennomsnittlige enhetskostnader per hektar, basert på data fra Tucker et al. (2013). Nytteverdiene er beregnet på bakgrunn av en gjennomgang av 22 publiserte studier som sammenligner verdien av økosystemtjenester i restaurerte og degraderte myrer. Medianverdier per hektar er brukt for å estimere årlige nytteverdier, og inkluderer både karbonlagring og totale økosystemtjenester.

Beregningene indikerer en nytte-kostnadsbrøk for karbon alene på 2,2 i scenario A, og 2,5 i scenario B. Når alle økosystemtjenester inkluderes, øker brøken til henholdsvis 7,1 og 8,3. Samlet sett viser analysen at restaurering av myr har en positiv nytte-kostnadsbrøk under begge scenarioer.

Kystnær våtmark

Kystnær våtmark omfatter økosystemer i overgangen mellom land og sjø, påvirket av tidevann og med saltinnhold over 0,5 prosent. Kun fem prosent av habitatene har god bevaringsstatus, og restaureringsbehovet er anslått til 16 700 km². Restaureringstiltakene inkluderer revegetering, re-vanning, fjerning av fremmede arter, sedimenttilførsel og tilpassing av beite.

På samme måte som for myr, er kostnadene for restaurering beregnet ved å multiplisere arealet som skal restaureres med gjennomsnittlig kapital- og vedlikeholdskostnad per hektar, basert på Tucker et al. (2013). Kapitalutgiftene inkluderer revegetering, re-vanning, fjerning av fremmede arter og tiltak for å behandle jordbruksforurensning. Det kan blant annet innebærer sedimenttilførsel, og tilpassing av beite. Vedlikeholdskostnader omfatter beiteforvaltning, regulering av vannstand og re-sedimentering, og gjelder hele arealet for å forhindre videre degradering. Private grunneiere og forvaltere gjennomfører tiltakene mot kompensasjon for tapte inntekter og kostnader ved restriksjoner på jordbruk og fiske.

Nytteverdien ble beregnet på grunnlag av litteraturgjennomgang, der medianverdier per hektar fra 13 studier ble brukt for karbonlagring og totale økosystemtjenester.

For karbon alene er nytte-kostnadsbrøken estimert til 0,2 i begge scenarioer, som tilsier at kostnadene ved restaureringen overstiger nytten. Når totale

¹ Merk at terminologien for våtmark ikke samsvarer helt mellom Norge og EU. Det vil være noen naturtyper innenfor kategoriene av økosystemer i EU som er mindre

relevante i Norge. Ved overføring av tall bør en gå inn i studien og se dette opp mot området som studeres i Norge.

økosystemtjenester inkluderes, øker brøken til 35,1 i scenario A og 38,1 i scenario B. Kystnær våtmark gir dermed lavere direkte karbongevinst per areal enn myr, men langt høyere samlet samfunnsøkonomisk lønnsomhet.

2.2.2 Restaurering av våtmark i Sverige

Våtmark prioritert som klimatiltak

Restaurering av våtmark er fremmet som et svært kostnadseffektivt restaureringstiltak i Sverige, og er derfor prioritert både innenfor naturrestaureringsarbeidet og tildelt egne støtteordninger.

Restaurering av våtmark er vurdert som kostnadseffektivt med utgangspunkt i evnen til å begrense klimagassutslipp, øke karbonopptak og restaurere biologisk mangfold (Laudon, et al., 2025).

Siden tidlig 1800-tall har Sverige mistet 90 prosent av sine våtmarker, og om lag 75 prosent av de gjenværende er forringet. Når våtmarker brytes ned eller forringes, frigjøres det store mengder klimagasser. I dag står våtmarker for en betydelig andel av Sveriges klimagassutslipp (Bergh, 2020).

For å møte denne utfordringer med nedbygging av våtmark, lanserte regjeringen i 2018 Våtmarksinitiativ *Myllrande våtmarker*, med mål om å gjenopprette våtmarkers økologiske funksjoner (Naturvårdsverket, 2023). Effektiviteten av våtmarksrestaurering vurderes i stor grad ut fra klimagevinst, og tiltakene utgjør en viktig del av den nasjonale klimasatsingen (Naturskyddsföreningen, 2025). Den pågående

våtmarkssatsingen har imidlertid ikke bare en klimaeffekt, den bidrar også positivt til andre økosystemtjenester, blant annet økt biologisk mangfold og forebygging av flom og tørke.

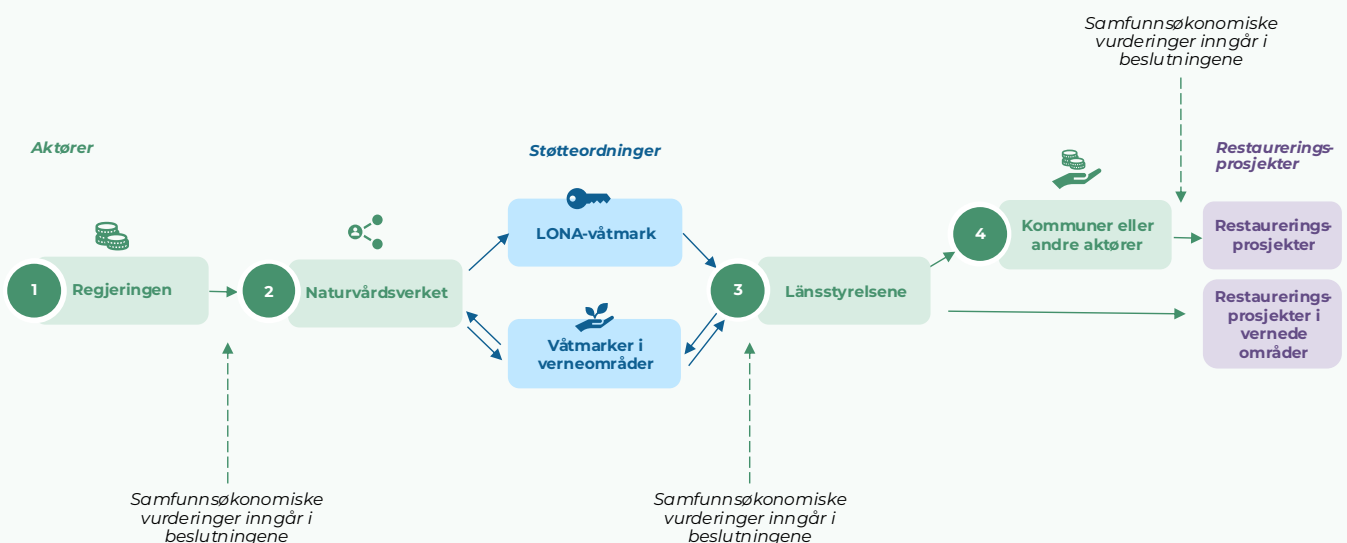
Støtte til restaurering av våtmark

Figur 2-7 viser hvilke aktører som er involvert i de ulike støtteordningene for våtmark, fra regjeringens bevilgninger til restaureringsformål, og videre til utvelgelsen av hvert enkelte restaureringsprosjekt. Figuren viser også hvor i kjeden en form for samfunnsøkonomiske vurderinger inngår i beslutningene. (Naturvårdsverket et al., 2025)

Midlene avsatt til restaurering av våtmark fordeles mellom de to støtteordningene *LONA våtmark* og *våtmarker i verneområder*. Naturvårdsverket, Sveriges sentrale miljømyndighet, tilsvarende Miljødirektoratet i Norge, fordeles midlene mellom støtteordningene. Midlene fordeles delvis basert på etterspørsel etter restaureringstiltak, og delvis etter et strategidokument vedtatt i Naturvårdsverket. Strategien tilsier at ressursene skal fordeles jevnt mellom våtmarkers betydning for biologisk mangfold og klima (reduserte utslipp).

Innenfor *Lona våtmark* fordeles midlene primært etter en regional fordelingsnøkkel til de ulike Länsstyrelsene i Sverige. Fordelingsnøgkelen baseres delvis på antall kommuner i fylkene (lenene) og antall innbyggere (der fylker med flere kommuner og høyere innbyggertall får mer midler), og etter en gjennomsnittsverdi for den samlede nytten våtmarker antas å ha i hvert fylke. Gevinster

Figur 2-7: Støtteordninger for restaurering av våtmark i Sverige



Illustrasjon: Oslo Economics

for økosystemtjenestene hensyntas også, herunder blant annet bidrag til økt biologisk mangfold, redusert klimaeffekt/utslipp av klimagasser, økt binding av næringsstoffer, forbedret grunnvannsnivå og redusert flomrisiko. Midlene tildeles fylkene basert på den samlede nytten våtmarksrestaurering antas å gi i det aktuelle fylket, og ikke basert på nytten av hvert enkelt prosjekt.

Kommuner og andre aktører kan søke fylkene om midler til finansiering av ulike restaureringstiltak innenfor kommunen. I denne prosessen gjør fylkene vurderinger av den samlede naturgevinsten for hvert prosjekt, og kostnadene per hektar mellom prosjektene sammenlignes. Den samlede naturgevinsten vurderes kvalitativt opp mot de ni målene i Våtmarksinitiativet (*Myllrande våtmarker*), som blant annet omfatter bevaring av arts-mangfold og truede arter og livsmiljøer (Naturvårdsverket, 2023). Nytten av restaureringen for andre økosystemtjenester, for eksempel friluftsliv og rekreasjon, visuelle kvaliteter og natur- og kulturarv er ikke prioritert i vurderingene som gjøres, men oppstår i mange tilfeller som en positiv bieffekt av restaureringen. I enkelte fylker er det ikke nødvendig å prioritere mellom prosjektene, ettersom tilgjengelige midler som regel er tilstrekkelige til å dekke alle innkomne søknader. Søknadene blir imidlertid vurdert, og støtte innvilges kun til prosjekter som forventes å oppnå målsettingene slik de er formulert i søknaden.

2.2.3 Prioritering av prosjekter i Finland

Prioritering av restaureringsprosjekter

I Finland har det over lang tid vært arbeid knyttet til prioritering av tiltak for naturrestaurering. Prioriteringen av naturrestaurering har vært rettet mot å nå et gitt mål. Målsetningene er knyttet til det tidligere Aichi-målet om å restaurere 15 prosent av forringede økosystemer innen 2020, samt nå mål i Naturavtalen og EUs regulering (Kotiaho, et al., 2016).

For å nå de store målsetningene som kommer utenfra, har prioriteringen handlet om å oppnå målet, til lavest mulig kostnad. Kostnadseffektivitet er derfor det primære prioriteringskriteriet, der forbedring i økosystemets tilstand vurderes opp mot kostnaden av tiltaket. Måloppnåelse må ses opp mot andre deler av det nasjonale budsjettet, og kostnadseffektivitet er derfor et viktig kriterium for å vurdere hva som må gjøres i Finland under EUs regelverk. (Kotiaho & Moilanen, 2015; Ministry of the Environment, u.d.)

I 2014 ble det nedsatt en arbeidsgruppe i Finland som skulle lage et rammeverk som skulle følge opp implementering av fastsatte mål fra EU om restaurering. Rammeverket skulle brukes til å

vurdere og reversere økosystemnedbygging og etablere konkrete kriterier for prioritering av restaureringstiltak. Kriteriene skulle hensynta både nytte, kostnader og kostnadseffektivitet. Et sentralt grunnlag for arbeidet i Finland er tilgangen på gode overvåkingsdata av biologiske indikatorer i skog og myr, som har gjort det mulig å måle effekten av tiltakene med vitenskapelige metoder. (Kotiaho, et al., 2016)

Metoden ser både på prioritering innenfor et økosystem og på tvers av økosystemer. Prioritering mellom økosystemer er basert på en analyse av identifiserte økosystemer der investeringer gir størst reduksjon i grad av økosystemdegradering.

Rammeverket er todelt, der både ren kostnadseffektivitet vurderes opp mot andre virkninger av tiltaket. Kostnadseffektivitet vurderes gjennom en kvantifisering av dagens økosystemtilstand, kvantifisering av effekten av restaurering på tilstanden, og kostnader ved restaureringstiltaket. Det beregnes dermed reduksjon i grad av økosystemdegradering per kostnadsenhet.

I tillegg til kostnadseffektivitet, skal andre virkninger vurderes, herunder karbonlagring, effekter på vannressurser og andre økosystemtjenester. Karbonbinding og vannrelaterte tjenester er vurdert som de viktigste fordi de bidrar til utslippsreduksjon og klimatilpasning. I tillegg vurderes blant annet påvirkning på vilt, høsting av bær og sopp, rekreasjon og andre kulturelle tjenester.

Vurdering av kostnader ved restaurering

Natural Resources Institute Finland (Luke) har beregnet hva som skal til for å oppfylle mål i EUs naturrestaureringsforordning (Räsänen, et al., 2023). De estimerer at det er behov for restaurering av 2-6 millioner hektar for å oppnå 90 prosent restaurering innen 2050. Videre estimerer de at kostnadene for den samlede restaureringen vil ligge på 13-19 milliarder euro innen 2050. Det understrekes at tallene er svært usikre, primært fordi dagens tilstand på habitatene er ukjent for mange områder.

2.2.4 Storbritannias BNG

Biodiversity Net Gain

Storbritannia har satt et mål om netto økning i naturmangfold ved nye utbygginger. *Biodiversity Net Gain* (BNG) er lovpålagt under Environment Act 2021 (Department for Environment, Food & Rural Affairs, 2025). Loven innebærer et minstekrav om at utbygger må levere 10 prosent netto økning i biologisk mangfold.

Endring i biologisk mangfold beregnes ved hjelp av en biodiversitetsmetrikk (*biodiversity metric tool*) (Department for Environment, Food & Rural Affairs, 2025). Denne baseres på økologiske mål, som habitatkvalitet, areal og naturens tilstand og særegenhet. Tilstand før utbygging og tap ved utbyggingen beregnes for nye prosjekter, og metoden vil for eksempel ta hensyn til om sjeldne arter eller mer verdifulle økosystemer går tapt. Et premiss for måling av BNG er at de nye utbyggingsprosjektene gjennomføres i allerede forringet areal. Utbygging i intakt og sammenhengende naturområder har ikke grunnlag for BNG.

Det finnes tre måter utbygger kan oppnå BNG på, i en prioritert rekkefølge (Ministry of Housing, Communities and Local Government; Department for Levelling Up, Housing and Communities, 2024). Dette kalles hierarkiet for gevinst i biologisk mangfold (*biodiversity gain hierarchy*):

3. **On-site:** Skape biologisk mangfold innenfor grensene til utbyggingsområdet gjennom forbedringer eller restaurering.
4. **Off-site:** Dersom utbyggere ikke kan oppnå all BNG innenfor utbyggingsområdet, kan de levere en kombinasjon av tiltak på og utenfor området. *Off-site* restaureringen kan enten bestå av å etablere tiltak for biologisk mangfold på egen eiendom utenfor utbyggingsområdet, eller kjøpe *off-site enheter* for biologisk mangfold.
5. **Kreditt:** Dersom utbygger verken kan oppnå BNG på eller utenfor utbyggingsområdet, må de som siste utvei kjøpe statlige kreditter fra myndighetene. Inntektene fra salget blir deretter brukt til å investere i re-etablering av økosystemer i England.

Naturregnskap

Parallelt med arbeidet med BNG utvikler Storbritannia natur-/økosystemregnskap (*Natural Capital Accounting*) (Office for National Statistics, 2025). Naturregnskapet inkluderer verdsetting av ulike økosystemtjenester, som karbonlagring,

flomdemping, rekreasjon og friluftsliv og forbedret vannkvalitet. Naturregnskapet er en viktig kilde for å tallfeste omfang og verdi av restaureringsaktivitet. På sikt vil naturregnskapet være viktig for å gjennomføre BNG-tiltak, og man ser allerede hvordan rammeverket støtter opp under prioritering av arealer lokalt.

Flere lokale myndigheter bruker naturregnskapet som grunnlag når de utarbeider lokale strategier for naturrestaurering (*Local Nature Recovery Strategies*) (Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2023a; 2023b). Strategiene er en lovpålagt del av rammeverket for BNG og identifiserer områder der naturrestaurering vil gi størst miljøgevinst. Strategiene er derfor også et viktig underlag når utbyggere velger ut områder for *off-site* restaurering. Restaureringen i områder som er utpekt i de lokale strategiene, premierer også utbygger, ettersom dette er områder som er identifisert å gi større miljøgevinst, sammenlignet med områder som ikke er utpekt.

Arbeid med naturregnskap på nasjonalt nivå kan bidra til at restaurering som gjennomføres under *Biodiversity Net Gain* oppnår bedre kvalitet og bidrar til nasjonale målsetninger. Integrering i lokale strategier for naturregnskap og premiering av restaurering i utpekte arealer bidrar særlig til denne utviklingen.

BNG og samfunnsøkonomisk analyse

BNG er ikke direkte samfunnsøkonomiske vurderinger, men etablerer et rammeverk for å prissette eller vurdere flere virkninger av utbyggingstiltak i naturen. Sammen med naturregnskap legger dette til rette for å bedre vurdere og synliggjøre samfunnsøkonomiske virkninger av utbyggingstiltak. På samme måte kan utvikling av naturregnskap i Norge bidra til å både vurdere problemet og fastsette mål i samfunnsøkonomiske analyser, og mål forbedringer av restaureringstiltak.

3. Litteraturgjennomgang av nytte- og kostnadsvurderinger i restaureringsprosjekter

For å vurdere hvilke nytte- og kostnadsvirkninger som er sentrale i analyser av restaurering av norsk natur, har vi gjennomført en litteraturstudie av nytte-kostnadsanalyser av naturrestaurering. I dette kapittelet går vi først gjennom noen hovedfunn fra litteraturen på tvers av økosystemer, deretter gis en mer detaljert gjennomgang av funnene innenfor hvert økosystem.

3.1 Avgrensning av litteratursøket

Det finnes mye litteratur som undersøker og studerer naturrestaurering fra ulike fagfelt. Ulike metoder og innganger brukes til å vurdere og prioritere restaureringsprosjekter. I denne analysen har vi avgrenset litteratursøket til å se på nytte-kostnadsanalyser av naturrestaurering.

Det er stor variasjon i nytte-kostnadsanalysene som er inkludert i litteraturstudien, både formålet med analysene, hvor detaljerte analysene er, hvilke tiltak som er vurdert og hva slags økosystemer som vurderes for restaurering. Blant studiene er det en del som kun vurderer en eller et fåtall nytteeffekter, mens det i andre studier er gjennomført egne betalingsvillighetsstudier for å tallfeste nytten av å restaurere det valgte området eller økosystemet.

I kapittel 3.1.1 går vi gjennom noen hovedfunn på tvers av litteraturen som er inkludert i gjennomgangen. I kapittel 3.3 deler vi denne litteraturen inn etter ulike økosystemer og går gjennom funnene i mer detalj innenfor hvert økosystem.

3.1.1 Inklusjon- og eksklusjonskriterier

Figur 3-1 illustrerer stegene i litteraturstudien. Innledningsvis fant vi 3 384 identifiserte studier med søketermene beskrevet i 1.4.1 og Vedlegg A. Gjennom to screeningrunder ble antallet redusert til 36 studier som er inkludert i analysen.

I litteraturgjennomgangen har vi særlig vektlagt studier fra områder geografisk nær Norge, inkludert land i Europa og fra visse deler av USA. Disse landene anses som mer relevante med tanke på

virkninger, økosystemer og verdier. Vi har brukt følgende ekskluderingskriterier i begge screeningrundene:

- Studier fra Afrika, Sør-Amerika, Asia og Oceania
- Studier som omhandler økosystemer som ikke er relevante i Norge (f.eks. ørken, tropisk regnskog)
- Studier om bruk av kostnadseffektive tiltak
- Studier om behov for videre analyser av kostnadseffektivitet
- Studier om opprettholdelse av eksisterende økosystemer (protection)

I tillegg til eksklusjonskriteriene nevnt ovenfor, er det kun nytte-kostnadsanalyser som er inkludert.

Søket resulterte i en stor mengde litteratur, og screeningarbeidet måtte gjøres på et overordnet nivå for å prioritere å trekke ut relevant informasjon fra et utvalg relevante studier. Det kan derfor være relevant litteratur som har blitt utelatt fra denne gjennomgangen.

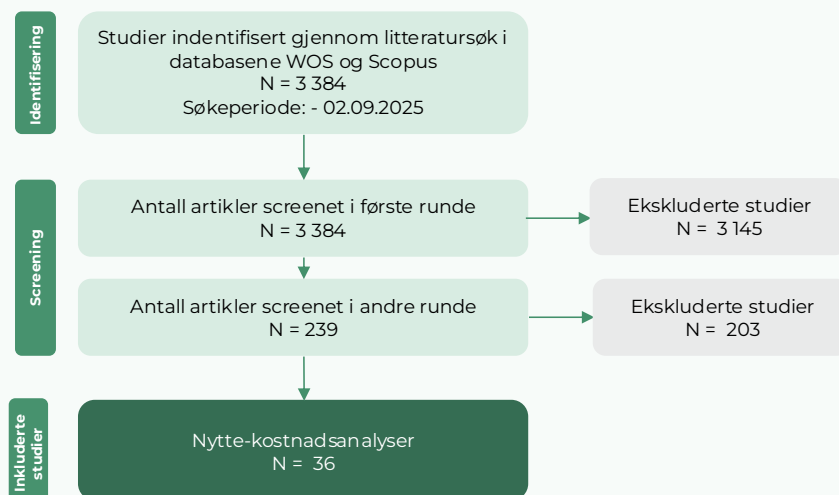
3.2 Hovedfunn fra litteraturen

3.2.1 De fleste nytte-kostnadsanalysene er gjennomført i forkant av restaureringen

Det finnes få studier som evaluerer effekter av gjennomførte naturrestaureringstiltak. Studien vi har sett på vurderer restaureringstiltak i forkant av investeringer og gjennomføring. De faktiske kostnadene og effektene av restaureringen er dermed ukjente, og basert på en rekke underliggende antakelser. Det er usikkert i hvilken grad de faktiske resultatene samsvarer med det som er forventet i forkant av implementeringen av tiltaket. Dette samsvarer med Evju et al. (2020) som dokumenterer at en svært liten del av vitenskapelige artikler om restaurering av natur faktisk handler om gjennomførte prosjekter. Det finnes generelt lite empiri og svært lite overvåkingsdata om effekter av tiltak.

