



Virkemidler for forvaltning av biologisk mangfold

Delrapport 3: Tiltak og virkemidler for vern av
biodiversitet i skog og våtmarker

Arild Vatn, Erik Framstad og Birger Solberg (red.)

Virkemidler for forvaltning av biologisk mangfold

Delrapport 3: Tiltak og virkemidler for vern av
biodiversitet i skog og våtmarker

TemaNord 2005:563

© Nordisk Ministerråd, København 2005

ISBN 92-893-1207-6

Trykk: Ekspresen Tryk & Kopicenter

Opplag: 450

Trykt på miljøvennlig papir som oppfyller kravene i den nordiske miljøsvanemerkeordning.

Publikasjonen kan bestilles på www.norden.org/order. Flere publikasjoner på
www.norden.org/publikationer

Printed in Denmark

Nordisk Ministerråd

Store Strandstræde 18
1255 Copenhagen K
Telefon (+45) 3396 0200
Fax (+45) 3396 0202

Nordisk Råd

Store Strandstræde 18
1255 Copenhagen K
Telefon (+45) 3396 0400
Fax (+45) 3311 1870

www.norden.org

Det nordiske miljøsamarbeidet

Miljøsamarbeidet skal bidra til å forbedre miljøet og forebygge problem såvel i Norden som på internasjonalt plan. Samarbeidet ledes av Embetsmannskomiteen for miljøspørsmål. Det omfatter fastsetting av felles mål for handlingsplaner, felles prosjekt, informasjonsutveksling og innsatser til f.eks. Øst-Europa gjennom Nordic Environmental Finance Corporation (NEFCO).

Det nordiske samarbeidet

Det nordiske samarbeidet er et av de eldste og mest omfattende regionale samarbeider i verden. Det omfatter Danmark, Finland, Island, Norge og Sverige samt Færøyene, Grønland og Åland. Samarbeidet styrker samhörigheten mellom de nordiske land med respekt for de nasjonale forskjeller og likheter. Det øker mulighetene for å hevde Nordens interesser i omverdenen og fremme det gode naboskap.

Samarbeidet ble formalisert i 1952 med *Nordisk Råds* opprettelse som forum for parlamentarikerne og regjeringene i de nordiske land. I 1962 underskrev de nordiske land Helsingforsavtalen, som siden har vært den grunnleggende rammen for det nordiske samarbeidet. I 1971 ble *Nordisk Ministerråd* opprettet som det formelle forum til å ivareta samarbeidet mellom de nordiske regjeringer og den politiske ledelsen i de selvstyrende områder, Færøyene, Grønland og Åland.

Innhold

Forord	7
Sammendrag av hele rapporten	11
Kokonaisraportin tiivistelmä	19
Summary of the Report	27
Del I: Virkemidler, konflikt og presisjon ved vern av biologisk mangfold i skog og våtmarker	35
Del II: Holdninger til vern av skog blant nordiske skogeiere	83
Del III: Effekter på økonomi og skogstruktur ved skogbehandling tilpasset bevaring av biologisk mangfold i skog	165
Del IV: Konklusjoner og anbefalinger	207
Referanser	217

Forord

Denne rapporten er utarbeidet som del av prosjektet 'Virkemidler for forvaltning av biologisk mangfold i skog og våtmarker'. Prosjektet er finansiert av Nordisk Ministerråd og det norske Miljøverndepartementet. Det har vært ledet av Arild Vatn og det har bestått av tre deler:

1. Operasjonalisering av begrepet biologisk mangfold i skog og våtmarker
2. Status vedrørende mål og virkemidler med hensyn på biologisk mangfold i skog og våtmark i de nordiske landene.
3. En vurdering av effekten av ulike virkemidler for vern av biologisk mangfold i skog og våtmarker

De to første delene er tidligere publisert som separate rapporter i serien TemaNord. Denne rapporten dekker resultatene fra den tredje delen av prosjektet.

I utgangspunktet ble følgende problemstillinger formulert for prosjektets del 3:

- a) å gjennomføre en prinsipiell vurdering av hva som er fornuftige/effektive virkemidler gitt ulike betingelser vedrørende:
 - formålet for forvaltning av det biologiske mangfoldet
 - egenskaper ved det biologiske mangfoldet/godene
 - ulike adferdsforutsetninger
 - trekk ved eksisterende institusjoner på feltet – både politiske og sosiale/kulturelle
- b) å gi kunnskap om effektene av ulike virkemidler: modellering og empiriske studier
- c) å gi anbefalinger mht. endringer i eksisterende politikk.

Disse spørsmålene er alle behandlet i denne rapporten, som består av fire hoveddeler. Først følger en del som dekker de prinsipielle vurderingene. Fokus her er lagt på en teoretisk drøfting av endringer i virkemiddelbruken bort fra dagens system med myndighetsformulerte pålegg om vern, til større grad av deltakelse enten i form av kontraktssystemer/auksjoner eller deltakende prosesser. En slik omlegging er begrunnet i det høye konfliktnivået som eksisterer. Etter vår vurdering er det et av de viktigste hindrene for økt omfang av arealvernet og representerer hovedutfordringen for framtidig virkemiddelbruk på feltet. Denne delen er skrevet av Arild Vatn.

Deretter følger to deler som dekker punkt b) i formålet. Først har vi gjennomført en spørreundersøkelse i Finland, Norge og Sverige for å belyse skogeieres holdninger til vern av biodiversitet i skog/våtmarker og til de prosessene som er benyttet for å etablere slikt vern. Her testes flere av de hypotesene som er utviklet i del I. Materialet er samlet inn ved hjelp av et utvalg hovedfagsoppgaver og dekker til sammen vel 350 skogeiere som alle har fått hele eller deler av eiendommen sin vernet. Studien er skrevet av Even Bergseng, Arild Vatn, Rolf Eriksen og Birger Solberg.

Videre har vi som del III gjennomført en modellanalyse der vi har sett på ulike vernetiltak der vern og bruk kombineres. Formålet med denne studien har vært å se om man kan redusere kostnadene ved vernet ved å kombinere bruk og vern uten at kvaliteten på vernet går ned. Det er to grunner til at vi har valgt denne inngangen. For det første, er det av interesse å frambringe kunnskap om kombinasjon av bruk og vern kan være en kostnadseffektiv strategi for vernet. For det andre kan kombinasjon av drift og vern være viktig i arbeidet med å redusere konfliktnivået. Således supplerer denne analysen holdningsstudien. Del III er skrevet av Jon Andreas Ask, Even Bergseng, Erik Framstad, Terje Gobakken og Hans-Fredrik Hoen.

Rapporten avsluttes med noen sammenfattende anbefalinger om endringer i eksisterende politikk. Denne delen er skrevet av Even Bergseng, Erik Framstad, Birger Solberg og Arild Vatn.

I arbeidet med rapporten, har vi hatt stor hjelp av en rekke personer. I forbindelse med modellanalysene vil vi takke Reidar Haugen og Arild Kristiansen i Ski kommune for data og opplysninger om Ski kommuneskoger. Når det gjelder undersøkelsen blant nordiske skogeiere har en rekke hovedfagsoppgavestudenter deltatt i datainnsamlingen. Vi vil derfor takke professor Katarina Eckerberg (Umeå universitet, Statsvetenskapliga institutionen), Professor Ola Eriksson, (Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig ressurshushållning og geomatik), professor Leif Mattsson og Professor Ola Sallnäs (begge Sveriges Lantbruksuniversitet - Alnarp, Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap) og professor Olli Saastamoinen (University of Juensuu, Faculty of Forestry) for deres deltakelse i planleggingen av holdningsundersøkelsen og for veiledning av de involverte studentene. Vi vil videre takke studentene Markku Vaittinen i Finland (University of Juensuu), Rolf Erling Eriksen, Eli Næss og Tore André Sines i Norge (Universitetet for miljø- og biovitenskap, tidligere Norges landbrukshøgskole), samt Per Ola Hedwall (Sveriges lantbruksuniversitet - Alnarp), Mårten Mattson (Sveriges lantbruksuniversitet) og Eli Skogens (Umeå Universitet) i Sverige.¹

¹ Se Eriksen (2004), Hedwall (2004), Mattson (2004), Næss (2003), Sines (2004), Skogens (2004) og Vaittinen (2004). Referansene til hovedfagsoppgavene finnes i referanselista bakerst i denne rapporten

Vi vil videre takke Mari Laukkanen, Jan Ulrik Overgaard Nielsen og Harpa Gudnadóttir for bidrag til prosjektet via deres hovedfagsoppgaver. Laukkanen har skrevet en oppgave om virkemidler og selve implementeringsprosessen i Finland (Laukkanen 2005) og Overgaard Nielsen gjennomført en studie av ulike virkemidler i Danmark for bevaring av biologisk mangfold i skog (Overgaard Nielsen 2003). Disse to oppgavene har mange likhetstrekk med holdningsstudiene i Finland, Norge og Sverige, men det valgte formatet gjør at resultatene ikke er integrert direkte i denne rapporten. Til slutt har Harpa Gudnadóttir gjennomført en studie av våtmarksvern på Island – nærmere bestemt området omkring Myvatn (Gudnadóttir 2004). I forbindelse med dette siste arbeidet vil vi takke Guðmundur K. Magnusson (University of Iceland) for hans innsats som veileder.

Til slutt vil vi takke prosjektets referansegruppe for bidrag. Den har bestått av:

Danmark:	Seniorrådgiver Jesper Fredshavn, Danmarks miljøundersøgelser
Finland:	Seniorforsker Ilpo Tikkanen, European Forestry Institute
Island:	Avdelingsleder Sigurdur Thrainsson, Miljøverndepartementet (som erstattet Matthildur Stefansdóttir)
Norge:	Rådgiver Jan-Erik Andersen, Fylkesmannen i Sør-Trøndelag og seniorrådgiver Øyvind Lone, Miljøverndepartementet
Sverige:	Avdelingsdirektør Stig Wandén, Naturvårdsverket

Deres innspill i forhold til denne rapporten er knyttet til kommentarer til tidligere utkast av teoridelen samt råd mhp utformingen av de empiriske delene av virkemiddelstudien.

Ås-UMB og Oslo-NINA 28.05.2005

Arild Vatn, Erik Framstad og Birger Solberg

Sammendrag av hele rapporten

Vern av biodiversitet i skog og våtmarker er et tema karakterisert ved mye konflikt. Det gjelder også for de nordiske landene. Denne rapporten dekker resultatene fra tre studier som har vært rettet mot å belyse hvilke alternativer som eksisterer til dagens dominerende praksis, spesielt bruken av *absolutt eller betinget vern*² gjennomført ved *påbud*. Den første studien er en teoretisk analyse rettet mot å avklare hvorfor konflikt kan oppstå. Her drøftes videre strategier som kan benyttes for å redusere konfliktnivået og hvordan slike strategier kan tenkes å influere på vernets biologiske og økologiske kvaliteter.

Den andre studien tar dette perspektivet videre i form av en empirisk analyse av skogeierne holdninger til vern av biologisk mangfold i Finland, Norge og Sverige. Målet med denne delen har vært å se om den framsatte teorien kan forklare konfliktbildet slik det framstår i praksis. Vi har også sett på hvilket syn skogeierne har på verneprosessen og på eventuelle alternativer til dagens praksis.

Mens den andre delen av studien således fokuserer svært mye på prosessen omkring vernet og hva som kan gjøres på dette feltet for å redusere konfliktnivået, har den tredje studien hatt som formål å se på hvilken form vernet bør ha – spesielt effekter av alternativer til absolutt vern. Siden skogeiere synes å akseptere vern kombinert med bruk, kan ulike måter å gjennomføre vern i kombinasjon med bruk ha potensial både til å redusere kostnadene og konfliktnivået. Kanskje er det slik at strengere restriksjoner på driftsopplegg og skjøtsel kan vise seg relativt billig, samtidig som effekten er god? I delstudie III har vi sett på dette.

Utgangspunktet vårt har altså vært det høye konfliktnivået rundt vern. Med basis i en institusjonell modell for adferd har vi i denne rapporten definert fire ulike typer konflikter:

- *Interessekonflikt* – konflikt som karakteriseres av enighet mellom partene både om sak og verdi, men uenighet om fordelingen av kostnader og gevinster.
- *Verdikonflikt* – konflikt som innebærer uenighet om hvilke verdier som er involvert.
- *Sak- eller datakonflikt* – konflikt som karakteriseres av uenighet om hvilke faglige sammenhenger som gjelder
- *Rettighetskonflikt* – konflikter som innebærer ulik oppfatning av hvilke rettigheter som gjelder eller bør gjelde på et område.

² Absolutt vern eller fredning innebærer forbud mot bruk til 'evig tid'. Ved betinget vern/betinget fredning er forbudet tidsbegrenset.

Interessekonflikter er knyttet til hvem som skal kompensere hvem og til størrelsen på kompensasjonen. Det er således en nær kopling mellom interesseaspektet og rettighetsspørsmålet. Verdikonflikter kan på sin side deles i et *innholdsaspekt* og et *prosessaspekt*. Innholdsaspektet er i vårt tilfelle knyttet til verdiene i skogen/våtmarkene og ulike syn på disse. Mens vern er viktig for noen, kan det framstå som meningsløst for andre. Skogbrukere kan ut fra sin kultur og bakgrunn mene at skog er en ressurs som bør brukes, ikke vernes. Men verdikonflikten kan også ha et prosessaspekt. En aktør som oppfatter seg som part i en sak, kan reagere meget negativt om prosessen ikke involverer vedkommende på en måte som viser dette. Vi ser dermed at det også er klare koplinger mellom begreperne rettighetskonflikt og verdikonflikt. Å ha en rettighet gir en forventning om at man er en legitim deltaker i prosesser som vedrører denne rettigheten.

Miljøproblemer er ofte karakterisert av uklare rettigheter. Det skyldes at disse problemene ofte er resultat av endret bruk samtidig som problemene gjerne bygger seg opp over tid. Bruk som tidligere var akseptabel, kan senere vise seg å ha betydelige negative effekter på miljøet. Den gradvise reduksjonen i biologisk mangfold er et typisk eksempel på dette og etterlater ofte uklarheter vedrørende rettighetssituasjonen. Kort sagt: Er det slik at grunneier har plikt til å drive skogen på måter som verner artsmangfoldet, eller skal grunneier kompenseres om han/hun ikke får lov å drive som han/hun vil? Hvor går grensen for det som kan kalles akseptabel respektive uakseptabel bruk?

Den empiriske undersøkelsen vi har gjennomført, var rettet mot å karakterisere konflikten omkring vern i skog og våtmarker i forhold til det ovenstående. Vi var videre interessert i å se om konfliktens innhold og styrke varierte med måten politikken blir satt ut i livet på – prosessaspektet. Til tross for den observerte konflikten, viser undersøkelsen at et flertall av skogeierne er positive til vern på generelt grunnlag. Finske og svenske skogeiere er noe mer positive enn de norske. Det finnes grupper i alle land som ikke ser mening i å verne skog. Dette synet er mest utbredt i Norge. Samtidig bekrefter undersøkelsen – ikke overraskende – at bruksaspektene verdsettes høyt blant skogeierne. De fleste ser skogen som viktig kilde til inntekt og sysselsetting, ikke bare for dem selv men også for samfunnet. De oppfatter skog som en fornybar ressurs som bør brukes. Når mange skogeierne er for både bruk og vern, er det ikke overraskende at de i stor grad mener at bruk og vern kan kombineres. Dette gjelder i alle land, men synet er mest dominerende i Norge.

Når det gjelder vern på egen eiendom, er forskjellene i materialet meget tydelige. Et klart flertall blant finske og svenske skogeiere er positive til vern av skog også på egen eiendom så lenge det gis kompensasjon. Norske skogeiere skiller seg ut med et langt mer negativt syn på dette, noe som indikerer at konflikten er klart høyere i Norge enn i de andre landene.

Når det gjelder årsakene til denne forskjellen, viser analysene våre at de som er positive til vern generelt også tenderer til å være mest positive til vern på egen eiendom. Den ulikheten som er observert i generelt syn forklarer således i noen grad forskjellen i holdning til vern også på egen eiendom. Den fundamentale årsaken synes likevel å ligge et annet sted, nemlig i holdning til prosessen. Dette bekreftes av de statistiske analysene våre (logistisk regresjon), der misnøye med verneprosessen framstår som den klart viktigste årsaken til at skogeiere er negative til vern på egen eiendom.

Mens et klart mindretall i Finland og Sverige – henholdsvis 15 og 26% – er noe eller svært misfornøyd med verneprosessen, er det tilsvarende tallet for det norske utvalget 73% (54% er svært misfornøyd). Mens det faktisk er flest skogeiere i Norge som sier de har vært involvert i verneprosessen (95%), så føler 2/3 at de fikk ta liten eller ingen del i denne prosessen. Mens det i Finland og Sverige er slik at verneprosessen gir økt forståelse for vernet, er det klart motsatt i Norge. Dette kan tyde på at det er verneprosessen som også er skyld i den lavere generelle aksepten av vern som observeres i Norge.

Når vi går inn på elementene bak holdningene til prosessen, framhever særlig de norske skogeierne at de er for lite involvert og at prosessen bærer preg av tvang. De påpeker også at for lite eller sein informasjon og inkompetanse hos vernemyndigheten ødelegger prosessen. I forhold til det siste punktet bør det nevnes at mens det i stor grad er skogmyndigheter som møter skogeiere i verneprosessen i Finland og Sverige, er det i hovedsak miljømyndighetene som kjører prosessen i Norge. Det er åpenbare ulikheter i tillitsforholdene her. Mens et klart flertall av finske og svenske skogeiere har noe eller stor tillit til den organisasjonen de har hatt mest kontakt med, er igjen situasjonen motsatt i Norge.

Det kan være flere årsaker til dette. Dataene våre gir ikke grunnlag for annet enn antydninger. Det virker som det er større tillit til skogmyndighetene generelt, noe som ikke er så overraskende gitt at de på mange måter er skogeiernes samarbeidspartnere i skogfaglige spørsmål. Det er større grad av kulturelt og språklig fellesskap, mens miljømyndighetene kan ha fått noe av et 'fiende-stempel'. Videre benyttes det nok noe 'lempeligere' verneordninger i Finland og Sverige – dvs. det er innslag av avtalebasert vern, samtidig som det også benyttes noe tidsbegrenset vern. Vi har ikke hatt mulighet til å vurdere om dette har gått ut over kvaliteten på vernet, men det bør nevnes at verneomfanget er klart større i Finland og Sverige enn i Norge. Innslaget av mer vern på offentlig grunn og mer vern av arealer tilhørende større skogselskaper i Sverige og Finland utgjør også en del av bildet.

Det har vært en god del diskusjon om kompensasjonen gitt ved vern av skog og våtmarker. I våre analyser framstår ikke det som noen viktig forklaringsfaktor på hvorfor skogeiere er negative til vern på egen eiendom. I Finland uttrykker mange skogeiere at de er fornøyd med erstat-

ningen, selv om det også der er observert misnøye. Det er bare i Norge at misnøye med kompensasjonen gir signifikant utslag med hensyn på villighet til vern på egen eiendom.

Fra litteraturen er det kjent at respondenter krever mye mer i kompensasjon for noe som tas fra dem enn de er villig til å betale for det tilsvarende godet ved kjøp – såkalt tapsaversjon. En spesialstudie gjort blant de norske skogeierne bekrefter dette. Ved pålagt vern krever de i snitt 3-4 ganger så høy kompensasjon for å være fornøyd som ved avtale/ordinært kjøp og salg. Dette indikerer at valg av prosess ikke bare påvirker opplevelsen av delaktighet og respekt for egne verdier. Den påvirker også konflikten ved å influere på kravet til kompensasjon.

Ut fra materialet vårt er det således ikke grunnlag for å hevde at det eksisterer en fundamental verdikonflikt mhp *begrunnelsen* for å verne skog, selv om det finnes undergrupper som ikke ser noen mening med slike tiltak. Den dype konflikten er knyttet til *prosessaspektet*. Dette er videre knyttet til at skogeierne opplever at de som eiere bør være part i saken (rettighetsaspektet). Vi finner også innslag av sakskonflikt i det at svært mange skogeiere mener at det ikke er noen konflikt mellom bruk og vern. Dette er ikke i tråd med det synet vernemyndighetene har.

Kan så problemet reduseres ved å legge større vekt på bruksaspektet når det vernes? I den tredje delstudien har vi sett på kostnader og effekter av strengere restriksjoner på skogskjøtsel og drift. De forholdsvis detaljerte analysene er gjennomført på et 2100 hektar stort område i den sørøstlige delen av Norge. Det ble laget skogbruksplaner med maksimal lønnsomhet som mål gitt ulike restriksjoner på skogbehandlingen. Planleggingshorisonten i studien var 100 år (fordelt på 10 like lange perioder).

Vi har valgt å fokusere på tre scenarier med forskjellig grad av miljørestriksjoner. Det første er et referansescenario basert kun på målet om å maksimere nåverdi. Det andre scenariet, benevnt Levende Skog-alternativet (LS)³, er basert på dagens norske sertifiseringssystem. Det tredje scenariet, benevnt Biologisk Mangfold-alternativet (BM), er utformet med strengere restriksjoner med hensyn til sårbare arter og deres krav til leveområder i skog.

Miljørestriksjonene i de to scenariene inkluderte: (i) Ingen hogst i viktige naturområder, (ii) restriksjoner på tillatte avvirkningsmetoder, (iii) minimum andel gammelskog, (iv) forlenget omløpstid, (v) buffersoner mot nøkkelbiotoper, vann, myr og dyrket mark og (vi) bevaring av spesielle habitatelementer. Generelt er nivået på restriksjonene klart høyere i BM-alternativet enn LS-alternativet. Restriksjonene ble pålagt både enkeltvis og i kombinasjon.

Resultatene viser at LS-standardene har forholdsvis begrenset effekt på skogens nåverdi, med en reduksjon på 6% i forhold til referansealternativet. Restriksjonene under BM-alternativet reduserte nåverdien med

³ 'Levende Skog' er et sett av standarder for bærekraftig skogbruk. Tilsvarende system i Sverige kalles 'Grönare skog'.

hele 43%. Den viktigste grunnen til dette er økt oppbygging av gammel-skog, økt omløpsti og ikke-hogst i et utvidet antall biotoper. Avvirkningskvantumet reduseres med 21 % i BM-alternativet.

De analyserte bevaringstiltakene vil ha ulik effekt på det biologiske mangfoldet. Tiltak som i stor grad forsøker å ivareta skogens opprinnelig struktur og dynamikk antas å ha størst positiv effekt på biologisk mangfold, men slike tiltak ser også ut til å ha høyest kostnad. Tiltak som er lettere å innpasse i et praktisk skogbruk synes å være av lavere verdi for det biologiske mangfoldet. Det ser altså ikke ut til å eksistere noen billige løsninger med god effekt. Et godt vern koster.

I forhold til disse konklusjonene bør det bemerkes at det bare har vært mulig å gjennomføre studien i en type skog. Videre er vurderingen av nytteverdien av ulike bevaringstiltak meget krevende, og vi har ikke hatt ressurser til å gå dypt inn på dette. Resultatene gir likevel en god indikasjon på hvilke effekter dagens sertifiserings-standarder har på økologi og økonomi, og hvordan et skogbruk som sterkt prioriterer biologisk mangfold vil slå ut. Ut fra resultatene kan en også si noe om hvilke tiltak som vurderes som mest kostnadseffektive, men på dette feltet gjenstår det fortsatt mye arbeid når det gjelder å vurdere kvalitativt hvor godt ulike tiltak bidrar til bevaring av biologisk mangfold.

Med bakgrunn i analysene våre har vi formulert et sett anbefalinger med hensyn på framtidig politikk på området. Disse kan kort oppsummeres slik:

- Verneformer: Med de forbehold som er tatt ovenfor, ser det ikke ut til at sterkere restriksjoner på skogskjøtsel og drift kan erstatte absolutt vern. Det kan være at enkelte endringer i dagens skjøtselsskrav burde gjennomføres, men det ser ikke ut til at dette gir betydelige gevinster uten betydelig økning også i kostnadene
- Prosess: Ut fra det som er sagt om verneformer, ser vi at den eksisterende konflikten først og fremst må reduseres ved endringer i prosess, inklusive endringer i ansvarsfordelingen mellom offentlige myndigheter. Utgangspunktet må være en klar definering av rettighetssituasjonen. Vi har i rapporten diskutert alternativer til dagens rettighetsstruktur – dvs. en situasjon der større ansvar legges på skogeierne (jfr. ansvarsforholdene bedrifter har mhp forurensninger). Gitt at vernet av biologisk mangfold i skog og våtmarker oppfattes å være samfunnets ansvar – dvs. at skogeier skal kompenseres for absolutt og betinget vern – framstår det som meget viktig å øke graden av involvering. I rapporten har vi diskutert tre ulike måter dette kan skje på:
 - a) Kjøp og salg av verneområder eiendomsvis – dvs. etablering av en form for børs hvor selgere av arealer til verneformål møter det offentlige (evt. miljøorganisasjoner) som kjøper.

- b) Avtalebasert vern innenfor rammen av en fellesskapsløsning – basert på informasjonsmøter og opinionsbygging. Avtaler som inngås med basis i disse møtene eller nettverkene kan i neste omgang inkludere enkeltskogeiere og grupper av skogeiere, eller etableres via skogeierorganisasjoner.
- c) Fortsatt båndlegging, men med betydelig økt innslag av deltakelse i prosessen.

Løsning a) vil fjerne grunnlaget for verdikonflikt mellom partene på en enkel måte. Bare de som ønsker å selge vil delta. Problemet med denne løsningen er først og fremst at eiere av arealer som myndighetene prioriterer vernet, ikke ønsker å selge. Kvaliteten på vernet kan gå ned. Løsning b) er en mulig vei ut av dette problemet. Man kan utvide antallet som er interessert i/ser nytten av vernet samtidig som konfliktpotensialet kan holdes lavt. Metode b) har også noen fordeler om man ønsker å få til vern på tvers av eiendommer, det vil si større sammenhengende arealer. Til slutt understreker prosesser av type b) læringsaspektet og at vernet også er en samfunnshandling – ikke bare kjøp og salg mellom det offentlige og private eiere. Man bør ikke undervurdere virkningen av nettopp dette for den generelle aksepten av miljøvernet i samfunnet.