Både kvalitet og tid er krevende størrelser for å måle kostnad og nytteverdier av restaureringstiltak. Det er begrenset kunnskap om nytte og kostnader på lang sikt, både kostnadene ved tiltak for å nå ønsket mål, og hvor stor nytten faktisk blir. I tillegg kan det ta lang tid før nytteeffektene av et tiltak realiseres, eller gir målbare endringer i enkelte økosystemtjenester, noe som bidrar til økt usikkerhet om når virkninger oppstår og omfanget av dem. Det tar for eksempel tusen år for naturen å

Figur 3-1: Stegene i litteraturstudien



Illustrasjon: Oslo Economics

bygge opp en meter torv, men den kan graves ut på et par timer. Dette er en gjennomgående utfordring ved tiltak som påvirker natur, noe som særlig skaper betydelig usikkerhet på nyttesiden av et tiltak. Manglende kunnskap om de langsiktige effektene av et restaureringstiltak kan være grunnen til at virkninger ofte ikke er inkludert i analyser, eller kun beskrives kvalitativt som mulige effekter av et tiltak.

3.2.2 Analysene er ofte overordnede og knyttet til økosystemer heller enn konkrete restaureringstiltak

I mange av studiene vi har sett på beskrives ikke restaureringstiltaket i detalj, og det kan være vanskelig å vite hvilke konkrete tiltak som er vurdert. Ofte er det også uklart hva målet med tiltakene har vært. Det gjør det utfordrende å vurdere hva som er inkludert i kostnadsanslagene i analysene, hvorfor ulike nyttevirksomheter oppstår og omfanget av disse. Lite informasjon om de faktiske tiltakene gjør det også utfordrende å sammenligne resultater mellom studier.

Få av studiene vi har sett på vurderer to eller flere restaureringstiltak opp mot hverandre. Det er derfor sjeldent at samfunnsøkonomiske analyser brukes for å velge mellom restaureringsprosjekter i disse studiene, og detaljerte beskrivelser av tiltakene er derfor heller ikke like viktig for analysen. De fleste inkluderte studiene bruker i større grad samfunnsøkonomiske analyser for å vurdere lønnsomheten av et restaureringstiltak eller belyse hvilke nytte- og kostnadsvirkninger som kan oppstå ved å restaurere et økosystem.

3.2.3 Enkelte studier analyserer naturrestaurering som et tiltak for å oppnå noe annet

Restaurering kan både være et mål i seg selv og verktøy for å oppnå noe annet (Jørgensen, 2015). De

fleste studiene i litteraturgjennomgangen analyserer restaurering som et mål i seg selv. Det er likevel noen studier som vurderer restaureringen som et tiltak for å oppnå andre mål eller er motivert av andre samfunnsproblemer. For eksempel kan det være restaurering som et klimatilpasningstiltak, ved å restaurere forringet våtmark med mål om å øke opptaket av klimagasser, eller restaurering som et klimatilpasningstiltak, ved å restaurere natur i utbygde områder som ikke lenger evner å absorbere og lede bort vann og dermed bidra til flomdemping.

Utfordringen med disse studiene er at de ikke nødvendigvis gir et riktig bilde på hva som er de viktigste virkningene av restaurering generelt. Studiene har ofte et fokus på å prissette en eller enkelte virkninger, gjerne de som motiverer restaureringstiltaket, og omtaler heller andre virkninger som tilleggseffekter. I enkelte studier er det kun virkningen som motiverer restaureringstiltaket som omtales i studien. Dette kan medføre at andre verdifulle nyttevirksomheter utelates fra analysene.

En annen utfordring med slike studier oppstår dersom tiltakene som gjennomføres ikke tilbakefører naturen slik den var, men etablerer en annen type natur. Dette kan for eksempel omfatte planting av skog i et område, med mål om at skogen skal øke opptaket av klimagasser, når den type skog (treslag) ikke opprinnelig hører til i området. Slike tiltak er ikke naturrestaurering ettersom de ikke bidrar til å forbedre økologisk tilstand, men kun har fokus på enkelte naturgoder. Denne utfordringen ser ikke ut til å være aktuell i de studiene vi har gjennomgått, men vi merker oss at man bør være oppmerksom på dette ved bruk av litteratur om naturrestaurering.

3.2.4 Vurderinger av kostnadsvirkninger

Vi har identifisert tre typer kostnader som inkluderes i nytte-kostnadsanalysene vi har gjennomgått. Disse omfatter en eller annen form for etableringskostnad eller investeringskostnad, løpende kostnader til oppfølging av restaurerings tiltaket, og i enkelte studier, en alternativkostnad.

Etableringskostnader

Omtrent alle studier inkluderer en etableringskostnad. Ettersom mange nytte-kostnadsanalyser gjennomføres i forkant av restaureringstiltaket, er en vanlig tilnærming å overføre estimater fra andre kilder. Vi har identifisert to måter disse primært innhentes på, avhengig av i hvilken grad restaureringstiltaket er tydelig definert eller ikke.

I studier der et konkret prosjekt vurderes, og tiltaket er mer eller mindre definert, benyttes overførte - estimater fra eksisterende prosjekter av liknende tiltak for et økosystem. Eventuelt benyttes kostnadsanslag fra metastudier som tilpasses det aktuelle tiltaket som skal gjennomføres.

For studier der tiltaket ikke er definert, brukes det heller historiske tiltakskostnader for restaurering av økosystemet, uavhengig av det aktuelle restaureringstiltaket som skal gjennomføres.

Løpende kostnader til oppfølging

Mange studier inkluderer også løpende kostnader knyttet til oppfølging eller vedlikehold av restaureringstiltaket, og kan omfatte utgifter til utstyrsfornyelse, overvåking av restaureringsområdet eller annet vedlikeholdsarbeid. I litteraturen beregnes slike kostnader ofte over en periode på 35-85 år.

Alternativkostnader

Enkelte studier inkluderer også alternativkostnader. Dette gjelder særlig restaurering av arealer som har en tydelig bruksverdi i dag, og der det vil være en kostnad knyttet til kompensasjon, som for eksempel areal som brukes til jordbruk, skogbruk eller der det finnes fiskerinæring. Alternative anvendelser uten konkret eiendomsrett eller en faktisk kostnad er sjelden inkludert som alternativkostnad. Dette kan for eksempel være tilfelle dersom rekreasjonsmuligheter i et område reduseres ved restaurering.

3.2.5 Vurdering av nyttevirksomheter

Det er stor variasjon i hvilke nyttevirksomheter som er inkludert i studiene og hvordan disse er vurdert og eventuelt prissatt. I studiene har vi identifisert to hovedtilnærminger for å verdsette nyttevirksomheter; enten å verdsette økosystemtjenester enkeltvis, for eksempel med verdioverføring, eller å gjennomføre nye betalingsvillighetsstudier.

Verdsetting av økosystemtjenester enkeltvis

Mange studier verdsetter hver nyttevirksomhet av et tiltak separat, for eksempel definert som økosystemtjenester. Verdiestimater er da gjerne basert på verdioverføring fra tidligere studier eller ved å gjennomføre egne verdsettingsstudier. Dette gjør det mulig å vurdere hvordan de ulike virkningene bidrar til den samlede nytten av tiltaket, og identifisere hvilke effekter som er de viktigste driverne av nytten.

Gjennomføring av egne betalingsvillighetsstudier

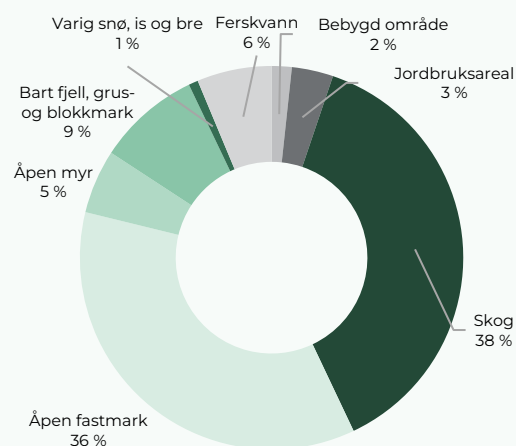
Enkelte studier gjennomfører egne verdsettingsstudier som undersøker betalingsvilligheten for restaurering av det aktuelle området som er relevant for restaureringstiltaket. Slike studier kan gi gode estimater for den samlede nytten av restaureringstiltaket, ettersom de tilpasses de spesifikke økosystemtjenestene og bruken av naturen i området.

I disse studiene er det oftest utfordrende å fastslå hvilke virkninger som faktisk er inkludert i verdsettingen, og få studier klarer å skille ut respondentenes betalingsvillighet for ulike økosystemtjenester. For disse studiene er det også en usikkerhet knyttet til om respondentene har klart å forstå helheten av effektene av restaureringstiltaket, og oppgitt en betalingsvillighet som reflekterer dette.

3.3 Økosystemtjenester vurdert i litteraturen

Med utgangspunkt i grupperingen av økosystemtjenester beskrevet i kapittel 2.1.6, har vi kartlagt

Figur 3-2: Arealressurser i Norge (2025)



Kilde: Tabell 09594 (SSB , 2025)

Figur 3-3: Økosystemtjenester vurdert i litteraturen

	Virkning	Våtmark (8)	Ferskvann (11)	Kyst (9)	Marint (3)	Skog (4)	Åpen fastmark (1)
Forsynende tjenester	Høsting og kultivering av biomasse		Prissatt (2)	Prissatt (1)	Prissatt (1) Ikke-prissatt (1)	Prissatt (1)	
	Forsyning av genetiske materiale				Ikke-prissatt (1)		
	Vannforsyning						
Regulerende tjenester	Klimaregulering	Prissatt (6)	Prissatt (2)	Prissatt (1)		Prissatt (1)	
	Rensingstjenester	Prissatt (2)	Prissatt (5), ikke-prissatt (1)	Prissatt (4)		Prissatt (1)	
	Naturskadebeskyttelse	Ikke-prissatt (1)	Prissatt (2)	Prissatt (4) Ikke-prissatt (2)	Ikke-prissatt (1)	Ikke-prissatt (1)	
	Støydemping						
	Pollinering og biologisk kontroll		Prissatt (1)				
Kulturelle og opplevelses-tjenester	Rekreasjon og friluftsliv	Prissatt (1)	Prissatt (7), ikke-prissatt (1)	Prissatt (2)	Ikke-prissatt (1)	Prissatt (2)	Prissatt (1)
	Kunnskap og læring		Ikke-prissatt (1)			Ikke-prissatt	
	Naturarv	Ikke-prissatt (2)	Prissatt (5), ikke-prissatt (1)	Prissatt (1) Ikke-prissatt (2)	Ikke-prissatt (1)	Prissatt (2)	Prissatt (1)

Illustrasjon: Oslo Economics

hvilke økosystemtjenester som er vurdert i litteraturen, for hvert økosystem.

3.3.1 Utvalg av økosystem

Norge har en variert sammensetning av økosystemer som gjenspeiler landets topografi og klimatiske variasjon. Skog og åpen fastmark er de terrestriske arealtypene med størst utstrekning. De dekker til sammen hoveddelen av landarealet (Figur 3-2). I tillegg finnes betydelige områder med jordbruksareal og åpen myr, samt fjellområder dominert av bart fjell, grus og blokkmark. Mindre andeler består av ferskvann, varig snø og isbreer, og bebygde områder.

Med utgangspunkt i fordelingen av arealressurser i Norge, har vi gruppert artiklene i seks grupper av økosystemer: våtmark, ferskvann, kyst, marint, skog og åpen fastmark. Det er ingen av artiklene som er inkludert i litteraturstudien som omfatter fjell-, bre- eller tundraøkosystemer. Figur 3-3 viser hvilke økosystemtjenester som omfattes i litteraturen for de ulike økosystemene. Tallene i parentes tilsier hvor mange studier som finnes for hvert økosystem, og hvor mange studier som omtaler de ulike økosystemtjenestene som enten prissatte eller ikke-prissatte.

Det er stor variasjon i hvor mange økosystemtjenester som blir omtalt innenfor hvert økosystem. Dette må sees i sammenheng med antall studier i hver kategori. I tillegg omfatter flere studier flere typer virkninger, noe som gjør at figuren ikke gir et presist bilde av hvilke økosystemer som har flest virkninger, eller hvor store disse virkningene er. Figuren sier heller ingenting om hvilke virkninger som er særlig viktige for hvert økosystem. Som beskrevet i 3.2.3 er det også en del studier der

motivasjonen for restaureringen har vært spesifikke nyttevirksomheter, som også kan være bakgrunnen for at kun enkelte økosystemtjenester er inkludert.

3.3.2 Våtmark

Av studiene vi har gått gjennom, omhandler åtte studier restaureringstiltak i våtmarksområder. Av disse er det tre studier fra Canada (Creed, et al., 2022; Gallant, et al., 2020; Pattison-Williams, et al., 2017), og én fra henholdsvis Spania (Bouzidi & Pérez-Blanco, 2025), Skottland (Glenk & Martin-Ortega, 2018), Storbritannia (Moxey & Moran, 2014) og USA (Jenkins, et al., 2010). I tillegg er det inkludert en metaanalyse som sammenligner ulike nytte-kostnadsanalyser fra flere land (Barbier, 2018).

Om tiltakene

Mange studier oppgir ikke konkret hva slags restaureringstiltak som er vurdert. For våtmark er flere tiltak knyttet til tilbakeføring av områder som er omgjort fra våtmark og drenert til jordbruksareal.

Kostnader ved restaurering

Kostnader som er inkludert i studiene er en form for investeringskostnad og i mange tilfeller alternativkostnad. En del studier inkluderer også en kostnad til oppfølging og opprettholdelse av tiltaket over en periode.

Alternativkostnad

Siden mange av tiltakene som vurderes som restaurering av våtmark, innebærer tilbakeføring av jordbruksareal, er også alternativkostnaden for jordbruksproduksjon inkludert i de fleste studiene. I studiene beregnes alternativkostnaden som tappt inntekt fra jordbruksproduksjon, enten basert på erfaringstall fra litteraturen eller verdi på et utvalg

av de vanligste sortene i landet der studien er gjennomført.

Flere studier finner at alternativkostnaden avhenger av området som restaureres. Moxey og Moran (2014) finner lavere alternativkostnad i høytliggende områder, sammenlignet med områder i lavlandet med mer intensivt og lønnsomt arealbruk, særlig relatert til jordbruk. Glenk og Martin-Ortega (2018) viser også variasjon i alternativkostnaden, og finner at områder som i dag er brukt til uttak av torv gir høyest alternativkostnad i analyse. Pattison-Williams et al. (2017) trekker også frem jordbruksareal som den viktigste alternative anvendelsen, men trekker i tillegg frem at alternativkostnaden for enkelte tiltak kan være boligutbygging eller industri i områder som er utsatt for videre urban utvikling.

Barbier (2018) viser i sin metastudie at våtmarksrestaurering kan ha svært ulik virkning på andre næringer, og at den kan være både positiv og negativ. En del tiltak som fokuserer på karbonopptak, forbedre vannkvalitet eller bevare arter, kan innebære restaurering av jordbruksareal, og dermed også ha en alternativkostnad i jordbruksproduktivitet. Samtidig kan andre prosjekter der restaurering bidrar til å dempe og kontrollere flomtopper, gi økt nytte for jordbruket, gjennom redusert skade på avlinger.

Nytte av restaurering

Flere studier av restaurering av våtmark, inkluderer kun klimaeffekter som verdsatt nyttevirksomhet. Flere av disse studiene omtaler også at restaurering kan ha andre positive virkninger, uten å vurdere disse ytterligere. Det finnes også studier som fokuserer på andre virkninger, primært knyttet til rensingstjenester fra våtmarkene.

En av studiene gjennomfører en egen betalingsvillighetsstudie for restaurering av våtmark, gjennom et case i Skottland (Glenk & Martin-Ortega, 2018). Undersøkelsen er gjennomført som valgekspériment, der virkningene karbonutslipp, vannkvalitet og dyreliv fremheves som gevinster av restaureringen. Gjennom verdsettingsstudien finner forskerne en betalingsvillighet for de samlede økosystemtjenestene fra våtmark. Bouzidi og Perez-Blanco (2025) og Moxey og Moran (2014) bruker også totaltall, hentet fra litteraturen, for å verdsette den samlede nytten av våtmarksrestaurering.

Klimaregulering

De fleste nytte-kostnadsanalysene av våtmarksrestaurering inkluderer klimaregulering som en av nyttevirkningene, og flere studier inkluderer dette som eneste prissatte og vurderte nyttevirksomhet.

Klimaregulering og karbonopptak i våtmark er prissatt ulikt i studiene som inkluderer dette. I en studie fra Canada brukes kanadiske karbonpriser i tallfestingen (Creed, et al., 2022). Gallant et al. (2020) har også gjennomført en studie i Canada, men bruker DICE-modellen (Dynamic Integrated Climate-Economy model) for å fastsette en karbonpris.

Jenkins et al. (2010) bruker biofysiske verdier på utslipp sammen med skyggepriser for å verdsette både klimagassutslipp og nitrogenutslipp. Ved restaurering av våtmark er nitrogen verdsatt høyest, og deretter andre klimagasser.

I analysene der flere økosystemtjenester er verdsatt samlet gjennom betalingsvillighetsstudier, inngår også klimaregulering som en av økosystemtjenestene som trekkes frem.

Rensingstjenester

Enkelte studier av våtmarksrestaurering inkluderer også nyttevirksomheter av ulike rensingstjenester. Pattison-Williams et al. (2017) fokuserer i sin studie på økosystemtjenester relatert til fosforfjerning gjennom vannrensing og håndtering av avfallsvann.

I verdioverføringen som er gjort i studien til Bouzidi og Perez-Blanco (2025), er også vannrensing inkludert som en økosystemtjeneste. I denne studien er ikke hver økosystemtjeneste verdsatt for seg, men det er gjort verdioverføring fra 21 tidligere studier av lignende økosystemtjenester, herunder blant annet vannkvalitet.

Naturskadebeskyttelse

I den samme verdioverføringen er også våtmarks effekt på reduksjon i ekstremhendelser og spesielt flomdemping inkludert som en av økosystemtjenestene (Bouzidi & Pérez-Blanco, 2025). Naturskadebeskyttelse er dermed ikke verdsatt for seg i noen av studiene, men inkludert i den samlede vurderingen i én studie.

Rekreasjon og friluftsliv

Blant økosystemtjenestene som verdsettes av Jenkins et al. (2010) er også effekter for rekreasjon, gjennom jakt av vannfugl. Virkningen på jakt er prissatt basert på verdioverføring fra tidligere studier, og gir en nytte på 16 dollar per hektar per år (i 2008). Verdien for rekreasjon har liten betydning sammenlignet med de andre prissatte nyttevirkningene (klimagassutslipp og nitrogenutslipp) og står bare for i overkant av en prosent av den samlede prissatte nytten.

Naturarv

I valgekspérimentet gjennomført av Glenk og Martin-Ortega (2018), er dyreliv inkludert som en av tre nyttevirksomheter. Studien verdsetter ikke verdien

av dyreliv alene, men finner en høyere betalingsvillighet for mer utilgjengelige og villmarkspregede områder. Bouzidi og Perez-Blanco (2025) inkluderer også biodiversitet som en av økosystemtjenestene som er inkludert i verdioverføringen.

Nytte-kostnadsbrøk

Både Creed et al. (2022) og Gallant et al. (2020) som kun vurderer klimaregulering som prissatt nytte-virkning, finner en nytte-kostnadsbrøk under eller rundt én (hhv. 0,07-0,26 og 0,06-1,34) og dermed at restaurering ikke er lønnsomt når kun klimagevinsten prissettes. I motsatt tilfelle finner Moxey og Moran (2014) at kun et snevert fokus på klimagevinst er nok til at restaurering blir lønnsomt i mange tilfeller. Selv om alle disse studerer restaurering av våtmark, er det stor variasjon i ulike typer våtmarks egenskaper med hensyn til karbonlagring. Den største forskjellen mellom disse er at Moxey og Moran (2014) ser på våtmarkssystemer med torv, som har større evne til å lagre karbon. De tre studiene viser at klimaregulering i seg selv i noen tilfeller kan være nok til at restaurering av våtmark er samfunnsøkonomisk lønnsomt, og dette gjelder primært for våtmark med torv. Variasjon i karbonpriser og lokalitetsspesifikke kvaliteter (som alternativkostnad og tiltakskostnad) kan også påvirke lønnsomheten i prosjektene.

Pattison-Williams et al. (2017), som fokuserer på fosforfjerning ved våtmarksrestaurering, finner samme forhold, der en virkning alene ikke er nok til å dekke kostnaden ved restaurering. Når kun fosforfjerning prissettes som nytte, finner de en nytte-kostnadsbrøk på 0,011-0,038. De kan dermed ikke konkludere med om tiltaket er samfunnsøkonomisk lønnsomt, uten en ytterligere vurdering av andre nyttevirksomheter av tiltaket.

Glenk og Martin-Ortega (2018) finner en nytte-kostnadsbrøk rundt 1 (fra 0,75 til 1,56 avhengig av omfang og tidsramme for restaureringen), når en egen verdsettingsstudie er gjennomført. Denne studien inkluderer virkninger på både karbonutslipp, vannkvalitet og dyreliv.

Jenkins et al. (2010) finner at samfunnets nytte vil overstige kostnaden etter bare et år, som indikerer høy samfunnsøkonomisk avkastning. Den største delen av nyttevirksomheten i denne studien er drevet av verdien av reduserte nitrogenutslipp.

3.3.3 Ferskvannssystemer

Elleve av de inkluderte studiene omhandler restaureringstiltak i ferskvannssystemer. Fire av disse gjelder restaurering av ferskvannssystem i USA (Hitzhusen, 2006; Holmes, et al., 2004; Kenney, et al., 2012; Saulters, 2014). I tillegg er det studier fra Danmark (Dubgaard, et al., 2005), Finland

(Sarvilinna, et al., 2017), Spania (Martínez-Paz, et al., 2014), Sverige (Sellergren, et al., 2023), Sveits (Logar, et al., 2019), samt to metaanalyser (Bergstrom & Loomis, 2017; Bergstrom & Loomis, 2021).

Om tiltakene

Restaureringsprosjektene i de inkluderte studiene er motivert av et ønske om å redusere de negative virkningene av menneskeskapte inngrep i ferskvannssystemer. Elver og bekker har over lang tid blitt kanalisert, lagt i rør og behandlet som avløp for avfall og overvann med tilhørende forurensing (Sarvilinna, et al., 2017). På sikt har inngrepene medført problemer knyttet til vannkvalitet, erosjon og flom. I tillegg har hydrologiske og fysiske inngrep i ferskvannsystemene ført til skade på biodiversitet i vannøkosystemene og svekket friluftsliv og rekreasjonsmuligheter i området. Restaurering har dermed som mål å tilbakeføre eller forbedre den økologiske tilstanden ved å gjenopprette fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper i de aktuelle vannressursene (Martínez-Paz, et al., 2014).

EUs vanndirektiv (2000/60/EF) (European Commission, 2022) og den amerikanske Clean Water Act (U.S.C §1251 et seq. (1982)) (United States Environmental Protection Agency (EPA), 2025) blir trukket frem som den underliggende motivasjon bak restaureringen i mange studier. Begge disse rammeverkene fastsetter mål for tilfredsstillende vannkvalitet. Videre er også behovet for å beskytte infrastruktur fra naturskader en viktig driver av restaureringer, særlig i urbane områder, som ofte bestemmer plasseringen og utformingen av tiltakene (Kenney, et al., 2012).

Restaureringstiltakene varierer mellom studiene. For naturrestaureringen av elveløp omfatter tiltakene blant annet gjenåpning av elvens naturlige slyngemønster (Dubgaard, et al., 2005), opprettelse av kunstige elveløp og andre konstruksjoner i elven (Logar, et al., 2019) og forbedring av elvekorridorer ved å restaurere sluser eller demninger (Hitzhusen, 2006). Én studie omhandler fjerningen av en demning (Saulters, 2014). Flere prosjekter handler om restaurering langs elvebredden, der tiltakene inkluderer planting av trær og gress for å stabilisere elvebredden, gjenoppbygging av erosjonsutsatte elvebredder ved å bruke trestammer eller grener forankret med stålkabler (Holmes, et al., 2004), filtrering av overvann gjennom våtmarker før det renner ut i bekker, og etablering av flomflater for å forhindre skadelig oversvømmelse av bekker (Sarvilinna, et al., 2017). Et annet tiltak som er vurdert, er håndtering av nitrogenavrenning fra overvann og beskyttelse av infrastrukturen ved etablering av riprap-

forbygninger² langs elvebredden (Kenney, et al., 2012).

Én studie omfatter restaureringstiltak i to innsjøer, der tiltaket består av aluminiumsbehandling for å redusere fosforbelastning fra sedimentene. Denne behandlingen bidrar til å redusere bakterieveksten i vannet (Sellergren, et al., 2023).

Kostnader ved restaurering

Studiene inkluderer kostnader knyttet til selve restaureringstiltaket, som vanligvis presenteres som investeringskostnader av restaureringen, samt vedlikeholdskostnader. Investeringskostnader inkluderer for eksempel kostnader knyttet til materialer, arbeidskraft og utstyr (Kenney, et al., 2012). Andre studier inkluderer også kostnads-estimerer til grunnerverv (Logar, et al., 2019). Tidsperioden som benyttes til utregningen av vedlikeholdskostnader strekker seg fra 35 til 50 år og inkluderer renoveringskostnader, og i enkelte studier, årlige driftskostnader (Sellergren, et al., 2023; Logar, et al., 2019; Martínez-Paz, et al., 2014)

De fleste studiene ser på planlagte restaureringsprosjekter. Kostnadsanslagene som inngår i analysene er derfor hentet fra lignende prosjekter som har blitt gjennomført (Kenney, et al., 2012; Holmes, et al., 2004; Sellergren, et al., 2023). For eksempel bygger kostnadsestimaterne i Sellergren et al. (2023) på en metaanalyse som vurderer kostnader, levetid og effektivitet for seks veldokumenterte tiltak for å redusere fosforbelastning i ferskvann. Andre studier tar utgangspunkt i slike kostnadsdata, og tilpasser dem til det aktuelle restaureringstiltaket ved hjelp av statistisk modellering (Saulters, 2014; Sellergren, et al., 2023).

Alternativkostnad

Tre av studiene inkluderer alternativkostnader knyttet til restaureringen. Dubgaard et al. (2005) inkluderer for eksempel tapte leieinntekter fra jord som myndighetene måtte kjøpe for å gjennomføre restaureringstiltaket, samt tapte inntekter fra redusert fiskerivirksomhet. Saulters (2014) vurderer redusert nytte knyttet til både bortfall av vannkraft og rekreasjonsmuligheter ved fjerning av en demning, mens Sellergren et al. (2023) inkluderer tapte inntekter fra fiske som følge av restaureringstiltaket³.

Nyttevirkninger av restaurering

Alle studiene inkluderer flere nyttevirkninger, der enkelte er forsøkt prissatt og andre kun omtalt i noen grad. De fleste studiene peker også på at nytteanslagene av restaureringstiltaket er konservative fordi mange virkninger er vanskelige å verdsette økonomisk. Studiene utelukker derfor ikke mulige tilleggsvirkninger av restaureringstiltakene.

De viktigste nyttevirkningene som driver gevinsten for flere av restaureringsprosjektene for dette økosystemet er vannkvalitetsforbedringer og naturskadebeskyttelse (Kenney, et al., 2012). Dette gjelder særlig restaureringsprosjekter i urbane områder, der vannforurensning og potensiell skade på infrastruktur dominerer i mye større grad enn i rurale områder (Kenney, et al., 2012).

Vannrensingstjenester og biologisk kontroll

Flere studier fremhever målet om å sikre rent drikkevann og redusere bakterievekst i vann som en sentral motivasjon for restaurering av ferskvannsøkosystemer (Sellergren, et al., 2023; Kenney, et al., 2012; Bergstrom & Loomis, 2021; Sarvilinna, et al., 2017)

To studier peker på gevinster av restaurering i form av reduserte patogener og andre sykdomsfremkallende organismer i vannet (Martínez-Paz, et al., 2014; Sellergren, et al., 2023). Martínez-Paz (2014) fremhever redusert antall sykdomsfremkallende organismer i elven som renner gjennom byen Murcia i Spania, gjennom å blant annet innføre restaureringstiltak for å øke vannføringen i elvestrekningen, og dermed redusere stillestående vann og øke oksygeninnvået⁴. Sellergren et al. (2023) vurderer hvordan aluminiumsbehandling av vannet, som et restaureringstiltak, reduserer fosforbelastningen fra sedimentene i vannet, noe som igjen reduserer bakterieveksten og forbedrer vannkvaliteten.

Vannforsyning

Innsjøene som skal renses i studien av Sellergren et al. (2023), ligger oppstrøms innsjøen Mälaren, som er Sveriges tredje største ferskvannssjø, og drikkevannskilde for omtrent to millioner mennesker. Fravær av bakterier i disse vannene som følge av fosforbehandlingen er derfor en stor gevinst for Mälaren som drikkevannskilde.

² Riprap er en metode som vanligvis brukes langs elvebredder eller strandkanter for å beskytte jorda mot erosjon forårsaket av avrenning eller bølger.

³ Før innsjøen blir behandlet for fosfor, blir det gjennomført reduksjonsfiske for å stimulere etableringen av undervannsvegetasjon og forbedre mulighetene for å oppnå den ønskede effekten av aluminiumsbehandlingen.

⁴ Økningen i vannføringen i denne delen av elven gjøres ved å resirkulere vann som allerede er renset nedstrøms fra byen. For å få til dette gjennomføres følgende tiltak: bygging av vanninntakshus, et pumpesystem, en underjordisk rørledning og gjenetablering av kanaler oppstrøms for strekningen.

Naturskadebeskyttelse og erosjonskontroll

Urbane restaureringsprosjekter omfatter ofte tiltak for å stabilisere elvebredder og beskytte infrastruktur og eiendom mot flom (Kenney, et al., 2012). Kenney et al. vurderer naturgevinstene ved restaurering av elvebredder i byen Baltimore for å beskytte infrastrukturen i byen. Dette omfatter typisk etablering av kantvegetasjon, og sammenlignes i studien med erosjonskontroll der store steiner brukes for å stabilisere jord og forhindre erosjon (rip-rap forbygninger). Sistnevnte løsning innebærer ofte tekniske inngrep snarere enn økologisk restaurering. Videre vurderer Holmes et al. (2004) nyttegevinster av et restaureringstiltak som blant annet innebærer gjenoppbygging av erosjonsutsatte elvebredder for å beskytte infrastrukturen langs bredden.

Dubgaard et al. (2005) vurderer også positive nytte-virkninger i form av redusert flomrisiko av å la overskuddsvann flomme over restaurerte flomsletter langs elven Skjern Å i Danmark. I studien anslås nytten for om lag 30 nærliggende eiendommer, gjennom redusert flomskade.

Naturarv

Over halvparten av studiene inkluderer nyttevirksomheter for biologisk mangfold som følge av restaureringstiltakene. Dubgaard et al. (2005) trekker frem bedre forhold for biodiversitet i området som én av gevinstene av å restaurere elven Skjern Å i Danmark. Gevinsten omfatter bedre hekkebetingelser for flere fuglearter, forventet økning av truede amfibier og reptiler, samt tiltrekking av oterbestanden i sentrale Jylland. Holmes et al. (2004) og Martínez-Paz (2014) inkluderer fordeler som rekolonisering av fisk og vekst av stede egne plante- og dyrearter langs elvebreddene som følge av restaureringstiltakene de ser på.

I studien av Sarvilinna et al. (2017), gjennomføres det en betalingsvillighetsstudie for å beregne en monetær verdi for nytten av å restaurere små bekker og andre mindre vann i Helsinki. I studien ble 700 innbyggere i Helsinki spurt om hvor mye de var villige til å betale for denne restaureringen, og hva som er grunnen til deres betalingsvillighet. Blant de som var villige til å betale for restaureringen, oppgir 72 prosent at de blir motivert av å bevare bekker og vann som en del av den urbane naturen for fremtidige generasjoner, og 33 prosent svarer at de ønsker å sikre et godt leveområde for organismene i elven og langs bredden.

Logar et al. (2019) fremhever også økt biologisk mangfold blant både akvatiske og terrestriske arter, som positive nyttevirksomheter av restaureringstiltak i

et elveløp. Studien viser også at det tar lang tid før restaurering gir målbare forbedringer i biodiversitet for akvatiske arter og samfunn, og enda lenger tid for terrestriske.

Friluftsliv og rekreasjon

Omtrent alle studiene fremhever gevinster for friluftsliv og rekreasjon. Disse omfatter ulike aktiviteter som jakt og fiske, bading, turgåing og båtliv. Logar et al. (2019) påpeker at gevinster av restaurering som økt tilgang til friluftsliv og rekreasjon, gjerne kommer til syne kort tid etter et gjennomført restaureringstiltak.

Dubgaard et al. (2005) og Sellergren et al. (2023), som gjennomfører kost-nytte-analyser av ferskvannskosystemer i rurale områder, fremhever gevinster for rekreasjonsfiske som følge av restaureringstiltakene. Førstnevnte studie fremhever også at gevinster for fiske ikke er begrenset til selve restaureringsområdet, men at gevinstene strekker seg til andre deler av elveløpet. Dubgaard et al. (2005) finner i tillegg gevinster for jaktvirksomhet i området.

I urbane områder begrunnes restaurering av vassdrag ofte med gevinster knyttet til friluftsliv og rekreasjon og estetiske forbedringer av elveområdet (Bernhardt, et al., 2005; Corsair, et al., 2009; Kenney, et al., 2012). Kenney et al. (2012) viser at restaureringstiltak i den forurensede elven som renner gjennom byen Baltimore, ikke er kostnads-effektivt dersom man kun vurderer forbedringer i vannkvalitet og infrastruktur-beskyttelse. Først når virkninger som økt rekreasjonsverdi og friluftsmuligheter og visuelle forbedringer inkluderes, vurderes restaureringen å være samfunns-økonomisk lønnsom. Restaureringen i studien omfatter blant annet håndtering av nitrogen-avrenning gjennom etableringen av forsinkelsesdammer.

Flere studier inkluderer visuelle virkninger som del av rekreasjon og friluftsliv, der forbedringer i landskapsbildet som følge av restaureringstiltak bidrar til større gevinster knyttet til friluftsliv og rekreasjon (Kenney, et al., 2012; Sarvilinna, et al., 2017; Sellergren, et al., 2023).

Martínez-Paz (2014) og Sarvilinna (2017) understreker i sine studier at restaurering av elveløp i urbane områder er direkte knyttet til forbedringer i landskapsestetikken slik det er oppfattet av menneskene som bor i området. I førstnevnte studie trekkes det for eksempel frem hvordan restaurering bidrar til å redusere slam fra elvebunnen som kommer opp til overflaten, og dermed bidrar positivt til å påvirke opplevelsen av landskapsbildet.

Mat og fiber

To studier finner gevinster for kommersielt fiske av restaureringstiltak i ferskvannsøkosystemer (Saulters, 2014; Bergstrom & Loomis, 2017). Saulters (2014) fremhever særlig gevinster for fiskeriene knyttet til bedring av vannkvalitet, eliminering av giftig algeoppblomstring og gjenoppretting av mer naturlige temperaturregimer i elven. Dette er ventet å virke positivt for tilbakevending av enkelte fiskearter til deres historiske leveområder, styrking av enkelte truede fiskearter, og redusert forekomst av sykdomsutbrudd blant fisken. Gevinstene for fiskeriene er den største nyttedriveren i studien til Saulters.

Nytte-kostnadsbrøk

Fem studier presenterer nytte-kostnadsbrøk for naturrestaurering av ferskvannsøkosystemer (Hitzhusen, 2006; Holmes, et al., 2004; Logar, et al., 2019; Sarvillinna, et al., 2017; Saulters, 2014).

Logar et al. (2019) presenterer to nytte-kostnadsbrøk for hver av de to elvene som restaureres i analysen, elvene Thur og Töss i Sveits. Disse er henholdsvis 173 og 318⁵. Studien presenterer også flere sensitivitetsanalyser, blant annet ved endring i antakelsen om at det primært er befolkningen i rurale områder som får nytte av restaureringen, ved å inkludere befolkningen i urbane områder også, reduksjon av tidsperioden i kost-nytte-analysen fra 35 år til 20 år, endring i diskonteringsrente og endring i tidspunkt når gevinstene oppstår. Nytte-kostnadsbrøken ved alle sensitivitetsanalysene er betydelig høyere enn 1, og Logar et al. (2019) konkluderer med at resultatene i analysen er robuste overfor de underliggende antakelsene og usikkerhetene i parameterestimaten. Ved å endre den berørte befolkningen til voksne i kommuner innenfor en radius på 35 km, øker nytten med 55-70 prosent, sammenlignet med å kun vurdere befolkningen i rurale områder som berørt. Redusert levetid på restaureringstiltaket eller økt diskonteringsrate, reduserer nytte-kostnadsbrøken betydelig, men denne brøken er fortsatt høyt. I et verstefallscenario holder fortsatt nytte-kostnadsbrøken seg på hhv. 11 og 18 for de to elvene, som fortsatt er langt over 1.

I Sarvillinna et al. (2017) benyttes det ulike statistiske metoder for å komme frem til nytten av restaureringen, og det presenteres dermed flere nytte-kostnadsbrøker. Disse varierer mellom 15 og 37. Videre presenterer Saulters et al. (2014) et lavt og

et høyt intervall på nytte-kostnadsbrøken, som spenner fra 8,7 til 47,5. Det er usikkerhet rundt gevinsten i ikke-bruksverdier som følge av restaureringen som bidrar til det store spennet⁶. Nytte-kostnadsbrøken for å restaurere sluser og demninger i studien til Hitzhusen estimeres til 1,51⁷.

Holmes et al. (2004) presenterer ulike nytte-kostnadsbrøker avhengig av grad av restaurering, som de skisserer gjennom ulike restaurerings-scenarioer. De finner at scenarioet med full restaurering har høyere nytte-kostnadsbrøk sammenlignet med delvis restaurering. Videre viser de at omfanget av økosystemtjenester doubles når man gjennomfører restaureringstiltakene. Likevel ser de at betalingsvilligheten for antall mil restaurert vassdrag og omfang av gevinster knyttet til økosystemtjenester mer enn doubles.

Disse utvalgte studiene viser dermed et bredt spenn i nytte-kostnadsbrøken. Et fellestrekk for alle studiene er at alle nytte-kostnadsbrøkene for tiltak i ferskvannsøkosystemer er positive og større enn 1, noe som indikerer at restaureringstiltakene er samfunnsøkonomisk lønnsomme.

3.3.4 Kystøkosystemer

Ni av de inkluderte studiene omfatter restaureringstiltak av kystøkosystemer. Fem av disse er restaurering av kystøkosystemer i USA (Barbier & Enchelmeier, 2014; Caffey, et al., 2014; Calder, et al., 2019; Lambert, et al., 2025; Weinstein, et al., 2021), to i Spania (Martínez-Paz, et al., 2013; Perni & Martínez-Paz, 2023) og to metastudier (Stewart-Sinclair, et al., 2021; Spurgeon, 1999). De fleste studiene av kystøkosystemer handler om kystnær våtmark, på grensen mellom fastmark/våtmark og kyst.

Om tiltakene

Restaureringstiltakene som er beskrevet i studiene, omfatter blant annet redusert sedimenttilførsel via mudring eller via ferskvannstilførsel fra elver (Caffey, et al., 2014), gjenoppretting av tidevannsforbindelser i kystøkosystemene, fjerning av nitrogen og fosfor fra grunnvann (Calder, et al., 2019) og bygging av sedimentkontrollstrukturer som inkluderer moloer av stein og naturbaserte østersrev (Lambert, et al., 2025). I én studie vurderes gjenoppretting av tidevannsstrømmer gjennom installeringen av mobile flomporter i eksisterende diker (Weinstein, et al., 2021).

⁵ Nytte-kostnadsbrøken er basert på gjennomsnittlig betalingsvillighet for innbyggerne i rurale områder (betinget verdsetting), aggregert over den rurale befolkningen, varigheten på restaureringstiltakene er 35 år, diskonteringsrente på 2%, og gevinstene kommer fullt til uttrykk fra og med det andre året etter restaureringen.

⁶ Nytten estimeres til \$ 15,86 – 84,43 mill (2012-dollar) [lavt estimat, høyt estimat]. Kostnadene estimeres til \$ 1,77 – 1,84 mill (2012-dollar) [lavt estimat, høyt estimat].

⁷ Bruker 10% diskonteringsrente

Det er imidlertid flere studier som ikke beskriver hva restaureringstiltakene for kystøkosystemene går ut på (Barbier & Enchelmeyer, 2014; Martínez-Paz, et al., 2013; Martínez-Paz, et al., 2014). Det er også to metastudier som tar for seg en rekke studier, der restaureringstiltakene ikke er nærmere beskrevet (Stewart-Sinclair, et al., 2021; Spurgeon, 1999).

I flere studier er motivasjonen for restaureringen av kystøkosystemer å gjenopprette ødelagte områder slik at de igjen kan fungere som naturlige beskyttelsesbarrierer mot stormflo og beskytte kystinfrastruktur, for eksempel som motivert av tidligere ekstremværehendelser (Barbier & Enchelmeyer, 2014). Selv om studier motiveres av én nyttevirksomhet, så utelukkes ikke andre virkninger i vurderingen av påvirkning på økosystemtjenester.

Kostnader ved restaurering

Kostnader som er inkludert i studiene er en form for investeringskostnad. En del studier inkluderer også en kostnad til oppfølging og opprettholdelse av tiltaket over en periode. Dette omfatter for eksempel kostnader til sedimenthåndtering eller vedlikehold av mobile tidevannsporter i etterkant av restaureringstiltaket (Caffey, et al., 2014; Lambert, et al., 2025; Weinstein, et al., 2021).