Om myndighetene likevel vil forsette å bruke også pålagt vern, er det i følge våre analyser meget viktig å involvere partene tidlig, gjennomføre prosessen på en åpen og kompetent måte, samt sikre at det offentlige oppfyller sine økonomiske forpliktelser raskt. Omorganisering av ansvarsfordelingen mellom offentlige myndigheter der landbruksmyndighetene får en mer sentral rolle i kontakten med skogeier kan være en vei å gå der dette ikke allerede er brukt.

- Kompensasjon: Avtalebasert vern vil nærmest pr. definisjon medføre mindre misnøye med kompensasjonen. Det vil fortsatt være en interessekonflikt involvert, men tapsaversjon unngås. Studien vår viser at skogeierne har ulike ønsker mhp hvilken form kompensasjonen bør ta. Noen ønsker engangsutbetaling, andre årlige beløp, mens noen vil ha makeskifte. Større fleksibilitet her er derfor ønskelig. I den grad dette innebærer en overgang til økt bruk av årlig betaling, reduseres også det umiddelbare presset på finansieringen av vernet en god del.
- Kunnskapsbehov: Vi har identifisert tre hovedtyper kunnskapsbehov som er viktige for å sikre bedre vern av biodiversitet i skog og våtmark. For det første ser vi behov for å gå langt grundigere til verks mhp å avklare hvilke verneformer som er mest fornuftige å benytte enn det som har vært mulig i denne studien. For det andre vil vi foreslå at man setter inn ressurser på å studere de nye typene prosesser som er under utvikling i de nordiske landene – ikke minst overgang til mer bruk av avtalebasert vern. Det er av interesse å få testet de

hypotesene vi har framsatt om virkningen dette kan ha på konfliktnivået og på kvaliteten av vernet. Det er viktig at slike analyser får en komparativ form. Det siste punktet vi vil framheve gjelder studier av hvilket syn andre grupper i samfunnet har på en utvikling der vern i økende grad blir avtalebasert.

Vi har i denne rapporten lagt stor vekt på å forstå konflikten mellom myndigheter og skogeiere. Økt deltakelse fra skogeierne i verneprosessen har et klart potensial mhp å redusere konfliktnivået. I forhold til dette er det også av interesse å få fram kunnskap om hvilke løsninger allmennheten anser som fornuftige. Gevinsten er selvsagt begrenset dersom de framtidige løsningene som velges, både for verneformer og prosess, har lav legitimitet i befolkningen generelt.

Kokonaisraportin tiivistelmä

Metsien ja kosteikkojen monimuotoisuuden suojeleminen on aihe, johon liittyy monenlaisia ristiriitoja. Tämä pätee myös Pohjoismaissa. Tämä raportti esittää tulokset kolmesta eri tutkimuksesta, joiden tarkoituksena on ollut selvittää olemassaolevia vaihtoehtoja verrattuna tänä päivänä vallitsevaan suojelukäytäntöön, ja erityisesti *määräysten* avulla toteutettuun *täydellisen tai ehdollisen suojelun*⁴ käyttöön. Ensimmäinen tutkimus on teoreettinen analyysi, mikä selvittää syyn ristiriidan syntymiseen. Tämä tutkimus pohtii myös käyttökelpoisia strategioita joiden avulla voidaan alentaa ristiriitatasoa, sekä sitä miten tällaiset strategiat voisivat vaikuttaa suojelun biologiseen ja ekologiseen laatuun.

Toinen tutkimus laajentaa edellä mainittua perspektiiviä empiirisellä analyysillä Norjan, Ruotsin ja Suomen metsänomistajien suhtautumisesta biologisen monimuotoisuuden suojeluun. Tämän osan tavoitteena on ollut tarkastella miten esitetty teoria selittää käytännössä ilmeneviä ristiriitoja. Tutkimuksessa on myös tarkasteltu metsänomistajien näkemyksiä suojeluprosessista ja mahdollisista vaihtoehtoista verrattuna tämän päivän käytäntöön.

Tutkimuksen toisen osan keskittyessä suuressa määrin suojeluun liittyvään prosessiin ja siihen mitä tällä osa-alueella olisi tehtävissä ristiriitatason alentamiseksi, on kolmannen tutkimuksen kohteena ollut suojelun eri muotojen, erityisesti täydellisen suojelun vaihtoehtojen vaikutusten tarkastelu. Koska metsänomistajat näyttävät hyväksyvän käyttöön liittyvän suojelun, saattaa sen toteuttaminen eri tavoin käyttöön yhdistettynä olla mahdollisuus, joka alentaa sekä kustannuksia että ristiriitatasoa. Olisikohan niin, että ankarammat rajoitukset käytön ja hoidon suunnittelulle osoittautuisivat suhteellisen halvaksi ja samalla tehokkaaksi ratkaisuksi? Osatutkimus III:ssa on tarkasteltu tätä asiaa.

Lähtökohtana on siis ollut suojeluun liittyvä korkea ristiriitataso. Institutionaalisen käyttäytymisen mallin perusteella on tässä raportissa määritetty neljä erilaista ristiriitatyyppiä:

- *Eturistiriita* – ristiriita, jolle on ominaista osapuolten yksimielisyys niin asia- kuin arvokysymyksistä, mutta erimielisyys kustannusten ja voitojen jaosta.
- *Arvoristiriita* – ristiriita, jolle on luonteenomaista erimielisyys asiaan kuuluvista arvoista.

⁴ Täydellinen suoja eli rauhoitus tarkoittaa käyttökieltoa 'ikuisiksi ajoiksi'. Ehdollinen suojeleminen / ehdollinen rauhoitus tarkoittaa kiellon aikarajoitusta.

- *Asia- tai tietoristiriita* – ristiriita, jolle on ominaista erimielisyys siitä, mistä alakokonaisuuksista on kysymys.
- *Oikeusristiriita* – ristiriita, jolle on ominaista eriävät käsitykset olemassa olevista oikeuksista tai oikeuksista joiden pitäisi olla voimassa jollain alueella.

Eturistiriidat liittyvät kysymykseen siitä, kenen on korvattava kenelle ja kuinka paljon. Etunäkökannan ja oikeuskysymyksen välillä on siis läheinen yhteys. Arvoristiriitoja voidaan taas jakaa *sisältönäkökulman* ja *prosessinäkökulman* mukaan. Sisältönäkökulma liittyy tässä tapauksessa metsässä/kosteikoilla oleviin arvoihin ja niistä ilmeneviin erilaisiin näkemyksiin. Suojelu saattaa olla joillekin tärkeä, toisten mielestä se saattaa taas tuntua tyhjänpäiväiseltä. Metsänviljelijä saattaa kulttuurinsa ja taustansa perusteella olla sitä mieltä, että metsä on luonnonvara, jota pitää hyödyntää, eikä suojella. Arvoristiriitaan voi kuitenkin liittyä myös prosessinäkökulma. Toimija, joka näkee itsensä osapuolena asiassa, saattaa reagoida hyvinkin kielteisesti, ellei hän ole kyseisellä tavalla prosessista osallinen. Tässä nähdään myös selviä yhteyksiä oikeusristiriita- ja arvoristiriitakäsitteiden välillä. Oikeuden omistaminen johtaa olettamukseen, että osapuolen ominaisuudessa ollaan laillinen osallistuja prosesseihin jotka koskevat ko. oikeutta.

Epäselvät oikeudet ovat usein tyypillisiä ympäristöongelmille. Nämä ongelmat johtuvat muuttuneesta käytännöstä ja ongelmilla on usein myös taipumus kasvaa asian pitkittyessä. Voi osoittautua, että aiemmin hyväksyttävissä olleella käytännöllä onkin myöhemmin huomattavia kielteisiä vaikutuksia ympäristöön. Biologisen monimuotoisuuden asteittainen väheneminen on tästä tyypillinen esimerkki, joka usein jättää jälkeensä oikeustilannetta koskevia epäselvyyksiä. Lyhyesti sanottuna: Onko niin, että maanomistajan velvollisuus on hoitaa metsänsä tavalla joka suojaa lajien monimuotoisuutta vai tuleeko maanomistajan saada korvaus, ellei hän saa lupaa käyttää metsäänsä haluamallaan tavalla? Missä kulkee raja hyväksytyn ja ei hyväksytyn käytön välillä?

Suoritetun empiirisen tutkimuksen aiheena oli metsän ja kosteikkojen suojeluun liittyvän ristiriidan selvittäminen suhteessa edellä esitettyyn. Tutkimuksessa kartoitettiin myös missä määrin ristiriidan sisältö ja voimakkuus vaihtelevat ja miten se riippuu tavasta jolla politiikkaa toteutetaan – prosessinäkökulma. Havaitusta ristiriidasta huolimatta tutkimus osoittaa, että metsänomistajien enemmistö suhtautuu yleisesti ottaen myönteisesti monimuotoisuuden suojeluun. Suomalaiset ja ruotsalaiset metsänomistajat suhtautuvat asiaan jonkin verran myönteisemmin kuin norjalaiset. Kaikissa maissa on ryhmiä jotka pitävät metsänsuojelua tarkoituksellana. Tämä näkemys näyttää olevan yleisin Norjassa. Samanaikaisesti tutkimus vahvistaa odotetusti, että käyttönäkökohdat ovat hyvin tärkeitä metsänomistajien keskuudessa. Useimmat näkevät metsän tärkeänä tulolähteenä ja työllistäjänä; ei pelkästään omakohtaisesti vaan

myös koko yhteiskunnalle. He pitävät metsää uusiutuvana luonnonvarana jota pitää hyödyntää. Kun monet metsänomistajat ovat sekä käytön että suojelun kannalla, ei ole yllättävää, että melkoisen osan mielestä käyttö ja suojelu on yhdistettävissä. Tämä pätee kaikissa maissa, mutta tämä näkemys on eniten vallalla Norjassa.

Kun on kyse monimuotoisuuden suojelusta omalla maalla, erot ovat aineistossa varsin selvät. Suurin osa suomalaisista ja ruotsalaisista metsänomistajista suhtautuu myönteisesti monimuotoisuuden suojeluun myös omassa metsässään, kunhan suojelu vain korvataan. Norjalaiset metsänomistajat eroavat edellisistä siinä, että he suhtautuvat huomattavasti kielteisemmin monimuotoisuuden suojelemiseen omissa metsissään, mikä viittaa siihen, että ristiriita on selvästi suurempi Norjassa kuin muissa maissa.

Kun on kyse tämän eron syistä, näyttävät suoritettut analyysit, että ne metsänomistajat, joilla on yleisesti myönteinen näkemys suojelusta, ovat myös taipuvaisia myönteiseen suhtautumiseen omien metsien suojelemisessa. Yleisnäkemyksessä havaittu eroavaisuus selittää siis jossain määrin suhtautumista suojeluun myös omissa metsissä. Perussyy näyttää kuitenkin olevan prosessiin suhtautumisessa. Tilastolliset analyysit ovat vahvistaneet sen seikan (looginen regressio), että tyytymättömyys suojeluprosessiin nousee selvästi tärkeimmäksi syyksi metsänomistajien kielteiseen kantaan oman metsän suojelua kohtaan.

Kun Suomessa ja Ruotsissa selvä vähemmistö – 15 ja 26 % – on jossain määrin tai hyvin tyytymätön suojeluprosessiin, nousee vastaava luku Norjan otannassa 73 %:iin (54 % on hyvin tyytymättömiä). Kun itse asiassa suurin osa Norjan metsänomistajista kertoo olleensa mukana suojeluprosessissa (95 %), niin 2/3:lla heistä on tunne, että he eivät ole kuin vähäiseltä osalta tai ei ollenkaan saaneet osallistua itse prosessiin. Kun suojeluprosessi näyttää lisäävän suojelun ymmärtämystä Suomessa ja Ruotsissa, on tilanne on täysin vastakkainen Norjassa. Tämä voi olla merkki siitä, että myös suojeluprosessi on syyllinen Norjassa huomattuun suojelun yleisesti ottaen vähäiseen hyväksymiseen.

Syvennyttäessä prosessinäkökohtien taustatekijöihin korostavat erityisesti Norjan metsänomistajat, että he ovat saaneet osallistua liian vähän prosessiin ja että tällä on pakon leima. He korostavat myös, että liian vähäinen tai myöhäinen tiedottaminen ja suojeluviranomaisen epäpätevyys pilaavat prosessin. Mitä tulee viimeiseen toteamukseen on tässä yhteydessä mainittava, että Suomen ja Ruotsin metsänomistajat tapaavat pääasiassa metsäviranomaisia suojeluprosessin yhteydessä, kun taas Norjassa suojeluprosessit ovat pääasiallisesti ympäristöviranomaisten hoidossa. Luottamuskysymyksissä tässä on ilmeisiä eroja. Kun Suomen ja Ruotsin metsänomistajien selvä enemmistö tuntee jonkinlaista tai suurta luottamusta siihen organisaatioon, jonka kanssa heillä on ollut eniten yhteyttä, on tilanne jälleen Norjassa päinvastainen.

Tähän voi olla montakin syytä. Kerätyt tiedot eivät anna perustaa muulle kuin oletuksille. Vaikuttaa siltä kuin luottamus metsäviranomaisiin yleisesti ottaen olisi suurempi, mikä sinänsä ei niinkään yllätä, koska nämä monella tavalla ovat yhteistyössä metsänomistajien kanssa metsätaloudellisissa kysymyksissä. Siinä on enemmänkin kulttuurillista ja kielellistä yhteenkuuluvaisuutta, kun taas ympäristöviranomaiset näyttävät saaneen jonkinlaisen ”vihollisleiman”. Suomessa ja Ruotsissa on myös käytössä jossain määrin ’pehmeämpiä’ suojelujärjestelyjä eli siellä toteutetaan sopimusperusteista suojelua rinnan määräaikaisen suojelun kanssa. Tutkimuksessa ei ole ollut mahdollisuuksia arvioida tämän menettelyn vaikutuksia suojelun biologiseen ja ekologiseen laatuun, mutta on todettava, että suojelu on selvästi laajempaa Suomessa ja Ruotsissa kuin Norjassa. Myös valtion ja suurempien metsäyhtiöiden suuremmat osuudet Ruotsin ja Suomen suojatuista pinta-aloista kuuluvat osana kuvaan.

On keskusteltu melko paljon metsän ja kosteikkojen suojeluun liittyvistä kompensatioista. Tutkimuksen yhteydessä tehdyistä analyyseistä selviää, ettei tämä ole mikään tärkeä selvittävä tekijä siihen kysymykseen miksi metsänomistajat suhtautuvat kielteisesti suojeluun omassa metsässään. Suomessa monet metsänomistajat kertovat olevansa tyytyväisiä korvaukseen, joskin myös siellä on havaittu tyytymättömyyttä. Ainoastaan Norjassa tyytymättömyys korvaukseen vaikuttaa merkittävästi hakkuuteen suojella omaa metsää.

Kirjallisuudesta tiedetään, että puolustaja vaatii paljon enemmän korvausta siitä mitä häneltä otetaan pois, kuin mitä hän on valmis maksamaan vastaavasta edusta sitä ostaessaan – ns. tappiovastenmielisyys. Norjan metsänomistajien keskuudessa tehty erityistutkimus vahvistaa tämän ilmiön. Pakollisesta suojelusta vaaditaan keskimäärin 3-4 kertaa suurempaa korvausta kuin sopimuksen tai normaalin oston ja myynnin ollessa kysymyksessä. Tämä osoittaa, että prosessitien valinta ei pelkästään vaikuta osallisuuden tunteeseen ja omien arvojen arvostamiseen, vaan myös ristiriitaan vaikuttamalla korvausvaatimukseen.

Käytössä olleen aineiston pohjalta ei siis ole perusteltua väittää, että olisi olemassa olennainen arvoristiriita, joka koskisi metsän suojelun *aiheellisuutta*, joskin on olemassa ryhmiä joiden mielestä nämä aloitteet tuntuvat tyhjänpäiväisiltä. Syvin ristiriita liittyy *prosessinäkökulmaan*. Tämä taas liittyy metsänomistajien tunteeseen siitä, että heidän olisi omistajan ominaisuudessa oltava osapuolena asiassa (oikeusnäkökulma). Tähän liittyy myös asiaristiriidan piirteitä, koska varsin moni metsänomistaja on sitä mieltä, ettei ole mitään ristiriitaa käytön ja suojelun välillä. Tämä näkemys ei ole linjassa suojeluviranomaisten näkemysten kanssa.

Onko ongelma sitten vähennettävissä painottamalla enemmän käytönäkökulmaa kuin suojelua? Kolmannessa osatutkimuksessa tarkasteltiin metsänhoidolle ja metsän käytölle asetettujen tiukempien rajoitusten kustannuksia ja vaikutuksia. Suhteellisen yksityiskohtaiset analyysit suoritet-

tiin 2100 hehtaarin suuruisella metsäalueella Kaakkois-Norjassa. Alueelle laadittiin metsätaloussunnitelmia, jotka sisälsivät erilaisia metsänkäsitte-lyn rajoituksia ja joiden tavoitteena oli maksimaalinen kannattavuus. Tutkimuksen talouskausi oli 100 vuotta (jaettuna kymmenelle 10-vuotiskaudelle).

Tutkimukseen valittiin kolme skenaariota eriasteisin ympäristörajoituksin. Ensimmäinen on viiteskenaario, joka perustuu yksinomaan tavoitteelle maksimoida nykyarvoa. Toinen skenaario, jota kutsutaan Elävä Metsä - vaihtoehdoksi (LS)⁵, perustuu Norjan tämän päivän sertifiointijärjestelmään. Kolmas skenaario, jota kutsutaan Biologinen Monimuotoisuus-vaihtoehdoksi (BM), on laadittu tiukemmin rajoituksin. Ne ottavat huomioon vaaraantuneet lajit ja näiden asettamat vaatimukset metsäisille elinympäristöilleen.

Ympäristörajoitukset ko. kahdessa skenaariossa käsittävät: (i) Tärkeillä luontoalueilla ei sallita hakkuita, (ii) sallittujen korjuumenetelmien rajoituksia, (iii) minimiosuus vanhaa metsää, (iv) pidennetty kiertoaika, (v) avainbiotooppeja, vesistöjä, soita ja viljelymaita vastaan olevia puskurivyöhykkeitä sekä (vi) erikoisten habitaattien suojelua. Yleisesti ottaen on BM-vaihtoehdon rajoitusten taso selvästi tiukempi kuin LS-vaihtoehdon. Rajoitukset asetettiin sekä erillisinä että yhdistettyinä.

Tulokset osoittavat, että LS-standardeilla on suhteellisen vähäinen vaikutus metsän nykyarvoon. Vähennys on 6 % verrattuna viitevaihtoehtoon. BM-vaihtoehdon rajoitukset vähensivät nykyarvoa peräti 43 %. Tärkeimmät syyt tähän ovat lisääntynyt vanhan metsän muodostuminen, pidennetty kiertoaika ja hakkuiden tekemättä jättäminen useammalla biotoopilla. BM-vaihtoehdon hakkumäärä pienenee 21 %:lla.

Analysoidut suojeluvaihtoehdot vaikuttavat eri lailla biologiseen monimuotoisuuteen. Oletetaan, että mahdollisimman paljon metsän alkupe- räistä rakennetta ja dynamiikkaa säilyttämään pyrkivällä käsittelyllä on suurin myönteinen vaikutus biologiseen monimuotoisuuteen. Tällaisilla käsittelyillä näyttäisi kuitenkin olevan myös suurimmat kustannukset. Käytännön metsätalouteen helpommin sovellettavilla käsittelymenetel- millä näyttäisi olevan vähemmän arvoa biologiselle monimuotoisuudelle. Näyttää siis siltä, että tehokkaita ratkaisuja ei olisi saatavilla halpaan hin- taan. Hyvä suoja maksaa.

Yllä olevien päätelmien mukaan on kuitenkin otettava huomioon se seikka, että ko. tutkimusta ei ole ollut mahdollista toteuttaa kuin yhtä tyyppiä olevassa metsälössä. Erilaisten suojeluhankkeiden hyötyarvon arvioiminen on myös varsin vaativaa eikä tutkimuksen puitteissa ole ollut resursseja syventyä tähän osa-alueeseen. Tulokset antavat kuitenkin hyviä viitteitä siitä, minkälaisia vaikutuksia tämän päivän sertifiointistandar- deilla on ekologiaan ja talouteen sekä minkälaisia vaikutuksia biologista monimuotoisuutta vahvasti priorisoivalla metsätaloudella on. Tulosten

⁵ 'Elävä Metsä' (Levande Skog) on kestävä metsätalouden sarja standardeja. Vastaava järjes- telmä Ruotsissa kulkee nimellä 'Vihreämpää Metsää' (Grönare skog).

perusteella on myös pääteltävissä, mitkä toimenpiteet voidaan arvioida kustannustehokkaimmiksi. Tällä sektorilla tarvitaan kuitenkin vielä paljon työtä, lähinnä laadun arvioimista siitä, kuinka hyvin eri toimenpiteet edesauttavat biologisen monimuotoisuuden suojelemista.

Tehtyjen analyysien pohjalta on muotoiltu sarja suosituksia, jotka on laadittu alaan tulevaisuudessa sovellettavaa politiikkaa ajatellen. Lyhyesti ne voidaan luetella seuraavasti:

- Suojelumuotoja: Edellä tehdyin varauksin näyttää siltä, että metsänhoitoon ja käyttöön kohdistuvilla tiukemmilla rajoituksilla ei voi korvata täydellistä suojelua. Joitakin muutoksia nykyisiin metsänhoidon vaatimuksiin olisi ilmeisesti tehtävä, mutta on oletettavaa, etteivät nämä toisi mitään oleellista parannusta monimuotoisuuden suojeluun aiheuttamatta merkittäviä lisäkustannuksia.
- Prosessi: Lähtien siitä, mitä on sanottu suojelumuodoista, on todettava, että olemassa olevaa ristiriitaa on ensisijaisesti vähennettävä prosessissa tapahtuvilla muutoksilla, julkisten viranomaisten välisessä vastuunjaossa tarvittavat muutokset mukaanlukien. Lähtökohtana on oltava oikeustilanteen selvä määrittely. Raportissa pohditaan vaihtoehtoja nykyiselle oikeusrakenteelle eli tilannetta, jossa metsänomistajille annetaan enemmän vastuuta (vrt. teollisuuden vastuu ympäristön saastumisesta). Vaikka metsien ja kosteikkojen biologisen monimuotoisuuden suojelun katsotaankin olevan yhteiskunnan vastuulla, eli metsänomistajalle on korvattava täydellisestä tai ehdollisesta suojelusta aiheutuvat kustannukset, näyttäisi osallistumisen lisääminen olevan varsin tärkeää. Raportissa on pohdittu kolmea eri tapaa, jolla tämän voisi toteuttaa:
 - a) Tilakohtainen suojelualueiden osto ja myynti, eli eräänlaisen pörssin perustaminen, jossa suojelukohteiden myyjät kohtaavat julkisen sektorin (mahdollisesti ympäristöorganisaatioita) ostajan ominaisuudessa.
 - b) Sopimuspohjainen suojelu yhteisratkaisulla, joka perustuisi tiedotustilaisuuksiin ja mielipidemuokkaukseen. Näiden kokousten tai verkostojen puitteissa syntyvät sopimukset voivat seuraavalla kierroksella sisällyttää myös yksittäisiä metsänomistajia ja metsänomistajaryhmiä. Vaihtoehtoisesti sopimuksia voidaan tehdä metsänomistajaorganisaatioiden kautta.
 - c) Jatko aikaisempien sääntöjen mukaan, mutta lisäämällä huomattavasti metsänomistajien osallistumista prosessiin.

Ratkaisu a) poistaa yksinkertaisella tavalla pohjan osapuolten väliseltä arvoriistiriidalta. Vain myyntihalukkaat osallistuvat. Tämän ratkaisun ensisijainen ongelma on se, että viranomaisten ensisijaisesti suojeltavaksi haluamien alueiden omistajat eivät halua myydä. Suojelun laatu saattaa

laskea. Ratkaisu b) on mahdollinen ratkaisu tähän ongelmaan. Voidaan lisätä kiinnostuneiden metsänomistajien sekä suojelun hyödyn ymmärtävien lukumäärää ja samalla pitää ristiriitariskiä pienenä. Ratkaisu b):llä on myös joitakin etuja mikäli halutaan aikaansaada tilojen poikki ulottuvaa suojelua eli laajempia yhtenäisiä pinta-aloja. Lopuksi b) -tyypin prosessit korostavat oppimisenäkökohtaa ja sitä seikkaa, että suojelu on myös yhteiskunnallinen toimenpide – ei pelkästään julkisen sektorin ja yksityisten omistajien välinen osto- ja myyntitapahtuma. Ei pidä myöskään aliarvioida tällaisen toiminnan vaikutuksia ympäristösuojelun yleiseen hyväksyntään yhteiskunnassa.

Mikäli viranomaiset kuitenkin haluavat jatkaa myös täydellisen suojauksen käyttöä, tutkimuksen analyysien mukaan on erittäin tärkeää, että osapuolet otetaan mukaan prosessiin jo alkuvaiheessa ja että prosessi toteutetaan avoimesti ja pätevästi. On myös varmistettava, että julkinen sektori täyttää taloudelliset velvoittensa nopeassa aikataulussa. Viranomaisten välinen vastuunjako toteutetaan uudelleenorganisoinnin yhteydessä niin, että maatalousviranomaiset saavat keskeisemmän roolin yhteydenpidossa metsänomistajiin. Se saattaisi olla eräs käyttökelpoinen vaihtoehto, siellä missä tätä ratkaisua ei vielä ole käytetty.