Nyttevirksomheter av restaurering

Flere studier av restaurering av kystøkosystemer, primært av kystvåtmark, inkluderer naturskadebeskyttelse og vannkvalitetsforbedringer som prissatte nyttevirksomheter. Flere av disse studiene omtaler også at restaurering kan ha andre positive virkninger, uten å verdsette disse ytterligere. Metastudiene vurderer nyttevirksomhetene av restaureringen kun kvalitativt, og forsøker ikke å kvantifisere omfanget av virkningen.

Naturskadebeskyttelse

Seks av ni studier inkluderer økt naturskadebeskyttelse som en nyttegevinst ved restaurering av kystvåtmark, primært i form av naturskadebeskyttelse fra stormflo^a. For flere studier er dette også motivasjonen bak restaureringstiltakene og medfører at studiene i hovedsak omtaler nyttegevinster knyttet til denne virkningen (Barbier & Enchelmeyer, 2014; Weinstein, et al., 2021).

Barbier og Enchelmeyer (2014) skisserer reduksjon i forventede stormskader forårsaket av orkaner og tropiske stormer, som følge av naturskadebeskyttelsen fra restaurerte arealer med kystvåtmark. Weinstein et al. (2021) viser at nytten knyttet til restaurering av forringede kystvåtmarker

er betydelig, og at slik restaurering kan være et viktig tiltak for å beskytte mot store stormer.

Caffey et al. (2014) og Calder et al. (2019) som begge vurderer restaurert kystvåtmark, finner at henholdsvis demping av stormflo og flombeskyttelse utgjør den dominerende delen av den totale nytten av restaureringstiltaket. Videre viser Calder et al. (2019) at restaureringen av kystnær våtmark blir mer lønnsom ved høyere sannsynlighet for fremtidige naturskader, enten i form av hyppigere ekstremvær eller mer omfattende naturskader.

Vannrensingstjenester

Enkelte studier av restaurering av kystvåtmark inkluderer også nyttevirksomheter av vannrensingstjenester.

Caffey et al. (2014) og Calder et al. (2019) finner at vannkvalitetsgevinstene av restaureringstiltakene i deres studier er relativt små sammenlignet med gevinstene for flombeskyttelse. Calder et al. (2019) bruker verdifunksjonsoverføring fra eksisterende verdsettingsstudier av liknende tiltak, og skalerer disse etter forventet nytteomfang av restaureringstiltaket. De finner at på kort sikt, der den årlige flomrisikoen er relativt lav, utgjør nyttegevinster av vannkvalitet en større andel av den samlede nytten og bidrar til å gjøre restaureringstiltaket samfunnsøkonomisk lønnsomt.

Området som restaureres i Martínez-Paz et al. (2013) er preget av kraftige vannstrømmer og betydelig sedimentavrenning til en kystlagune i Spania i regnperiodene. Restaureringen av nedbørsfeltet bidrar til å redusere disse virkningene og har en positiv innvirkning på vannkvaliteten nedstrøms lagunen.

Metastudien av Stewart-Sinclair et al. (2021) identifiserer 70 restaureringsprosjekter gjennomført de siste 40 årene, og bruker verdi-overføring for å identifisere nytte- og kostnads-virkninger av tidevannssump (saltmarsh). Den største nyttevirksomheten som er identifisert i studien er økt vannrensing.

Naturarv

I en betinget verdsettingsstudie, gjennomført av Perni og Martínez-Paz (2023), er betydningen av å opprettholde habitatkontinuiteten mellom bukten og det tilgrensende vernede kystområdet vurdert, et tiltak som er avgjørende for å sikre bevaringen av områdets arter.

Caffey et al. (2014) vurderer habitatsbeskyttelse som én av tre nyttevirksomheter, og finner at befolkningen

^a Årsaken til stormflo er gjerne en kombinasjon av flo, storm og lavtrykk, og kan ofte gi kystoversvømmelser.

har høyere betalingsvillighet for beskyttelse mot naturskader fra stormflo enn for beskyttelse av dyrehabitater. Dette innebærer at nytten av habitatsbeskyttelse kan påvirke størrelsen på den totale nytten, men ikke retningen på resultatene. Calder et al. (2019) inkluderer også biodiversitet som en av økosystemtjenestene i sin modellering av fremtidig nytte fra restaureringstiltak av kystvåtmark.

Rekreasjonsverdi

Blant økosystemtjenestene som verdsettes i Calder et al. (2019), er også effekter på rekreasjon, særlig fugletitting prissatt, basert på verdioverføring fra tidligere studier. Den forventede nytten av denne økosystemtjenesten er mindre enn øvrige virkninger som prissettes, og står til sammen for 4-6 prosent av den totale nytten over en periode på 50 år⁹. Til sammenligning finner de at rekreasjonsverdien i det første året etter restaureringen utgjør så mye som 26 prosent av den årlige nytten av restaureringen. Perni og Martínez (2023) finner også positive nyttevirksomheter av restaureringstiltaket, ettersom det bidrar til bedre muligheter for å gå turer, naturopplevelser og rekreasjonsfiske.

Klimaregulering

Kun én studie ser på klimaregulering som en nyttevirksomhet av restaureringstiltaket. Calder et al. (2019) bruker karbonfangststrater for ulike våtmarkstyper fra nærliggende områder for å kvantifisere det årlige potensialet for karbonlagring. De finner at nyttevirksomhetene på karbonfangst er små ettersom det er et relativt begrenset areal med våtmark som restaureres sammenlignet med dagens arealer. For ulike tidshorisonter de skisserer, utgjør den marginale økning i karbonlagring mindre enn ett prosent av den totale nytten fra økosystemtjenestene.

Høsting og kultivering av biomasse

Kun én studie omtaler nyttevirksomheter knyttet til fiskeri. Studien av Perni og Martínez-Paz (2023) omtaler kvalitativt nyttevirksomheter knyttet til bedre muligheter for næringsfiske.

Nytte-kostnadsbrøk

Det er kun to studier som presenterer nytte-kostnadsbrøk for restaurering av kystvåtmark (Caffey, et al., 2014; Lambert, et al., 2025). Videre er det enkelte studier som omtaler om tiltakene er samfunnsøkonomisk lønnsomme, uten å presentere nytte-kostnadsbrøk.

Caffey et al. (2014) presenterer 16 ulike nytte-kostnadsbrøker, differensiert etter type restaureringstiltak, geografisk område, omfang på

enten 1000 eller 5000 hektar restaurert kystvåtmark, og tidshorisonter på 20 eller 50 år. Åtte av disse forholdene gjelder restaureringstiltak som omfatter mekanisk sedimenttilførsel via mudring, og de øvrige åtte naturlig sedimenttilførsel via ferskvannstilførsel fra elver. Resultatene viser et spenn fra henholdsvis 1,3 – 7,61 for tiltak med mekanisk sedimenttilførsel og 0,2 – 3,95 for tiltak med naturlig sedimenttilførsel. Studien finner at tiltak med mekanisk sedimenttilførsel har nytte-kostnadsbrøker som er mellom 4 og 27 ganger høyere enn for tiltakene som omfatter naturlig sedimenttilførsel, under tilsvarende forutsetninger. Videre viser resultatene at alle scenarioene med mekanisk sedimenttilførsel har nytte-kostnadsbrøker større enn én, mens den kun overstiger én i fire av åtte restaureringstiltak med naturlig sedimenttilførsel.

Lambert et al. (2025) finner en nytte-kostnadsbrøk på 4,62, og dermed at restaureringstiltaket er samfunnsøkonomisk lønnsomt.

3.3.5 Marine økosystemer

Tre av de inkluderte studiene omfatter restaureringstiltak i marine økosystemer, i henholdsvis Canada (Ainsworth & Pitcher, 2009), Italia (Chen, et al., 2022) og USA (Spurgeon, 2001). Marine økosystemer er en bred kategori av økosystemer, og de tre studiene som er inkludert omfatter ulike deler av det marine. Studiene er derfor ikke direkte sammenlignbare, men trekker på ulike relevante forhold til analyser av marin restaurering.

Om tiltakene

Ainsworth et al. (2009) vurderer hvordan man kan gjenopprette marine økosystemer etter overfiske ved å bruke en bioøkonomisk optimaliseringsmodell, uten å omtale restaureringstiltaket noe nærmere. Studien skisserer to ulike scenarier for restaurering, en med et sterkt økonomisk fokus der restaureringstiltaket omfatter de mest kommersielle artsgruppene, og en med vekt på å restaurere et større antall arter uten like sterkt fokus på høstingsgevinster av artene.

Chen et al. (2022) ser på dypvannsrestaurering gjennom et aktivt tiltak som omfatter restaurering med kunstige korallrev, samt passiv restaurering som omfatter stans i tråling og annen menneskelig påvirkning.

Spurgeon (2001) har fokus på restaurering av koraller. Restaureringen omfatter avfallsfjerning, stabilisering av korallrevsubstrater og tilførsel av

⁹ Over perioden på 50 år dominerer nyttevirksomheter av flombeskyttelse.

nytt substrat¹⁰, og transplantasjon av koraller og svamper.

Kostnader ved restaurering

Alle studiene inkluderer en kapitalkostnad eller investeringskostnad av tiltakene. Spurgeon (2001) inkluderer også operasjonelle kostnader, herunder kontroll, effektmåling og vedlikehold.

Alternativkostnader

Alternativkostnader er også inkludert i flere studier, blant annet tapt inntekt ved tråling i Chen et al. (2022). Spurgeon (2001) omtaler alternativkostnad, men påpeker at dette er mindre relevant for restaurering av koraller, ettersom det er svært få alternativer.

Nytte av restaurering

Ainsworth et al. (2009) vurderer nytten for fiskeri-næringen, der restaureringen vurderes som et tiltak for å øke produktiviteten i næringen. Ved restaurering kan bestander, og dermed inntjeningen i næringen, øke.

Chen et al. (2022) bruker en betinget verdsettingsundersøkelse for å verdsette nyttevirkningene av dypvannsrestaureringen. De finner betalingsvillighet for nyttevirkningene av tiltaket samlet sett, som omfatter økt biodiversitet og redusert marin forurensning. Øvrige ikke-prissatte nyttevirkinger som kulturelle, moralske og økologiske verdier omtales i studien, men inngår ikke i nytte-kostnadsanalysen.

Spurgeon (2001) identifiserer noen sentrale verdier av korallrev som er estimert i studier av nyttevirkinger i andre sammenhenger enn restaurering. På tidspunktet studien ble publisert, var det ikke gjennomført noen studier som vurderte den totale samfunnsøkonomiske verdien av nyttevirkinger knyttet til restaurering av korallrev.

Høsting og kultivering av biomasse

Ainsworth et al. (2009) finner positive nyttevirkinger for fiskerinæringen av å gjenopprette marine økosystemer. Denne nytten er spesielt viktig når tiltaket rettes mot de mest kommersielt verdifulle artsgruppene.

Spurgeon (2001) viser til eksisterende studier som undersøker gevinster for fiskeri ved gjenoppretting av koraller. Studien viser til at restaurering av korallrev kan gi økonomiske nyttevirkinger på fiskeriproduksjon, ved direkte eller indirekte påvirke fisk, skalldyr og en rekke andre organismer. Faktorer som har innvirkning på omfanget av

nyttevirkningene inkluderer, men er ikke begrenset til, prosentandel levende koralldekke, balanse mellom fiskearter, næringsinntak, algevekst, overflateareal av substrat og tomrom og dets kompleksitet. Spurgeon argumenterer for at det vil ta tid før korallrestaurering øker fiskeverdien i et område med korallrev, men at nytten er av en betydelig størrelse.

Forsyning av genetisk materiale

Kun én studie viser til nyttevirkinger ved forsyning av genetisk materiale. Spurgeon (2001) inkluderer kjemiske og genetiske produkter som en viktig nyttevirking av restaurering av korallrev, og der det ikke finnes terrestriske alternativer. Ettersom farmasøytisk bruk av koraller og rev-relaterte organismer fortsatt er i tidlig fase, fokuserer studien lite på denne virkningen. Spurgeon viser derimot til en potensiell stor opsjonsverdi knyttet til denne virkningen.

Naturskadebeskyttelse

Korallrev kan være viktige i form av kystbeskyttelse og redusere skader som kan oppstå ved erosjon og oversvømmelser. Slik skade kan innebære tap av land, bygninger og infrastruktur, og restaurering kan dermed redusere denne skaden (Spurgeon, 2001). Spurgeon fremhever at nytte av kystbeskyttelse er små ved restaurering i grunt vann, men vil gradvis bli større over tid. Disse virkningene er imidlertid større dersom tiltakene er større, for eksempel ved å etablere kunstige revstrukturer hevet over havbunnen. Nyttevirkningene av et stort restaureringstiltak vil realiseres mye raskere.

Rekreasjon og friluftsliv

Rekreasjonsverdien av et korallrev kan være høy, primært knyttet til dykking (Spurgeon, 2001). Spurgeon fremhever at restaurering kan bidra til å opprettholde integriteten til korallrevene som benyttes til rekreasjon. Utformingen av tiltaket er imidlertid avgjørende, der et lite attraktivt eller dårlig utformet tiltak kan redusere verdien av området, mens et godt utformet tiltak kan øke attraktiviteten og dermed øke verdien av området til rekreasjonsformål. Forfatteren peker også på at størrelsen på virkningen avhenger av bruken av området til rekreasjon og friluftsliv i dag, og hvor mange som vil få nyttevirkningene.

Naturarv

Ainsworth (2009) finner positive nytte for biologisk mangfold. I studien er denne virkningen større når tiltaket i mindre grad vektlegger høstingsgevinster,

¹⁰ Revsubstrat i koraller refererer til den kalkholdige strukturen som koraller bygger opp over lang tid, og som utgjør et rev i havet.

ettersom dette påvirket et større antall grupper og resulterte i høyere biologisk mangfold.

Nytte-kostnadsbrøk

Ingen av studiene presenterer en nytte-kostnadsbrøk. Chen et al. (2022) finner imidlertid at et enkelt restaureringstiltak på dypt hav generelt har lav suksessrate og derfor ofte ikke er samfunns-økonomisk lønnsomme. Dyphavsøkosystem krever gjentatte restaureringstiltak for å øke den totale sannsynligheten for suksess av restaureringen. Gjenoppretting av dyphavsøkosystemer krever et langt tidsperspektiv, og passiv gjenoppretting kan ta så mye som fire tiår.

3.3.6 Skogøkosystemer

Fire av de inkluderte kost-nytteanalysene tar for seg økosystemer i skog. Disse studiene representerer ulike geografiske og økologiske kontekster: to er gjennomført i USA (Chadourne, et al., 2012; Weber, et al., 2010), én i Skottland (Kenyon & Nevin, 2001), og én omhandler et globalt restaureringsinitiativ (Verdone & Seidl, 2017).

Om tiltakene

Restaureringstiltakene som beskrives i de inkluderte studiene varierer betydelig både i omfang og tilnærming. Tiltakene spenner fra omfattende landskapsrestaurering til mer lokalt avgrensede prosjekter, og omfatter blant annet etablering av ny skog, fjerning av fremmede treslag og forbedring av jordsmonn.

Det mest omfattende initiativet gjelder restaurering av opptil 350 millioner hektar degradert skog i tråd med Bonn Challenge-målet (Verdone & Seidl, 2017). Restaureringen er delt inn i to hovedtyper: naturlig skog og forvaltet skog. Naturlig skog restaureres primært for å levere økosystemtjenester, mens forvaltet skog restaureres for å produsere markedsbaserte varer som trevirke og ikke-trebaserte produkter. Forfatterne erkjenner at restaurering for produksjon kan være i motstrid med naturvern, men de argumenterer for at økonomisk lønnsomhet kan være nødvendig for å motivere private aktører til å investere i restaurering. I noen tilfeller vil et slikt tiltak ikke kunne betegnes som naturrestaurering, men heller som et landbrukstiltak. Restaureringstiltakene inkluderer planting av trær, forbedring av jordkvalitet, erosjonskontroll og tiltak for karbonlagring.

I Ettrick Valley i Skottland er hovedfokuset å styrke biologisk mangfold og økosystemtjenester i et område med flere truede arter (Kenyon & Nevin, 2001). Tiltakene omfatter etablering av ny skog, restaurering av flomskogmark og konvertering av områder dominert av hurtigvoksende bartrær til naturlig løvskog. Prosjektet legger også til rette for

forskning, undervisning og formidling gjennom etablering av infrastruktur for besøkende.

Et annet eksempel er restaureringstiltak i Knox County, Tennessee, som er rettet mot å beskytte åssider og høydedrag mot videre utbygging (Chadourne, et al., 2012). Her inngår mekanisk forberedelse av jordsmonn, planting av trær, gjødsling, kjemisk behandling og etablering av systemer for å håndtere stormvann. Femten hypotetiske målområder vurderes gjennom en nytte-kostnadsanalyse for å identifisere hvilke lokaliteter som gir størst samfunnsøkonomisk gevinst.

Weber et al. (2010) analyserer restaurering i av flommark med skog langs Rio Grande i New Mexico, USA. Skogtiltakene omfatter tynning, fjerning av fremmede arter og planting av stedsegnete trær for å redusere brannrisiko og forbedre habitatkvalitet. I tillegg inngår oppgradering av rekreasjonsfasiliteter som stier, toiletter og parkeringsplasser for å øke tilgjengeligheten og bruksverdien av området.

Kostnader ved restaurering

I Chadourne et al. (2012) deles kostnadene ved skogrestaurering inn i eksplisitte og implisitte komponenter. De eksplisitte kostnadene omfatter tre hovedkategorier: kjøp av grunn, material-kostnader og arbeidskostnader. Grunnkjøps-kostnadene varierer mellom lokaliteter og er beregnet på grunnlag av historiske eiendoms-transaksjoner. Material- og arbeidskostnader er antatt å være konstante på tvers av lokaliteter og bygger på standardiserte per-acre estimater fra Dubois et al. (2001). Disse inkluderer mekanisk klargjøring, planting, gjødsling og innkjøp av frøplanter, som alle er nødvendige for å etablere ny skog på tidligere uproduktivt land.

I tillegg til de direkte kostnadene inngår alternativ-kostnader knyttet til endring av arealbruk fra eksisterende landdekke, typisk ufruktbar grasmark, til skog. Studien skiller ikke mellom grasmark som er naturlig ufruktbar og grasmark som har blitt ufruktbar som følge av degradering, for eksempel gjennom fjerning av skog. Disse kostnadene representerer verdien av det arealet som går tapt ved etablering av skog og beregnes ved hjelp av hedoniske boligprisregresjoner. Metoden analyserer hvordan ulike typer landdekke påvirker boligpriser i nærområdet og estimerer den marginale verdien av grasmark sammenlignet med skog. Differansen mellom disse verdiene uttrykker den implisitte kostnaden ved å erstatte eksisterende arealtype med skog. Dersom grasmark har en positiv verdi for nærliggende boliger, innebærer gjenplantingen et økonomisk tap som må inkluderes i nytte-

kostnadsanalysen. Disse kostnadene varierer med avstanden til boliger og er særlig relevante innenfor en radius på om lag to til åtte kilometer fra restaureringsområdet, der effekten på eiendomsverdier er størst.

I Weber et al. (2010) er kostnadsestimatene for restaurering i hovedsak basert på data fra U.S. Army Corps of Engineers. For tiltak knyttet til skogforvaltning varierer kostnadene med vegetasjonstype og alder, og beregnes per hektar for rydding, tynning og revegetering. I tillegg inngår utgifter til brannslukking, anslått til 25 000 dollar per hektar. Brannslukking behandles som en uunngåelig kostnad i modellen, uavhengig av om restaurering gjennomføres. For å redusere risikoen for overinvestering i tiltak med lav avkastning er det innført en øvre grense på 500 000 dollar per år for investeringer i én enkelt tiltakskategori.

En mindre detaljert fremstilling av kostnader finnes i studien av Kenyon og Nevin (2001), hvor det kun oppgis et samlet kostnadsestimat for prosjektet i Ettrick Valley. Det totale beløpet er anslått til 350 000 pund, men studien gir ingen nærmere spesifikasjon av hva dette omfatter. Det fremgår verken hvordan kostnadene er fordelt mellom ulike tiltak, eller om estimatet inkluderer langsiktig forvaltning og vedlikehold.

For globale initiativer oppstår særskilte utfordringer ved kostnadsestimering. Verdone og Seidl (2017) viser til kostnadskomponenter som frøplanter, gjødsel, gjerder og arbeidskraft til planting, transport og oppfølging. Estimaten er basert på data fra Verdensbankens prosjekter og TEEB-rapporten, som et forsøk på å standardisere beregningene i fravær av globalt sammenlignbare data. Kostnadene antas å være engangskostnader som påløper ved oppstart av restaureringen. For moderat degradert skog er kostnaden anslått til 887 dollar per hektar. I Verdone og Seidl (2017) er det antatt at kostnaden for lett degradert natur ligger omtrent ett standardavvik lavere enn gjennomsnittet, mens kostnaden for alvorlig og ekstremt degradert skog ligger henholdsvis ett og to standardavvik høyere enn for moderat degradert skog.

Nyttevirkninger av restaurering

Restaurering av skogøkosystemer gir et bredt spekter av nytteeffekter, fra direkte økonomiske gevinster som tømmer og biomasse, til indirekte tjenester som karbonlagring, flomkontroll, rekreasjon og naturarv.

Høsting og kultivering av biomasse

Verdone og Seidl (2017) viser at restaurerte, forvaltede skoger genererer betydelig nytte

gjennom både trebaserte produkter (wood forest products, WFP) og ikke-trebaserte produkter (nonwood forest products, NWFP). De første omfatter tremasse, papirprodukter og ved, mens de sistnevnte inkluderer biologiske råvarer som medisinske og industrielle produkter. Disse produktene er rivaliserende og ekskluderende, og er private goder som gir direkte inntektsstrømmer til grunneiere. Ved å kombinere globale data om produksjon, markedspriser og arealfordeling for ulike skogtyper beregner forfatterne verdien per hektar per år, som deretter inngår i nåverdiregningene for restaurerte områder.