- **Kompensaatio:** Sopimuspohjainen suojelu vähentää selvityksen mukaan tyytymättömyyttä kompensatioon. Eturistiriita on edelleen olemassa, mutta tappiovastenmielisyydeltä vältetään. Tutkimus osoittaa, että metsänomistajilla on erilaisia toivomuksia kompensatation muodon suhteen. Jotkut haluavat kertamaksun, toiset vuosittaisen raha-määrän ja joku haluaa vaihtoa vastaavaan maakappaleeseen. Siksi suurempi joustavuus olisi toivottavaa tässä asiassa. Sitä mukaa, kun tämä tietäisi siirtymistä lisättyyn vuosimaksujen käyttöön, vähenisi myös välitön suojelun rahoitukseen kohdistuva paine.
- **Tietotarve:** Tutkimuksen yhteydessä tunnistettiin kolme tietotarpeen päätyyppiä. Tämän tietotarpeen täyttäminen on tärkeää metsän ja kosteikkojen monimuotoisuuden paremman suojelun varmistamiseksi. Ensinnäkin todettiin tarvetta olevan selvittää huomattavasti perusteellisemmin mitä suojelumuotoja olisi järkevintä käyttää, kuin mitä tämän tutkimuksen yhteydessä on ollut mahdollista. Toiseksi esitetään, että voimavaroja varattaisiin muissa Pohjoismaissa kehitteillä olevien uusien prosessityyppien tutkimiseen, erityisesti siirtymistä laajempaan sopimuspohjaisen suojelun käyttöön. Olisi eduksi saada testattua niitä olettamuksia, joita tämän tutkimuksen yhteydessä on esitetty niistä vaikutuksista, joita tällaisella muutoksella voi olla ristiriitatasoon ja suojelun laatuun. On tärkeää, että tällaiset analyysit saavat vertailevan muodon. Kolmas tietotarve, jota halutaan tuoda esille ja tutkia, koskee muiden yhteiskunnan kansalaisryhmien suhtautumista kehitykseen, jonka mukaan suojelu tulee enenevässä määrin muuttumaan sopimuspohjaiseksi.

Tässä raportissa on kiinnitetty erityistä huomiota viranomaisten ja metsänomistajien välisen ristiriidan ymmärtämiseen. Lisäämällä metsänomistajien osallistumista suojeluprosessiin voidaan selvästi lieventää ristiriitatilannetta. Tähän liittyen olisi myös eduksi saada lisätietoa siitä, millälaisia ratkaisuja yleisö pitää järkevinä. Mahdolliset edistysaskeleet ovat tietenkin rajoitetut koska tulevaisuudessa suojelumuodoille ja prosessiin valittavilla ratkaisuilla on yleisesti ottaen heikko laillisuuspohja kansalaisten silmissä.

Summary of the Report

Protection of biodiversity in forests and wetlands is an issue characterized by much conflict. This is also the case in the Nordic countries. This report covers the results from three studies that have aimed at illuminating alternatives to the dominating practice of today, especially the use of full or conditional protection⁶. The first study is a theoretical analysis that tries to clarify why conflict arises. Strategies that can be used to reduce conflicts are discussed. This study also contains an analysis of how different strategies might affect the biological and ecological values that are protected.

The second study takes this perspective further by an empirical analysis of forest owners' attitudes towards biodiversity protection in Finland, Norway and Sweden. The aim of this part of the report has been to see whether the theory put forward in part I can explain the prevailing conflict situation. We have also looked at the forest owners' views on the protection process and alternatives to today's practice.

While the second part of the study to a large extent focuses on the protection process and attempts that can be made in this arena to reduce conflicts, the third study has aimed at analyzing the protection arrangements in themselves – especially the effects of alternatives to absolute protection. As forest owners seem to accept protection combined with use, different ways of carrying out protection in combination with use might hold potential for reducing both costs and the level of conflicts. Stronger restrictions on forest management may appear to be relatively cheap, as well as having positive effects on biodiversity. Part III of the study examines this.

Our starting point is the high level of conflict with regards to protection measures. Based on an institutional model for behavior we have defined four types of conflict:

- *Conflict of interest* – conflicts that can be characterised by agreement with respect to facts and values involved, but disagreement with respect to allocation of costs and gains.
- *Conflict of value* – conflicts involving disagreement about which values are involved.
- *Conflict of facts or data* – conflicts that are characterised by disagreement about cause-effect relationships, technical questions.

⁶ Absolute protection implies prohibition of use for all future. For conditional protection the prohibition is time limited.

- *Conflict of rights* – conflicts that involve different realisations of the prevailing legal rights or what rights that should prevail.

A conflict of interest concerns who should compensate whom and the level of compensation. Thus, there is a connection between conflict of interests and conflict of rights. Conflicts of value can be divided into aspects of content and aspects of process. The aspect of content is in our case related to differing views on values in forests and wetlands. While protection is important to some, it might be meaningless to others. Foresters might, based on culture and background, believe that the forest is a resource that should be exploited. Protection is thus not acceptable. A conflict of values may also have a process aspect. If one apprehends one self as a legitimate party in the matter at hand, reactions might be negative if one is not involved as such in the process. In this respect, an evident relation is expected between conflict of rights and conflict of values. Having a right means expecting to be a legitimate party in processes concerning this right.

Environmental issues are often characterized by unclear definitions of rights. They are often the result of gradual changes in use and tend furthermore to evolve over time. Use that at one point in time was accepted may later be shown to have negative environmental impacts. The decrease in biodiversity is a typical example of this and tends to lead to ambiguity regarding rights. In short: Is it the landowner's duty to manage the forest in a way that protects biodiversity or should he/she be compensated for any restrictions on land use?? What is acceptable and what is not acceptable use of forests?

The empirical investigations we have performed were aimed at characterising conflicts concerning protection of forests and wetlands in relation to the above-mentioned. Furthermore, we were interested in investigating whether the content and the strength of the conflict varied with how the policy was put into practice – the aspect of process. Despite the observed conflict, the investigations show that a majority of the forest owners is positive towards biodiversity protection on a general basis. Swedish and Finnish forest owners are somewhat more positive than Norwegian forest owners. There are groups of forest owners in all countries that do not find biodiversity protection meaningful. This point of view is most common in Norway. At the same time, the investigation confirms that use aspects are highly valued. Most of the forest owners view the forest as an important source of income and employment not only for the individual forest owner, but for society as a whole as well. They view the forest as a renewable resource that should be exploited. As many forest owners value both use and protection of forests, it is not surprising that they believe use and protection may easily be combined. This is true for all countries, but this view is most prominent in Norway.

When it comes to biodiversity protection on own land, the differences in our material are quite clear. A strong majority of the Finnish and Swedish forest owners are positive towards biodiversity protection on their own land as long as they are compensated for it. Norwegian forest owners stand out as far more negative towards protection of biodiversity in their own forest, than the other Nordic forest owners.

Concerning the explanation of this, our analyses show that forest owners that are positive towards biodiversity protection in general also tend to be positive towards biodiversity protection in own forests. Since it is in Norway we find the largest share of forest owners that are negative towards biodiversity protection, it is also here we find the largest share of forest owners being negative towards protection in own forests. However, the fundamental reason seems to lie elsewhere, namely in dissatisfaction with the process. This is confirmed by the statistical analysis (logistic regressions), where dissatisfaction with the protection process comes out as the most important reason for forest owners being negative towards conserving their own forest.

While a minority in Finland and Sweden – respectively 15 and 26% - feel some or much dissatisfaction with the process, the corresponding number for the Norwegian sample is 73% (with 54% being highly dissatisfied). And while the share of forest owners feeling involved in the protection process is highest in Norway (95%), 2/3 of them feel that they to a small extent or not at all were allowed to take part in the process. In Finland and Sweden the protection process seems to increase the forest owners' sympathy for protection, while the opposite is the situation in Norway. This may indicate that the process itself is a reason for the more pronounced negative view on protection in general observed in Norway.

When looking closer at the elements behind the attitudes towards the process, the Norwegian forest owners in particular emphasize that they are too little involved and that the process is characterised by coercion. They also point out that information is too scarce and offered too late, and that incompetent authorities ruin the process. Regarding this last issue, it should be mentioned that while forest owners in Finland and Sweden mainly deal with the forest authorities, it is the environmental authorities that run the process in Norway. There are evident differences in relationships of trust towards these organisations. While a majority of Finnish and Swedish forest owners have some or a lot of trust in the organisation they were most in contact with, the situation is again the opposite in Norway.

There may be several reasons for this. Our data only provides a basis for indications. Forest owners seem to have more confidence in forest authorities in general, which is not a surprise as they in many cases support the forest owners in questions concerning forest management and forestry. There is to a large extent a common culture and language between forest owners and forest authorities, while the environmental au-

thorities seem to have more of an ‘enemy’-tag attached to them. Furthermore, there seems to be somewhat gentler protection measures in Finland and Sweden – i.e. there are elements of protection based on agreements as well as time-limited protection measures. We have not had the opportunity to evaluate how these measures affect the biological and ecological values protected, but it should be mentioned that overall protection is more comprehensive in Finland and Sweden compared to Norway. Important is it also to note that forest conservation is more extensive in public and private industrial forests in Finland and Sweden.

There has been some discussion regarding the compensation given for protection of forests and wetlands. In our analysis, compensation is not an important explanatory factor in why forest owners are negative towards protection of their own forest. In Finland, quite a few forest owners express that they are satisfied with compensation, even if some dissatisfaction is observed. It is only in Norway that dissatisfaction with the compensation has a significant effect on the willingness to accept protection.

From the literature it is known that respondents generally claim a higher compensation for a loss than they would pay to buy a comparable good in the market. This is called a ‘loss aversion’. A study performed on the Norwegian sample confirms this. In situations with imposed full protection these forest owners request compensation that is 3 to 4 times as high as for normal sale and purchase of forest land. This indicates that choice of process influences how forest owners experience involvement in the process and respect for their values. It also affects the conflict by influencing on the claim for and the level of compensation.

Thus, there is not - based on our data - reason to claim that there exists a fundamental conflict of values with respect to the arguments for protection of forests, though there are subgroups that do not find protection measures meaningful. The deepest conflict exists in connection to the *aspect of process*. This is furthermore connected to the forest owners’ idea that they as landowners should be legitimate parties (the aspect of rights). We also find elements of data conflict, as many forest owners believe that there is no opposition or conflict between use and protection. This is not in accordance with the view of the authorities in charge of protection and conservation.

May putting more emphasis on combining protection and use then reduce the problem? In the third part of the report, we analyse costs and effects of stronger restrictions on forest management. The relatively detailed analysis is performed on a 2100 ha public forest property in the south-eastern part of Norway. Forest management plans were made aiming at maximum profitability subject to different environmental restrictions. The planning horizon in the study was 100 years (divided into ten 10-year periods).

We have chosen to focus on three different scenarios with different levels of environmental restrictions. The first is a reference scenario aim-

ing only at maximising profitability without restrictions. The second scenario, called the Living Forest (LF) scenario, is based on the present forest certification system in Norway. The third scenario, called the Biodiversity (BD) scenario, is designed with more stringent restrictions with regards to vulnerable and threatened species and their habitat requirements.

Environmental restrictions in the two scenarios included: (i) No harvesting in environmentally important areas, (ii) restrictions on allowed harvesting methods, (iii) minimum share of old-growth forest, (iv) prolonged harvesting rotations, (v) buffer zones along key biotopes, waterways, wetlands and cultural landscapes and (vi) conservation of special habitat elements. In general, restrictions are more stringent in the BD-scenario compared to the LF-scenario. Restrictions are imposed both individually and in combination.

Results show that the LF-standards and restrictions have a relatively modest effect on the forests net present value, with a reduction of 6% compared to the reference scenario. The restrictions in the BD-scenario reduce net present value by as much as 43%. The single most important restrictions are the enforced increase in required area of old growth forest and harvesting restrictions in key biotopes. The harvesting level is reduced by 21% in the BD-scenario relative to the reference scenario.

The analysed protection measures will to a varying degree affect biodiversity. Measures that aim at conserving the forests original structure and dynamics are believed to have the greatest positive effect on biodiversity, but are at the same time those with the highest costs. Measures that can more easily be adapted to forest management in practice will most likely also have less value with respect to biodiversity protection. Hence, it seems there exist no inexpensive solution providing good positive effects. Conservation is costly.

With respect to the above conclusions it should be noted that we have only had the opportunity to perform the analysis on one type of forest. Furthermore, the evaluation of effects on biodiversity of different protection measures is highly demanding and we have not had the resources to pursue this matter extensively. However, the results give a good indication of the effects of the prevailing forest certification standards on ecology and economy, and what effects a biodiversity oriented forest management may yield. The results also enable us to evaluate the cost-effectiveness of different protection measures, but there are still issues left for research related to the biological and ecological effects of different measures for biodiversity protection.

Based on our analyses we have formulated a set of recommendations with regards to future policymaking in the area of biodiversity protection. They can be summarised in the following way:

- Protection measures: With the reservations made above, strong restrictions on forest management do not seem to be able to substitute absolute protection. Certain changes in today's forest management practices might be advantageous, but considerable gains in biodiversity protection cannot be achieved without costs.
- Process: Based on what is said about protection measures, we see that conflict mainly must be reduced by changes in the process, including changes in the division of responsibility between different authorities. The starting point must be a clear definition of property rights. The report discusses alternatives to the prevailing rights situation, i.e. a situation where more responsibility is placed on landowners (e.g. the responsibility of the industry with respect to environmental damages). Given that protection of forest and wetlands is apprehended as the responsibility of society as a whole – i.e. the forest owner should be compensated for all absolute or conditional protection – it is important to increase the level of participation. The report discusses three different ways to enhance participation:
 - a) Purchase and sale of conservation areas at the level of single properties – i.e. establishing some kind of auctions where sellers of land for protection purposes can meet the authorities or others buyers.
 - b) Contract based protection within the context of a community-based solution –centred around information meetings and the forming of opinion. Contracts entered in this context, i.e. through meetings and networks, can in next include individual forest owners and groups of forest owners, or be established by forest owners' associations.
 - c) Continued imposed protection, but with a considerable increase in participation.

Solution a) will remove the basis for a conflict of values. Only those that want to sell will participate. The problem with this solution is that owners of land that the authorities want protected, not necessarily are willing to sell. The quality of protection decreases. Option b) may solve this problem at the same time, as the potential for conflict is kept low. Solution b) also has some advantages if one wants protection stretching across property borders, i.e. large, continuous areas.

If one is still determined to continue with imposed absolute protection, our analyses suggests that the different parties should be involved at an early stage, the process should be carried out in an open and competent

manner, and that one ensures that the authorities quickly fulfil their economical commitments.

- Compensation: Contract based protection will almost by definition lead to less displeasure with the compensation. There will still be traces of conflict of interest, but 'loss aversion' is avoided. Our study shows that forest owners have differing preferences regarding how compensation should be designed. Some prefer a one-shot payment, others prefer yearly payments while still others prefer exchange of property. Flexibility concerning form of compensation is highly desired. To the extent that this implies a change into increased use of yearly payments, this will also ease the immediate pressure on protection finances.
- Future research: We have identified three areas where there is a need for more knowledge in order to ensure a better protection of forests and wetlands. First, we see a need to go further than the present study in clarifying which protection measures are reasonable. Second, we suggest that effort is put into studying the new types of processes developing in the Nordic countries – with special emphasis on contract-based conservation agreements. It is of interest to test the hypotheses we have put forward regarding the effects of such processes on the level of conflict and the quality of the protection measures. It is important that such analyses are comparative. The last point concerns how other groups of society view a development where protection increasingly is based on contracts.

In this report emphasis has been put on understanding conflict between authorities and forest owners. Increased participation of forest owners in the protection processes has an evident potential for reducing conflicts. In this respect, it is of interest to produce knowledge of the public opinion on different solutions for protection of forests and wetlands. Possible gains are evidently limited if future solutions, both with regards to protection measures and process, have little legitimacy among the population more at large.

Del I: Virkemidler, konflikt og presisjon ved vern av biologisk mangfold i skog og våtmarker

— En teoretisk analyse

Arild Vatn

Innhold

Sammendrag	39
Summary	43
1. Innledning	47
2. Adferd, offentlig politikk og økonomisk system	49
2.1 Den neoklassiske modellen	49
2.2 Den institusjonelle modellen	50
3. Hvorfor oppstår konflikt?	55
3.1 Konflikttyper	55
3.2 Årsaker til konflikt	56
4. Hvordan kan konflikt reduseres?	65
4.1 Strategisk vs. kommunikativ rasjonalitet	65
4.2 Fra konflikt til auksjon eller strategisk forhandling	66
4.3 Fra konflikt til deliberasjon	68
4.4 Forsøk med avtalebasert vern og deliberative prosesser	70
5. Hvilken effekt kan ulike løsninger ha på kvaliteten av vernet?	73
5.1 Viktige dimensjoner ved biologisk mangfold i skog og våtmarker	73
5.2 Utfordringer ved utforming av verneprosessens form – aspektene kvalitet og romlig variasjon	75
5.3 Transaksjonskostnader og presisjon	78
6. Konklusjon	81

Sammendrag

Vern av biodiversitet i skog og våtmarker er blitt et konfliktfylt tema til dels i alle nordiske land. Formålet med denne delen av rapporten er todelt. Det første målet har vært å foreta en teoretisk analyse av hvorfor konflikt har oppstått og skissere noen virkemidler eller strategier som kan være fornuftige å benytte med henblikk på å redusere konfliktnivået. Det andre målet har vært å vurdere hvordan de ulike strategiene kan tenkes å influere på kvaliteten av vernet.

Ut fra en neoklassisk økonomisk modell for adferd, kan konflikt oppstå først og fremst dersom kostnadene for vernet ikke tilsvarer den kompensasjonen som gis. Dette er en relevant innsikt, men det er likevel gode grunner til å hevde at dette er en for snever vinkling. Med basis i en institusjonell modell for adferd er det skissert fire ulike typer konflikter:

- *Interessekonflikter* – konflikter som karakteriseres av enighet mellom partene både om sak og verdi, men uenighet om fordelingen av kostnader og gevinster.
- *Verdikonflikter* – konflikter som innebærer uenighet om hvilke verdier som er involvert. To aspekter er sentrale: Innholdsaspektet: Hvilke verdier er involvert og står de i motsetning til hverandre? Prosessaspektet: Hvilke aktører er legitime parter og hvilken status har de?
- *Sak- eller datakonflikt* – konflikter som karakteriseres av uenighet om hvilke faglige sammenhenger som gjelder eksempelvis mellom bruk og vern samt effekter av ulike tiltak og virkemidler.
- *Rettighetskonflikt* – konflikter som innebærer ulik oppfatning om hvilke rettigheter som gjelder eller bør gjelde på et samfunnsområde.

Interessekonflikter er knyttet til hvem som skal kompensere hvem og til størrelsen på kompensasjonen. Det er således en nær kopling mellom interesseaspektet og rettighetsspørsmålet. Verdikonflikter kan på sin side deles i et *innholdsaspekt* og et *prosessaspekt*. Innholdsaspektet er i vårt tilfelle knyttet til verdiene i skogen/våtmarkene og ulike syn på disse. Mens vern er viktig for noen, kan det framstå som meningsløst for andre. Skogbrukere kan ut fra sin kultur og bakgrunn mene at skog er en ressurs som bør brukes. Vern er ikke akseptabelt. Men verdikonflikten kan også ha et prosessaspekt. En aktør som oppfatter seg som part i en sak, kan reagere meget negativt om prosessen ikke involverer vedkommende på en måte som viser dette. Vi ser dermed at det også er klare koplinger mellom begrepene rettighetskonflikt og verdikonflikt. Å ha en rettighet gir en

forventning om at man er en legitim deltaker i prosesser som vedrører denne

Med basis i denne forståelsen er det presisert fem potensielt viktige årsaker til at konflikt kan oppstå:

- De økonomiske konsekvensene av vern er betydelige
- Aktørene har ulik forståelse av de involverte verdiene
- Beslutningsprosessen oppfattes som utilfredsstillende
- Aktørene har ulik forståelse av hvilke rettigheter som gjelder eller bør gjelde
- Kompensasjonen oppfattes som feil eller utilfredsstillende

I tilknytning til det siste punktet er det spesielt påpekt at såkalt 'tapsa-versjon' kan medføre at kompensasjonskravet – dvs. den kompensasjonen som trengs for å gjøre skogeier indifferent til bruk og vern – er langt høyere ved bruk av båndlegging fra staten sin side enn det som er prisen ved vanlig kjøp og salg av skog.

Når det gjelder virkemidler for å redusere konfliktnivået, er to veier diskutert. For det første har vi analysert en løsning med bruk av auksjon eller såkalt strategisk forhandling. For det andre har vi sett på et opplegg med økt innslag av deltakende prosesser eller såkalt deliberasjon – dvs. prosesser der aktørene lærer om de ulike verdiene som er involvert, om hverandres syn på disse verdiene og der man gjennom kommunikasjon kan nå økt gjensidig forståelse for de verdiene som er involvert.

Mens den første typen reduserer konflikt gjennom å gjøre vernet frivillig, er den andre metoden rettet mot at man også bygger økt engasjement og redusere konflikten gjennom økt gjensidig tillit. I en situasjon med klart definerte parter vil en deliberativ prosess måtte følges opp med en forhandlingsfase der opplegget for vern og kompensasjon konkretiseres. Således er ikke forskjellen mellom de to modellene nødvendigvis alltid så veldig stor. Mens et opplegg med auksjon forutsetter at alle interesser er klart definert, at innslaget av verdikonflikt er lavt og all nødvendig kunnskap er til stede (neoklassisk tankegang), baserer den deliberative tankegangen seg på at det er mulig å utvikle økt forståelse på tvers av konfliktfylte verdier og at læring kan etablere grunnlag både for bedre løsninger og mindre konflikt.

Biologisk mangfold er et komplekst gode, der det eksisterer viktige samspill mellom de involverte artene og økosystemene. Mens et auksjonssystem nærmest pr. definisjon fjerner det direkte konfliktgrunnlaget – dvs. det forutsettes at ingen selger eller kjøper til en pris de ikke aksepterer – kan det oppstå noen problemer med kvaliteten til vernet knyttet til de nevnte trekkene ved de involverte godene.

Auksjonssystemet forutsetter at selger har god innsikt i hvilke biologiske verdier hun/han eier. Dette er ikke gitt. Tilbudet av gode lokaliteter kan bli lavt. De beste lokalitetene er pr. definisjon sjeldne. Videre kan

innslag av verdikonflikt redusere tilbudet. Dersom mange skogeiere ikke ser fornuften i vern, vil de heller ikke tilby arealer for salg til vernemyndighetene.

Til slutt påpekes det at om vern krever at større, sammenhengende arealer settes til side, vil normalt flere eiendommer måtte involveres. I slike tilfeller kan innslag av deliberasjon i form av møter mellom myndighetene og grupper av skogeiere – samtale og læring – muliggjøre frivillig vern også av større områder.

Summary

Protection of biodiversity in forests and wetlands has become an issue of conflict in all the Nordic countries. The aim of this part of the report is two-fold. The first aim has been to perform a theoretical analysis of why conflict arises and suggest measures and strategies that might be rational to apply to the protection of biodiversity in order to reduce conflict. The second aim has been to evaluate the different strategies and how they may influence the qualitative aspects of biodiversity protection.

According to neo-classical economic theory of behaviour, conflict arises mainly because costs of protection do not match the level of compensation. This is relevant knowledge, but there is reason to claim that this is a too narrow view. According to institutional theory of behaviour one can define four types of conflict:

- *Conflict of interest* – conflicts that can be characterised by agreement among the involved concerning the facts and values involved, but disagreement with respect to allocation of costs and gains.
- *Conflict of value* – conflicts involving disagreement about which values are involved. Two aspects are important: The aspect of content: Which values are involved and whether they are in opposition to each other? The aspect of process: Who are legitimate parties and what status do they have?
- *Conflict of facts or data* – conflicts characterised by disagreement about technical questions concerning e.g. the relationships between use and species extinction and the actual effects of different measures.
- *Conflict of rights* – conflicts that involve different perceptions of the prevailing legal rights or what rights that should exist.

A conflict of interest concerns who should compensate whom and the level of compensation. Thus, there is a connection between conflict of interests and conflict of rights. Conflicts of value can be divided into aspects of content and aspects of process. The aspect of content is in our case related to differing views on values in forests and wetlands. While protection is important to some, it might not be meaningful to others. Foresters might, based on culture and background, believe that the forest is a resource that should be exploited. Protection is thus not acceptable. A conflict of values may also have a process aspect. If one apprehends one self as a legitimate party in the matter at hand, reactions might be negative if the process does not imply involvement. In this respect, an evident relation is expected between conflict of rights and conflict of values.

Having a right means expecting to be a legitimate party in processes concerning this right.

Based on the above understanding of conflicts, five potentially important reasons for conflicts to arise are pointed out:

- The economical consequences of protection are considerable
- The involved parties have differing understanding of the values involved
- The process is apprehended as unsatisfactory
- The parties have differing understanding of the rights that prevail or should prevail
- Compensation is apprehended as unsatisfactory

In connection to the last point, it is emphasized that ‘loss aversion’ might imply that the claim for compensation – i.e. the compensation that makes the forest owners indifferent between use and protection – will be higher for protection purposes than what is the case for normal property transactions in the market.

Concerning measures to reduce conflict, two possibilities have been discussed. First, we have analysed a solution with auctions or what is known as strategic negotiations. Second, we have looked at a solution with increased levels of participation or deliberation – i.e. processes where the different parties learn about the values involved, the other parties views on these values and where the participants through communication try to achieve increased mutual understanding of the values involved.