Et sentralt bidrag i Verdone og Seidl (2017) er introduksjonen av Potential Direct Instrumental Value (PDIV), et mål på den produktive verdien av direkte nytte fra skog, som mat, tømmer og medisinske produkter. PDIV brukes til å anslå hvor mye verdiskaping som går tapt ved degradering, og hvor mye som kan gjenopprettes over tid. Dette gir innsikt i hvor raskt økonomiske gevinster fra biomasse kan realiseres sammenlignet med mer langsiktige goder som karbonlagring og rekreasjon.

Klimaregulering

Både Verdone og Seidl (2017) og Chadourne et al. (2012) fremhever karbonlagring og klimaregulering som sentrale nytteeffekter av restaurering av skog. Verdone og Seidl (2017) beregner verdien av karbonlagring basert på den sosiale kostnaden av karbon (43,46 dollar per tonn) fra Nordhaus (2014). I Chadourne et al. (2012) inngår karbonlagring som en delkomponent i luftforurensningskontroll, men verdien er ikke spesifisert per tonn CO₂. Klimaregulering inngår dermed som en integrert del av en bredere tjeneste knyttet til forbedret luftkvalitet.

Rensingtjenester

Chadourne et al. (2012) inkluderer forbedret luftkvalitet og helsegevinster som følge av redusert luftforurensning. Verdiene er beregnet gjennom Urban Forest Effects-modellen, som estimerer trærnes evne til å fjerne luftforurensning og redusere energibruk. Modellen tar hensyn til både direkte effekter, som karbonlagring og fjerning av partikler, og indirekte effekter, som lavere energiforbruk gjennom temperaturregulering. Den samlede nytten er uttrykt som unngåtte helsekostnader og energibesparelser, og inngår i den monetære analysen som en indirekte brukerverdi.

Naturskadebeskyttelse

De regulerende tjenestene knyttet til flom- og erosjonskontroll fremstår som et viktig tema i studiene av skogrestaurering. I Kenyon og Nevin (2001) vurderes slike tjenester kvalitativt av en borgerjury, som trekker frem flomkontroll som en av de mest verdifulle effektene av restaureringen,

selv om den ikke verdsettes monetært. Verdone og Seidl (2017) peker på de samme mekanismene, men utelater dem fra den kvantitative analysen på grunn av manglende globale data. Forfatterne advarer samtidig om at dette kan gi en systematisk undervurdering av restaureringens totale nytte.

I Chadourne et al. (2012) blir kontroll av stormvann kvantifisert og kommer ut som den mest verdifulle regulerende tjenesten blant de som er inkludert i studien, med en estimert verdi på 8 533 dollar per acre per år. Alle kostnads- og nytteverdier i studien er oppgitt i 2001-dollar, og justert med boligspris-indeks. Økosystemtjenesten reduserer behovet for kostbar infrastruktur og bidrar betydelig til den samlede offentlige nytten.

Weber et al. (2010) inkluderer naturskade-beskyttelse indirekte gjennom betalingsvillighet for «natural river process», som omfatter tiltak som restaurering av flomsedimentprosesser og flomkontroll. Disse tiltakene reduserer erosjon, forbedrer vannføring og styrker habitatkvalitet. Verdien er beregnet via et valgekspesiment, der husholdninger rangerte ulike restaurerings-attributter, inkluder hydrologiske forbedringer.

Rekreasjon og friluftsliv

Rekreasjon er en tilbakevendende nyttekomponent i alle studiene, men verdsettes på ulike måter. Kenyon og Nevin (2001) benytter en betinget verdsettingsstudie der respondentenes betalingsvillighet reflekterer verdien av forbedret landskap, rekreasjon og naturopplevelse.

Verdone og Seidl (2017) estimerer verdien av rekreasjon gjennom en metaanalyse av 59 studier, og Weber et al. (2010) beregner rekreasjonsnytte gjennom verdioverføring fra tidligere studier som finner samlet verdi som en kombinasjon av brukerverdier og infrastrukturforbedringer. Rekreasjonsverdier utgjør en betydelig andel av den totale nytten i studien av Weber et al. (2010), og er avgjørende for at nytte-kostnadsbrøken overstiger 1 i alle scenarioene i denne studien.

Chadourne et al. (2012) benytter en hedonisk tilnærming til å verdsette rekreasjonsverdi. Med denne tilnærmingen estimerer de at nærhet til skog øker boligpriser med høyest marginal verdi når skogen ligger innenfor én kilometer fra boligene. Denne metoden kan fange opp en større del av nytteeffekten enn kun rekreasjonsverdi for personer som er bosatt i nærheten. Samtidig fanger metoden ikke nødvendigvis opp den samlede rekreasjonsverdien når også tilreisende hensyntas.

Kunnskap og læring

I Kenyon og Nevin (2001) fremhever borgerjuryen restaureringsprosjektets rolle som læringsarena for

utdanning og miljøbevissthet, der tilrettelegging for skolebesøk og formidling vurderes som viktige samfunnsnyttige komponenter. Dette aspektet er mindre fremtredende i de øvrige studiene, men illustrerer hvordan restaurering også kan ha langsiktige verdier knyttet til kunnskapsutvikling og sosial kapital.

Naturarv

Både Kenyon og Nevin (2001) og Verdone og Seidl (2017) peker på naturarv og eksistensverdi som sentrale, men ofte ikke-prissatte nyttekomponenter. Mens borgerjuryen vektlegger bevaring av økosystemer, fremme dyreliv og biologisk mangfold som kjerneverdier, inkluderer Verdone og Seidl slike ikke-bruksverdier i sine beregninger gjennom en metaanalyse av 27 studier. Weber et al. (2010) adresserer naturarv indirekte gjennom betalingsvillighet for forbedret habitat og økt biologisk mangfold, som inngår i verdsettingen av «wildlife population» og «natural river processes».

Nytte-kostnadsbrøk

Tre av de fire inkluderte studiene beregner en nytte-kostnadsbrøk eller en tilsvarende indikator for lønnsomhet. Resultatene viser gjennomgående positive forholdstall, men med betydelig variasjon mellom scenarioer og metodiske forutsetninger.

Weber et al. (2010) gjennomfører en rekke scenariobaserte simuleringer for å teste hvordan nytte-kostnadsbrøken påvirkes av ulike økologiske og økonomiske forutsetninger. Tre hovedscenarioer analyseres: et basisscenario med moderate antagelser om brannhyppighet og invasjonsgrad av fremmede arter, et «High-Burn»-scenario med hyppigere skogbranner, og et «Low-Infestation»-scenario med langsommere spredning av fremmede plantearter. I tillegg testes effekten av ulike antagelser som årlig diskonteringsrente (0 versus 7 prosent) og representativt i befolkningsundersøkelsen (fullt representativt versus 15 prosent responsrate med antatt null betalingsvillighet hos ikke-responder). Resultatene viser at nytte-kostnadsbrøkene varierer betydelig mellom scenarioene, men er større enn 1 i alle tilfellene. I basisscenarioet med full representativitet og uten diskontering oppnås en nytte-kostnadsbrøk på 11,9, mens den i «Low-Infestation»-scenarioet stiger til 12,6. I «High-Burn»-scenarioet reduseres nytte-kostnadsbrøken til 8,3, som følge av høyere kostnader til brannslukking og mer omfattende restaureringstiltak. Når antatt betalingsvillighet reduseres, halveres nytte-kostnadsbrøken-verdiene, og for enkelte scenarioer overstiger kostnadene nytten. Diskontering med 7 prosent realrente øker imidlertid nytte-kostnadsbrøken i flere scenarioer,

ettersom eiendomsverdier kapitaliseres tidlig i analyseperioden.

Verdone og Seidl (2017) beregner nytte-kostnadsbrøker for tre scenarioer som kombinerer ulike diskonteringsrenter og verdsettingskomponenter. I basisscenarioet, der både offentlige og private goder inkluderes og en sosial diskonteringsrate på 4,3 prosent benyttes, estimeres nytte-kostnadsbrøken til 7,54. Når offentlige goder utelates, reduseres brøken til 1,88, mens en lav diskonteringsrate på 1,3 prosent øker nytte-kostnadsbrøken til 30,92. Forfatterne understreker betydningen av å vurdere restaurering i et intergenerasjonsperspektiv, der økonomiske insentiver reflekterer verdien av kollektive goder for å stimulere langsiktige investeringer.

Chadourne et al. (2012) estimerer en avkastning per dollar for hvert av de femten undersøkte områdene, som angir hvor mye samfunnsøkonomisk verdi som genereres per investert dollar. Resultatene viser at flere av de større områdene gir en samlet avkastning på mellom fem og ni ganger investeringen, noe som indikerer høy samfunnsøkonomisk lønnsomhet.

Kenyon og Nevin (2001) beregner ikke en eksplisitt nytte-kostnadsbrøk, men analysen deres gir klare indikasjoner på positiv netto nytte. Gjennom en betinget verdsettingsstudie (CV) estimeres den gjennomsnittlige betalingsvilligheten til 10,39 pund per husholdning. Aggregert til regionalt nivå utgjør dette en samlet verdi på 448 297 pund, som overstiger prosjektkostnadene og dermed tilsier at tiltaket generer merverdi for samfunnet.

3.3.7 Åpen fastmark

I litteraturgjennomgangen er det kun inkludert én studie av åpne fastmarksområder, fra Danmark (Strange, et al., 2007). Denne studien fokuserer mest på vern, men omtaler også restaurering.

Om tiltaket

Studien ser på ulike strategier for restaurering av heiområder, i form av torvskjæring og kontrollert brenning og beiting.

Kostnader ved restaurering

Det meste av heiområdene i Danmark forvaltes av den danske Skog- og Naturstyrelsen. Det meste ivaretas gjennom beiting og torvskjæring. Årlige kostnadsdata for hei-skjøtsel leveres av statlige skogdistrikter. I studien legger de til grunn at skjøtselskontroller er tilstrekkelige for å fjerne risikoen for habitatforringelse. Kostnadsdataene viser at det er stordriftsfordeler, der kostnaden per hektar synker med økende størrelse på det skjøttede området.

Nytte av restaurering

Det er gjort en samlet betalingsvillighetsstudie av å bevare lynghei i Danmark for å finne nytteverdien av restaureringen. Undersøkelsen omtaler antall arter i området, hvilke som er rødlistede, og muligheten til å bruke området til rekreasjonsformål.

Rekreasjon og friluftsliv

Studien viser at folk har en positiv preferanse for å opprettholde offentlig tilgang til områder, til rekreasjonsformål. De estimerer en betalingsvillighet på EUR 13,1 per husholdning per år for å ha offentlig tilgang til området.

Naturarv

Betalingsvillighetsstudien viser at respondentene reagerer ulikt på ulike nivåer av attributter, som antall beskyttede arter og størrelsen på det vernede området. Betalingsvilligheten for å sikre overlevelsen av 5, 12 og 25 arter er hhv 22, 33 og 40 euro per husholdning per år. Betalingsvilligheten er imidlertid marginalt avtakende for økt antall arter.

Nytte-kostnadsbrøk

For ulike restaureringsstrategier viser studien av Strange et al. (2007) at det er viktig å inkludere nyttevirksomheter av biologisk mangfold og sannsynligheten for arters overlevelse. Strategier som kun fokuserer på areal, er i mindre grad lønnsomme enn de som hensyntar slike nyttevirksomheter.

4. Anbefalinger til analyser i norsk kontekst

I dette kapittelet gir vi anbefalinger til analyser i norsk kontekst, først overordnet om hva analysene kan brukes til og deretter hvordan virkninger kan vurderes. Til slutt drøfter vi noen problemstillinger ved bruk av samfunnsøkonomisk analyse til naturrestaurering.

4.1 Bruk av SØA i arbeidet med naturrestaurering

4.1.1 Restaurering til beste for naturen

Naturrestaurering har som mål å endre degraderte økosystemers tilstand og deres grunnleggende økosystemtjenester i retning mot naturlige tilstander. Målet er utformet til beste for biologisk mangfold, naturmangfold og de grunnleggende økosystemtjenestene (Hagen, et al., 2022b). Naturrestaurering inngår som en naturlig del av de tiltak som må gjennomføres for å oppfylle internasjonale avtaler med utspring i konvensjonen om biologisk mangfold (CBD, 2022), eller for å nå lovfestede ambisjoner som i Naturmangfoldloven §§ 4 og 5 (Naturmangfoldloven, 2009). Det primære formålet med naturrestaurering er altså ikke å maksimere verdien av økosystemenes tjenester til befolkningen, men å oppnå politisk mål og forpliktelser om å ivareta naturmangfoldet.

Rammeverket for samfunnsøkonomisk analyse kan være nyttig for å identifisere relevante restaureringstiltak som kan bidra til målet, vurdere virkningene av disse, og prioritere hvilke tiltak som bør gjennomføres innenfor begrensede ressurser. Dette kan både handle om prioritering av restaurering innenfor en kommune, prioritering mellom restaurering av ulike økosystemer, og prioritering av restaurering opp mot andre viktige samfunns mål og tiltak i andre sektorer (Hagen, et al., 2022). Med dette utgangspunktet kan for eksempel tiltak som oppnår målet til lavest mulig kostnad, eller der man får mest (måloppnåelse) igjen for innsatsen, prioriteres.

Samfunnsøkonomiske vurderinger kan også være nyttige for å få gjennomslag for, og øke sosial aksept for restaurering. Analysene kan brukes til å løfte og synliggjøre nytten av et tiltak, også utover måloppnåelse om forbedret tilstand i økosystemene. Rammeverket for samfunnsøkonomiske analyser er spesielt nyttig for å vurdere virkninger av et tiltak, opp mot et nullalternativ,

herunder vurdere alle virkninger, både nytte og kostnader, og både de som kan prissettes og de ikke-prissette. Analysene kan dermed bidra til å prioritere restaurering som også har andre positive virkninger for befolkningen lokalt eller nasjonalt, og sikre aksept for tiltaket.

4.1.2 Ulike type samfunnsøkonomiske analyser i arbeidet med restaurering

Kostnadseffektivitetsanalyser

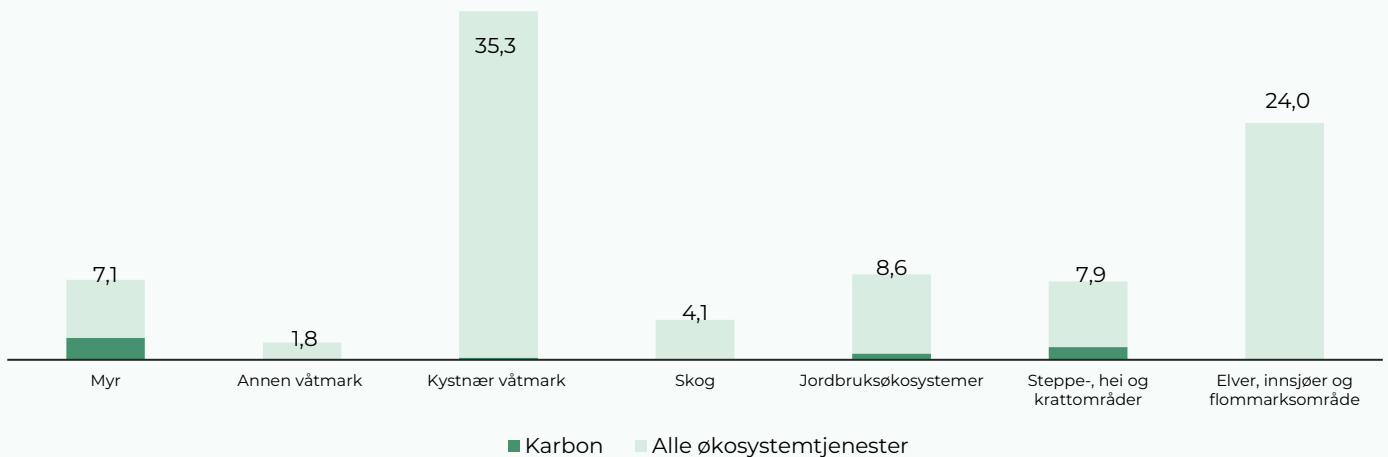
Det har blitt gjennomført en lang rekke kostnads-effektivitetsanalyser i forbindelse med naturrestaurering, både i Norge og i andre land vi har sett på (se kapittel 2.2). Disse analysene vurderer hvordan ulike tiltak kan gi størst mulig effekt gitt begrensede ressurser. Kostnadseffektivitetsanalyser har for eksempel blitt bruk i en rekke studier som ser på restaurering som et klimatilskudd. Kostnadseffektiviteten måles da i form av en kostnad per tonn CO₂ renset/lagret. Slike analyser er nyttige når restaurering vurderes opp mot andre utslippstiltak. Samtidig vil ikke analysen fange opp andre nyttevirksomheter av restaureringstiltaket.

Kostnadseffektivitetsanalyser kan være nyttige når man skal velge mellom ulike tiltak innenfor samme økosystem, dersom nytten er tilnærmet lik. I slike analyser kan det være hensiktsmessig å inkludere kvalitative vurderinger av tilleggseffekter. Dette har for eksempel blitt gjort i analyser av tiltak mot vannforurensing med nitrogen og fosfor, der forskerne kombinerte beregninger av kostnad per redusert kilogram nitrogen/fosfor med vurderinger av hvilke tiltak som ga størst tilleggseffekter (Øygarden, et al., 2018).

Figuren med nytte-kostnadsbrøker for ulike økosystemer i EUs naturrestaurerings-forordning illustrerer at det å inkludere karbon-gevinsten alene ikke får fram den samlede nytten av naturrestaurering (se Figur 4-1 og nærmere beskrivelse av figuren i kapittel 2.2.1). For eksempel anslås en nytte-kostnadsbrøk på 2,2 for restaurering av myr når kun karbon er verdsatt, mens denne stiger til 7,1 når også andre økosystemtjenester verdsettes.

I de fleste tilfeller er ikke naturrestaureringstiltak homogene, og det kan da være utfordrende å bruke kostnads-effektivitetsanalyser. For å kunne gjøre en slik vurdering må nytten måles på en felles skala, for eksempel antall hektar restaurert natur. Restaurering handler både om omfang og kvalitet, og verdien av ett hektar restaurert natur kan variere mye mellom steder og økosystemer. På tvers av økosystemer og tilstand, gir ikke ett hektar

Figur 4-1: Beregnet nytte-kostnadsbrøk for ulike økosystemer



Kilde: Basert på beregninger fra (European Commission, 2022) for scenario A: 15 % restaurert innen 2030, 40 % innen 2040, og 100 % innen 2050.

restaurert areal eller lignende størrelser et godt mål på nytten eller måloppnåelsen av tiltaket. Denne variasjonen gjør det utfordrende å uttrykke den samlede nytten av et tiltak i en felles enhet, og dermed også vanskelig å sammenligne tiltak direkte, kun med utgangspunkt i kostnadene.

Nytte-kostnadsanalyser

I en nytte-kostnadsanalyse forsøker man å vurdere alle relevante virkninger av restaureringstiltaket, både prissatte og ikke-prissatte virkninger. Disse skal så langt som mulig sammenstilles til en felles enhet, gjerne kroner. En felles enhet gjør det mulig å sammenligne tiltak som har forskjellige nytte-virkninger, for eksempel økt biologisk mangfold, friluftsliv og rekreasjon, naturskadebeskyttelse og klimagevinster. I litteraturen er det ofte en del virkninger som ikke blir prissatt i nytte-kostnadsanalyser av naturrestaurering. Disse bør likevel inkluderes i analysen for å få en fullstendig vurdering av nytte- og kostnadsvirkningene. Ettersom restaureringsprosjekter ofte er veldig forskjellige, både med hensyn til tiltak og virkninger vil nytte-kostnad analyser kunne gi et mer helhetlig bilde av samlet nytte og kostnad.

Studier som verdsetter et bredt spekter av relevante økosystemtjenester viser at nytte-virkningene av naturrestaurering sjeldent begrenser seg til én nyttevirksomhet, for eksempel den opprinnelige motivasjonen for tiltaket, som kan være naturskadebeskyttelse eller klimaregulering (binding av karbondioksid). Denne typen nytte-virkning utgjør ofte bare en (mindre) del av de samlede effektene av tiltaket. Øvrige økosystem-tjenester bidrar også ofte med betydelige nytte-virkninger, avhengig av tiltak og lokale forhold i økosystemet. Mange nytte-kostnadsanalyser viser at et tiltak først fremstår som samfunnsøkonomisk

lønnsomt når alle disse nyttevirksomhetene inkluderes i beregningene.

Figur 4-1 viser at verdien av økosystemtjenestene utover klimaregulering, utgjør en betydelig del av den samlede nytten ved restaurering av et økosystem. I figuren er betydningen av å verdsette alle relevante økosystemtjenester særlig fremtredende for kystnær våtmark og elver, innsjøer og flommarksområder, der alle økosystem-tjenester utgjør om lag hele nytten. Dersom kun virkningen av karbon verdsettes, vil man utelate viktige nyttevirksomheter, som kan være avgjørende når man for eksempel skal prioritere mellom restaureringstiltak.

Nytte-kostnadsanalyser er nyttig både for å prioritere mellom økosystemtyper, mellom tiltak innad i sammen økosystem, og for å vurdere samfunnsøkonomisk lønnsomhet av enkelttiltak. Nytte-kostnadsanalyser kan også brukes til å sette mål om samlet restaurering, men vi ser mindre til denne bruken både i litteraturstudien og i landene vi har sett på. Målsetningene om hvor mye natur som skal restaureres kommer ofte fra politiske beslutninger eller internasjonale avtaler, og ikke direkte fra samfunnsøkonomiske vurderinger.

4.1.3 Planlegging og prioritering mellom restaureringstiltak

En samfunnsøkonomisk analyse kan fungere som et viktig beslutningsgrunnlag for å rangere og prioritere mellom alternative restaureringstiltak basert på deres samfunnsøkonomiske lønnsomhet. Analysene skal gi et helhetlig bilde av både kostnader og nytte, inkludert både prissatte og ikke-prissatte virkninger.

Av Figur 4-1 framstår ferskvanns- og kyst-økosystemer som de mest samfunnsøkonomisk

lønnsomme økosystemene å restaurere, og bør etter dette bildet prioriteres i restaureringsarbeidet. Samtidig er figuren basert på generaliserte tall for både kostnader og nytte i hele EU. Bildet fanger dermed ikke opp faktorer som kan påvirke lønnsomheten i en nasjonal eller lokal kontekst.

Basert på funnene i denne studien og figuren kan vi anta at det finnes restaureringstiltak innenfor disse to økosystemene som er langt mer lønnsomme enn for eksempel restaurering av skog og våtmark. Samtidig er heller ikke restaureringstiltak innad i et økosystem homogene, og det er mange faktorer som kan påvirke størrelsen på både nytte og kostnad. Kostnadene kan særlig drives opp av høy alternativkostnad, for eksempel ved lønnsom drift i dag som jordbruk eller kraftproduksjon, eller av høye investeringskostnader i områder som er vanskelig tilgjengelige. Nyten kan for eksempel øke dersom mange bruker området og får rekreasjonsverdi av det, dersom mange bor i området og får nytte av naturskadebeskyttelse, eller dersom tiltaket bidrar til å bevare særlig sårbare arter.

Overordnede nytte-kostnadsanalyser, som gjengitt i Figur 4-1 fra EU, kan være nyttige for å peke ut en retning på restaureringsinnsatsen. Samtidig er fortsatt behov for stedsspesifikke analyser av enkelttiltak for å fange opp den store variasjonen som finnes mellom tiltak. Videre må også tiltakene som prioriteres bidra til oppfyllelse av de overordnede målene med restaureringstiltakene.

4.1.4 Forutsetninger for gode analyser

For å kunne gjøre gode samfunnsøkonomiske vurderinger og analyser, av naturrestaurering så vel som andre type tiltak, er det flere forutsetninger og underlag som må være på plass.

Som tidligere omtalt, er en viktig start på den samfunnsøkonomiske analysen å definere problemet og formulere målsetninger. Tydelig problembeskrivelse og et godt definert nullalternativ er en forutsetning for å kunne vurdere både hvilke virkninger som utløses av tiltakene, og hvor store disse virkningene er. Klart definerte mål er også viktig for å identifisere tiltak som faktisk er relevante i den enkelte saken.

For å sammenligne restaureringstiltak eller prioritere mellom restaurering ulike steder, trengs kunnskap om økologisk tilstand, og kunnskap om hvordan restaurering av arealer bedrer tilstanden (Hagen, et al., 2022). Økologisk tilstand kan være en viktig del av problembeskrivelsen og nullalternativet. Kunnskap om dagens tilstand er også viktig for å sette mål, for eksempel som endring i økologisk tilstand. Det pågår stadig arbeid for å

utvikle rammeverk og metoder for vurdering av økologisk tilstand, som kan være et viktig underlag for samfunnsøkonomiske analyser av naturrestaurering (Miljødirektoratet, 2023).

En annen forutsetning for gode vurderinger er kunnskap om effektene av ulike tiltak. I arbeidet med naturrestaurering er det spesielt de langsiktige nyttevirkningene og ressursbehovet for oppfølging av tiltaket som det er begrenset kunnskap om i dag. Det er gjort få studier som evaluerer effekten av naturrestaurering over tid for å måle de faktiske nyttevirkningene. Arbeid med denne type evaluering og kunnskapsutvikling er også viktig inn i arbeidet med samfunnsøkonomiske vurderinger, som en nødvendig forutsetning for gode analyser.

I neste delkapittel beskriver vi hvilke nytte- og kostnadsvirkninger som bør inkluderes i samfunnsøkonomiske analyser av naturrestaurering, og hvordan disse virkningene kan vurderes. Vurderinger av virkningene som beskrevet her, forutsetter en god beskrivelse av nullalternativet samt målsetningen med restaureringsprosjektet, for å ha et tilstrekkelig grunnlag for å beskrive de faktiske effektene av tiltakene.

4.2 Samfunnsøkonomiske virkninger

4.2.1 Kostnadsvirkninger

I litteraturen ser vi at kostnader inkluderes i form av en investeringskostnad av restaureringstiltaket, en løpende vedlikeholds- eller oppfølgingskostnad over en viss periode etter at tiltaket har blitt gjennomført, og i enkelte studier en alternativkostnad. Alternativkostnader er inkludert der hvor det er en tydelig alternativ bruk av arealet i dag.

NINA har tidligere utgitt en rapport om nye virkemidler i arealforvaltningen, herunder naturrestaurering, arealregnskap og naturavgift (Hagen, et al., 2022). I rapporten gjennomgås restaureringskostnader som underlag for en naturavgift. Rapporten trekker fram at kostnaden ved restaurering er mer enn kostnader til gjennomføring av de tekniske tiltakene (for eksempel entreprenørkostnader), og at dette ofte utgjør en liten del av de totale kostnadene. De inkluderer også planleggingskostnader, erverv, samt overvåkning og evaluering. Særlig det siste punktet er viktig for å sikre vellykkede tiltak og ønsket effekt.

Rapporten peker også på at kostnadene for enkeltprosjekter varierer mye, og det er utfordrende

å presentere gode tall med overføringsverdi. Kostnadene av et enkelt tiltak vil variere mellom samme type tiltak i ulike økosystem eller ulike tiltak i samme økosystem. Blant annet vil kostnadene variere med lokalisering (by eller langt unna infrastruktur), sammenheng (enkelttiltak eller en del av et større prosjekt), nærhet til kulturverdier eller hensyn til lokalbefolkningen (Hagen, et al., 2022).

Når samfunnsøkonomiske analyser gjennomføres i forkant av faktiske restaureringstiltak, kan det være usikkerhet knyttet til de faktiske kostnadene av prosjektet. Det er særlig usikkerhet knyttet til kostnadene over tid, og hvor stort behovet for oppfølging av tiltaket vil være. Behovet for overvåking etter gjennomførte tiltak varierer også betydelig mellom prosjekter. I noen tilfeller kan tiltaket gi varige resultater uten omfattende overvåking, mens andre prosjekter, særlig der naturlige prosesser skal reetableres over tid, krever langvarig overvåking og løpende tilpasning. Dette gjør det blant annet utfordrende å overføre erfaringstall for kostnader fra tidligere analyser, siden det er lite dokumentasjon av faktiske kostnader og oppnådde virkninger av spesifikke tiltak. Mange studier bruker erfaringstall som grunnlag, men disse er ofte knyttet til et økosystem, og ikke til et spesifikt tiltak. Sammenheng mellom samlede kostnader og oppnådde nyttevirksomheter er derfor mer usikre ved bruk av disse estimatene.

Dersom ikke nullalternativet og målsetningen er tydelig definert, vil det være utfordrende å utarbeide konkrete tiltak, og dermed også å tallfeste kostnadene. Målsetningene kan være avgjørende for både hvilke tiltak som inkluderes og hvordan tiltakene utformes, for eksempel i hvor stor skala. Tydelige mål, for eksempel endring i økologisk tilstand, kan muliggjøre utforming og spesifisering av tiltak som bidrar til måloppnåelse, og dermed også kostnadsberegninger (Hagen, et al., 2022).

Kostnader for restaureringstiltak varierer betydelig. De kan særlig øke på grunn av alternativkostnader, spesielt i områder hvor dagens bruk er lønnsom, for eksempel innen jordbruk eller kraftproduksjon. Det er usikkert om variasjonen i om alternativkostnaden er inkludert eller ikke skyldes at disse er utelatt fra analysen, eller fordi restaurering allerede er valgt i områder med lite konflikt og alternativ bruk. Kostnadene drives også av investeringsbehovet, som kan være høyt i utilgjengelige eller krevende områder.

4.2.2 Nyttevirksomheter

Noen nyttevirksomheter har en tydelig og målbar verdi som kan uttrykkes i kroner. Der det finnes relevante

markedspriser, kan disse være godt egnet for å avdekke den direkte bruksverdien av enkelte miljøvirksomheter eller økosystemtjenester. Det er imidlertid ikke alle økosystemtjenester som har en markedspris, og det kan derfor være utfordrende å verdsette disse. For å verdsette virkninger fra en rekke økosystemtjenester kan det gjennomføres primære verdsettingsstudier eller verdier kan overføres fra tidligere verdsettingsstudier, hvis det finnes slike (se ytterligere beskrivelse av eksisterende verdsettingsstudier og verdi-overføringer til slutt i dette delkapittelet).

Selv med kjente priser, kan det være krevende å tallfeste hvordan tiltaket endrer velferdsvirkningene av det aktuelle miljøgodet. Dette krever kunnskap om nullalternativet og fremtidig utvikling som følge av tiltaket, slik at man for hver enkelt virkning kan si noe om avviket fra nullalternativet, både i størrelse og kvalitet. Kvantum for en virkning kan påvirkes av flere faktorer, som for eksempel hvor mange som bruker området til rekreasjon, hvor mange som bor i området og drar nytte av økosystemtjenester som naturskadebeskyttelse, hvor mange sårbare arter og/eller naturtyper som påvirkes positivt av tiltaket, og hvor stor påvirkning tiltaket i seg selv får på ulike arter og naturtyper.

Det er stor variasjon i hvor mange og hvor detaljert ulike nyttevirksomheter og økosystemtjenester er vurdert i litteraturen vi har sett på. Til tross for variasjon i inkluderte nyttevirksomheter i litteraturen, tyder funnene våre på at nyttevirksomhetene av naturrestaurering både er betydelige og omfattende. Det er de regulerende tjenestene, som inkluderer klimaregulering, rensingstjenester og naturskadebeskyttelse, som fremstår som særlig viktige i forbindelse med naturrestaurering på tvers av alle økosystemtypene vi har sett på. I tillegg har naturarv og friluftsliv og rekreasjon en betydelig verdi i mange studier, men dette er også virkninger det kan være ressurskrevende å verdsette.

Forsynende tjenester er ofte koblet mot næringsvirksomhet (som jord- og skogbruk), som ofte påvirkes negativt av naturrestaurering (for eksempel ved at grøfter fjernes i grøftet jord- og skogbruksareal), og er derfor behandlet som alternativkostnader. Videre i dette kapittelet går vi inn i hvordan de mest sentrale virkningene er vurdert i litteraturen og hvordan dette kan settes inn i rammeverket til DFØ.

Naturarv

Naturarv omfatter ikke-bruksverdiene av natur eller et område, som reflekterer ønsket om å bevare naturen for denne og fremtidige generasjoner, uavhengig av egen bruk. Nyten av naturarv, for eksempel økt biologisk mangfold, arter eller

økosystem, henger sammen med målet om restaurering i seg selv og er inkludert i de aller fleste studiene i litteraturgjennomgangen.

Ikke-bruksverdier kan ofte være krevende å verdsette, fordi færre metoder er egnet til å verdsette disse godene, og fordi det kan være vanskelig for folk å oppgi sin betalingsvillighet for goder de har liten kunnskap om. Siden naturarv ofte er mer utfordrende å prissette, er det mange studier som ikke inkluderer denne virkningen i monetære verdier, men heller omtaler den kvalitativt. Samtidig finnes det en rekke tidligere studier av betalingsvillighet for å bevare eller tilbakeføre ulike økosystemer, arter, eller områder, som kan være egnet til verdioverføring (Chen, et al., 2022).

Kvantum

Ved vurderingen av ikke-bruksverdier kan det være utfordrende å fastslå hvor mange som faktisk opplever en velferdsgvinst eller et velferdstap som følge av forbedring eller forverring i kvaliteten eller omfanget av et miljøgode. Ønsket om å ivareta naturarv er imidlertid en virkning som har en verdi for mange, uavhengig av om de bruker området som tiltaket retter seg mot, eller ikke. Gruppen som kan antas å tillegge en ikke-bruksverdi til norsk natur kan derfor være langt større enn gruppen som tillegger det bruksverdi. Det vil da gjerne være hele den nasjonale befolkningen som kan tenkes å knytte ikke-bruksverdier til naturarv. Hvor mange som berøres må også ses opp mot eventuelle verdsettingsstudier som brukes for å fastsette verdi, og hvorvidt studien er gjennomført til lokal, regional eller nasjonal befolkning.

Påvirkning per berørt kan vurderes som økning i omfang eller kvaliteten av naturen som følge av restaureringen i et område. Påvirkningen vil trolig alltid være positiv, ettersom dette er en direkte forlengelse av selve formålet med naturrestaurering. Størrelsen på påvirkningen kan derimot variere og avhenger av flere forhold, blant annet hvor mye kvaliteten på naturen forbedres som følge av restaureringen, eller hvordan ikke-bruksverdien av naturen forventes å utvikle seg over tid. Endring i økologisk tilstand kan for eksempel være en måte å fastsette påvirkningen. Dette kan endre seg i takt med at restaureringen gradvis gir full effekt. Størrelsen på påvirkningen kan også i enkelte tilfeller være mindre ettersom restaureringsprosjekter gjelder en forbedring av en liten del av det totale naturmangfoldet som hele befolkningen nyter godt av.

Verdi

Det er bare metoder som bygger på folks oppgitte preferanser (betinget verdsetting og

valgekseperimenter) som gjør det mulig å tallfeste ikke-bruksverdier. Det kan være krevende å verdsette disse verdiene, fordi befolkningen og respondentene har mindre forståelse av hva naturarv, arter eller naturtyper de ikke bruker, faktisk er verdt. For eksempel finner Stange et al. (2022) at befolkningen generelt har liten oppfatning av hva økologisk restaurering betyr. Selv om det kan være utfordrende for respondentene å se for seg hvor mye naturen eller arter er verdt, skal gode verdsettingsstudier hjelpe respondentene med å forstå de faktiske endringene og hva det kan bety, slik at disse studiene på en god måte reflekterer befolkningens betalingsvillighet.

Selv om verdien av naturarv i et spesifikt område kan være utfordrende å tallfeste i monetære verdier, fremmes verdien av naturmangfold i en rekke kilder, senest av Naturrisikoutvalget og regjeringens handlingsplan om naturmangfold. Disse understreker at artene og naturen ikke bare har en egenverdi, men også at samspillet mellom arter og deres fysiske omgivelser er av stor betydning for oss mennesker. I tillegg kan Natur i Norge (NiN) og rødlistestatus gi indikasjoner på konsekvensene av tap av verdifulle naturtyper, mens forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven § 52 tydeliggjør hvilke naturtyper som enten er særlig viktige for prioriterte arter eller er internasjonalt truet, og som dermed har høy verdi.

Miljødirektoratet har et eget pågående arbeid om å vurdere verdien av naturarv. Innsikt fra dette prosjektet vil også være relevant for verdsetting og vurdering av naturarv i arbeidet med naturrestaurering.

Klimaregulering

Klimaregulering er en virkning som er inkludert i flertallet av studiene vi har sett på, og klimapolitikk og -mål har også vært motivasjonen bak mye restaureringsarbeid. Samtidig finner flere studier som kun prissetter nytten av klimaregulering, at restaureringstiltakene ikke er samfunnsøkonomisk lønnsomme dersom dette er eneste nyttevirksomhet (Creed, et al., 2022; Gallant, et al., 2020). Figuren fra EUs konsekvensutredning (European Commission, 2022), viser også at nytten av karbon utgjør en liten del av den samlede nytten av restaurering.

Selv om verdien av klimaregulering ikke alltid er like stor, er klimaregulering en naturlig virkning å inkludere i analyser av restaureringstiltak fordi det finnes mer etablerte metoder for å kvantifisere og verdsette utslipp. I litteraturstudiene er derfor klimaregulering ofte inkludert som en prissatt virkning.

Kvantum

Kvantum er lik den endringen som oppstår i varig karbonbinding som følge av naturrestaurering. Dette vil følgelig avhenge av nullalternativet og hvor mye karbon som bindes opp i dag. I litteraturgjennomgangen er det brukt ulike metoder for å kvantifisere karbonbinding, fra enkle utslippsfaktorer for ulike naturtyper, til modellsimuleringer og detaljerte beregninger. I norsk kontekst har blant annet Miljødirektoratet publisert egne utslippsfaktorer for opptak og utslipp fra karbonrike arealer som kan brukes for å anslå endringen i karbonbinding ved restaurering (Veileder M-1941).

Dersom det er stor usikkerhet knyttet til endringen som følge av restaurering, kan dette beskrives kvalitativt.

Verdi

I litteraturen er klimaregulering verdsatt med ulike karbonpriser, for eksempel markedspriser fra kvotemarkeder (for eksempel EU ETS), nasjonale karbonpriser (som gjerne er satt ut fra et mål om utslippsreduksjon), eller beregninger av samfunnets kostnad ved utslipp.

Finansdepartementets rundskriv R-109 gir føringer om hvordan klimagassutslipp skal tas hensyn til i samfunnsøkonomiske analyser av statlige tiltak. Samfunnsøkonomiske analyser skal anvende årlig oppdaterte karbonprisbaner fra Finansdepartementet. Videre følger det av rundskriv R-109 at det skal gjøres følsomhetsanalyser på karbonprisbanen, og det oppgis også en høy og lav prisbane (Finansdepartementet, 2024). Dette er grunnet usikkerheten om hvilken karbonpris som må til for å nå klimamålene.

Rensingstjenester

Nyttevirkninger fra rensingstjenester spiller en viktig rolle i restaurering av ulike økosystemer. Luftkvalitet er særlig relevant i skogøkosystemer, og får ekstra betydning i bynære og urbane områder hvor luftforurensing er et større problem. I ferskvanns- og kystøkosystem er vannrensing en sentral tjeneste, som bidrar til å sikre rent vann for både natur og mennesker, og er viktig for å opprettholde økologisk balanse.

I litteraturen om naturrestaurering blir rensingstjenester ofte behandlet som en prissatt virkning som verdsettes ved hjelp av verdioverføring fra tidligere betinget verdsettingsstudier eller ved å se på kostnader av teknologi for tilsvarende rensing.

Kvantum

For å vurdere antall berørte vil det være hensiktsmessig først å avklare om endringer i for eksempel vann- eller luftkvalitet som følge av

restaureringstiltaket vil ha lokale, regionale eller nasjonale effekter. Verdien av rensingstjenester tilfaller primært de som påvirkes av forurensingen i fravær av tiltak, og i mange tilfeller vil virkeområdet være lokalt, for eksempel ved et nedbørsfelt, et vassdrag eller et nærområde der luftkvaliteten påvirkes.

Det er knyttet noe usikkerhet til vurderingen av påvirkning per berørt når naturrestaurering endrer luft- eller vannkvaliteten. Påvirkningen avhenger for eksempel både av dagens forurensingsnivå, hvor mye restaureringen antas å redusere utslipp eller avrenning, og hvor sensitivt området er for belastninger. Restaureringstiltak som forbedrer rensingstjenester vil derfor få særlig stor påvirkning per berørt i områder med betydelig luftforurensing, høy avrenning fra for eksempel næringslivet eller der økosystemene er under press som følge av klimaendringer eller arealbruk.

Verdi

Rensingstjenester er viktige både for folkehelsen, økosystemenes funksjon og for å oppfylle nasjonale og internasjonale miljømål. Verdien av denne virkningen ventes å øke når klimaendringer, økt velstand og økt menneskelig aktivitet øker belastningen på vann- og luftkvaliteten. Ekstremnedbør kan for eksempel føre til økt avrenning av næringsstoffer og forurensing til vassdrag, mens høyere temperaturer kan forsterke problemer som algevekst. Restaureringstiltak som bedrer naturens evne til å filtrere luft og vann kan derfor ha høy verdi.

Naturskadebeskyttelse

Nytten av naturskadebeskyttelse handler om hvordan restaurert natur kan beskytte oss mennesker og infrastruktur fra uvær eller naturskade. I litteraturen ser vi hovedsakelig nyttevirkninger av restaurering ved beskyttelse mot flom- og stormskader. I studiene som inkluderer naturskadebeskyttelse, er den også i mange studier prissatt, for eksempel med utgangspunkt i unngått skade.

Kvantum

For å vurdere hvor mange som får nytte av naturskadebeskyttelse er det viktig å se til nærområdet rundt tiltaket og faren for naturskade i nullalternativet. I litteraturen vi har sett til, er det for eksempel lokalbefolkningen i en by som beskyttes mot stormflo eller befolkningen i flomsoner nedstrøms fra et tiltak som inngår i denne vurderingen. Den samlede verdien av naturskadebeskyttelse er sterkt avhengig av hva som beskyttes mot naturskade, og litteraturen viser at verdien er størst når restaurert natur ligger nær infrastruktur

og menneskelig bosetting, der skadepotensialet er størst.

For vurderinger av antall berørte av naturskadebeskyttelse i Norge, utarbeider NVE og Kartverket faresoner for ulike naturfarer. Disse kartene kan ses opp mot befolkningen som er bosatt i det bestemte området eller næringsliv i området.