While the first solution reduces conflict by making protection voluntary, the second method aims at increasing involvement and commitment, and reducing conflict by also building increased mutual trust. In a situation with clearly defined parties, a deliberative process must be followed by a negotiation phase where protection plans and compensation is agreed on. In this respect, the difference between the two solutions is not necessarily of significance. While the auction approach assumes all interests are clearly defined, the level of conflict of values is low and all relevant and necessary knowledge is at hand (full information in the neo-classical school of thought), the deliberative approach is based on the possibility of developing increased understanding across conflicting values and that learning can provide a foundation for better solutions and less conflict.

Biodiversity is a complex good, and there exists important interactions between the involved species and ecosystems. While a system with auctions *per se* removes the basis for conflict – i.e. assumes that no one sells or buys at prices that are not acceptable to them – problems may arise with respect to the qualitative aspects of protection in connection to the above-mentioned characteristics of the good in question.

An auction system implies that sellers possess good information about the biological values on their properties. This is not necessarily the case in real life. The supply of high quality locations may be small. The best locations are by definition rare. Conflicts of values may further restrict supply. If forest owners do not see the value of protection, they will not offer land for sale to the authorities performing protection measures.

Finally, it is pointed out that if protection of biodiversity demands protection of large, continuous areas of land, several properties will normally be affected. In such cases, elements of deliberation in the process between authorities and forest owners – communication and learning – might make protection of larger areas a less difficult task.

1. Innledning

Vern av miljøgoder, som biologisk mangfold, er et offentlig ansvar i alle nordiske land. Det skjer først og fremst i form av etablering av nasjonalparker, naturreservater osv. – dvs. fredning/absolutt vern. Men det skjer også ved at myndighetene formulerer krav til hvordan bruk av ulike arealer kan skje.

Virkemidler for å realisere offentlige målsettinger av denne typen må skje med basis i antakelser om aktørenes adferd og trekk ved de godene eller problemene det er snakk om. I følge neoklassisk økonomisk teori er aktørene rasjonelle i den meningen at de maksimerer individuell nytte. Gitt at det kan knyttes individuell eiendomsrett til alle goder og at disse godene kan betraktes som individuelle, vil markeder sikre ønsket allokering. Offentlig politikk kan, gitt at forutsetningene holder, konsentreres om å fordele rettigheter.

Avvik fra modellens forutsetninger kan i følge den samme teorien begrunne mer omfattende politikk. Spesielt er eksistensen av felles goder – dvs. goder der det ikke lar seg gjøre å etablere individuell eiendomsrett – et slikt viktig avvik. Miljøgoder som rent vann, ren luft og biologisk mangfold er typiske fellesgoder. Vi ser da også at det over de siste drøye 30 årene er utviklet en rekke internasjonale konvensjoner vedrørende vern av biodiversitet.⁷ Nasjonal oppfølging i form av ulike konkrete tiltak rettet mot vern av ulike biotoper er som nevnt konkretisert i alle de nordiske landene (Kvakkestad et al., 2004)

Politikken rettet mot vern av biologisk mangfold har vært konfliktfylt. Det gjelder ikke minst vern av skog og våtmarker, og problemer er erfart i hele Norden (op.cit.). Mens det i analyse av virkemidler i miljøpolitikken vanligvis er viktigst å studere hvordan aktuelle virkemidler påvirker den miljøskadelige adferden til de involverte aktørene – eksempelvis hvordan forurensninger fra bedrifter eller hushold kan reduseres – er spørsmålene i forbindelse med vern/båndlegging av arealer mer knyttet til å finne verneformer og verneprosesser som er akseptable for de involverte partene. Videre er det viktig å vurdere om man kan oppnå lavere konfliktnivå samtidig som kvaliteten på vernet opprettholdes – dvs. at man får vernet de arealene det er mest ønskelig å verne.

Formålet med denne delen av rapporten er således todelt. Først vil vi foreta en teoretisk analyse av hvorfor konflikt har oppstått og skissere noen virkemidler eller strategier som kan være fornuftige å benytte med

⁷ Den første internasjonale konvensjonen knyttet til vern av biodiversitet er Ramsarkonvensjonen fra 1971 som gjaldt vern av våtmarker. Etter denne har det vært etablert en serie konvensjoner – jfr. Kvakkestad et al. (2004).

henblikk på å redusere konfliktnivået. Dernest skal vi vurdere hvordan de ulike strategiene kan tenkes å influere på kvaliteten av vernet.

En slik analyse må ta utgangspunkt i modeller for adferd og tilhørende forståelse av samhandlingen mellom de aktuelle aktørene. Det er grunn til å hevde at konflikter som er oppstått kan skyldes feil forståelse av aktørenes motiver. For å vise betydningen av dette, skal vi starte med å kontrastere to ulike (hoved-)posisjoner for forståelsen av hvordan adferd motiveres. Deretter skal vi, med basis i disse modellene, se på ulike årsaker til at konflikt kan oppstå. Som neste steg, vil vi skissere noen mulige strategier rettet mot å oppnå redusert konflikt. Til slutt skal vi analysere hvilke virkninger disse strategiene kan ventes å ha på kvaliteten av vernet. I den siste delen av analysen vil vi også bringe inn kunnskap om trekk ved den typen goder det her er snakk om.

2. Adferd, offentlig politikk og økonomisk system

Gode modeller for å beskrive og forstå adferd er helt avgjørende både for å utforme politikk som fungerer godt og for å tolke virkninger av offentlig politikk. Vi skal konsentrere analysen om to modeller – den neoklassiske og den institusjonelle. Sistnevnte består egentlig av flere retninger. Her vil vi kort presentere en syntese av disse som vi har utviklet.⁸

2.1 Den neoklassiske modellen

Den neoklassiske modellen er basert på to fundamentale aksiomer. For det første er adferd maksimerende – dvs. rasjonalitet forstås som *maksimering av individuell nytte*. Dette impliserer at alle verdier kan sammenlignes langs en målestokk. Aktøren kan avgjøre om nytten av et gode er større, like eller mindre enn et annet gode. For det andre er individene *autonome*. Det betyr først og fremst at preferansene deres er stabile. De er uavhengige av institusjonelle betingelser (Becker, 1976; Eggertsson, 1990).⁹

Videre gjør man ofte forutsetninger om full informasjon (ingen informasjonskostnader) og ingen transaksjonskostnader og at alle goder er eid av individuelle aktører (Eggertsson, 1990). Gitt aksiomene og forutsetningene om null informasjons- og transaksjonskostnader, har man kunnet vise at enhver frikonkurranse-basert markedslikevekt tilfredsstiller kravet til en Pareto-optimal situasjon. Den er effektiv i økonomisk mening (Varian, 1992).

Avvik fra teoriens forutsetninger – såkalte markedsfeil – kan begrunne politiske inngrep som går ut over etablering av markeder og rettigheter til ressurser. Det fremste eksemplet på en slik situasjon er eksistensen av fellesgoder. Disse godene er karakterisert av at de ikke kan konsumeres eller eies individuelt. Individuelle eierrettigheter vil ikke kunne etableres, og markedet vil ikke gi den ønskede bruk av ressursen.

⁸ For en mer omfattende dokumentasjon av denne syntesen se Vatn (2005a og b).

⁹ Det fundamentale poenget er at aktørene er autonome/uavhengige. Det er en del diskusjon i litteraturen om det betinger at preferansene er eller bør oppfattes som stabile. Økt alder kan f.eks bevirke at preferanser endres ut fra rene biologiske forhold. Dette betraktes ikke som et brudd på forutsetningen om uavhengighet eller stabilitet. Becker (1976) refererer således til eksistensen av en underliggende preferanseorden som ikke endres. Diskusjon om disse spørsmålene har ført til en viss bevegelse i posisjonene over tid. Becker (1996) påpeker f.eks at økonomien som fag kan ha tapt relevans ved å betrakte preferansene som stabile. Samtidig er det slik at dersom preferanser aksepteres som eksternt påvirkbare, så oppstår problemer vedrørende den neoklassiske modellens konsistens (Hodgson, 1988; Vatn, 2005b).

Innenfor den neoklassiske modellen må vern av en ressurs begrunnes i at nytten av vernet er større enn kostnaden. Nå er det ofte slik at vern sjelden innebærer en løsning som er ønsket av alle. Noen vinner mens andre taper. Det betyr det ikke lar seg gjøre å etablere en Pareto-optimal situasjon – at noen får det bedre mens ingen får det verre. For å handtere en situasjon med både vinnere og tapere er begrepet potensiell Pareto forbedring utviklet. Dersom vinnerne vinner mer enn taperne taper, er løsningen 'effektiv' (Kaldor, 1939; Hicks, 1939).

Gitt utgangspunktet om det suverene individet (konsumenten), er dette selvsagt en ikke helt problemfri løsning. Det er på ingen måte gitt at taperne i en slik situasjon er fornøyd med å tape selv om vinnerne måtte vinne mer enn de selv taper. I dette ligger selvsagt en mulig kime til konflikt dersom kompensasjon ikke gis eller den er for lav. Dette vil være hovedforklaringen på konflikt dersom neoklassisk teori legges til grunn.

2.2 Den institusjonelle modellen

Innen institusjonell økonomi finnes det som nevnt flere retninger. Det er naturlig å dele i to hovedposisjoner – den nye og den klassiske. 'Nyinstitusjonalismen' – e.g. Coase (1960), Eggertsson (1990) og North (1990), baseres i all hovedsak på den neoklassiske modellen. En viktig endring gjøres. Man tar hensyn til eksistensen av informasjons- og transaksjonskostnader.

Den 'klassiske institusjonalismen' – både i sin tidlige form, e.g. Veblen (1898), Commons (1931) og en mer moderne, e.g., Hodgson (1988), Bromley (1989), Groenewegen et al. (1995) – legger også vekt positive informasjons- og transaksjonskostnader. Vel så viktig er likevel det avvikende synet på rasjonalitet. Her avvises maksimering av individuell nytte som eneste form for rasjonell adferd. Samtidig legges det vekt på at preferanser er noe som også læres i sosiale sammenhenger. De er ikke stabile. Vi vil i denne analysen presentere en syntese av de to posisjonene med basis i det klassiske synet på rasjonalitet.

2.2.1 Positive transaksjonskostnader

Transaksjonskostnader forstås som kostnadene ved å drive det økonomiske systemet (Arrow, 1969), eller mer konkret som kostnader vedrørende informasjonsinnhenting, inngåelse av kontrakter og kontroll av at kontrakter overholdes (Dahlman, 1979). Vi kan legge til at også selve defineringen av rettigheter innebærer kostnader.

I drøftingen av disse spørsmålene skal vi skille mellom tre ulike typer aktører. Først har vi primæraktørene – dvs. individer, hushold og foretak. Så har vi sekundæraktører som er sammenslutninger av disse i form av organisasjoner. Til sist har vi staten som kan oppfattes som en spesiell

form for sekundær aktør, men som på grunn av sin myndighet til å definere rettigheter og gjøre vedtak som er bindende for primæraktørene og andre sekundære aktører, må håndteres for seg.

I en situasjon med lave transaksjonskostnader – de vil aldri være null – vil primæraktørene kunne forhandle fram løsninger seg imellom. Dersom en aktør eier en verdifull biotop som en eller flere andre aktører ønsker å verne, kan vern oppstå gjennom slike individuelle avtaler. Dette er en form for markedsløsning der betalingsviljen til dem som ønsker vern avgjør om vern oppstår.

Det er to viktige aspekter som bør framheves. For det første forutsetter denne løsningen som nevnt lave transaksjonskostnader. Disse kostnadene faller prinsipielt sett på den kjøpende parten – den som ikke har rettigheten – og vil redusere dennes betalingsvilje for å overta rettigheten. Dersom skogeierne i vårt tilfelle er eiere av rettigheten til biodiversiteten, vil omfanget av vernet bli mindre dess høyere transaksjonskostnadene er. For det andre forutsetter løsningen at alle rettigheter er fordelt i utgangspunktet. Selvsagt kan partene være uenige om hvem som har rettigheten til det biologiske mangfoldet. Er dette tilfelle, blokkeres muligheten for handel.

Når det gjelder det første spørsmålet, nivået på transaksjonskostnadene, vil det øke med antallet involverte aktører. Biodiversitet i skog og våtmarker er goder av en slik karakter at antallet potensielle aktører er meget høyt. I de nordiske landene har vi noen millioner potensielle kjøpere i hvert land og opp til noen hundretusentalls selgere. Ved individuelle avtaler kan derfor transaksjonskostnadene bli meget store. Problemet gjelder begge sider og angår både kostnadene ved å ta fram informasjon om hvilke kvaliteter som finnes, hvor de ulike verdiene finnes, hvor høye kostnadene ved å forhandle fram kontrakter og kontrollere disse er. I en slik 'atomisert' situasjon vil neppe mye bli vernet da få aktører har en betalingsvilje som overgår de transaksjonskostnadene de vil møte.

Nivået på transaksjonskostnadene reduseres dersom aktørene organiserer seg. For eksempel kan man tenke seg at miljøvernorganisasjoner forhandler med grunneierorganisasjoner om hvor mye som bør vernes og hvor. Dersom staten tar på seg rollen som representant for de som ønsker vern, oppstår ytterligere potensial for reduserte transaksjonskostnader samtidig som staten har mulighet til å representere hele befolkningen, og ikke bare de som 'finner det bryet verdt' å engasjere seg via miljøvernorganisasjonene. Selvsagt blir statlig engasjement viktig også i forbindelse med avtaleinngåelse mot det internasjonale nivået. Selv om transaksjonskostnadsspørsmålet ikke er det eneste viktige her, er det innlysende at avtaler på tvers av land ikke er lette å få til med basis i forhandlinger mellom primæraktører.

Ut fra det som er sagt over, ser vi at en viktig grunn til at det eksisterer fellesgoder, er at transaksjonskostnadene er for høye i forhold til de verdiene som står på spill til at nødvendige avtaler kan inngås mellom pri-

mæraktørene (Bromley, 1989). Like viktig som antallet potensielle aktører er selvsagt også formen på godet. I den grad godet er et systemgode – dvs. det 'henger sammen'/utvikles i sammenheng slik tilfellet er ved biologiske systemer – vil videre en oppsplitting i separate enheter være problematisk eller umulig (Vatn, 2005b). Forsøk på å dele opp slike goder i individuelle stykker vil enten ødelegge godet eller ikke bli komplett og det oppstår eksterne effekter¹⁰ mellom de ulike bitene/eierne.

Eksempelvis kan man dele ut og kontrollere rettigheter til et skogareal, men man kan ikke på samme måte knytte individuelle rettigheter til det biologiske mangfoldet som dette arealet er med å bidra til, siden denne kvaliteten er knyttet til dynamikk som nødvendigvis fungerer på tvers av de separate, menneskeskapte enhetene som eiendommer er. Dersom den ressursen man skal bevare er bevegelig i romlig forstand, forsterkes problemet.

Til slutt bør det påpekes at informasjons- og transaksjonskostnader påvirker aktørenes muligheter til å optimere. Dersom informasjonsinnhenting og beregning av hva som er klokt å gjøre etc. er kostbart, blir det ikke mulig for individet å optimere slik som forutsatt (Morgenstern, 1935). Aktørene vil ikke kunne avgjøre hva som er optimal informasjonsinnhenting. Sagt på en annen måte: Når kostnaden ved å optimere blir en del av selve optimeringskalkylen, blir optimum i realiteten udefinert (Knudsen, 1993). Dette perspektivet gir viktige bidrag til å forstå begrepet bundet rasjonalitet og satisfisering, slik de er utviklet av Simon (1979) og March (1994). Videre har det stor betydning for utformingen av en fornuftig politikk der ansvaret for informasjonsinnhenting og -spredning f.eks vil kunne bli en viktig felles oppgave for å redusere kostnadene og utnytte ulike spesialkompetanser. Profesjonalisering – dvs. spesialisering innen kunnskapsinnhenting og tolkning av data – er nettopp en måte å motvirke de problemene som positive informasjonskostnader og begrensninger i menneskets kognitive kapasitet skaper.

2.2.2 Plural rasjonalitet og institusjonsavhengige preferanser

Transaksjonskostnadsperspektivet er viktig siden det klargjør hva som gjør at markeder ikke alltid gir den beste løsningen slik dette forstås i neoklassisk økonomisk teori. Det retter søkelyset mot å etablere institusjonelle strukturer med lavere transaksjonskostnader. Fra et rent teknisk perspektiv angir dette hovedfokus for den offentlige virkemiddelutformingen. Men problemet er ikke bare teknisk. Det vedrører også spørsmål knyttet til de verdiene som er involvert – hvordan vi vurderer hva som er best. Dette har å gjøre med hvilken rasjonalitet som forutsettes når valg vedrørende fellesgoder fattes. Videre berører det spørsmålet om preferan-

¹⁰ dvs. at tilpasninger/drift på en del av skogen/en eiendom påvirker tilstanden på en annen. Det mest typiske eksemplet på slike eksterne effekter er såkalt fragmentering, der ulike inngrep splitter opp habitater, noe som skaper vanskeligheter for levestrukturene for ulike arter.

sene til aktørene er stabile – dvs. om de er uavhengige av institusjonell kontekst – eller om de påvirkes av denne.

Alternativet til individuell, kalkulatativ rasjonalitet er ikke først og fremst irrasjonell adferd. I følge det institusjonelle perspektivet kan i stedet rasjonell adferd – dvs. begrunnet adferd – være drevet av logikker som varierer med institusjonell kontekst. Hvilken rasjonalitet som er relevant avhenger av hvilken ramme handlingen skjer innenfor. Institusjonelt definerte arenaer som markedet, foretaket, lokalsamfunnet, organisasjonen, familien, den offentlige forvaltningen etc. er kjennetegnet av ulike logikker. Når menneskene opererer på disse arenaene, skjer det innenfor rammen av ulike roller eller posisjoner. Hver situasjon er styrt av en rekke spesifikke forventninger om hva som er akseptabel adferd. Disse forventningene er nedfelt i de normene og konvensjonene som omgir hver rolle og gir den innhold og mening. De ulike normene er videre basert på et sett med verdier som de understøtter.

En konsekvens av at logikkene innenfor forskjellige arenaer er ulike, er at det blir vanskelig å sammenligne på tvers av arenaene eller de forskjellige logikkene. Dette framstår for eksempel som former for blokkert bytte (Walzer, 1983). I vår sammenheng er tre slike blokkeringer særlig viktige:

- I følge det institusjonelle perspektivet på rasjonalitet er hva som er rasjonelt – hva som er fornuftig – både lært og avhengig av det sosiale fellesskapet. Individene i hvert slikt fellesskap gjør mange av de samme erfaringene og utvikler dermed felles forståelse og *felles verdier*. Tilsvarende vil mennesker med ulik erfaringsbakgrunn forstå virkeligheten forskjellig, vektlegge ulike aspekter ved virkeligheten og *ulike verdier* (Allardt, 1985; Krogh, 1998). Dette innebærer ikke bare at verdiene er forskjellige blant ulike samfunnslag, men at det som sagt heller ikke blir lett å sammenligne eller foreta avveininger mellom dem.
- Ikke minst når det gjelder miljøgoder, påpekes det at *etiske* aspekter er sentrale og at disse vanskelig kan transformeres til samme dimensjon som rene nytteaspekter (Clark et al., 2000; Etzioni, 1988; Schkade og Payne, 1993; Spash, 2000; Vadsj og O'Connor, 1994; Vatn og Bromley, 1994; Vatn, 2004). Varer og miljøgoder er goder som for mange er underlagt ulike rasjonaliteter, og muligheten for kalkulasjon på tvers av de forskjellige dimensjonene – særlig nytte og etikk – er begrensa. Verdiene er inkommensurable (O'Neill, 1993).
- *Prosess* synes å framstå som en kategori som er distinkt forskjellig fra konsekvens (nytte). Simon (1979) snakker om prosedyremessig rasjonalitet¹¹ som distinkt forskjellig fra rasjonalitet basert på vurdering av konsekvenser. Gitt dette perspektivet vil et utfall

¹¹ Rasjonaliteten er knyttet til valget av prosedyre eller prosess. Om prosessen er fornuftig anses resultatet også å være rasjonelt.

vrurderes forskjellig avhengig av hvilken prosess som har bidratt til utfallet.

Av det ovenstående vil vi se at det ikke bare er transaksjonskostnader som kan gjøre at noe blir sett på som et felles gode. I tillegg til at et gode kan være vanskelig å avgrense til en omsettelig vare, kan godet oppfattes som karakterisert av verdier som ikke er kompatible med omsetning og salg. Befolkningen ser ikke på dem som varer, men mer som prinsipper tilsvarende arters rett til å leve etc.. Disse argumentene er ikke gjeldende bare for naturgoder. De framføres også som begrunnelse for at utdanning og helsetjenester bør håndteres som fellesgoder, selv om disse fra et transaksjonskostnadsperspektiv kunne gjøres til gjenstand for kjøp og salg. Vi ser da også at ulike kulturer håndterer disse godene ulikt.

Mens rasjonalitetene til de ulike institusjonelle arenaene kan rendyrkes – jfr. Max Webers idealmodeller om 'målråsjonalitet' (markedet/foretaket) respektive 'verdiråsjonalitet' (de sosiale institusjonene/samfunnet) (Weber, 1922) – er det også et poeng at noen verdier synes så grunnleggende at de påvirker adferd i de fleste situasjonene. Således kan rettferdighetsaspekter virke inn på resultatet av visse byttesituasjoner selv om denne som 'idealmodell' er fokusert kun rundt egen vinning. Eksperimentell økonomi dokumenterer f.eks at aktører avviser løsninger som er til fordel for alle (dvs. er Pareto optimale), men hvor fordelene er (veldig) ulikt fordelt (e.g., Camerer og Loewenstein, 2002; Gintis, 2000; Henrich et al., 2002). I forhold til det som er nevnt over, framheves deltakelse og rettferdige prosesser som viktige elementer for å skape aksept for ulike utfall. Begrepet resiprositet (gjensidighet) brukes gjerne for å beskrive det forholdet at motivet bak en handling påvirker adferden, ikke bare det konkrete resultatet. Således gjengjeldes det som oppfattes som vennlige handlinger med en vennlig respons. Uvennlige handlinger kan derimot utløse ulike former for negative motreaksjoner selv om den som straffer vil tape på det.¹²

¹² Eksempelvis er det i såkalte ultimatum spill (e.g., Gintis 2000) vist at en fordeling som oppfattes som urettferdig fører til at 'taperne' avviser å motta noe som helst.

3. Hvorfor oppstår konflikt?

3.1 Konflikttyper

Med basis i det ovenstående kan vi definere fire ulike konflikttyper med relevans for handteringen av fellesgoder. Oppsettet er en videreutvikling av Aubert (1979)¹³:

- *Interessekonflikter* karakteriseres av enighet både om sak og verdier. Dvs. de involverte partene er enige om hvilke problemer man står ovenfor, hvilke sammenhenger som gjelder etc. De er enige i sak. Man er også enige om hvordan de involverte verdiene skal forstås og hva som er viktige verdier. I en slik situasjon vil konflikt kunne oppstå kun som følge av uenighet om fordelingen av kostnader og gevinster. Potensiell Paretoforbedring avvises. Forbedringen må være reell. Videre kan skjev fordeling av gevinstene også skape konflikt.
- *Verdikonflikter* innebærer uenighet om hvilke verdier som er involverte. Partene vurderer verdiaspektene ved den aktuelle ressursen forskjellig. For noen er for eksempel skogen først og fremst viktig som levested for arter. For andre er den en kilde til lokal økonomisk aktivitet, er en fornybar ressurs som bør høstes etc. Mens vern er det fundamentale ønsket for den første gruppen, gir vern ingen mening for den andre. Ulik oppfatning om hvem som er legitime parter i en sak og hvordan parter bør behandles kan også være opphav til verdikonflikter. Da går ikke konflikten på selve saken, men på konsekvenser for aktørenes selvbilde. Ut fra dette kan vi dele grunnlaget for en verdikonflikt i to. For det første har vi *innholdsaspektet* som er knyttet til trekk ved de involvert godene og i hvilken grad de representerer verdier som er i konflikt. For det andre har vi *prosessaspektet*. Det er knyttet til hvilke aktører som gis plass som deltakere og hvilken status de har i så måte? En verdikonflikt kan være så fundamental at kjøp og salg ikke er mulig.
- *Sak- eller datakonflikt* oppstår ved uenighet om hvilke faglige sammenhenger som gjelder – i vårt tilfelle særlig mellom bruk og vern inklusive hvilke virkemidler og tiltak som kan fungere. Uenighet kan også gjelde hvor stor utbredelse en art har, hvor viktig den er for hvor godt et økosystem fungerer etc. Slik sak- eller datakonflikt skyldes grunnleggende sett eksistensen av informasjonskostnader. Samtidig må man være oppmerksom på at interesse- eller verdikonflikter ofte gir seg utslag i konflikter om datagrunnlaget. Dette skyldes bl.a. at det

¹³ Skillet mellom interesse- og verdikonflikt er hentet fra Aubert.

er lettere å føre diskusjonen på dette planet. Dersom konflikten fundamentalt sett er en verdikonflikt, vil en løsning av selve datakonflikten likevel ikke være tilstrekkelig. Den vil ofte bestå nettopp som et uttrykk for den dypere verdikonflikten.

- *Rettighetskonflikt.* Miljøpolitikken er kjennetegnet av kontinuerlige konflikter omkring tolkningen av hvilke rettigheter som gjelder. Dette har ikke minst å gjøre med at miljøproblemer i realiteten er nye former for knapphet som oppstår etter hvert som menneskets aktiviteter utvikles og utvides. Dette betyr f.eks at tidligere legitim bruk etter hvert kan framstå som problematisk. Konsekvensene av et utslipp blir synlig først etter mange år. Utnyttelse av noen biotoper er uproblematisk så lenge mange av samme type fortsatt er urørte. Når nesten alle er underlagt bruk, oppstår problemer. Rettighetskonflikter vokser således fram fordi tidligere aksepterte rettigheter ikke dekker det aktuelle ressursaspektet eller ikke er formulert på en måte som aksepteres av alle gitt at et ny knapphet er oppstått.

En rettighetskonflikt kan betraktes som en spesiell form for interesse- eller verdikonflikt. I førstnevnte tilfelle er det spørsmål om uenighet mhp hvem som skal kompensere hvem ved endring i bruksmåte/overgang til vern. I det andre tilfellet er det snakk om en type rettighetskonflikt der tap av en (oppfattet) rettighet ikke kan motvirkes ved kompensasjon.

I forbindelse med dette bør det understrekes at ivaretagelse av partenes autonomi og integritet kan være meget viktig for å unngå konflikt. Dette er særlig knyttet til parter eller aktører som oppfatter at de har rettigheter i en sak. Aktører som oppfatter seg som legitim part, kan reagere meget negativt på å ikke involveres på en måte som respekterer dette.

3.2 Årsaker til konflikt

I forhold til de fire konfliktypene, kan vi med bakgrunn i det ovenstående definere fem viktige årsaker til at konflikt oppstår:

- De økonomiske konsekvensene av vern er betydelige
- Aktørene har ulik forståelse av verdiene i skogen
- Aktørene har ulik forståelse av hvilke rettigheter som gjelder eller bør gjelde
- Beslutningsprosessen oppfattes som utilfredsstillende
- Kompensasjonen oppfattes som feil eller utilfredsstillende

Vi skal i det følgende gå nærmere inn på de enkelte elementene i dette. For å forenkle, har vi valgt å gjøre dette innenfor en institusjonell ramme der de aktive partene er staten på den ene siden og eierne av skog/våtmarker på den andre.

3.2.1 De økonomiske konsekvensene av vernet

Om de økonomiske konsekvensene av vern er små for grunneier, vil det selvsagt forventes at potensialet for konflikt er mindre enn om konsekvensene er store. Dette er tilfelle selv om det er snakk om en ren interessekonflikt og kompensasjon blir gitt til skogeier. Det er to grunner til dette. For det første vil store konsekvenser kunne medføre at den vernet gjelder må finne andre sysselsettingsmuligheter til erstatning for tidligere aktivitet. For det andre vil kompensasjon kunne beregnes etter ulike prinsipper – jfr. situasjonen i Norge i dag der to alternativer diskuteres.¹⁴ Poenget er at de ulike prinsippene gir ulikt nivå på kompensasjonen for samme endring i bruk. Dess større endringen er, dess større blir forskjellen i kompensasjon og desto viktigere vil det være å vinne striden om prinsippene.

Dess større endringen er, dess større sjanse er det også for at endringen oppfattes som meningsløs blant de som må endre praksis. Således er det grunn til å vente at endringer som medfører endringer i driftsmåten – nye prinsipper for hva som er god skogbrukspraksis – vil aksepteres lettere enn endringer som medfører at bruk ikke lenger er tillatt. Dette har ikke bare å gjøre med de økonomiske konsekvensene. Selv om kompensasjon gis, kan det oppstå konflikt. Denne konflikten har i tilfellet å gjøre med at verdiene i skogen oppfattes ulikt.

3.2.2 Ulik forståelse av verdiene i skogen

Som tidligere påpekt, lever mennesker i ulike kulturer eller representerer ulike livsformer. Disse livsformene karakteriseres av ulike virkelighetsforståelser, verdier og praksiser (Højrup, 1989). Hele den grunnleggende forståelsen av hva et problem består i er således kulturelt betinget. Dette gjør at ulike grupper vil assosiere helt ulike ting med et begrep som 'skog' og således verdsette ulike aspekter ved dette godet. Mens skogeieren ser 'hogstklasser' og potensielle veitraseer, unyttige sumper og viltskader, ser turgåeren åpninger, rasteplasser, ugjennomtrengelig skog og lette traseer. Biologen ser ulike biotoper, sjeldne arter, livgivende våtmarker, gode 'redetrær', næring for vilt osv. Disse ulike perspektivene er selvsagt basis både for kommunikasjonsproblemer og direkte konflikt om bruksmåter. Det er snakk om verdikonflikter, som i realiteten holder partene fra hverandre. Graden av slik konflikt vil få betydning både for hvordan verneprosessen vil utvikle seg og hvilke reaksjoner ulike virkemidler kan forventes å skape.

¹⁴ Erstatningen kan utmåles på to måter: Bestandsvis venteverdiberegning eller beregning på grunnlag av redusert balansekvantum. Med samme forutsetninger vil de to metodene gi samme resultat, men de bygger gjerne implisitt på forskjellige forutsetninger. Se Svendsrud (1994) for detaljer.

Bruk og vern blir to motstridende kategorier, ikke bare i forhold til de umiddelbare økonomiske konsekvensene. De berører også oppfattelsen av hva som gir mening, hva som er riktig eller galt. Fra et bruksperspektiv vil døende eller råtnende skog oppfattes som ressursøding, mens det fra et artsvernperspektiv er svært positivt. Fra et bruksperspektiv er uttak av skog å høste av en resirkulerbar ressurs for menneskelig bruk, mens det fra et verneperspektiv er viktig at ved 'resirkuleres' i økosystemet.

Tilley (1994) påpeker at menneskets bruk og forming av landskap er viktig mhp hvilken betydning det gir for disse menneskene. Menneskers aktiviteter forankres i landskapet og blir både en viktig del av deres historie og den kulturelle prosessen som landskapet flettes inn i. Denne sosiale konstruksjonen av landskapet sees på som en prosess der samtidige og konkrete opplevelser av landskapet og de kulturelt definerte ideene vi har om det spiller sammen. Landskapet framstår både som et medium for handling, som et resultat av handlinger og som historier om tidligere handlinger. Tilley understreker således at vektleggingen og forståelsen av verdiene i et område avhenger av de spesifikke relasjonene personer har til området, relasjoner som igjen er skapt gjennom deres ulike omgang med elementer i landskapet etc.

Solomon (1984) påpeker videre at emosjoner er et sentralt element i menneskers erkjennelse. Emosjoner er således en viktig del av menneskers tankeprosess og uttrykker verdier som er skapt innenfor rammen av den sosiale og kulturelle konteksten de opererer innenfor. Det er derfor nære koplinger mellom emosjoner, kognisjon (hva vi ser, hva er relevante data) og den kulturelle sammenhengen vi står i.

3.2.3 Ulik forståelse av hvilke rettigheter som gjelder eller bør gjelde

Bromley (1989) understreker at eierrettigheter ikke er et forhold mellom en person og en ting. Det er en sosial relasjon mellom eier og ikke-eier under kontroll av en felles autoritet – staten. Det er denne kollektive aksepten som gjør forholdet til en rettighet. Videre er ikke rettigheten knyttet til tingen i seg selv, men til ulike ressursstrømmer knyttet til dette objektet. I tilfellet skog vil det dreie seg om tømmer, bær, mose, vilt osv. Allemannsretten er en god illustrasjon på at rettigheter er knyttet til ressursstrømmer der 'skogen' (dvs. grunnen og trærne) eies av private evt. staten, men der allmennheten har rett til å ferdes fritt og rett til å plukke bær og sopp mm. Videre kan det være slik at noen har rett til å ta ut ved i 'annens' skog eller la dyr beite der.

Honoré (1961) definerer hele 11 elementer som en eierrettighet må bestå av for å være det han kaller en komplett rettighet. Viktige punkter er retten til å ha, til å bruke, til å omsette samt retten til kapitalen – dvs. retten til å endre, fjerne eller ødelegge ressursen. Et av elementene er 'forbud mot skadelig bruk'. Det er knyttet til at samfunnet kan sette for-

bud mot visse typer bruk eller avgiftslegge bruk som har negativ effekt på andre verdier.

Bromley (op.cit) påpeker at hva som er 'skadelig bruk' ikke er enkelt å definere. I en verden der adferd henger sammen – der en aktørs bruk påvirker andre aktørers muligheter – er det umulig å sikre at en type bruk ikke er skadelig for annen bruk. En rettighet er derfor også en samfunnsmessig legitim rett til å påføre andre individer eller foretak kostnader. En rett til å hogge tømmer gir rett til å se bort fra verdier som den stående skogen måtte ha. En rett til å kreve at skogen skal stå påfører på samme måte skogeier en kostnad.

Utfordringen her er at hva som er skadelig bruk verken er en objektiv størrelse eller kan defineres en gang for alle. Snarere er det slik at nye knappheter, nye typer skade oppstår kontinuerlig. Rettighetene må hele tiden redefineres og det oppstår uklarheter mhp hvilke rettigheter som skal ha forrang. Dette er kjernen i alt miljøvern. Reguleringer med sikte på å verne miljøet gjør at tidligere akseptert adferd ikke lenger framstår som like legitim. Dette er som nevnt knyttet til at nye knappheter framstår over tid og at man først ikke visste at aktiviteten skulle vise seg å være skadelig. Det er en viktig asymmetri knyttet til dette. Bruk skjer først, oppfattet skade kommer etterpå. Det betyr at når skade blir synlig, oppleves tidligere bruk alltid som et referansepunkt som gjør at det faller naturlig å kreve kompensasjon om eksisterende bruksmåte må endres. Men selv om en bruksmåte har eksistert en tid, så har samfunnet likevel ikke akseptert at den skade som denne bruken er opphav til er samfunnsmessig legitim.

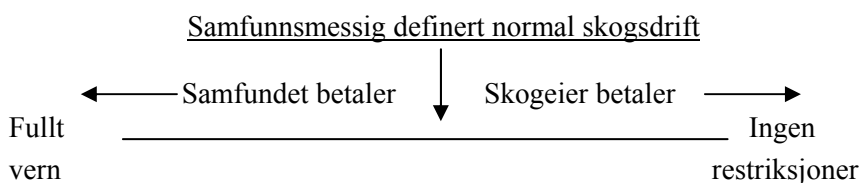
I forhold til dette søker samfunnet å definere regler for når en endring i hva som er akseptabel bruk skal gis 'tilbakevirkende kraft' og når dette ikke skal skje. Regelen om 'forurensner skal betale' (FSB) kan betraktes som en regel der tidligere 'akseptert' bruk ikke er legitim selv om det vil være kostbart for forurensner å redusere disse når det blir klart at skade skjer. I tilfelle skogvern gis det vanligvis kompensasjon til eier. Slik sett er eier gitt retten til tidligere bruk i dette tilfellet.

Rent umiddelbart kan dette synes å være to veldig ulike praksiser. De er likevel ikke så forskjellige. I tilfellet forurensninger finnes det mange eksempler på at noe forurensning aksepteres – dvs. at det først er forurensning ut over et visst nivå som reguleres eller skattlegges. Dette er tilfelle når det deles ut utslippskvoter eller at en viss forurensning defineres som normal, slik tilfellet er for visse nivåer på arealavrenning fra landbruk.

Også i tilfellet skogvern må eier bære noen av kostnadene – dvs. kostnader knyttet til at reglene omkring hva som er 'riktig' skjøtsel endres. Eksempelvis er lov- og regelverk vedrørende hogst endret i alle de nordiske landene over de siste 10-15 årene uten at dette gir grunn til kompensasjon (Kvakkstad et al., 2004). Videre har vi etableringen av ulike sertifiseringsordninger der bl.a. krav fra markedet har gjort at tømmer nå prises også i forhold til aspekter ved selve skjøtselen. Dette innebærer at

både lovverk og marked stiller nye krav til hva som er akseptabel drift. Men ved større inngrep i eiers disposisjonsrett, gis det kompensasjon for tapt inntekt. Det skjer enten ved at areal båndlegges – dvs. eierskapet fortsetter, men bruk forbys – eller ved at areal eksproprieres – dvs. at staten tar over eierskapet. Vi får følgende situasjon:

Figur 1 Skogsdrift, rettigheter og kompensasjon



Samfunnet definerer slik hva det anser som eierrettigheter ved å definere skillelinjen mellom grunneiers og samfunnets ansvar. Det er to interessante observasjoner i tilknytning til dette. Samfunnet gir i større grad kompensasjon ved vern enn ved krav om reduserte forurensninger. Samtidig synes konfliktene større innefor områder som har med vern å gjøre enn i forbindelse med forurensninger. Dette kan synes ulogisk.

En mulig forklaring inneholder følgende elementer. Vern – spesielt fredning/absolutt vern – er langt mer dramatisk enn krav om reduserte forurensninger. I det siste tilfellet kan den økonomiske aktiviteten ofte fortsette videre, mens den opphører mer eller mindre helt i det første. Dernest er det slik at krav om reduserte forurensninger vil gjelde alle innenfor den aktuelle aktiviteten, mens vern i form av båndlegging bare vil ramme et fåtall og berøre alt eller store deler av arealet til disse få. Videre, synes det å være langt mer allmenn enighet om at forurensninger er entydig negativt, mens vern av biologisk mangfold oppfattes av mange som feil. Dette ser vi særlig tydelig i forbindelse med vern av store rovdyr. Men det gjelder også vern av andre arter. Så mens forurensning har mer karakter av å være en interessekonflikt, så er det grunn til å hevde at vern har mer innslag av verdikonflikt.

Til sist er eierne i tilfellet skog ofte enkeltindivider, mens reguleringer mot forurensninger ofte gjelder 'upersonlige' foretak. Det innebærer også at eventuelle konflikter vil kunne forventes å være mer av typen interessekonflikt i det siste tilfellet. Driver man 'kun butikk', handler det også 'kun om penger'. Kvakkestad et al. (2004) antyder at alle disse elementene kan bidra til å forklare at konfliktene rundt vern av skog eid av selskaper synes mindre enn vern der individuelt eie av mindre enheter er involvert.

At absolutt vern vil ramme noen få skogeiere svært sterkt, mens de fleste vil gå uberørt av reguleringene, kan selvsagt motvirkes ved å gjøre alle skogeiere kollektivt ansvarlige for at en viss prosent skog vernes. Da vil kostnadene fordeles over hele næringa og ikke bare ramme de 'uheldige' som måtte eie skog med gode verneobjekter. Dette at vern rammer

bare noen få, er således ikke et argument i seg selv for at kompensasjon må gis av samfunnet. Gitt Honoré sitt punkt om at eiers rettigheter må avgrenses i forhold til det han kaller 'skadelig bruk', kan et visst innslag av absolutt vern forstås som en forutsetning for at bruk av en eiendom blir sett på som samfunnsmessig legitim. Dersom det er slik at kostnadene ved å sikre dette oppfattes som svært urettferdig fordelt ved at bare noen skogeiere må bære dem, vil et felles ansvar pålagt skognæringen kunne være et svar på den utfordringen. Det er i sammenheng med dette interessant å notere at ved sertifisering kreves det gjerne at en mindre del av skogeiendommen vernes for at sertifisering kan gis. Det kan være snakk om noen svært få prosent av eiendommen, men likevel mer enn f.eks den ene prosenten skog som er båndlagt til vern i Norge (Kvakkestad et al., 2004) og som har utløst store konflikter. Dette indikerer at fordelingsspørsmålet er svært viktig når det gjelder aksepteringen av reguleringene.

3.2.4 Betydningen av verneprosessens form

Verneprosessens form kan også gi opphav til konflikt. Manglende inkludering av berørte interesser impliserer potensial for økt konflikt. Paavola ((2003) framhever at manglende inkludering – 'lack of attention to distributive and procedural justice' (s 59) – har resultert i konflikter som har forsinket gjennomføringen av Habitat direktivet/Natura 2000 i EU. Hiedanpää (2002) konkluderer tilsvarende i en studie der han sammenligner to ulike verneprosesser i Finland. Den ene gjaldt nettopp implementeringen av Habitat direktivet/Natura 2000, mens den andre gjaldt implementeringen av regionale finske skogprogrammer. Mens prosessen i det første tilfellet var svært 'ovenfra og ned' – dvs. implementeringen av EU direktivet skjedde uten særlig lokal medvirkning – var det betydelig mer lokal deltakelse i det andre tilfellet. I forbindelse med Natura 2000 opplevde man til og med at skogeiere gikk til sultestreik i protest mot vernet, mens konfliktene rundt de regionale skogprogrammene var ubetydelige.

Det var mest sannsynlig flere faktorer enn verneprosessen som var årsak til forskjellene. Vern etter Natura 2000 hadde langt mer omfattende konsekvenser for de involverte enn det som fulgte av de regionale programmene. Mye mer stod på spill. Men Hiedanpää (op.cit.) understreker at skogeierne i tilfellet Natura 2000 opplevde at de som eiere bare ble betraktet som høringsinstans, mens de selv oppfattet seg som parter i saken. De følte ikke bare at levebrødet var utsatt. Integriteten eller selvbildet deres ble også truet.

Vi har mange eksempler på at mens verneprosessen går, så hogges (deler) av skogen. Dette har skjedd selv om det er lagt opp til at kompensasjon skal gis og selv om skogen har liten verdi for skogeier. Dette kan betraktes som irrasjonell adferd. Det er vel så naturlig å forstå slike utfall som eksempel på det vi tidligere kalte resiprositet eller gjensidig rasjona-

litet. Verneforslaget blir forstått som en uvennlig handling og responsen er å straffe med de virkemidler man har til rådighet – dvs. fjerne verneobjektet.¹⁵

Hovedpoenget her er at selve prosessen har betydning for utfallet. Dersom den oppfattes som legitim, vil aktører som ikke får det som de vil, likevel kunne akseptere resultatet. Dette er typisk situasjonen i tradisjonelle valgprosesser i demokratiske samfunn. Taperne aksepterer at vinnerne danner regjering, selv om de vet at prioriteringene ikke blir som de skulle ønsket. Oppfattes prosessen derimot som illegitim, vil dette kunne utløse motreaksjoner – selv i de tilfellene formålet har støtte.

Deltakelse kan ha flere virkninger som kan være viktige for å unngå konflikt. Ivaretagelse av partenes integritet er muligens det viktigste. Men ut fra det vi har påpekt tidligere, vil også involveringen og den dialogen som følger av denne ha potensial til å redusere konfliktnivået direkte. Gjennom argumentasjon vil de ulike partene både få lagt fram synet sitt og de får mulighet til å lære av andre. Denne lære- og argumentasjonsprosessen gir mulighet til økt forståelse på tvers av posisjoner. Visse argumenter kan vise seg å ikke være holdbare når de prøves i en sammenheng der andre verdier og interesser også blir artikulert.

På den andre siden vil 'tale for døve ører' kunne virke negativt på tilliten til prosessen. Dersom man opplever at argumenter ikke blir hørt eller tatt hensyn til, kan opplevelsen av overkjøring være like stor – kanskje større – enn dersom prosessen ikke involverer i det hele tatt.

Graden av konflikt kan med basis i dette også forventes å ha sammenheng med hvem som representerer den offentlige interessen. Det er viktig å kunne snakke 'samme språk'. Det er videre mye usikkerhet i slike prosesser. Å bli trodd og forstått er da et viktig element. Eksempelvis vil en ut fra dette vente at landbruksmyndighetene har lettere for å kommunisere tillitsfullt med skogeierne, mens det motsatte kan være tilfellet med miljøinteressene. Evne til å snakke 'flere språk' og fange opp bredden i de ulike posisjonene også fra den offentlige forvaltningens side kan være helt avgjørende for om prosessen virker konfliktdempende og konsensusrettet i motsetning til en situasjon med eskalerende konflikt med 'skyttergravskrig' som resultat.

3.2.5 Kompensasjonens betydning

Spørsmålet om kompensasjon involverer to ganske ulike problemstillinger. For det første har vi handteringen av rettighetsspørsmålet og hvordan det virker inn på aksepten av kompensasjon og kompensasjonsnivået. Videre har vi holdningene til hvilken form kompensasjonen bør ha.

¹⁵ Et ferskt eksempel på dette ble behandlet i norsk rett høsten 2004. En skogeier ble dømt for å ha hugget skog som var midlertidig fredet i påvente av beslutning om endelig vern. Retten la til grunn at hogsten hadde skjedd for å skade vernet. Skogen var i stor grad ikke hogstmoden og lå langt fra vei (Aftenposten 2004). Adferden kan oppfattes som en protest mot vernet. Eier hadde kun tap knyttet til hogsten.

Forholdet mellom rettigheter og kompensasjon er det mest omfattende problemet. Grunnspørsmålet er selvsagt hvem som har rettigheten og dermed har krav på kompensasjon om man må oppgi retten eller akseptere innskrenkninger i denne. I forbindelse med vern av biodiversitet i skog og våtmarker, eksisterer to muligheter: Enten har allmennheten rett til urørt natur, eller så har eier rett til å utnytte naturressursene slik det måtte passe vedkommende. I de nordiske landene er rettigheten, som vi har sett, gitt til skogeier innenfor visse grenser. Retten synes ikke formulert slik at skogeier har rettighet til det biologiske mangfoldet, men skogeier har rett til kompensasjon for de tap han/hun måtte lide dersom vern etableres (Kvakkestad et al., 2004).

Kompensasjonen baseres i dag i all hovedsak på eiendommens markedsverdi – dvs. en kapitalisert nåverdi av framtidige inntekter av skogproduksjon. I prinsippet skulle dette gi en kompensasjon tilsvarende kostnaden ved å kjøpe tilsvarende skog for den eieren det er snakk om. Gitt at slik kompensasjon gis, er det derfor grunn til å spørre hvorfor konfliktnivået er så høyt. Momentene foran (3.2.1 – 3.2.4) kan gi en del av forklaringen. Men resultater fra forskning om rettigheter og kompensasjon gir ytterligere innsikt.

Avhengig av hvordan rettigheten er definert, er det to ulike måter å beregne kompensasjonen på. Dersom rettigheten er hos de som ønsker urørt natur, må skogeier, for å få lov til å drive skogbruk, måtte kjøpe denne hos rettighetshaver. Det relevante målet er skogeiers betalingsvilje – 'willingness to pay (WTP)'. Dersom skogeier derimot har retten, er det relevante målet for skogeier dennes villighet til å motta kompensasjon – 'willingness to accept compensation (WTA)'. Ut fra neoklassisk økonomisk teori forventes forskjellen mellom disse to målene å være minimal om beløpet er lite i forhold til aktørens inntekt (Willig, 1976). Om beløpet er større, forventes det at 'inntektseffekten' av å ha eller ikke ha rettigheten vil påvirke nivået.

Empirisk forskning over de siste 20 årene viser at forskjellen mellom WTP og WTA er langt større enn det som skulle følge av inntektseffekten (Gregory, 1986; Tversky og Kahneman, 1986; Kahneman og Knetsch, 1992; Knetsch, 2000; Horowitz og McConnell, 2002). Denne litteraturen viser at selv i situasjoner med små beløp er WTA ofte i størrelsesorden 3 ganger så stor som tilsvarende WTP mål. Dette synes å gjelde selv for goder som er lette å omsette i markeder, eksempelvis vanlige kaffekopper (Knetsch, 2000).¹⁶

Det har vært innvendt at denne effekten skyldes måten studiene har vært gjennomført på. En større litteraturgjennomgang av Horowitz og McConnell (2002) viser at dette neppe er noen god forklaring. Snarere

¹⁶ Knetsch (2000) gjennomførte f.eks et eksperiment med vanlige kaffekrus. En gruppe fikk utdelt krus som han så prøvde å kjøpe tilbake, mens en annen gruppe måtte kjøpe krusene. WTA var over 3 ganger WTP selv i dette tilfellet.

konkluderer de at insentivkompatible oppsett gir større, ikke mindre avvik fra standard teori.

Det har vært framholdt at forskjellen kan skyldes at godet det er snakk om ikke har noe godt substitutt. I så fall vil man både ha en inntekts- og en substitusjonseffekt som skulle kunne bidra til å forklare de store avvikene (Hanemann, 1991). Knetch (2000) er ett av flere bidrag som motbeviser denne forklaringen. Likevel, peker Hanemann på et poeng som har betydning. Horowitz og McConnell (2002.) viser f.eks at forholdstallet mellom WTA og WTP estimatene er høyere jo mindre et gode kan sammenlignes med et markedsgode. I studier som gikk på vern av arealer, var gjennomsnittlig forholdstall helt oppe i 7. Dette kan skyldes at arealer blir betraktet som unike (Hanemanns poeng). Men det kan også skyldes at etiske betraktninger er langt viktigere ved kjøp og salg av slike goder i forhold til kjøp og salg av f.eks kaffekopper.

Tversky og Kahneman (1986) innførte begrepet tapsaversjon for å forklare den store forskjellen på observert WTA og WTP. Vatn og Bromley (1994) foreslo rettighets- eller eiendomseffekt som alternative begreper. Ut fra selve forskjellen i bud, er det selvsagt ikke mulig å si noe om mekanismen bak. Navnsettingen er heller ikke det viktige i vår sammenheng. Poenget er at konflikt kan oppstå selv om skogeiere kompenseres etter markedspris. Båndlegging oppfattes som et tap og kompensasjon på nivå med hva alternativ skog koster (WTP) vil ikke da være akseptabelt. For å unngå konflikt/misnøye må kompensasjonen i stedet tilsvare eiers WTA.

Det bør nevnes at om konflikten er en ren verdikonflikt, vil kompensasjon – uavhengig av nivået på denne – ikke makte å fjerne konflikten. Dette skyldes at en verdikonflikt – slik den er definert – ikke dreier seg om kjøp og salg, men om prinsipper. Om det kanskje er sjelden at kjøp og salg er helt blokkert i tilfelle biodiversitet i skog og våtmarker – det er tross alt snakk om ressurser som ellers kjøpes og selges – så kan nettopp dette elementet være med og drive WTA opp. Noen aktører krever meget høy kompensasjon for å kunne akseptere båndleggelse.

Formen på kompensasjonen kan også påvirke konfliktnivået. Det vanlige er å betale en engangsgodtgjørelse basert på nåverdien av framtidige inntekter. Dersom det er usikkerhet om disse, kan det oppstå konflikt. En måte å unngå dette på er å betale et årlig beløp som justeres i tråd med endringer i markedsverdien av skog.