Påvirkning per berørt avhenger både av den forventede endringen i eksponering mot naturfare, og hvor ofte naturskader faktisk oppstår. I litteraturen vi har sett på, er restaureringstiltaks påvirkning på naturskadebeskyttelse verdsatt høyt i områder med høy risiko for ekstremvær. Det er kan være betydelig usikkerhet knyttet til vurderingen av påvirkning per berørt siden gjentakintervall for naturhendelser er usikre, og også i endring over tid. Klimaendringer og global oppvarming øker denne usikkerheten.

Verdi

I litteraturen kan naturskadebeskyttelse verdsettes gjennom verdien av unngått skade eller redusert risiko for skade. Ved å se til reparasjon-, forebyggings- og erstatningskostnader for lignende hendelser kan denne verdien prissettes. Det er også noen studier som bruker betinget verdsetting til å estimere befolkningens betalingsvillighet for å unngå skade fra uvær eller flom. Studier av forsikringsbetalinger og -premie kan også brukes til å avdekke den samme betalingsvilligheten.

Naturskadebeskyttelse er spesielt viktig både for klimatilpasning og for å ivareta folks sikkerhet, ikke minst fordi ulike økosystemer spiller en sentral rolle i et helhetlig perspektiv når klimaet endrer seg. Verdien av denne økosystemtjenesten kan øke ytterligere ettersom høyere temperaturer og hyppigere ekstremnedbør gjør at naturskader forekommer oftere og i et større omfang. Dette gjelder blant annet forebygging og skadebegrensning knyttet til ulike former for ras og skred, inkludert snøskred og kvikkleireskred, og stormrealterte skader.

Friluftsliv og rekreasjon

Nytten av friluftsliv og rekreasjon omfatter primært bruksverdien av tjenesten. Mye av litteraturen, på tvers av økosystemene, inkluderer friluftsliv og rekreasjon som nyttevirksomheter av restaureringstiltak. Flere studier inkluderer denne som prissatt, mens det også trekkes fram som en tilleggsgav i flere studier der den ikke er prissatt. I studier der virkningen er prissatt, utgjør den sjeldent den største delen av et tiltaks samlede nytte.

Flere artikler vi har sett på inkluderer kun en del av denne virkningen, for eksempel er det flere studier

som har verdsatt jakt og fiske. Det kan være flere grunner til dette. For det første kan det i noen tilfeller være områder der dette er den primære bruken av et område, eller at restaurering vil øke bestander og jakt- eller fiskemuligheter i tilgrensende områder. For det andre kan dette også henge sammen med hva som enkelt lar seg prissette. Jakt og fiske kan i mange tilfeller kreve tillatelser, som kan gi bedre informasjon om både antall brukere av et område og betalingsvillighet for en spesifikk del av virkninger. Dersom kun deler av virkningen lar seg prissette, bør fortsatt andre deler av friluftsliv og rekreasjonsverdi belyses som en ikke-prissatt virkning.

Kvantum

Siden rekreasjon og friluftsliv handler om bruksverdier av et område, vil man i utgangspunktet ønske å tallfeste hvor mange som bruker området i dag eller kan bruke området ved restaurering. I litteraturgjennomgangen er denne verdien for eksempel vurdert for befolkningen i nærområdet, antall brukere for jakt og fiske, eller tilreisende turister til et område.

I noen tilfeller er det lett å vurdere hvor mange potensielle brukere et område har, mens dette ofte er vanskeligere i praksis. Det kan derfor være nyttig å først definere om området er av nasjonal, regional eller lokal interesse. Det vil være noe usikkerhet knyttet til denne vurderingen, og man bør synliggjøre forutsetningene som ligger til grunn for anslaget. Som regel vil området som tiltaket retter seg mot være av lokal eller regional betydning.

Hvor stor påvirkning per berørt av restaureringen vil, variere fra område til område, og vil avhenge av flere forhold, for eksempel hvor mye mer attraktivt området blir for rekreasjon og friluftslivsformål som følge av restaureringen. Påvirkning per berørt kan for eksempel vurderes som endring i tilgjengelige rekreasjonsområder eller forventet endring i hvor attraktivt et område er.

Enhetsnytte

Det er flere ulike metoder som brukes for å verdsette rekreasjon og friluftsliv i litteraturen. Dette inkluderer betinget verdsetting, valg-eksperimenter, reisekostnadsmetoden og hedonisk prising, i tillegg til verdioverføring fra tidligere verdsettingsstudier.

En av studiene i litteraturgjennomgangen bruker hedonisk prising til å verdsette rekreasjonsverdi ved restaurering av skog (Chadourne, et al., 2012). Hedonisk prising kan være egnet til monetær verdsetting ettersom slike modeller reflekterer kapitaliserte preferanser i boligmarkedet. Samtidig kan metoden ha to utfordringer i verdsetting av

rekreasjonsverdien. For det første fanger slike studier ofte opp alle virkninger for befolkningen i nærheten av et tiltak, som kan være flere verdier enn kun rekreasjonsverdien. For det andre, fanger ikke metoden opp verdien for tilreisende til et område, noe som for eksempel i større grad fanges opp ved bruk av reisekostnadsmetoden.

Studier som estimerer verdien av friluftsliv og ulike fritidsaktiviteter knytter seg til befolkningens bruk av naturområder. Dette gjør virkningen mer egnet for verdsetting med oppgitte preferanser, og det er også gjennomført en rekke betalingsvillighetsstudier for denne type virkninger. Samtidig vil en utfordring være manglende samsvar mellom restaureringen i et enkelt område og verdsettingsstudiene man har tilgjengelig for verdioverføring.

Samtidig viser øvrig dokumentasjon at rekreasjon og friluftsliv har en viktig betydning for befolkningens fysiske og psykiske helse. Ekspertutvalget om økosystemtjenester viste til tall fra SSBs levekårsundersøkelse fra 2011 som viser at «81 pst. av befolkningen har vært på fottur og 43 pst. har vært på skitur i skogen i løpet av det siste året. Dette viser at skogen har stor betydning som rekreasjons- og treningsarena for befolkningen i Norge, og er et godt eksempel på at det som har en pris (tilnærmet) lik null, kan ha stor verdi og betydning for folks velferd.» (NOU 2013:10). En nyere gjennomgang fra SSB peker også på at «De siste årene har det vært en økende erkjennelse av at rekreasjonsrelaterte økosystemtjenester er en av de tjenestene med stor nytte for mennesker.» (Randen, et al., 2024).

Det finnes mange verdsettingsstudier for ulike økosystemer

Denne rapporten er starten på et arbeid for å sikre et bedre kunnskapsgrunnlag i samfunnsøkonomiske analyser av naturrestaurering. I arbeidet med litteraturgjennomgangen i dette oppdraget identifiserte vi blant annet 36 verdsettingsstudier av restaureringstiltak i Europa og Nord-Amerika, som vi ikke har hatt kapasitet til å se videre på. Det finnes også en rekke verdsettingsstudier av de samme nyttevirkningene som oppstår ved restaureringstiltak, men som er verdsatt i annen sammenheng og derfor ikke er inkludert i vårt litteratursøk. For å komme videre i arbeidet med å kvantifisere og verdsette nyttevirkinger av ulike restaureringstiltak i ulike økosystemer, kan et neste skritt være å gå gjennom slike verdsettingsstudier og se hvilke som kan overføres til restaureringstiltak i norsk kontekst, og hva de kan si om størrelsen på virkningene.

For å kunne benytte eksisterende studier til å si noe om nytten av «nye» tiltak, kan det benyttes verdi-

Metode for verdioverføring

For å kunne gjennomføre verdioverføring trengs følgende:

1. Database over de originale verdsettings-studiene som en skal overføre verdier fra.
2. Kriterier for å vurdere kvaliteten av de identifiserte originale verdsettingsstudiene
3. Verdioverføringsteknikker
4. Retningslinjer for verdioverføring

Fra punkt to følger nøye vurderinger av kvaliteten på studiene man skal verdioverføre fra, og overførbarheten for aktuelle beslutningssituasjon. Videre i punkt tre må man velge ut en teknikk for verdioverføring.

De vanligste metodene for verdioverføring er enhetsverdioverføring eller funksjonsverdi-overføring. Enhetsverdioverføring innebærer å direkte benytte den estimerte verdien fra en tidligere studie, og funksjonsverdioverføring innebærer å bruke en allerede estimert statistisk regresjon fra en tidligere studie. Begge metodene forutsetter at det finnes gode studier med høy overføringsverdi til området som skal vurderes.

Når man skal verdioverføre er det også viktig å forholde seg til retningslinjene for verdioverføring, i tråd med internasjonale anerkjente veiledere og praktiske retningslinjer. De praktiske retningslinjene består av åtte trinn (Magnussen & Navrud, 2022):

1. Identifiser miljøendringen som ønskes verdsatt på beslutningsstedet, ved å beskrive forventet endring i kvalitet og/eller kvantitet av miljøgodet
2. Identifisere den berørte befolkningen på beslutningsstedet
3. Utfør en litteraturgjennomgang for å identifisere relevante primærstudier
4. Gjennomgå relevansen og kvaliteten i verdsettings-estimatene fra primærstudien med sikte på verdioverføring
5. Velg ut og oppsummer tilgjengelig data fra studiestedet
6. Overfør verdier fra studie- til beslutningssted
7. Utrekning av total nytte for den berørte befolkningen
8. Presentasjon av usikkerhet (gjennom å angi usikkerhetsintervaller for verdien)

Fra beskrivelsen av prosess og trinn for å gjennomføre en (god nok) verdioverføring, ser vi at det er mange forhold som må vurderes i hver enkelt studie det skal overføres fra og i hvert enkelt case det skal overføres til, før vi kan benytte verdier fra verdioverføring til å si noe meningsfylt om verdier i aktuelle norske restaureringsprosjekter. Særlig vil punkt 1 og 2 i retningslinjene for verdioverføring kreve nøye beskrivelse for beslutningsstedet, og at slik informasjon er tilgjengelig i studien det overføres fra («studiestedet»).

Figur 4-2: Sammenstilling av virkninger (fiktive eksempler)



Illustrasjon: Oslo Economics. Innholdet i figuren er kun ment som illustrasjon og det er ikke gjort konkrete vurderinger av prosjekter.

overføring – gitt at det finnes egnede og relevante studier å overføre fra. Slik verdioverføring medfører flere fordeler, blant annet kostnads- og tidsbesparelser sammenlignet med å utføre nye verdsettingsstudier.

Verdioverføring krever at det foreligger tilstrekkelig informasjon om restaureringstiltaket både i den foreliggende studien og i det «nye» tiltaket, til at man meningsfylt kan overføre nytteverdier. Dette vil kreve en grundig gjennomgang av aktuelle studier – og en god beskrivelse av det restaureringstiltaket som skal vurderes i norsk kontekst, for å kunne vurdere overførbarheten. Verdioverføring kan derfor ikke gjøres på generelt grunnlag basert på foreliggende studier, men kan gjennomføres i en noe omstendelig prosess, som beskrevet i boksen på forrige side.

Verdioverføring medfører også en del tilleggsusikkerhet, sammenlignet med å gjennomføre en primær verdsettingsstudie. I tillegg til den usikkerheten som følger med verdsettingsmetodene som brukes i de opprinnelige studiene, vil det bl.a. være ulikheter mellom endringer i godet som verdsettes og berørt befolkning i studien det overføres fra og caset det overføres til. Det kan for eksempel gjelde økosystemtjenestenes (eller miljøgodenes) egenskaper, omfang av

miljøendringen, tilgjengelige alternativer, beslutningskontekst og berørt befolkning.

Den økte usikkerheten ved verdioverføring bør veies opp mot tids- og kostnadsbesparelser sammenlignet med å gjennomføre en ny verdsettingsstudie, og hva som anses som et akseptabelt usikkerhetsnivå i beslutningssituasjonen.

4.2.3 Sammenstilling av virkninger

Figur 4-2 viser et eksempel på hvordan kostnads- og nyttevirksomheter kan sammenstilles for en samlet vurdering. Figuren tar for seg to fiktive prosjekter i ferskvannøkosystemer. For begge prosjektene illustrerer vi hvordan kostnader og nyttevirksomheter kan variere. Visualiseringen bygger på generelle funn og observasjoner fra litteraturgjennomgangen.

Figuren illustrerer at to prosjekter kan ha om lag like store kostnader, men sammensetningen av disse kan være ulik. I det første prosjektet utgjør investeringskostnaden den største delen av kostnaden, for eksempel i et mer utilgjengelig område, der det vil være høyere kostnader for å komme til området. I det andre eksempelet, et urbant område, er den største kostnaden alternativkostnaden som reflekterer dagens bruk av området, for eksempel til jordbruk.

Figuren skiller mellom prissatt nytte og ikke-prissatt nytte. De prissatte nyttevirkningene kan vurderes opp mot kostnaden, på en felles skala i kroner. I prosjekt 2 er nytten av naturskadebeskyttelse vurdert som større, fordi det her for eksempel er flere som bor i nærområdet og dermed større verdier som beskyttes ved restaurering.

De ikke-prissatte nyttevirkningene er oppgitt på en skala fra liten til meget stor positiv (som følger av DFØs. veileder). Det gir ikke mening å summere de ikke-prissatte virkningene, og disse er derfor inkludert som hver sin rad.

I visualisering og sammenstilling av virkninger bør også usikkerhet komme fram. Det har ikke vært anledning til å gå inn i disse vurderingene i denne rapporten, men figuren viser hvordan dette kan illustreres med skraverte ruter.

4.2.4 Tidsperspektiv og diskontering

I samfunnsøkonomiske vurderinger av natur-restaureringstiltak, er det viktig at tidsperspektivet hensyntas. Et restaureringstiltak anses som samfunnsøkonomisk lønnsomt dersom netto nåverdi er positiv. Netto nåverdi er summen av diskonterte effekter minus summen av diskonterte kostnader over en gitt analyseperiode. Hvor lang denne analyseperioden er, og hvordan nytte og kostnader diskonteres kan derfor være avgjørende for lønnsomheten av tiltak.

Erfaringer fra naturrestaurering og funn fra litteraturen viser at det i mange tilfeller kan ta flere år før nyttevirkningene materialiseres. Den største delen av kostnadene knyttet til et restaureringsprosjekt påløper som regel under selve gjennomføringen av restaureringstiltaket. Enkelte tiltak, som fjerning av fremmede, skadelige arter, gir synlige resultater relativt raskt. Andre tiltak, som revegetering, kan derimot kreve flere år eller tiår før de har full effekt. I alle tilfeller vil det svært ofte ta mange år før man ser (full) effekt på økosystemnivå og kan måle alle nyttevirkningene av tiltaket. Siden nytten først realiseres på sikt, er valg av tidsperiode viktig for om den fulle verdien av restaurerings-tiltaket inkluderes i analysen.

Fra litteraturgjennomgangen ser vi også flere eksempler på at lønnsomheten er avhengig av tidsperioden som brukes. Caffey et al. (2014) viser nytte-kostnadsbrøker for et restaureringstiltak i et kystøkosystem for flere scenarier, inkludert både 20 og 50 års perspektiv. Funnene deres tyder blant annet på at tiltaket er samfunnsøkonomisk lønnsomt over 50 år, men ikke over 20 år. I restaurering av våtmark sammenligner både Creed et al. (2022) og Pattinson-Williams et al. (2017) nytte-

kostnadsbrøken over ti og 30 år. Pattinson-Williams et al. (2017) finner at nytte øker ti ganger fra år 1 til år 10, og dobler seg igjen til år 30, mens kostnaden imidlertid bare øker to til tre ganger i samme periode. I Creed et al. (2022) øker nytte-kostnadsbrøken omtrent fire ganger fra år 10 til 30.

Når nytten realiseres over lang tid, mens en stor del av kostnadene påløper «i dag», er også valg av kalkulasjonsrente et viktig spørsmål. For å hensynta forskjeller mellom verdien av et gode i dag og i fremtiden, diskonteres fremtidige verdier med en kalkulasjonsrente til dagens nivå. Dette innebærer samtidig at verdier i fremtiden får lavere vekt enn verdier i dag. For restaureringsprosjekter med nytte som oppstår langt frem i tid, innebærer dette at nytten relativt sett må være større for at tiltaket skal vurderes som samfunnsøkonomisk lønnsomt.

I litteraturen er også variasjon i kalkulasjonsrente drøftet. For eksempel viser Verdone og Seidl (2017) at nytte-kostnadsbrøken av et restaureringstiltak i skog varierer kraftig med valg av diskonteringsrente. En diskonteringsrente på 4,3 prosent gir en nytte-kostnadsbrøk på 7,54, mens en lavere rente, på 1,3 prosent, øker brøken betydelig, til 30,92. Dette illustrerer hvordan en lavere diskonteringsrente øker verdien av langsiktige nyttevirkinger. Samtidig understreker forfatterne viktigheten av et intergenerasjonsperspektiv for blant annet å fange opp verdien av kollektive goder.

Som hovedregel holdes alle priser reelt uendret over tid i en samfunnsøkonomisk analyse (Finansdepartementet, 2021). Samtidig åpner Rundskriv 109/ (2021) for at verdien av miljøgoder kan justeres over tid, dersom for eksempel fremtidig knapphet eller betydning kan endre den relative verdien.

4.2.5 Usikkerhetsvurderinger

Usikkerhet, særlig knyttet til nyttevirkningene av restaureringstiltak, kan gjøre det utfordrende å sammenligne ulike prosjekter. Nytten kan avhenge av mange forhold, inkludert økologiske prosesser, lokale forhold, usikkerhet om når virkningene vil materialisere seg og usikkerhet i verdsettingen av virkningene. Når usikkerheten er betydelig, kan det være nødvendig å vurdere om tiltaket fortsatt er verdt de høye kostnadene, eller om ressurser bør prioriteres til prosjekter der nytten er mindre usikker, selv om potensielle gevinster kan være mindre. Derfor er usikkerhetsanalyser og -vurderinger en viktig del av en god samfunnsøkonomisk analyse, og også en nødvendig del av analysen av restaureringsprosjekter.

4.3 Utfordringer ved bruk av SØA til naturrestaurering

4.3.1 Mål og relevante tiltak vurderes ofte ikke sammen

En del nytte-kostnadsanalyser av naturrestaurering er gjort på et overordnet nivå, som for eksempel EU-studien vi viser til her. Studien finner en nytte-kostnadsbrøk for hvert økosystem, uten å synliggjøre variasjoner i både nytte og kostnader innenfor samme økosystem. Studien vurderer samlet kostnad og nytte ved å nå en målsetning, uten å definere klart hva slags tiltak som er nødvendig for å nå disse målene, og hva tiltakene i praksis vil innebære på ulike steder. Studien går dermed ikke langt inn i vurdering av stedsspesifikke kostnader og variasjoner mellom lokasjoner.

Vi har sett få eksempler der stegene i en samfunns-økonomisk analyse er fulgt for å utforme gode tiltak, basert på et problem og målsetning. Dette kan føre til at ikke bredden av mulige tiltak brettes ut og vurderes, for eksempel ulike restaurerings-tiltak eller restaurering av ulike økosystemer.

Når ikke konkrete mål og en problembeskrivelse ligger til grunn for valg av tiltak, blir det videre i analysen en utfordring med å vurdere de faktiske virkningene av tiltakene. I en samfunnsøkonomisk analyse skal virkninger ses opp mot nullalternativet. Hvis analysen ikke vurderer hvordan området vil utvikle seg uten tiltak, er det også utfordrende å si noe om årsakssammenhenger ved tiltaket.

4.3.2 Utfordrende å måle effektene av restaurering

Det er krevende å måle effektene av restaurering, spesielt på lang sikt. Erfaringer fra tidligere arbeid og funnene fra litteraturgjennomgangen viser at kunnskapen om de langsiktige effektene av naturrestaurering fortsatt er begrenset. Dette gjelder særlig de langsiktige gevinstene av tiltakene.

Det gjennomføres generelt lite oppfølging av restaureringstiltak for å vurdere måloppnåelse og dokumentere oppnådde gevinst. Selv om effektene kan være vanskelige å måle, utgjør slik kunnskap et viktig underlag for gode analyser av fremtidige restaureringsprosjekter. For å kunne gjøre gode nytte- og kostnadsvurderinger i arbeidet med naturrestaurering, er det derfor et stort behov for mer oppfølging og evaluering av allerede gjennomførte tiltak.

For å verdsette virkninger av et restaureringstiltak er det avgjørende å forstå de langsiktige effektene av tiltaket. Manglende innsikt i disse effektene

innebærer ofte betydelig usikkerhet i funnene. Litteraturgjennomgangen viser også at virkninger som er vanskelige å prissette, eller som er preget av stor usikkerhet, ofte kun beskrives kvalitativt i en analyse. Slike virkninger kan da i mange tilfeller bli mindre vektlagt i en samlet vurdering eller når funnene brukes videre i etterkant.

Mange studier har som formål å vise at nytten av restaureringstiltaket overstiger kostnadene, men ikke nødvendigvis med hvor mye. I enkelte studier prissettes dermed kun de virkningene som antas å ha størst nytteeffekter eller som er lettere å tallfeste. Dersom målet er å prioritere mellom ulike restaureringstiltak, er det imidlertid nødvendig at alle virkninger vurderes og prissettes så langt som mulig.