Dersom det er snakk innslag av verdikonflikt, kan utbetaling av et engangsbeløp være problematisk også i annen forstand. Da kan bytte av eiendom – dvs. at staten gir kompensasjon i form av en annen skog med tilsvarende ressurser – være en mulig løsning. Til sist, vil årlig betaling minne mer løpende drift, og kan kanskje være en løsning som passer noen skogeiere. Vernet blir gjennom kompensasjonsformen omgjort til noe som ligner bruk, dvs. årlig 'høsting'.

4. Hvordan kan konflikt reduseres?

Analysene ovenfor gir noen indikasjoner i retning av veier man kan gå for å redusere konfliktnivået. Vi skal i det følgende diskutere to alternativer til båndlegging med påfølgende kompensasjon. Først skal vi se på auksjon eller strategisk forhandling. Deretter skal vi se på mulighetene som ligger i såkalt deliberativ prosess. Men før vi kan gå inn på disse to formene, vil vi kort gå tilbake til spørsmålet om ulike rasjonaliteter og se nærmere på begrepene strategisk og kommunikativ rasjonalitet. Disse begrepene er sentrale for å forstå skillet mellom strategisk forhandling og deliberativ prosess.

4.1 Strategisk vs. kommunikativ rasjonalitet

Strategisk rasjonalitet kan sees på som et aspekt ved rasjonalitet forstått som maksimering av individuell nytte. Det er denne typen logikk som kjennetegner teorien om ikke-kooperative spill. De enkelte aktørene tilpasser seg slik at de maksimere egen nytte gitt antakelser om andres adferd – normalt en antakelse om at også andre maksimerer slik nytte. Aktørenes preferanser er gitt. Det skjer ingen kommunikasjon. Det eneste man observerer er aktørenes handlinger.

Kommunikativ rasjonalitet (Habermas, 1984; Dryzek, 2002) er fundamentalt annerledes. Her er fokus på 'Vi' og ikke først og fremst på 'Jeg'. Det handler om i fellesskap å utvikle ideer om hvordan fellesgoder bør utvikles og ivaretas. Det er snakk om å utvikle, kritisere og teste argumenter om hvilke løsninger som bør favoriseres og hvordan de bør settes ut i livet. Det er altså kvaliteten på argumentet, ikke betalingsvilje for vern vs. betalingsvilje for bruk som skal avgjøre hvordan en fellesressurs skal benyttes.

Et meget viktig aspekt ved dette er at aktørene blir trukket inn i en situasjon der de, sammen med andre, må reflektere over egne preferanser og synspunkter (Dryzek, op.cit.). Tankegangen er at denne prosessen kan lede mot en konsensus. Grunnideen er således at preferanser verken er gitt eller rent individuelle. I stedet kan deltakerne i en kommunikativ prosess lære av hverandre og vurdere argumentene for og imot ulike perspektiver på en sak.

Denne tankegangen er kritisert av tilhengerne av strategisk rasjonalitet siden de finner at den er for idealistisk eller urealistisk. Man kan ikke stole på det folk sier. Snarere er det slik at folk sier en ting og gjør noe

annet – de bruker samtalen strategisk ('cheap talk'). Motargumentet mot dette er at dialogen i seg selv vil motvirke denne formen for strategisk adferd. Den tvinger aktørene til å samtale om fellesgodet. Rene egeninteresser har ikke lett for å få gehør på en slik arena. Folk motiveres til å tenke mer i fellesskapstermer – hva som er bra for samfunnet (Goodin, 1992). Selvsagt vil det eksistere motiv for å framheve rene egeninteresser, men disse må i det minste formuleres i en form som berører fellesinteressen. Påstander om hva som er riktig for fellesskapet er så i neste omgang åpne for test og motargumenter. Om de ikke består denne testen, vil de kunne avsløres som de strategiske handlinger de egentlig er basert på.

Elster (1998) behandler et spesielt aspekt ved dette ved å fokusere på det han kaller 'the civilizing force of hypocrisy.' Dersom man sier at noe er bra for samfunnet – enten at konsekvensen er bra eller prosedyren er riktig – så binder det aktøren til det som er sagt og hindrer aktøren til senere å realisere kun de (skjulte) egennyttige motivene bak argumentet. Dialog og offentlig tale 'siviliserer' adferd (Dryzek, 2002; Smith, 2003).

4.2 Fra konflikt til auksjon eller strategisk forhandling

Med bakgrunn i skillet mellom strategisk adferd og kommunikasjon kan vi så diskutere hva som kjennetegner auksjon/strategisk forhandling på den ene siden og deliberative prosesser på den andre.

Det umiddelbare alternativet til et system med pålagt båndlegging eller ekspropriasjon med offentlig fastsatt kompensasjonsnivå, vil være å etablere et marked i form av auksjon for arealer til vern. Da kan de skogeierne som ser seg interessert i å selge et areal til vern, levere et tilbud til kjøper som i praksis vil være staten eventuelt miljøorganisasjoner. Dersom salg skjer, vil begge parter selvsagt være fornøyd. Konflikten fjernes ved å gå fra pålegg (med kompensasjon) til frivillig handel. Man skifter således spillet der det prinsipielt viktige er at det blir frivillig å delta. Man unngår å involvere aktører som ser på vern som feil eller ikke aksepterer prisen. Man unngår verdikonflikten, og man unngår tapseffekten. Skogeier blir ikke fratatt noe som krever kompensasjon. Man er i stedet engasjert i ordinært kjøp og salg.

Gitt disse sterke konklusjonene mhp. konfliktdemping, er det likevel viktig å påpeke at det også eksisterer noen problemer knyttet til auksjoner. I den neoklassiske litteraturen påpekes det som standard at den som disponerer ressursen (agenten) har bedre kunnskap om ressursens kvalitet etc. enn det offentlige (prinsipalen). Denne asymmetrien skaper to problemer. For det første har vi det som kalles moralsk hasard – dvs. at agenten gjør noe annet enn det som er avtalt. Videre har vi advers seleksjon – dvs. at agenter som det er nyttig å ha med fra prinsipalens synsvinkel ikke deltar (Xepapadeas, 1991).

Dersom skogeiere ikke ser noen mening i å selge til vern, vil en risikere at antallet tilbydere blir lite. Videre er det slett ikke sikkert at det er skog-eierne som har best kunnskap om de biologiske verdiene i skogen sin. Dette er ikke kompetanse først og fremst skogeiere har. Det er annen type spesialistkompetanse som trengs. Med utgangspunkt i dette kan man således tenke seg at man bør erstatte den rene auksjonen med noe som tar mer form av avtaler der kjøper – staten – informerer eierne om hvilke biologiske verdier den er interessert i å kjøpe i et nærmere definert område samtidig som det gis dokumentasjon om hvor relevante biotoper faktisk finnes. Så kan eierne av de aktuelle områdene selv se hvem tilbudet om kjøp angår og vurdere om de ønsker å gå inn i en forhandling om båndlegging mot kompensasjon.

Dersom ønsket vern strekker seg over mer enn en eiendom, vil avtale-inngåelse måtte involvere flere skogeiere. Et mulig problem med dette er at ikke alle er interessert i et salg. Dette vil kunne redusere antallet verneobjekter ved et system med frivillige avtaler, og kanskje føre til at man likevel må velge båndlegging med kompensasjon i mange tilfeller. I den forbindelse bør det også nevnes at det er knyttet transaksjonskostnader til alle slike prosesser og at aktører kan velge å ikke engasjere seg, ikke fordi de er prinsipielt mot vern, men fordi de er usikre på hva de kan få ut av en slik prosess.

Dersom vern ikke oppfattes som riktig tilpasning blant et flertall av skogeierne, er det mulig at de som ønsker å selge til vern kan bli utsatt for ulike former for sosialt press. Denne mekanismen har vært veldig synlig i forbindelse med vern av store rovdyr, der f.eks bønder som har akseptert overgang til andre driftsformer enn sau etc. har blitt utsatt for slik påvirkning. Innslaget av slik verdikonflikt synes mindre når det gjelder vern av skog og våtmark. Dette skyldes muligens at konsekvensene for andre av at noen aksepterer vern på sin eiendom er langt mindre enn i tilfelle rovdyr. Spørsmålet bør likevel beaktes.

Til slutt bør det også nevnes at spørsmålet om det er riktig å lage markeder for fellesgoder er reist. Argumentet er at fellesgoder ikke bør omsettes på den måten. Spørsmålet er meget diskutert i forbindelse med kjøp og salg av fiskekvoter. Mens noen ser på salg av kvoter som viktig for å sikre en effektiv ressursbruk (e.g., Árnason and Gissurarson, 1999), poengterer andre (e.g., Helgason og Pálsson, 1998; Macinko og Bromley, 2002) at salg har skapt mange negative reaksjoner. Det påpekes at det er feil at kvoter skal kunne omsettes fordi det gir private rettigheter i noe som egentlig er en felles ressurs. Oversatt til biodiversitetsvern i skog og våtmark vil således kompensasjon for tapt inntekt ved vern være akseptabelt, men å etablere markeder for salg av slike goder vil ikke være det.

4.3 Fra konflikt til deliberasjon

Spørsmål knyttet til verdikonflikt, informasjonsproblemer og muligheter for få/feil tilbydere, kan motivere til andre løsninger enn rene individuelle forhandlinger. Å etablere en deltakende eller deliberativ prosess basert på kommunikasjon og informasjon, er da en mulighet. En slik prosess kan ta ulike former. Poenget er å trekke inn aktuelle parter i en prosess der man

- lærer om de involverte verdiene
- lærer om de ulike syn ulike aktører har på disse
- lærer om de konsekvensene vern vil ha
- drøfter og vurderer argumenter for og mot vern og for og i mot ulike vernealternativer

Det er viktig å understreke at deliberasjon er en bestemt type deltakende prosess. Deliberasjon vektlegger åpen vurdering av argumenter for og mot en bestemt handling eller løsning på et problem. Den er basert på kommunikativ rasjonalitet og forutsetter at noen må kunne endre sitt syn som følge av at argumenter vurderes.

Poenget med en slik prosess i vår sammenheng er at den dels kan føre til økt forståelse for konsekvensene av vern/ikke vern på tvers av de ulike interessene og samfunnsgruppene som er involvert. Dette har både et informasjons- og et verdiaspekt. I forhold til informasjonsspørsmålet, vil et organisert system for kommunikasjon kunne bidra til å øke flyten av informasjon mellom de aktuelle interessentene. Det vil skape økt fokus på spørsmålet om vern/ikke vern og ha potensial til å trekke med langt flere som mulig interesserte i vern enn om brukerne selv må søke denne informasjonen.

Når det gjelder verdisiden, er poenget med deliberasjon at det har kapasitet til å redusere de involverte verdikonfliktene – både de innholdsmessige og prosessbaserte – og således sikre langt bedre aksept for de endelige løsningene som velges (Weigård og Eriksen, 1998). Poenget er at prosessen både inkluderer og utfordrer folks oppfatninger og skaper en ramme for kommunikasjon om hvilke argumenter som er viktige. Selve formatet gjør videre at deltakerne må løfte seg over rene særinteresser og dokumentere for de andre at den bruk de måtte ønske er den samfunnsmessig sett mest gagnlige. Dette vil gjelde spørsmål i tilknytning både til hvor mye som bør vernes og hva som bør vernes.

Det er således et poeng at en slik strategi vil kunne bevirke at også vern over flere eiendommer blir en mulighet selv om ikke alle aktuelle eiere i utgangspunktet ser vern som relevant for dem. En slik prosess har generelt sett potensial for å øke antall alternativer for vern ut over det som er mulig gjennom strategisk forhandling/individuelle avtaler. På den måten kan man unngå å måtte kombinere frivillige avtaler med f.eks stat-

lig båndlegging – evt. redusere omfanget av arealer som til slutt må båndlegges ved tvang.

Samtidig som konflikter er meget kostnadskrevende, er heller ikke deliberative prosesser på noen måte kostnadsfrie. De vil mest sannsynlig være mer kostnadskrevende enn et system med auksjon/individuelle avtaler. Dette er selvsagt en svakhet ved denne framgangsmåten. Men de økte kostnadene må veies mot mulighetene for å få til et bedre vern og mulighetene for å øke kunnskapen om verdiene i skogen, noe som i seg selv vil kunne ha effekt på den mer generelle skogsdrifta.

Et annet motargument mot deliberative prosesser er knyttet til muligheten for fri kommunikasjon. Ikke alle grupper eller personer har like lett for å argumentere for sitt syn. Selve prosessen kan videre legges opp slik at noen interesser har vanskelig for å delta. Det er viktig at prosessen er slik at alle parter får komme fram med sine synspunkter. I litteraturen om deliberasjon er det derfor vanlig å peke på at ulikheter i makt og ressurser må kompenseres for (Eriksen, 2001).

Et aspekt som bør understrekes er at ved deliberasjon vil fellesgodeaspektet kunne håndteres på en måte som reflekterer karakteren til slike goder. Mens individuelle avtaler/auksjoner transformerer fellesgodet til et markedsgode – til en relasjon mellom kjøper og selger – vil en deliberativ prosess kunne fange opp et videre sett av interesser. Det vil for eksempel kunne involvere miljøinteressene mer direkte samt nasjonale og lokale organisasjoner av annen art.

Rommetvedt (1995) sammenligner strategisk forhandling med deliberasjon. I tillegg innfører han en prosess kalt deliberativ forhandling. Rommetveit skriver: "Proessen kan kalles deliberative forhandlinger i den grad aktørene ikke bare opptrer strategisk, men også inngår seriøse drøftelser og overveielser for å finne ut hvordan preferansene kan forenes til beste for begge parter" (s 116). I dette ligger også at det er et potensial for at argumentasjonen kan påvirke deltakernes perspektiver i saken og enighet ikke bare dreier seg om å finne riktig kompensasjon, men også økt gjensidig forståelse for interessene og verdiene til de ulike partene.

Gitt at skogeier har rett til kompensasjon ved båndlegging til vern, vil deliberasjon uansett måtte få et element av forhandling i seg. Til slutt skal det uansett skrives kontrakter/avtaler mellom partene der betingelser og kompensasjon defineres. Deliberasjonen kommer inn i en fase før selve kontraktsinngåelsen og vil (potensielt) ha betydning for hvordan ulike parter får anledning til å ytre seg om vernet, for hvordan kunnskap etableres og til slutt for hva som blir vernet.

4.4 Forsøk med avtalebasert vern og deliberative prosesser

Det er ulike forsøk på gang med avtalebasert vern i ulike former og med deliberative prosesser i Norden. Finland er kommet lengst på dette feltet og etablerte i 2002 fire ulike prosjekter under det såkalte Metso programmet ("The Forest Biodiversity Programme for Southern Finland 2002-2007"). De ulike prosjektene a) "Natural values trading", b) "Competitive tendering", c) "Forest biodiversity cooperation networks" og d) "Nature management areas" representerer ulike former for avtalebasert vern og deliberative prosesser (Metso, 2004). Nærmere informasjon er gitt i tekstboks 1 (neste side).

Programmet har i praksis vært operativt i omlag 1 år og det foreligger ingen informasjon om hvilke erfaringer som er gjort. Men opplegget er slik at det burde være mulig å erverve meget nyttig kunnskap om effektene av ulike systemer for avtaleinngåelse, informasjonsoverføring og deliberasjon. Dette krever at det legges opp til en komparativ studie av de fire metodene. Det er knyttet forskning til opplegget, men så vidt vi er kjent med, er det komparative aspektet ikke særlig vektlagt i denne forskningen.¹⁷

Norges skogeierforbund (NSF) har i 2004 også initiert et opplegg for avtalebasert vern. NSF har valgt et opplegg der man ønsker å tilby vern på vegne av medlemmene samlet. Det innebærer at man velger en ordning som tilsvarer den løsningen organisasjonen benytter for salg av tømmer – dvs. samlet forhandling på vegne av medlemmene om prisbetingelser. Det er således elementer både av strategisk adferd og deliberasjon involvert. Man ønsker å styrke skogeiernes samlede strategiske posisjon ved både å ta ansvar for prosessen og gi et samlet tilbud til staten. I dette ligger også en betingelse eller et krav til staten om at man vil benytte avtale om vern med NSF som eneste virkemiddel – dvs. at man ikke bruker tvangsvern i tillegg (Korsbakken, 2004)¹⁸.

¹⁷ De finske forsøkene gir en usedvanlig mulighet til å vurdere virkninger av ulike former for avtalebasert vern og deliberasjon. Det er derfor sterkt ønskelig at slik sammenlignende forskning blir gjennomført.

¹⁸ Ivar Korsbakken er administrerende direktør i NSF.

METSO – det finske programmet for biodiversitet i sørlige Finland

Fra Metso sin beskrivelse av de fire nye programmene (Metso 2004:4-5) kan vi lese følgende:

”**Natural values trading** schemes allow forest-owners to commit themselves through voluntary contracts to maintain or enhance valuable natural features in their forests over a certain period. In exchange, the forest owner receives compensation from authorities. Natural values trading contracts are typically made for periods of 10-20 years, after which forest owners may continue to use their forests according to their own wishes. A natural trading pilot project was launched in Southwest Finland in 2003.

Competitive tendering provides a way for landowners to offer to rent or sell ecologically valuable areas of forest to the authorities at an agreed price. The authorities then compare tenders from different landowners, and weigh up the financial costs and ecological benefits of each tender. Sites are then selectively purchased or rented for conservation purposes. Competitive tendering pilot projects started up in early 2004 in three regions – one on the south coast, one in central Finland and one in Southwest Lapland.

Forest biodiversity cooperation networks allow landowners, the local environmental and forest authorities and other local interest groups to share their ideas and experiences related to conservation. The main aim is to encourage forest-owners to conserve biodiversity through various arrangements, including conservation contracts, environmental subsidies, nature management projects, and natural values trading. Networks operate within specific areas that are important in ecological terms or for their recreational amenity value, and are coordinated by the authorities or the local forest-owners’ organisation. Networks are designed to promote socially and economically sustainable development by actively involving local forest-owners in conservation measures. Pilot networks started up in 2004 in four areas.

Nature management areas may also be set up in future in certain ecologically valuable sites on the basis of agreements between forest-owners and the authorities. In such areas forests and other land uses would be carefully planned to promote nature conservation, with forest-owners fully compensated for any losses they incur.

Det deliberative elementet er først og fremst knyttet til de interne prosessen i NSF – prosesser mellom ledelsen i organisasjonen og medlemmene for å få fram et tilbud som kan tilsvare statens behov for arealer til vern. Heller ikke her er arbeidet kommet så langt at man har noen mulighet til å vurdere utfallet. Det er bl.a. uklart i hvilken grad staten vil akseptere alle betingelsene fra NSF og om NSF klarer å komme fram med et tilbud som staten er fornøyd med. Det er også noe uklart hvilken form eventuelle avtaleinngåelser mellom partene til slutt vil få. Gitt det høye konfliktnivået kan NSF – ved å tilby 'fred' – muligens sikre en løsning med bedre betingelser for skogeieren både mht pris, hva og hvor mye som vernes etc. enn ellers. Mens det i 2004 er gjort betydelige framskritt i denne prosessen – se også Skogeieren (2004), er sentrale personer i Norges bondelag¹⁹ kritiske til slike avtaler (Nationen, 2004). Kritikken er knyttet til at slike avtaler representerer en 'hestehandel med eiendomsretten'.

¹⁹ Norges bondelag er den største fagorganisasjonen for bønder i Norge. De organiserer svært mange av de bøndene som driver kombinert jord- og skogbruksdrift.

5. Hvilken effekt kan ulike løsninger ha på kvaliteten av vernet?

Så langt har vi bare berørt spørsmålet om hva som kjennetegner biologisk mangfold i skog og våtmarker heller sporadisk. Vi skal derfor avslutte de mer teoretiske vurderingene med en kort beskrivelse av de involverte verdiene og hvordan de ulike alternativene mhp endret prosess for vern som ble drøftet i avsnitt 4 kan tenkes å påvirke kvaliteten på vernet.

5.1 Viktige dimensjoner ved biologisk mangfold i skog og våtmarker²⁰

Biologisk mangfold er et komplekst og mangfoldig begrep som omfatter alle egenskaper ved naturens ulike biologiske enheter (jfr. Framstad og Bekkby, 2004). Disse egenskapene kan inndeles i henhold til innhold, struktur og funksjon på ulike skalaer fra gener, via arter til økosystemer. Her vurderer vi bare egenskaper ved biomangfold som kan knyttes til identifiserbare områder, arealer eller forekomster, enten disse er bestemte økosystemer, biosamfunn eller habitater for arter.

Viktige områder for biomangfold vil generelt være knyttet til følgende hovedinteresser:

- artsrike områder
- områder med truede, sårbare og/eller spesielle arter
- truede, sårbare eller spesielle økosystemer, naturtyper, vegetasjonstyper eller biotoper
- viktige områder for å ivareta økologiske funksjoner, der områdenes økologiske innhold, struktur og/eller funksjon kan være viktig

I skog vil slike områder for biomangfold særlig være knyttet til spesielle skogtyper (ofte sjeldne, artsrike eller produktive typer), områder med spesielle miljøegenskaper som mengde av død ved, gamle trær eller spesielt mikroklima, eller til områder med forekomst av mange eller spesielle arter. Tilsvarende forhold vil også karakterisere områder med myr og våtmark der det vil være ønskelig å ta spesielle hensyn til biomangfoldet. For myr og våtmark kan betydningen av områdenes økologiske funksjon

²⁰ Avsnitt 5.1 er basert på innspill fra Erik Framstad.

også være mer uttalt enn for skog pga den viktige rollen myr og våtmark har i naturens hydrologiske kretsløp.

Problemstillingene rundt bevaring av biomangfold ved å ta forskjellige miljøhensyn kan videre struktureres etter følgende dimensjoner.

- kvalitet:
 - områder som har spesielle bevaringsverdige kvaliteter, i motsetning til områder/arealer med mer ordinære egenskaper for biomangfold; dvs at noen områder kan rangeres foran andre i verdi
 - kvaliteter som bare kan sikres ved absolutt vern,²¹ i motsetning til kvaliteter som kan kombineres med tilpasset drift/økonomisk utnyttelse, eller i motsetning til kvaliteter som faktisk krever aktiv og spesifikk skjøtsel (til en kostnad) for å ivareta verdiene for biomangfold
- rom:
 - store, sammenhengende områder med kvaliteter fordelt nokså kontinuerlig over arealet og som skal/bør bevares under ett; her bør hensyn forvaltes på tvers av flere eiendommer (f.eks. i form av en landskapsplan eller tilsvarende)
 - kvaliteter knyttet til noen spesifikke små områder, kvaliteter fordelt klumpvis på et begrenset antall små forekomster eller kvaliteter fordelt spredt over flere små områder; her vil hensyn kunne forvaltes for hver eiendom for seg, og kvaliteter knyttet til noen få områder eller fordelt klumpvis, kan også lettere identifiseres og avgrenses enn kvaliteter som er spredt utover
- tid:
 - verdier for biomangfold som bør bevares på lang sikt/evig (f.eks. spesielle skogtyper)
 - verdier som kan bevares i en viss tilstand for en periode før området igjen utnyttes økonomisk (f.eks. gitte aldersfaser eller generelt økt omløpstid); her kan vi tenke oss at tiltaket eller hensynet flyttes rundt i landskapet over tid, f.eks. ved at nye skogområder avsettes til forlenget omløpstid ettersom de gamle avvirkes; dette knytter sammen dimensjonene for tid og rom

De ulike karakteristika nevnt over er viktige å ta hensyn til når man utformer verneprosessen. Vi skal følge opp dette ved å se nærmere på dimensjonene kvalitet og rom.

²¹ Dvs. vern av spesifikke områder til 'evig tid', på en slik måte at knapt noen økonomisk aktivitet kan knyttes direkte til vernet av areal. Se ellers kapittel 5.

5.2 utfordringer ved utforming av verneprosessens form – aspektene kvalitet og romlig variasjon

Når det gjelder de *kvalitative aspektene*, er det i virkemiddelsammenheng logisk å fokusere på to dimensjoner: a) hvor verdifullt godet er og b) om absolutt vern er nødvendig eller om det kan kombineres med ulike former for bruk. Spørsmålet kan drøftes med basis i figur 2.

Inndelingen i figuren er grov og egner seg kun til illustrative formål. Dimensjonene er i realiteten kontinuerlige, slik at det finnes mange 'mel-lomposisjoner'. At godet – området – har spesiell verdi impliserer at det er sjeldent. At det er mindre spesielt innebærer fortsatt at det er verneverdier involvert, men at disse ikke er like utsatt, oftest fordi verdiene er mer utbredt.

Verdier i rute I er enklest å verne med (absolutt) vern etter pålegg. Det kan i alle fall være betydelig risiko involvert ved å satse på at skogeier vil melde inn slike goder, selv under et regime med god kompensasjon. Dette skyldes at svært få eiere sitter på slike verneverdier og det ikke er gitt at de har kunnskap om verdiene og samtidig er interessert i salg. Således vil det mest sannsynlig være myndighetene som sitter på kunnskapen og må ta initiativet til vern, eventuelt innlede til forhandling eller en deltakende prosess (deliberasjon).

Figur 2 Kvalitative karaktertrekk ved biologisk mangfold i skog

		Grad av spesiell verdi	
		Stor	Lille
Kan kombineres med skogsdrift	Nei	I	II
	Ja	III	IV

I den grad man har større arealer å ta av enn det som er nødvendig å verne, kan man gå i forhandlinger med aktuelle eiere når disse er identifisert for å avdekke hvem det er mest fornuftig å inngå avtale med – dvs. vurderinger av kvalitet og pris. En slik prosess kan i seg selv øke legitimiteten til vernet ved at det øker deltakelsesaspektet. På den andre siden stiger også transaksjonskostnadene. Eier kan videre havne i en slags monopol-situasjon om godet er spesielt.

Rute II beskriver en situasjon som kan egne seg relativt godt for auksjoner/individuelle forhandlinger. Her er knappheten på egnede arealer langt mindre, og det er fra statens synspunkt ikke noe problem om mange eiere som sitter på verdier av denne typen, ikke er oppmerksomme på det så lenge en tilstrekkelig stor andel deltar i auksjonene. Gitt resonnementet om rettighetsinnskrenkelse og kompensasjon drøftet i avsnitt 3.2.5, kan man vente at kompensasjonen neppe blir høyere enn ved pålegg, mens aksepten blant skogeierne blir klart større. Reaksjonene til miljøinteressene er mer usikker.

Brudd på krav om absolutt vern er lettere å observere enn brudd på skjøtselskrav (spesielle/ generelle miljøhensyn). Dette skyldes at uttak av tømmer (salg) er lettere å observere enn fjerning av et dødt tre, en kantsoner etc. Således blir vurderingene i rute III og IV noe annerledes enn for rutene I og II. Situasjonen beskrevet i rute III kan igjen innebære behov for en spesifisering av vernet basert på et initiativ fra myndighetene. Det kan være snakk om igjensetting av bestemte trær, spesielt verdifulle kantsoner m.m. Siden det vil foregå aktivitet i området, kan ikke kontroll baseres på sjekk av 'null uttak' som under I og II. Man må gjennomføre spesifikke kontroller.

Rute IV beskriver en svært typisk situasjon der visse skjøtselstiltak – gjerne over store arealer – sikrer de biologiske verdiene. Det kan være snakk om å akseptere innslag av løvskog, generell igjensetting av kantvegetasjon, av store eller gamle trær, la våtmarker være urørt etc. Dette er tilpassinger som kan inngå som en del av en redefinert oppfatning av hva som er 'riktig skjøtsel'. De må baseres på at skogeierne tar de nødvendige beslutningene selv etter hvert som situasjonen krever det. Kravet om god innsikt i hva som er verdifulle elementer m.m. og positiv grunnholdning hos eier er avgjørende for å lykkes. Tap som følge av økte kostnader eller lavere uttak kan kompenseres ved tilskudd. Men det er selvsagt vanskelig å lage slike systemer om det kreves høy grad av presisjon i tilskuddsforvaltningen – dvs. systemer der det betales for hver aktivitet/hvert valg.

Det kan ellers være aktuelt med forsinket hogst av visse arealer for å øke andelen eldre skog. Dette tiltaket faller også inn under rute IV. Det kan iverksettes gjennom auksjoner, men også omsettelige hogstkvoter eller gjennom egne tilskudd. Transaksjonskostnadene vil kunne variere en god del mellom disse løsningene. I dette tilfellet kan avveiningen mellom transaksjonskostnader og presisjon være særlig viktig. Rute III- og IV-situasjoner kan til en viss grad gjennomføres ved hjelp av markedsmekanismen ved for eksempel sertifiseringssystemer (for eksempel Levende Skog²² og ISO-sertifisering).

Vel så viktig er skogeiers holdning til vernet dersom skjøtselstiltak med mer er nødvendige. Kontinuerlig kontroll av alle eiere som er involvert vil være umulig/meget kostbart. Det synes derfor viktig å legge betydelig vekt på å bygge økt forståelse både for de involverte verdiene i bio-

²² Levende Skog er et norsk system med standarder for bærekraftig skogskjøtsel.

logisk mangfold og hvordan ulike tiltak kan tjene vernets formål. I den grad brukerne har internalisert – selv ser verdien av vern – og forstår sammenhengene mellom ulike typer tilpassinger og biodiversiteten i egen skog, er det langt lettere å nå de aktuelle målene. Dette spesifikke poenget gjelder selvsagt vern kombinert med drift. Men prosessen valgt ved absolutt vern (fredning) har også betydning. Dersom denne blir veldig konfliktfylt, vil verneprosessen kunne stoppe opp og vi kan få mange protestreaksjoner til skade for vernet – jfr. eksemplene med hogst av vernet skog. Om prosessen blir preget av lite læring og uvilje, vil dette også lett påvirke holdningene og interessen til å sette seg inn i spørsmål som har med kombinert bruk og vern å gjøre.

Når det gjelder *det romlige* aspektet, vil vi også fokusere på to dimensjoner – den biologiske romligheten og den institusjonelle. Førstnevnte angår om godet kan opprettholdes ved å verne et avgrenset areal, eller om at det er behov for at et større system av sammenhengende arealer vernes. Den institusjonelle dimensjonen er knyttet til om vernet kan skje innenfor en eiendom eller må omfatte flere eiendommer. Figur 3 kan være til hjelp ved drøftingen av dette.

Figur 3 Romlige karaktertrekk ved biologisk mangfold i skog

		Biologisk romlighet	
		Avgrensa	Sammenhengende
Institusjonell romlighet	Samme eiendom	I	II
	Flere eiendommer	III	IV

I dette tilfellet er det sannsynligvis slik at type I og IV er de dominerende. Likevel vil også situasjoner tilsvarende II og III ha en viss utbredelse. I den grad vernet kan skje innenfor grensene av en og samme eiendom, er konsekvensene relativt små rent virkemiddelmessig. Det er åpenbart lettere å verne små, avgrensede områder enn å foreta mer omfattende inngrep også i dette tilfellet. Skalamessige forhold kan f.eks gjøre at drift ikke blir lønnsomt for restarealene. Videre vil behovet for sammenhengende arealer kunne innebære varierende krav til skjøtsel innenfor det vernede areal. Dette øker kunnskapsbehovet.

Den viktige utfordringen kommer likevel i de situasjonene der vernet gjelder flere eiendommer siden eierne må koordinere aktivitetene sine. I tilfeller hvor vern pålegges, er institusjonell romlighet ikke så viktig. Utfordringene øker i betydelig grad når man ser på mulighetene for bruk av auksjoner. Gitt at godet krever vern av arealer som dekkes av flere eiendommer, kompliseres budgivingsprosessen. Videre vil det være nok at en skogeier ikke vil delta for at et anbud kan blokkeres. Begge disse mekanismene gjør at sannsynligheten for at anbud ikke gis, øker i forhold til der hvor alt arealet ligger innenfor en eiendom. Dette kan være fullt ut akseptabelt der hvor den verneverdige ressursen finnes i betydelig omfang – dvs. er mindre verneverdig. Det er ikke like akseptabelt i de tilfeller hvor typen areal er knappere. Kort sagt: Den institusjonelle begrensningen gjør at flere problemer tilsvarende de vi fokuserte i rute I i figur 2 enn det som ville vært tilfellet om transaksjonskostnadene hadde vært null.

Deltakende/deliberative prosesser synes spesielt viktige i situasjoner der vern krever samarbeid på tvers av ulike eiere. Det kan være helt avgjørende å benytte slike dersom man ønsker å unngå bruk av pålegg om vern. Gjennom deltakelse øker potensialet for at eier ser nytten i vernet og det blir lettere å finne løsninger som begge parter kan akseptere.

Behovet for sammenhengende skjøtsel på tvers av eiendommer kan også representere en utfordring. Problemene reduseres i takt med at kravet til endret skogsdrift allmenngjøres. Problemer mht koordinering på tvers av eiendomsgrenser kan reduseres noe der både skjøtsel og drifter utføres av entreprenører/skogeierforeninger. Her vil det allerede være etablert en basis for felles løsninger samtidig som entreprenørene i noen grad er de som tar de endelige beslutningene om hvordan ting i praksis skal gjøres.

5.3 Transaksjonskostnader og presisjon

Vi har så vidt vært inne på dette med avveining mellom transaksjonskostnader og presisjon, men hva dette egentlig innebærer, er ikke skikkelig klargjort. I en verden med null transaksjonskostnader, vil det være mulig å etablere vern i skog og våtmarker uten at selve etableringsprosessen koster noe. I en situasjon med transaksjonskostnader må man ta hensyn ikke bare til kostnadene ved å produsere godet (dvs. i hovedsak tapte inntekter fra skogen), men også kostnadene ved å skaffe fram informasjon, inngå kontrakter m.m. og til slutt kontrollere resultatet.

En presis løsning kan lettest defineres for en verden uten transaksjonskostnader. Det er en situasjon der standard betingelser for optimalitet i følge neoklassisk teori er nådd – dvs. når marginale (produksjons-) kostnader er lik marginal nytte. Tap i presisjon kan måles som redusert netto nytte som følge av et avvik fra denne forutsetningen.

Nå vil det være slik at de politikk-spesifikke transaksjonskostnadene avhenger av presisjonen. De er på en måte 'kostnadene ved å være presis'. Eksempelvis vil et optimalt vern av en biotop gitt null transaksjonskostnader være en situasjon der man for det første avgrenser området eksakt slik at de følger den linjen hvor marginal nytte er lik marginal kostnad av et vern. Videre vil eventuelle skjøtselstiltak innenfor det vernede området bli iverksatt slik at den økte biologiske verdien på marginalen tilsvarer de marginale skjøtselkostnadene. For å nå en slik situasjon, kan det kreves at man benytter seg av flere ulike virkemidler. Man vil være avhengig av omfattende informasjonssøk, kommunikasjon, kontraktskriving og muligens betydelig kontroll. Dette er derimot gratis gitt forutsetningene om en transaksjonskostnadsfri verden.

Ser man på en situasjon med transaksjonskostnader, vil man måtte avveie vinsten ved å være presis mot kostnadene ved å skape presisjon slik begrepet er definert her. Mens det er god grunn til å anta at den marginale nytten av økt presisjon vil avta dess høyere presisjonen er, må man forvente at transaksjonskostnadene på sin side øker. Ser vi alle kostnader under ett, vil det derfor neppe være slik at en presis politikk – en politikk som tilfredsstiller de vanlige marginalbetingelsene i neoklassisk reguleringssteori – er optimal. Det betyr at en mer grovmasket politikk er mer fornuftig. I denne situasjonen øker betydningen av skogeiers egenmotivasjon betydelig – jfr tidligere drøfting. Om de ser fornuften i politikken og har lært seg de riktige skjøtselsmetodene etc., reduseres ikke minst behovet for kontroll.²³

²³ Legg merke til at denne argumentasjonen bygger på at skogeierne internaliserer deler av målsettingene om biologisk vern/endrer oppfatning av hva som er 'riktig skogbruk'. Forståelsen er ulik tankegangen om å disiplinere gjennom straff – jfr. referansen til Becker's 'death penalty with no possibility' som diskuteres i Framstad et al. (2000). Becker's logikk baserer seg på gitte preferanser og ren strategisk adferd.

6. Konklusjon

Valg av virkemidler og prosess ved vern av biologisk mangfold i skog og våtmarker avhenger av en rekke faktorer. Følgende hovedmomenter er framhevet:

- Konfliktnivået og konfliktens karakter
- Trekk ved godet – kvalitative, romlige og tidsmessige aspekter
- Informasjons- og transaksjonskostnader
- Aktørenes holdninger, målsettinger og kunnskaper
 - o forholdet mellom individuelle interesser og internaliserte fellesskapsverdier
 - o kunnskaper om godene
- Rettighetssituasjonen – forståelsen av denne

Vi har påpekt at konflikter rundt vern kan ha ulik basis – e.g., interessekonflikt, verdikonflikt – og at valget av virkemidler og verneprosess må baseres på innsikt i disse fundamentale spørsmålene. Vi har videre drøftet tre typer prosesser ved vern, dvs. a) pålegg, b) auksjoner/ avtaler/strategisk forhandling og c) deliberativ prosess/deliberativ forhandling. Disse prosessene forholder seg ulikt både til de involverte autoritetsrelasjonene, til informasjons- og transaksjonskostnadene og til slutt til hvilken rasjonalitet som er involvert/hvilket potensial det er for kommunikasjon og preferanseendring. De har således ulik kapasitet til å skape og løse konflikter.

Pålegg om vern (båndlegging av arealer) har over tid vist seg å bli meget konfliktfylt. Vi har påpekt at konfliktene kan skyldes en rekke forhold. Vern ved pålegg kan oppfattes som et tap som må kompenseres (langt) ut over vanlig markedspris for at det kan aksepteres av grunneier (tapsaversjon). Videre kan partene vurdere verdiene i skogen veldig ulikt. Mens vern er et svært sentralt mål for miljøsidene, gir det kanskje ikke mening for de som har hatt skogsdrift som økonomisk aktivitet. Vern blir ikke oppfattet som legitimt blant mange av eierne selv om kompensasjon gis. Viktig er det også at aktørene kan ha ulik vurdering av rettighetssituasjonen. Sist, men ikke minst, kan selve verneprosessen oppfattes som ikke legitim. Dette har å gjøre med hvordan og i hvilken grad prosessen er åpen og beforder deltakelse.

Overgang til bruk av auksjoner eller individuelle (strategiske) forhandlinger har kapasitet til å fjerne mye av konflikten. Salg/avtalebasert vern sikrer at begge partene ser seg tjent med at vern etableres – det ligger i at løsningen er frivillig. Dette er fordelaktig ikke minst i en situasjon

der konflikt etter hvert nærmest virker handlingslammende. Likevel er heller ikke denne løsningen uproblematisk.

Vi har påpekt at en løsning basert på individuelt salg/avtale ikke nødvendigvis sikrer vern av de mest verdifulle habitatene. Dess viktigere et verneformål er, dess større sjanse er det for at det er unikt og dess større sjanse er det for at avtalebasert vern ikke kommer i stand. I den grad vernet ønskes i form av større sammenhengende arealer, vil de gjerne dekke flere eiendommer. Det krever at alle eiere er villige til å selge/inngå avtale. Det er ikke alltid mulig. I tilfeller der verdien er svært sjelden, vil eier videre kunne ha en tilnærmet monopolsituasjon. Dette kan skape problemer for prisdannelsen ved salg/avtale. Til sist kan lokal motstand mot vern hindre at tilbud kommer fram selv der enkelt-eiere er interessert.

Disse effektene kan motvirkes ved bruk av deltakende/deliberative prosesser. Økt grad av læring og kommunikasjon mellom de involverte partene har potensial til å øke innsikten blant skogeierne om de aktuelle verdiene. Dette gjør at eier lettere ser hvilke verdier han/hun har på sin eiendom samtidig som det kan etablere en bredere forståelse for vernet. Slike prosesser kan være spesielt viktig i en første fase, mens en neste fase kan rettes mot å inngå kontrakter med interesserte – dvs. deliberativ forhandling.

Del II: Holdninger til vern av skog blant nordiske skogeiere

*Even Bergseng, Arild Vatn, Rolf Eriksen og
Birger Solberg*

Innhold

Sammendrag	87
Summary	91
1. Innledning	95
2. Et teoretisk perspektiv	99
3. Verneformer og organisering i de tre landene	105
3.1 Verneformer	105
3.2 Organisering og rettighetsforståelse	111
4. Om spørreundersøkelsen	113
4.1 Spørreskjemaet	113
4.2 Gjennomføring av spørreundersøkelsen	113
4.3 Trekk ved respondentene og de involverte eiendommene	115
5. Nordiske skogeieres holdninger til skog og vern	119
5.1 Hva er viktigste verdier i skogen?	119
5.2 Holdninger til vern	120
5.3 Prosess	126
5.4 Rettighetsspørsmål	132
5.5 Kompensasjon	133
5.6 Hva forklarer holdninger til vern på egen eiendom?	135
5.7 Vurdering av verneformer for framtida	145
6. Sammenfattende vurdering og konklusjon	149
6.1 Holdninger til vern og øvrige verdier i skogen	149
6.2 Vurdering av verneprosessen og kompensasjonen	150
6.3 Hva forklarer holdninger til vern på egen eiendom?	153
6.4 Hva er ønsket løsning for skogeierne med hensyn på framtidig vern?	154
Vedlegg: Spørreskjema	155

Tabelliste

Tabell 1. Vern av skog i Finland, Norge og Sverige.....	105
Tabell 2. Oversikt over spørreundersøkelsene.....	114
Tabell 3. Oversikt over verneform og omfang i de ulike studiene.....	115
Tabell 4. Kjønnsfordeling for respondentene.....	116
Tabell 5. Fordeling av oppveksts- og bosted, samt eiendommens overdragelsesform.....	116
Tabell 6. Allmenn og skogrelatert utdanning for respondentene.....	117
Tabell 7. Tilegnet kunnskap om biologisk mangfold blant respondentene.....	117
Tabell 8. Påstander om biologisk mangfold og vern av skog.....	120
Tabell 9. Holdning til vern generelt. Prosentvis fordeling for påstandene A til E samt I.....	122
Tabell 10. Holdning til verneprosessen.....	127
Tabell 11. Tillit til den organisasjonen skogeierne hadde mest kontakt med i verneprosessen.....	128
Tabell 12. Deltakelse i verneprosessen.....	129
Tabell 13. Krysstabell for svarandeler for delspørsmål om respondentene følte at "de fikk ta del i prosessen" og om "hvor fornøyde de var med prosessen".....	130
Tabell 14. Kategoriserte kommentarer til og svarandeler for hva som var hovedårsaken til at man var fornøyd eller misfornøyd med prosessen.....	131
Tabell 15. Svarandeler for spørsmål om respondentene følte at de "fikk større forståelse for vern gjennom prosessen".....	132
Tabell 16. Krysstabell for svarandeler for delspørsmål om responden- tene følte at de "fikk større forståelse for naturvern gjennom prosessen" og om "hvor fornøyde de var med prosessen".....	132
Tabell 17. Respondentenes oppfatning om hvem som eier det biologiske mangfoldet og hvem som har økonomisk ansvar for å verne skogsmark.....	133
Tabell 18. Resultater for hovedmodellen.....	141
Tabell 19. Kategoriserte kommentarer om hvordan prosessen kan forbedres.....	147

Figurliste

Figur 1. Sammenhenger mellom skogeiers holdninger til vern i egen skog og bakenforliggende faktorer.....	100
Figur 2. Ranging av fem hovedproduktgrupper fra skog for de fem respondent gruppene.....	119
Figur 3. Gjennomsnittlig svar på delspørsmål A til E samt I.....	122
Figur 4. Gjennomsnittlig svar på delspørsmål F til H og J til N.....	124
Figur 5. Gjennomsnittlig svar på delspørsmål O til Q.....	126
Figur 6 Egenskaper ved en Likert skala: diskrete, polykotoniske data.....	139

Sammendrag

Vern av biologisk mangfold i skog og våtmarker kan gjennomføres på flere måter. Vi observerer da også visse variasjoner både med hensyn på verneomfang, verneprosess og verneformer på tvers av de nordiske landene. Vi observerer videre at holdningene til vern varierer blant skogeiere i Norden og at konfliktnivået knyttet til vern er ulikt landene imellom.

Formålet med denne studien har vært å få bedre innsikt i disse temaene til støtte for myndighetenes valg ved framtidig vern av skog og våtmarker. Vi har ønsket å belyse skogeierenes holdninger til vern av biologisk mangfold og hvordan skogeiere vurderer betydningen av vern i forhold til bruk av skog til produksjon av ulike andre goder. Vi har også villet belyse deres syn på vern av skog på egen eiendom. Vi har videre kartlagt skogeierenes syn på selve verneprosessen, rettighetssituasjonen og hvordan de ønsker at verneprosessene bør utformes i fremtiden. Hovedmålet er å bidra med kunnskap om hvordan konfliktnivået kan reduseres.

Analysene er begrenset til Finland, Norge og Sverige der vi ved hjelp av spørreundersøkelser, totalt syv stykker med 377 respondenter, har samlet data fra skogeiere som har deltatt i ulike verneprosesser. Analysene tar utgangspunkt i den teoretiske drøftingen av konflikter i forbindelse med vern av biologisk mangfold i del I av denne rapporten. Vi framhever fem hovedårsaker til at konflikt kan oppstå: i) De økonomiske konsekvensene av vern er betydelige, ii) aktørene har ulik forståelse av de involverte verdiene, iii) aktørene har ulik forståelse av hvilke rettigheter som gjelder eller bør gjelde, iv) beslutningsprosessen oppfattes som utilfredsstillende og v) kompensasjonen oppfattes som feil eller utilfredsstillende.

Undersøkelsen viser som forventet at skogeierne har fokus på skogen som leverandør av trevirke, både til salg og til eget bruk, framfor andre produkter som "rekreasjon", "jakt og fiske" eller skog som "miljø for biologisk mangfold". Når det gjelder vern, er likevel et flertall av skogeierne i alle landene positive til vern på generelt grunnlag. Svenske og finske skogeiere er mer positive og samstemte i sitt syn på vern enn de norske. Samtidig bekrefter undersøkelsen at skogens verdi som kilde til sysselsetting, inntekt og som fornybar ressurs som bør brukes fortsatt står meget høyt. De fleste ser skogen som en viktig kilde til inntekt og sysselsetting ikke bare for den enkelte skogeieren, men også for samfunnet som helhet. Det er en svak tendens til at disse verdiene er mest vektlagt i Finland. Når mange skogeierne er for både bruk og vern, er det ikke overraskende at de i stor grad mener at bruk og vern kan kombineres. Dette gjelder ikke minst de norske skogeierne.

Når det gjelder vern på egen eiendom, er forskjellene i materialet meget tydelige. Finske og svenske skogeiere er positive til vern av skog på egen eiendom så lenge det gis kompensasjon. Norske skogeiere skiller seg ut med et langt mer negativt syn på vern på egen eiendom mot kompensasjon enn de andre nordiske skogeierne.

Verneprosessen har foregått på forskjellige måter i de tre landene og skogeierne har svært forskjellige meninger om hvordan verneprosessene har fungert. I Norge er svært mange misfornøyde med prosessen, mens i Finland og Sverige er misnøyen langt mindre. Det er også tydelig at de norske skogeierne er langt mindre fornøyd med den offentlige myndigheten som har vært hovedkontakt i prosessen, enn hva tilfellet er i Finland og Sverige. Til slutt har prosessene i Finland og Sverige stort sett ført til økt forståelse for vern, mens situasjonen i Norge er klart motsatt.

Skogeierne er i stor grad involvert på ett eller annet steg i prosessen. Dette er særlig fremtredende i Norge, men også i de andre landene er andelen skogeiere som føler seg involvert høy. Derimot varierer det en del hvorvidt skogeierne føler de fikk delta i prosessen. I Finland og Sverige sier over halvparten at de fikk ta mye eller ganske mye del, mens i Norge føler 2/3 av skogeierne at de er lite eller ikke delaktige i prosessen. Videre er skogeierne delt i synet på om kompensasjonen de har mottatt er tilstrekkelig. Rundt halvparten av skogeierne synes den er for liten og ikke dekker alle tap ved vernet.

Gjennom statistisk modellering (ved bruk av logistisk regresjon) har vi forsøkt å analysere sammenhenger mellom holdninger til vern på egen eiendom og variable vi mener kan påvirke disse holdningene (jfr punktene i)-v) foran). Ut fra den statistiske analysen framstår fire variable som viktige med hensyn på å forklare skogeieres holdninger til vern på egen eiendom, nemlig: (ii) skogeierens holdninger til vern av biologisk mangfold generelt, (iv) hvordan de oppfatter verneprosessen og (v) hvordan de oppfatter kompensasjonen. I tillegg framstår hvilket land skogeieren kommer fra som viktig. Dersom skogeierne er positive til vern generelt ser det også ut til at de er mer positive til vern på egen eiendom. Når det gjelder oppfatninger av prosessen, er det tydelig at skogeiere som er fornøyd med prosessen også er mer positive til vern på egen eiendom enn andre. Dette er den enkeltfaktoren som har størst forklaringskraft i den statistiske analysen. Også kompensasjonstype ser ut til å påvirke holdningene til vern på egen eiendom. Det er videre slik at hvilket land skogeieren kommer fra, har selvstendig forklaringskraft. Norske skogeiere er mer negative enn sin yrkeskolleger i Sverige og Finland til vern på egen eiendom. Det gjelder altså 'alt annet likt', dvs. selv de skogeierne som oppfatter at prosessen de har vært igjennom har vært positiv er mer negative til vern på egen eiendom enn tilsvarende skogeiere i de andre landene.

Materialet antyder flere mulige årsaker til forskjellene mellom landene hva gjelder prosess. For det første synes det å være slik at dess mer mil-

jømyndighetene er involvert, dess mer negative er skogeierne til prosessen. Materialet antyder således at det er viktig hvem som snakker med skogeierne – at disse i større grad er del av samme kultur. Samtidig kan det også være at når skogmyndighetene er involvert, føler skogeierne at de er en mer likeverdig part. Spørsmålet om man er en reell part i verneprosessen framstår altså som et meget sentralt punkt når vi skal forstå konfliktbildet.

For det andre synes det som om verneformene er noe lempeligere i Finland og Sverige – dvs. det er større bruk av frivillige og tidsbegrensnede løsninger. Dette virker i seg selv konfliktdempende. I vårt materiale er verken kjønn, alder, utdanning, tilknytning til eiendommen, skogens betydning for inntekt, eiendommens størrelse osv. signifikante variable for holdningene til vern på egen eiendom. Dette forsterker konklusjonen om prosessens betydning.

Vi har også undersøkt hvilke opplegg skogeierne foretrekker når skog skal vernes. Skogeierne er enige om at de, dersom de kunne velge, vil ha en avtale om vern der staten kompenserer skogeier for naturverntilpasset skjøtsel etter skjøtselsplan. De ønsker altså en kombinasjon av vern og drift. Det er få skogeiere som ønsker et system der bruksretten overdras til myndighetene for all fremtid, slik det for eksempel praktiseres i Norge i dag.

Et flertall av skogeierne i Finland ønsker kompensasjonen utbetalt som et engangsbeløp. Skogeierne i Norge og Sverige har delte meninger om dette, og like andeler skogeiere ønsker engangsutbetaling, årlige utbetalinger og markbytte. Et mindretall av skogeierne er villige til vern på egen eiendom uten kompensasjon. Undersøkelsene viser at skogeiernes krav til kompensasjon er høyere ved vern enn det tilsvarende arealer ville blitt omsatt for i eiendomsmarkedet.