4.3.3 Hvordan måle mer restaurering opp mot bedre restaurering?

Flere studier bruker nytte- og kostnadsestimater basert på størrelsen av et område som skal restaureres. I slike estimater vurderes imidlertid ikke kvalitet eller endring i kvalitet på økosystemet eller økosystemtjenestene som leveres før og etter tiltaket. Dermed kan restaurering av et stort areal fremstå som samfunnsøkonomisk mer lønnsomt enn restaurering av et lite område, selv om kvaliteten på restaureringen kan være lavere. Dette kan komme i konflikt med målsettingen om naturrestaurering, der hensikten ikke nødvendigvis er å restaurere størst mulig areal, men å gjøre tiltak som har størst effekt på økosystemers tilstand, naturmangfold og økosystemtjenester. Hvilke områder som restaureres og hvordan det gjøres er derfor avgjørende, og det er spesielt viktig at restaureringsplaner ikke bare vurderes på lokalt nivå, men sees i sammenheng med nasjonale miljømål.

4.3.4 Rammeverkets verdi i arbeidet med restaurering

Gjennomgangen i denne rapporten viser at samfunnsøkonomiske vurderinger av naturrestaurering fortsatt står overfor betydelige metodiske og kunnskapsmessige utfordringer. Manglende kobling mellom mål og tiltak, begrenset innsikt i langsiktige effekter og en tendens til å vektlegge arealomfang fremfor kvalitet, gjør at analysene ofte gir et ufullstendig bilde av den reelle verdien av restaurering.

Samtidig kan samfunnsøkonomiske analyser gi et rammeverk for å strukturere og tydeliggjøre de samlede kostnadene og nyttevirkningene av et restaureringstiltak. Ved å anvende rammeverket systematisk kan man ikke bare synliggjøre hva vi vet, men også avdekke kunnskapshull og behov for

videre forskning og oppfølging. Dermed kan SØA bidra til å styrke beslutningsgrunnlaget og sikre at fremtidige restaureringstiltak utformes på en måte som gir størst mulig verdi for både natur og samfunn.

For å styrke beslutningsgrunnlaget fremover er det nødvendig med mer systematisk oppfølging av

gjennomførte tiltak, bedre dokumentasjon av både kostnader og nyttevirkninger, og en tydeligere integrering av kvalitetsdimensjoner i vurderingene. På den måten kan samfunnsøkonomiske analyser i større grad bidra til å identifisere de mest effektive restaureringstiltakene, og sikre at ressursene brukes der de gir størst verdi for naturen i seg selv og samfunnet.

Vedlegg A Litteratursøk

For det systematiske søket etter fagfellevurdert forskningslitteratur, har vi benyttet PICO/PECO-metodikken som er vanlig for systematiske litteratursøk. Metoden går ut på at man tar utgangspunkt i en problemstilling eller et forskningsspørsmål, og bruker dette for å identifisere og dele opp søketermer i kategorier. Disse settes deretter sammen med hjelp av boolske operatører (OR og AND), for å fange opp alle aspekter.

PECO står for:

- P (Population) – norsk natur og sammenlignbar natur.
- E (Exposure) - Restaureringstiltak relevante i norsk sammenheng
- C (comparator) - Ikke eksplisitt nødvendig i søk
- O (Outcome) - Samfunnsøkonomiske vurderinger og metoder, nytte- og kostnadsvirkninger.

I søket er det viktig å identifisere flest mulig relevante søketermer innenfor hver av de tre kategoriene (P, E og O). Søketermer innen hver kategori kombineres med OR, og deretter kombineres de tre kategoriene med AND. Søkestrengen vi har benyttet er:

("ecosystem*" OR "habitat*" OR "forest*" OR "wetland*" OR "river*" OR "marine*" OR "peatland*" OR "grassland*" OR "coastal zone*" OR "lake*" OR "alpine*" OR "stream*" OR "kelp*" OR "benthic*" OR "intertidal*" OR "coast*" OR "freshwater*" OR "freshwater*" OR "terrestrial*" OR "heathland*")

AND

restor* W/2 ("nature*" OR "habitat" OR "ecology*" OR "ecosystem*" OR "river*" OR "forest" OR "wetland" OR "riparian" OR "coastal" OR "grassland" OR "land") OR rehabilitat* W/2 ("nature*" OR "habitat" OR "ecology*" OR "ecosystem*" OR "river*" OR "forest" OR "wetland" OR "riparian" OR "coastal" OR "grassland" OR "land") OR "rewilding" OR "recreate"

AND

("economic valuation" OR "ecosystem* W/2 valuat*" OR "non-market valuation" OR "monetary valuation" OR "cost-benefit analysis" OR "cost effectiveness" OR "contingent valuation" OR "choice experiment" OR "natural capital" OR "economic assessment" OR "willingness to pay" OR "economic analysis" OR "cost W/2 benefit" OR "DCR" OR "discrete choice experiment" OR "cost effectiveness" OR "revealed preferences" OR "stated preferences" OR "willingness to accept" OR "socioeconomic factor*" OR "socioeconomic status" OR "socioeconomic condition*" OR "socioeconomic assessment*")

5. Referanser

- Ainsworth, C. & Pitcher, T., 2009. A bioeconomic optimization approach for rebuilding marine communities: British Columbia case study. *Environmental Conservation*.
- Barbier, E., 2018. Economics of Wetland Restoration and Creation. I: *The Wetland Book*. Dordrecht: Springer, pp. 1997-2001.
- Barbier, E. B. & Enchelmeier, B. S., 2014. Valuing the storm surge protection service of US. *Journal of Environmental Economics and Policy*, pp. 167-185.
- Bergh, C., 2020. *Sveriges Natur*. [Internett]
Available at:
<https://www.sverigesnatur.org/aktuellt/utdikade-vatmarker-star-for-20-procent-av-sveriges-klimatutslapp/>
[Funnet 2025].
- Bergstrom, J. C. & Loomis, J. B., 2017. Economic valuation of river restoration: An analysis of the valuation literature and its uses in decision-making. *Water Resources and Economics*.
- Bergstrom, J. C. & Loomis, J. B., 2021. What is the Total Economic Value of River Restoration and Why is it Important?. pp. 191-209.
- Bernhardt, E. S. et al., 2005. Synthesizing U.S River Restoration Efforts. *Science* 308, pp. 636-637.
- Bouzidi, N. & Pérez-Blanco, C. D., 2025. A dynamic hydro-economic model to assess the effectiveness and economic benefits and costs of wetland restoration and creation. *Ecosystem Services*, Issue 73, p. 101737.
- Caffey, R. H., Wang, H. & Petrolia, D. R., 2014. Trajectory economics: Assessing the flow of ecosystem services from. *Ecological Economics*, pp. 74-84.
- Calder, R. S. et al., 2019. *Forecasting ecosystem services to guide coastal wetland rehabilitation decisions*, s.l.: Ecosystem Services.
- CBD, 2022. *Kunming-Monteral Global Biodiversity Framework*, s.l.: s.n.
- Chadourne, M., Cho, S. H. & Roberts, R. K., 2012. Identifying Priority Areas for Forest Landscape Restoration to Protect Ridgelines and Hillsides: A Cost-Benefit Analysis. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, Issue 2, pp. 275-294.
- Chen, W. et al., 2022. Ecosystem service benefits and costs of deep-sea ecosystem restoration. *Journal of Environmental Management*.
- Colman, J. E. et al., 2025. *Kartlegging og prioritering av restaureringsareal i Norge – en tilnærming*, s.l.: s.n.
- Corsair, H. et al., 2009. Multicriteria Decision Analysis of Stream Restoration: Potential and Examples. *Group Decision and Negotiation* 18, pp. 387-417.
- Creed, I. F. s. b. o. et al., 2022. Can Restoration of Freshwater Mineral Soil Wetlands Deliver Nature-Based Climate Solutions to Agricultural Landscapes?. *Frontiers in Ecology and Evolution* , p. 932415.
- Department for Environment, Food & Rural Affairs, 2025. *Guidance: Statutory biodiversity metric tools and guides*. [Internett]
Available at:
<https://www.gov.uk/government/publications/statutory-biodiversity-metric-tools-and-guides>
[Funnet 2025].
- Department for Environment, Food & Rural Affairs, 2025. *Guidance: Understanding biodiversity net gain*. [Internett]
Available at:
<https://www.gov.uk/guidance/understanding-biodiversity-net-gain>
[Funnet 2025].
- Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2023a. *Incorporating Local Nature Recovery Strategies when planning for Biodiversity Net Gain*. [Internett]
Available at:
<https://defraenvironment.blog.gov.uk/2023/11/07/incorporating-local-nature-recovery-strategies-when-planning-for-biodiversity-net-gain/>
[Funnet 2025].
- Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2023b. *Local nature recovery strategies*. [Internett]
Available at:
<https://www.gov.uk/government/publications/local-nature-recovery-strategies/local-nature-recovery-strategies>
[Funnet 2025].
- Dubgaard, A., Kallesøe, M. F. & Ladenburg, J., 2005. Cost-benefit analysis of river restoration in Denmark. p. 124–150.

Erikstad, L., Hagen, D. & Simensen, T., 2023. Working with natural processes: Restoring a mining landscape in the High Arctic, Svalbard, Norway. *Geoheritage*, Issue 87.

Europalov, 2025. *Naturrestaurering 2024*. [Internett] Available at: <https://europolov.no/rettsakt/naturrestaurering-2024/id-32935>

European Commission, 2022. *COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT IMPACT ASSESSMENT Accompanying the proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on nature restoration*, Brussel: s.n.

Evju, M., Hagen, D., Kyrkjeeide, M. & Köhler, B., 2020. Learning from scientific literature: Can indicators for measuring success be standardized in "on the ground" restoration?. *Restoration Ecology*.

Finansdepartementet, 2021. *R-109 Prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser*, s.l.: Finansdepartementet.

Finansdepartementet, 2024. *Regjeringen*. [Internett] Available at: <https://www.regjeringen.no/no/tema/okonomi-og-budsjett/statlig-okonomistyring/karbonprisbaner-for-bruk-i-samfunnsokonomiske-analyser-i-2025/id3080821/>

Gallant, K. et al., 2020. Measurement and economic valuation of carbon sequestration in Nova Scotian wetlands. *Ecological Economics*, p. 106619.

Glenk, K. & Martin-Ortega, J., 2018. The economics of peatland restoration. *Journal of Environmental Economics and Policy*, Issue 4, pp. 345-362.

Hagen, D. et al., 2022b. *From military training area to National Park over 20 years: Indicators for outcome evaluation in a large-scale restoration project in alpine Norway*, s.l.: Journal for Nature Conservation.

Hagen, D. et al., 2022. *Nye virkemidler i arealforvaltningen - naturrestaurering, arealregnskap og naturavgift*, s.l.: NINA.

Hitzhusen, F., 2006. Cost-benefit analysis: Applications to restoration of rivers. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, p. 215-224.

Holmes, T., Bergstrom, J. & Huszar, E., 2004. Contingent valuation, net marginal benefits, and the scale of riparian ecosystem restoration. *Ecological Economics*, p. 19-30.

Immerzeel, B. et al., 2024. *Building a natural capital-based financing mechanism for peatland restoration in Norway ARV pilot development track 1*, s.l.: NINA.

IPBES, 2018. *The IPBES Assessment Report on Land Degradation. Annex I Glossary*, s.l.: IPBES Secretariat .

Jenkins, W. A., Murray, B. C., Kramer, R. A. & Faulkner, S. P., 2010. Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics*, Issue 5, pp. 1051-1061.

Jørgensen, D., 2015. Ecological restoration as objective, target, and tool in international biodiversity policy. *Ecology and Society*, Issue 4.

Kenney, M. et al., 2012. Is Urban Stream Restoration Worth It?. *JOURNAL OF THE AMERICAN WATER RESOURCES ASSOCIATION*, p. 603-615.

Kenyon, W. & Nevin, C., 2001. The use of economic and participatory approaches to assess forest development: a case study in the Ettrick Valley. *Forest policy and economics*, Issue 1-2, pp. 69-80.

Klima- og miljødepartementet , 2023. *Norges største naturrestaurering ferdigstilt*. [Internett] Available at: <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/norges-storste-naturrestaurering-ferdigstilt/id2993999/>

Klima- og miljødepartementet, 2025. *Forskrift om tilskudd til naturrestaurering*. [Internett] Available at: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2025-11-02-2228/>

Kotiaho, J. et al., 2016. *Framework for assessing and reversing ecosystem degradation*, Helsinki: Ministry of the Environment.

Kotiaho, J. S. & Moilanen, A., 2015. Conceptual and operational perspectives on ecosystem restoration options in the European Union and elsewhere. *Journal of Applied Ecology*.

Lambert, D., Daly, S., Goudreau, D. & Coviello, C., 2025. *Economic Impacts to Navigation from Flood Control and Restoration Using Benefit-Cost*, s.l.: s.n.

Laudon, H. et al., 2025. Rewetting drained forested peatlands: A cornerstone of Sweden's climate change mitigation strategy. *The Royal Swedish Academy of Sciences*.

Logar, I., Brouwer, R. & Paillex, A., 2019. Do the societal benefits of river restoration outweigh their costs? A cost-benefit analysis. *Journal of Environmental Management*, p. 1075-1085.

Lovdata, 2002. *Lov om miljøvern på Svalbard (svalbardmiljøloven) § 64*. s.l.:s.n.

Magnussen, K. & Navrud, S., 2022. *Nytten av bedre vannmiljø ved redusert eutrofiering*, s.l.: Menon.

Martínez-Paz, J., Pellicer-Martínez & Colino, J., 2014. A probabilistic approach for the socioeconomic assessment of urban river rehabilitation projects. *Land Use Policy*, p. 468–477.

Martínez-Paz, J. M., Perni, A. & Martínez-Carrasco, F., 2013. Assessment of the Programme of Measures for. *European PLanning Studies*, pp. 131-148.

Meld. St. 35 (2023-2024), u.d. *Bærekraftig bruk og bevaring av natur. Norsk handlingsplan for naturmangfold*, s.l.: Klima- og Miljødepartementet.

Meld. St. 35 , 2023-2024. *Bærekraftig bruk og bevaring av natur. Norsk handlingsplan for naturmangfold*, s.l.: s.n.

Mendes, A. et al., 2023. Towards a legal definition of ecological restoration: Reviewing international, European and Member States' case law. *Review of European, Comparative & International Environmental Law*, Issue 1, pp. 3-17.

Miljødirektoratet, 2020. *Plan for restaurering av våtmark i Norge (2021-2025)*, s.l.: s.n.

Miljødirektoratet, 2023. *Økologisk tilstand*. [Internett]
Available at: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/naturkartlegging/okologisk-tilstand/> [Funnet 11 2025].

Miljødirektoratet, 2025. *Naturrestaurering i Norge*. [Internett].

Ministry of Housing, Communities and Local Government; Department for Levelling Up, Housing and Communities, 2024. *Guidance: Biodiversity net gain*. [Internett]
Available at: <https://www.gov.uk/guidance/biodiversity-net-gain> [Funnet 2025].

Ministry of the Environment, u.d. *EU Nature Restoration Regulation*. [Internett]
Available at: <https://ym.fi/en/eu-nature-restoration-regulation> [Funnet september 2025].

Moxey, A. & Moran, D., 2014. UK peatland restoration: Some economic arithmetic. *Science of the Total Environment*, pp. 114-120.

Naturmangfoldsloven, 2009. *Lov om forvaltning av naturens mangfold*, s.l.: LOV-2009-06-19-100.

Naturskyddsföreningen, 2025. *Naturskyddsföreningen*. [Internett]
Available at: <https://www.naturskyddsforeningen.se/artiklar/restaurera-och-anlagga-vatmark-tre-lyckade-vatmarksprojekt/> [Funnet 2025].

Naturvårdsverket et.al., 2025. *Diverse e-postkorrespondanse med Naturvårdsverket og flere länsstyrelser* [Intervju] (5-8 september 2025).

Naturvårdsverket, 2023. *Myllrande våtmarker*, s.l.: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2023. *Naturvårdsverket*. [Internett]
Available at: <https://www.naturvardsverket.se/om-miljoarbetet/sveriges-miljomal/fordjupad-utvardering-av-sveriges-miljomal-2023/nar-vi-miljokvalitetsmalen/myllrande-vatmarker/> [Funnet 2025].

NINA, u.d. *Restaurering av arktisk villmark i Svea på Svalbard*. [Internett]
Available at: <https://www.nina.no/B%C3%A6rekraftig-samfunn/Naturrestaurering/Svea-prosjektet#>

NOU 2013:10, 2013. *Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester*, Oslo: Klima- og miljødepartementet.

NOU 2013:10, 2013. *Naturens goder- om verdsetting av økosystemtjenester*, s.l.: Miljøverndepartementet.

Office for National Statistics, 2025. *UK natural capital accounts: 2025*. [Internett]
Available at: <https://www.ons.gov.uk/economy/environmentalaccounts/bulletins/uknaturalcapitalaccounts/2025>

Oleskog, G., 2025. *Wetland restoration benefits both climate and biodiversity*. [Internett]
Available at: https://www.europeandissemination.eu/article/wetland-and-restoration-benefits-both-climate-and-biodiversity/22380?utm_source=chatgpt.com

Oslo Economics, 2022. *Teste metode for verdsetting av virkninger i naturmangfoldsaker - case verneområder*, s.l.: Miljødirektoratet.

Pattison-Williams, J. K., Yang, W., Liu, Y. & Gabor, S., 2017. Riparian wetland conservation: A case study of phosphorous and social return on investment in the Black River watershed. *Ecosystem Services*, pp. 400-410.

- Perni, A. & Martínez-Paz, J. M., 2023. Socioeconomic assessment of the restoration of highly modified coastal. *Environmental Impact Assessment Review*.
- Randen, T. H. B. et al., 2024. *Kunnskapsgrunnlag for monetær verdsetting i økosystemregnskap*, s.l.: SSB.
- Randen, T. H. B. et al., 2024. *Kunnskapsgrunnlag for monetær verdsetting i økosystemregnskap*, s.l.: Statistisk Sentralbyrå.
- Räsänen, A. et al., 2023. *Euroopan unionin ennallistamisasetusehdotuksen luontotyyppi- ja turvemaatavoitteiden vaikutukset Suomessa*. [Internett]
Available at: <https://jukuri.luke.fi/items/4b947823-3fe3-4728-8f02-1ff5bb5e3d55>
- Sarvilinna, A., Lehtoranta, V. & Hjerppe, T., 2017. Are Urban Stream Restoration Plans Worth Implementing?. *Environmental Management*, pp. 10-20.
- Saulters, O., 2014. Undam it? Klamath tribes, social ecological systems, and economic impacts of river restoration. *American Indian Culture and Research Journal*, pp. 25-54.
- Sellergren, M., Li, J., Drakare, S. & Thöns, S., 2023. Decision Support for Lake Restoration: A Case Study in Swedish Freshwater Bodies. *Water (Switzerland)*.
- Skrindo, A. et al., 2023. *Restaurerbar natur Nordre Follo*, s.l.: Norsk institutt for naturforskning.
- Spurgeon, J., 1999. *The Socio-Economic Costs and Benefits of Coastal Habitat Rehabilitation and Creation*, s.l.: Marine Pollution Bulletin.
- Spurgeon, J., 2001. Improving the economic effectiveness of coral reef restoration. *Bulletin of Marine Science*.
- SSB , 2025. *tabell 09594*. s.l.:s.n.
- Stange, E., Hagen, D., Junker-Köhler, B. & Kaltenborn, B. P., 2022. Public perceptions of ecological restoration within the context of Norwegian landscape management. *Rstoration Ecology*, September, p. e13612.
- Statsforvalter, 2025. *Myrrestaurering oversikt - offentlig*. [Internett]
Available at: <https://fylkesmannen.maps.arcgis.com/apps/dashboards/2aa17af6876c4afa8df93673c449a9ab>
- Stewart-Sinclair, P. J., Klein, C. J., Bateman, I. J. & Lovelock, C. E., 2021. Spatial cost–benefit analysis of blue restoration and factors driving. *Conservation Biology*.
- Store norske leksikon, 2025. *Store norske leksikon*. [Internett].
- Strange, N., Bredahl Jacobsen, J., Thorsen, B. J. & Tarp, P., 2007. Value for money: Protecting endangered species on Danish heathland. *Environmental Management*.
- Tucker, G. et al., 2013. *Estimation of the financing needs to implement Target 2 of the EU Biodiversity Strategy. Report to the European Commission*, London: Institute for European Environmental Policy (IEEP).
- United Nations, 2019. *United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021-2030)*, New York: s.n.
- United States Environmental Protection Agency (EPA), 2025. *Summary of Clean Water Act*. [Internett]
Available at: <https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-clean-water-act> [Funnet 2025].
- Veileder M-1941, 2023b. s.l.: Miljødirektoratet.
- Verdone, M. & Seidl, A., 2017. Time, space, place, and the Bonn Challenge global forest restoration target. *Restoration ecology*, Issue 6, pp. 903-911.
- Weber, M. A., Tidwell, V. C. & Thacher, J. A., 2010. Dynamic physical and economic modelling of riparian restoration options. *Environmental Modelling & Software*, Issue 12, pp. 1825-1836.
- Weinstein, M. P., Guo, Q. & Santasieri, C., 2021. Protecting People and Property While Restoring Coastal Wetland. *Estuaries and Coasts*.
- Øygarden, L., Veidal, A. & Marianne, B., 2018. *Kostnader og effekter av vannmiljøtiltak i jordbruket - en statusrapport og metode for samfunnsøkonomisk analyse*, s.l.: NIBIO.



oslo**economics**

www.osloeconomics.no

E-post og telefon:
post@osloeconomics.no
+47 21 99 28 00

Besøksadresse:
Klingenberggata 7A
0161 Oslo

Postadresse:
Postboks 1562
Vika
0118 Oslo