Dersom konfliktene ved vern skal dempes, mener de norske skogeierne de må involveres mer i prosessen sammenliknet med hva skogeierne i Sverige og Finland mener. Skogeierne er videre enige om at de må få bedre og tidligere informasjon, og at prosessen må bli enklere. I Finland og Norge er det forholdsvis mange av skogeierne som mener kompensasjonen må bedres og skje raskere.

Med basis i observasjonene over, konkluderer vi med at det ikke eksisterer en fundamental verdikonflikt knyttet til vern av biodiversitet i skog og våtmarker i det utvalget av skogeiere som undersøkelsen omfatter. Vern er meningsfullt for flertallet av dem. Samtidig er det i alle tre landene noen skogeierne – relativt sett flest i Norge – som ikke er en del av dette verdifelleskapet. Det viktigste konfliktgrunnlaget er knyttet til mangelfull prosess. Siden et flertall mener bruk og vern greit kan kombineres, er det selvsagt en viss fare for at konflikt kan oppstå og eskalere dersom strengere verneformer enn dagens introduseres.

Summary

Protection of biodiversity in forests and wetlands can be performed in different ways and some variation throughout the Nordic countries is observed both with respect to the extent of protection, protection processes and protection measures applied. One also observes that attitudes towards protection of biodiversity vary among Nordic forest owners and that the level of conflict in connection to biodiversity protection differs between the countries.

The aim of the present study is to achieve a better understanding of the above-mentioned issues in order to support the authorities in future policy-making concerning protection of forests and wetlands. Our intention was to illuminate Nordic forest owners' attitudes towards protection of biodiversity and how they appraise protection and conservation of forests as opposed to other uses of forest resources. Also, we have looked at the forest owners' attitudes towards protection of their own forest. Furthermore, we have tried to reveal their view on the protection processes they have been involved in; their comprehension of legal rights concerning biodiversity and how they believe future protection processes should be designed. The main aim is to provide knowledge in order to reduce conflicts.

Our analyses are restricted to Finland, Norway and Sweden where we by means of postal surveys data were collected from forest owners that had participated in different protection processes. Altogether 377 forest owners participated. The analyses are based on the theoretical discussion of why conflicts appear as outlined in part 1 of this report. Five main reasons for conflict are accentuated: i) The financial consequences of protection are substantial, ii) the participants have different understanding of the values involved, iii) the participants have different understanding of the legal rights involved, iv) the protection process is comprehended as unsatisfactory and v) the compensation is not satisfactory.

Our investigations show, as expected, that the forest owners focus on the forest as a source of wood, both roundwood and fire wood, rather than other forests products like recreation, hunting and biodiversity protection. However, a major share of forest owners in all the countries is still in favour of biodiversity protection on a general basis. Swedish and Finnish forest owners are more positive and harmonized in their attitudes towards biodiversity protection than Norwegian forest owners. At the same time, our analysis confirms that the forests position as a source of employment, income and as a renewable resource is still strong in the mind of the forest owners. Most of the forest owners view the forest as an important source of income and employment not only for the individual forest ow-

ner, but also for society as a whole. These aspects are somewhat more emphasized in Finland. As many forest owners value both use and protection of forests, it is not surprising that they believe use and protection may well be combined. This view is especially held by the Norwegian forest owners.

When it comes to biodiversity protection on their own land, Finnish and Swedish forest owners are also positive towards protection as long as they are compensated for it. Norwegian forest owners stand out as far more negative towards protection of biodiversity in their own forest compared to other Nordic forest owners.

The protection process has been carried out in different ways in the three countries and the forest owners have quite differing opinions on how well the protection process has worked. In Norway, the majority of the forest owners are dissatisfied with the process, while in Finland and Sweden there is far less dissatisfaction. It is also evident that Norwegian forest owners are far less satisfied with the authorities they were mainly in contact with during the process, than was the case in Finland and Sweden. Here the protection processes have led to increased understanding of biodiversity protection, while the opposite seems to be the case in Norway.

Forest owners state to a great extent that they have been involved in the process at some point. This is especially prominent in Norway, but also in the other countries the share of forest owners feeling involved is high. On the other hand, how much the forest owners feel they participate varies a lot. A little more than half of the forest owners in Finland and Sweden state that they participated much or quite much, while in Norway 2/3 of the forest owners state that they participated only to a little extent participated or did not participate at all. Also, forest owners have differing views on whether compensation was sufficient or not. Approximately half of the forest owners believed it was too small and did not cover all their losses.

Through statistical modelling (applying logistic regression techniques) we have tried to analyse relationships between attitudes towards biodiversity protection on forest owners own properties and variables we believe may influence the attitudes (cf. i through iv above). Based on the statistical analysis, four variables appear to be important in explaining forest owners attitude towards protection of biodiversity on their own properties, namely (i) the forest owners attitudes towards biodiversity protection in general, (ii) how they comprehend the protection process, (iii) how they comprehend the compensation and (iv) the nationality of the forest owner. If the forest owner is positive towards biodiversity protection in general, it is more likely that he or she will be positive to protection on their own properties. Concerning the process, it is evident that forest owners satisfied with the process are more positive towards protecting their own forest than otherwise. This is the single, most powerful ex-

planatory variable in the statistical analysis. Type of compensation also seems the influence on the forest owners' attitudes towards biodiversity protection on their own land. Furthermore, the nationality of the forest owner has explanatory power. Norwegian forest owners are more negative than their colleagues in Sweden and Finland towards protection on their own land. This holds 'ceteris paribus', e.g., even if the forest owners comprehend the protection process as satisfactory.

Our data suggests several possible explanations for the differences between the countries concerning process. Firstly, the involvement of environmental authorities in the process seems to make forest owners more negative to the process. It thus seems important which authority addresses the forest owners; that they to are part of the same 'culture'. Also, when forestry authorities are involved, forest owners may feel like a more equal party in the process. The question of being a real party in the protection process thus appear to be of vital interest when understanding the conflict situation.

Furthermore, protection measures seem somewhat gentler in Finland and Sweden – i.e. voluntary and time limited measures are more widely applied. This will in itself lessen conflict. Neither sex, age, education, association with the property, forest income level, or property size are of significant importance when explaining forest owners attitudes towards protection of biodiversity in their own forest. This strengthens the conclusions on the importance of procedural aspects.

We have also investigated what kind of arrangements forest owners would prefer when their forest is protected. Forest owners widely agree that, if given a choice, they want an agreement where they are compensated for forest management according to a "nature-friendly" forest management plan. Thus, they prefer a combination of use and protection. Few forest owners want a system where rights of use are transferred to the government for all the future, e.g. in the manner it has been put in to practise in Norway.

A majority of the forest owners in Finland wants compensation disbursed in a one-shot payment. Forest owners in Norway and Sweden are more divided in their preferences, and equal shares of forest owners want one-shot payment, yearly payments and exchange of property. A minority of the forest owners accept protection of their forest without compensation. The investigations show that the forest owners' demand for compensation is higher for land for protection purposes than for comparable land being transferred in the market.

If conflicts in connection to protection of biodiversity are to be reduced, Norwegian forest owners state that they to a larger extent must be involved in the process than what their counterparts in Finland and Sweden do. The forest owners further agree that they must receive better and earlier information, and that the process must be simplified. In Finland

and Norway a relatively large share of the forest owners state that compensation must be better and faster.

Based on these observations, we conclude that there is no fundamental conflict of value connected to the protection of biodiversity in forests and wetlands in our sample of forest owners from the Nordic countries. Protection of biodiversity is meaningful to a majority of them. Even so, there are forest owners in all three countries – relatively most in Norway – that do not share this set of values. The most important reason for conflict is however inadequate process. As a majority of the forest owners believe use may well be combined with protection of forests, there is a certain risk that conflict will arise and escalate if more strict protection measures than the present are introduced.

1. Innledning

I alle de nordiske landene er det etablert forskjellige ordninger for å sikre vern av skog og våtmarker. Absolutt vern eller fredning, dvs. forbud mot bruk til 'evig tid', er ett av flere tiltak for å bevare biologisk mangfold i det skogøkologiske miljøet. Et annet er det vi kan kalle betinget vern/betinget fredning, der vernet er begrenset i tid. Til sist kan vern skje i kombinasjon med bruk, ved at det formuleres krav til bruken av ulike arealer. Det kan for eksempel formuleres regler for skogbehandlingen, slik at den skal ta hensyn til det biologiske mangfoldet. Alle disse tiltakene er benyttet i de nordiske landene om enn i noe varierende omfang og form (Kvakkestad et al., 2004).²⁴

Samtidig som mye er likt landene imellom, ser vi at det også er visse variasjoner både med hensyn på verneprosessen og hvordan vern foregår. Det kan også se ut til at holdningene til vern varierer mellom skogeiere i Norden. Dette er observert både innen og mellom land. Til sist kan det se ut som konfliktnivået varierer mellom landene.

Formålet med denne studien er å få bedre innsikt i disse temaene til støtte for de valg som må gjøres av politiske myndigheter ved framtidig vern av skog og våtmarker. Vi ønsker for det første å belyse hvilke holdninger skogeierne har til vern av biologisk mangfold. I den forbindelse vil vi se på hvordan de vurderer vern av biodiversitet mer generelt – om de anser det som viktig å verne biodiversitet, hvorfor det i så fall er viktig og om de mener det vernes for lite eller for mye skog i dag. Videre er det et mål å kartlegge hvordan skogeiere vurderer betydningen av vern sett i forhold til bruk av skog til produksjon av ulike andre goder som tømmer, som grunnlag for sysselsetting med mer. Til sist ønsker vi å kartlegge hvordan de ser på vern av skog på egen eiendom.

I utformingen av framtidig politikk er det særdeles viktig å få innsikt i hva som kan forklare variasjoner i holdninger og i konfliktnivå. Vi ønsker derfor også å kartlegge hvilket syn skogeierne har på selve verneprosessen og rettighetssituasjonen. I den forbindelse vil vi videre undersøke nivå og form på den kompensasjonen som er gitt for vern og om forskjeller her kan forklare de avdekkede holdningene til vern. Målet er således å bidra til å gi kunnskap om hvordan konfliktnivået kan reduseres.

²⁴ Begrepet vern brukes i ulike betydninger både i litteraturen og i 'dagligtale'. I denne rapporten benyttes vern som et samlebegrep for alle tiltak fra fredning (absolutt vern) til reguleringer av skogbehandlingen.

Med bakgrunn i dette har vi formulert følgende problemstillinger for analysen:

1. Hvordan vurderer skogeiere de ulike verdiene i skogen og hvilke holdninger har de a) til vern generelt og b) til vern på egen eiendom?
2. Hvordan vurderer skogeiere den gjennomførte verneprosessen og den kompensasjonen som er gitt?
3. Hvilke forhold påvirker skogeieres holdning til vern av biologisk mangfold på egen eiendom?
4. Hvordan ønsker skogeiere at vernet, verneprosessen og kompensasjonen skal utformes i framtida?

Analysene av eksisterende prosesser vil selvsagt begrenses av de faktiske variasjonene som finnes med hensyn på de typer prosesser vernet skjer gjennom og den kompensasjon som gis. For å utvide bildet videre, ønsker vi derfor også å se på hvilke endringer i virkemiddelbruk skogeierne foretrekker både med hensyn på valg av verneformer, prosess og kompensasjon (jamfør problemstilling 4). Slik informasjon vil være et viktig element i framtidig utforming av politikken, selv om andre interessegruppers syn selvsagt også må veie tungt i slike vurderinger.

Analysene er begrenset til Finland, Norge og Sverige. Her er det samlet inn data fra til sammen vel 350 skogeiere som har deltatt i ulike verneprosesser. Vi har valgt å konsentrere studien om skogeiere som har deltatt i ulike former for absolutt eller betinget vern. Dette skyldes at mens de fleste skogeiere deltar i forskjellige former for vern kombinert med bruk (eksempelvis 'Levende Skog' i Norge og 'Grönare skog' i Sverige), så er det bare et mindretall som har deltatt i de mer omfattende formene for vern. Det er spesielt viktig å få tak i sistnevnte gruppe, da det er her konfliktene har vært mest tydelige.

Spørreskjemaet som ligger til grunn for analysene er utviklet av en forskergruppe og studenter ved Universitetet for miljø og biovitenskap på Ås. Skjemaet er bearbeidet med basis i kommentarer og innspill fra forskere i Finland og Sverige, nærmere bestemt professor Katarina Eckerberg (Umeå universitet, Statvetenskapeliga institutionen), professor Ola Eriksson (Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig ressurshushållning og geomatik, professor Leif Mattsson og professor Ola Sallnäs (begge Sveriges Lantbruksuniversitet - Alnarp, Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap) og professor Olli Saastamoinen (University of Juensuu, Faculty of Forestry). Materialet er samlet inn av studentene Markku Vaittinen i Finland (University of Juensuu), Rolf Erling Eriksen, Eli Næss og Tore André Sines i Norge (Universitetet for miljø- og biovitenskap, tidligere Norges landbrukshøgskole), samt Per Ola Hedwall (Sveriges lantbruksuniversitet - Alnarp, Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap), Mårten Mattson (Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig ressurshushållning og geomatik) og Eli Skogens (Umeå

Universitet, Statvetenskapliga institutionen) i Sverige. Noen av studentene har supplert det felles spørreskjemaet med egne opplegg for å utdype aspekter ved analysene. Vi skal komme tilbake til dette.

Analysen vår er delt i fem. Først vil vi gi en kort oversikt over de faktorene vi mener er viktigst når vi skal prøve å forklare variasjon i det aktuelle konfliktnivået (kapittel 2). Deretter vil vi i kapittel 3 gi bakgrunnsinformasjon om eksisterende verneformer og organisering av vernet i de tre involverte landene. I kapittel 4 presenteres spørreundersøkelsen. Resultatene fra denne med vurderinger følger i kapittel 5. Analysen avsluttes med en sammenfattende vurdering av hva materialet sier med hensyn på de fire problemstillingene som ligger til grunn for denne delen av prosjektet.

2. Et teoretisk perspektiv

Som basis for analysene, har vi i del I av denne rapporten gjennomført en teoretisk drøfting av hvilke dimensjoner som er viktige for å beskrive den aktuelle konflikten, hvilke faktorer som kan tenkes å påvirke skogeieres holdninger til vern av biodiversitet og hva som kan forklare nivået på konflikten mellom skogeiere og offentlige myndigheter. Analysen er i stor grad basert på institusjonell teori, men med viktige bidrag også fra neoklassisk økonomisk teori.

I den teoretiske delen av analysen framgikk det at konflikter i forbindelse med vern kan grupperes i fire ulike typer:

- *Interessekonflikter* – konflikter som karakteriseres av enighet mellom partene både om sak og verdi, men uenighet om fordelingen av kostnader og gevinster.
- *Verdikonflikter* – konflikter som innebærer uenighet om hvilke verdier som er involvert. Vi poengterte to aspekter: Innholdsaspektet: Hvilke verdier er involvert og står de i motsetning til hverandre? Prosessaspektet: Hvilke aktører er legitime parter og hvilken status har de?
- *Sak- eller datakonflikt* – konflikter som karakteriseres av uenighet om hvilke faglige sammenhenger som gjelder eksempelvis mellom bruk og vern samt effekter av ulike tiltak og virkemidler.
- *Rettighetskonflikt* – konflikter som innebærer ulik oppfatning om hvilke rettigheter som gjelder eller bør gjelde på et samfunnsområde.

Det er klare koplinger mellom begrepet rettighetskonflikt og begrepene interesse- og verdikonflikt. Koblingen er i første tilfelle knyttet til hvem som har rett til kompensasjon og i det andre tilfellet til at en rettighet forventes å innebære at du blir en legitim deltaker i prosesser som vedrører denne rettigheten.

Rettighetsspørsmålet er interessant ikke minst fordi innholdet i en rettighet gjerne endres over tid. Det gjelder både det formelle innholdet (lovendringer) og reell praksis. Således var rettighetsspørsmål knyttet til bruk av skog fram til langt opp mot 1970 knyttet til hvem som hadde adgang til tømmer og beiteland. Utover 1960 tallet oppstod det konflikter omkring den moderne skogsdriftens virkninger for friluftslivet. Begrepet 'flerbruk' vant fotfeste og skogeierne ble pålagt å ta hensyn til allmennhetens interesser. På 1980-tallet vokste spørsmål knyttet til vern av biodiversitet fram, og igjen ble det strid om hvem sine rettigheter som skulle legges til grunn. Innebar skogeiers eiendomsrett også en rettighet til å hogge all skog og benytte hvilken som helst metode, eller hadde all-

mennheten rett til at biodiversiteten ble tilstrekkelig vernet før man fikk lov til å hogge?

Dess større innslag av verdi- og rettighetskonflikt som eksisterer i en sak, dess vanskeligere er det i følge den teorien vi legger til grunn å unngå konflikt. Dype verdikonflikter har ofte ingen løsning dersom ikke partene er villige til å bevege sin posisjon og akseptere motpartens perspektiver og verdier ikke bare som legitime, men også som noe man er villig til å ta hensyn til.

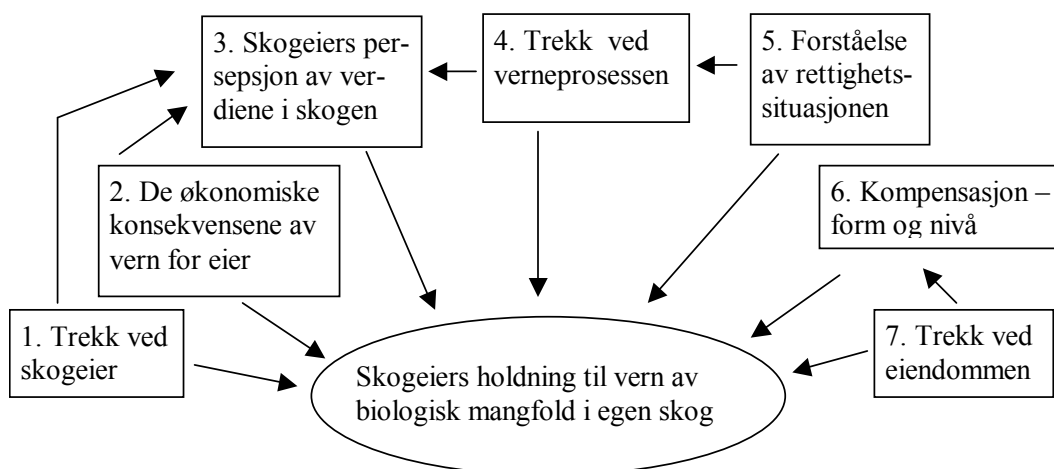
I forhold til de fire konflikttypene, vil vi framheve fem hovedårsaker til at konflikt kan oppstå:

- De økonomiske konsekvensene av vern er betydelige
- Aktørene har ulik forståelse av de involverte verdiene
- Aktørene har ulik forståelse av hvilke rettigheter som gjelder eller bør gjelde
- Beslutningsprosessen oppfattes som utilfredsstillende
- Kompensasjonen oppfattes som feil eller utilfredsstillende

Videre er det grunn til å forvente at trekk ved skogeier – særlig alder og utdanning – og trekk ved eiendommen – særlig dens størrelse – kan påvirke holdningene til vern og kanskje spesielt vern på egen eiendom²⁵. Det er likevel ikke lett å framsette entydige hypoteser på disse områdene. Vi skal komme tilbake til dette.

Den enkle modellen i Figur 4, illustrerer hvilke sammenhenger vi forventer med hensyn på holdning til vern på egen eiendom (problemstilling 3).

Figur 4. Sammenhenger mellom skogeiers holdninger til vern i egen skog og bakenforliggende faktorer



²⁵ Tanken er at disse variablene fungerer som erstatning for uobserverbare variable for generelt kunnskapsnivå om biologisk mangfold, skogeierens interessenivå for slike temaer etc.

Med bakgrunn i gjennomgangen i delrapport I, er det grunnlag for å løfte fram følgende hypoteser i sammenheng med faktorene 2-6 i figuren:

De økonomiske konsekvensene av vernet

Dess større de økonomiske konsekvensene av vernet er for grunneier, dess større sannsynlighet er det for at vern på egen eiendom oppfattes som negativt. Dette gjelder selv om kompensasjon gis. For det første kan stort omfang medføre at den som får hele eller deler av eiendommen vernet må finne andre sysselsettingsmuligheter til erstatning for tidligere aktivitet. Videre vil uenighet om kompensasjonens nivå bli viktigere dess større beløpene er. Til sist er det større sjanse for at endringen oppfattes som meningsløs, dersom den er omfattende. Å verne en liten del av en eiendom kan oppfattes som 'å yte sin del', mens å ta hele eiendommen ut av drift kan få store konsekvenser for levemåten til den det gjelder. Vi ser at det er elementer knyttet både til interesse- og verdikonflikt involvert her.

Ulik forståelse av verdiene i skogen

Mennesker lever innenfor rammen av ulike kulturer, representerer ulike livsformer og anser ulike kunnskaper som viktige. Det er dermed grunn til å forvente en viss skepsis til vern av biodiversitet blant skogeiere som har vært vant til å se på skog først og fremst som en ressurs for økonomisk utnyttelse. Vi forventer således at skogeiere vil tendere til å legge større vekt på andre verdier i skogen enn biodiversitet. Dette vil kunne være verdier som sysselsetting, inntekt for samfunnet og høsting av en fornybar ressurs.

Når det gjelder sammenhengen mellom holdninger til verdier i skogen, forventer vi videre at dess mer negativ en skogeier er til vern av biodiversitet generelt, dess mer negativ er han/hun også til vern på egen eiendom. Dess mindre meningsfullt vern oppfattes, dess større vil den innholdsbaserte verdikonflikten være. Vi forventer videre at skogeiere som vektlegger andre verdier som høsting og sysselsetting høyt, vil være mer negative til vern på egen eiendom. Til sist forventer vi at skogeiere som mener bruk og vern med fordel kan kombineres, er mer skeptiske til vern enn andre.

Betydningen av verneprosessens form

Manglende inkludering av berørte interesser impliserer potensial for konflikt. Opplevelse av rettferdighet i prosessen er viktig for å unngå konflikt. I så måte forventes det at dess mer fornøyd en skogeier er med prosessen, dess større er aksepten for vern på egen eiendom. Det er også

rimelig å anta at både tidspunktet – når i verneprosessen involvering skjer – og hvor omfattende deltakelsen er, vil påvirke holdningen til vernet. Ivaretagelse av deltakernes integritet anses således som meget viktig. I den grad det er ulike offentlige organer som har ansvar for kontakten, forventes det at dess større generelt verdifelleskap det er mellom det offentlige myndighetsorganet og skogeier, dess mindre vil konflikten være. Vi forventer således forskjell mellom prosesser ivaretatt av miljømyndighetene og prosesser der skogmyndighetene er sentrale aktører.

Deltakelsen må videre være reell. Prosesser som ikke har elementer av gjensidighet i seg – dvs. at begge parter argumenter blir hørt og påvirker utfallet – vil kunne medføre at konflikten bygges opp, snarere enn ned. Synet på vernets verdi vil også kunne reduseres.

Ulik forståelse av hvilke rettigheter som gjelder eller bør gjelde

Spørsmålet om rettigheter gjelder dels hvilken status de ulike partene har i verneprosessen. Dette forholdet er berørt under verneprosessens form. Videre vil spørsmålet om hvem som har størst ansvar for å dekke økonomisk tap ved vern kunne være viktig. Hypotesen er at de som mener staten/samfunnet har dette ansvaret, vil være mer kritisk til vern på egen eiendom enn de som mener at skogeier også har et betydelig økonomisk ansvar.

Kompensasjonens betydning

Det er også grunn til å forvente at kompensasjonsnivået vil innvirke på skogeierens oppfatning av vern på egen eiendom. Dersom kompensasjonen oppfattes å dekke alle tap skogeier har, er den naturlige forventningen at vedkommende er fornøyd med vernet. Det er et par momenter som gjør at denne tilsynelatende opplagte konklusjonen likevel ikke trenger å holde. I den grad skogeieren ser på konflikten som en verdikonflikt, behøver ikke kompensasjonens nivå spille særlig rolle for synet på vernet. Derfor vil vi forvente at, selv om kompensasjonen betraktes som god, vil skogeiere som er negative til vern mer generelt og skogeiere som føler seg dårlig behandlet i prosessen, være negative.

Man kan anta at det ikke bare er kompensasjonens nivå, men at også formen – for eksempel engangsbetaling kontra årlig betaling – virker inn på innstillingen/holdningen til vern på egen eiendom. Engangserstatning skiller seg vesentlig fra det å drive en skog med kontinuerlige inntekter. Årlig erstatning er derfor et kompensasjonsalternativ som i større grad likner den tradisjonelle utnyttelsen av eiendommen. Videre kan slik betalingsform virke mer fleksibel siden en kan ta hensyn til endringer i skogens markedsverdi over tid etc. Selv om erstatningen har ønsket nivå, er det ikke sikkert skogeieren er fornøyd dersom formen oppfattes som feil.

Et kompliserende element er det vi kaller tapsaversjon. Gjennom empiriske studier (se for eksempel Tversky og Kahnemann, 1986) er det kommet fram at aktører generelt sett føler 'smerten' ved et tap mye sterkere enn gleden ved en gevinst. Denne ulikheten mellom opplevelse i tap og gevinst kalles tapsaversjon²⁶, og er et viktig moment ved offentlige båndlegginger og konflikt om kompensasjonens størrelse. Dersom skog-eieren har tapsaversjon vil han eller hun kreve høyere erstatning for båndlegging av en skogeiendom enn han/hun ville vært villig til å betale for tilsvarende areal ved kjøp. I en 'rasjonell' verden vil betalingsvilligheten for et skogareal samsvare med den diskonterte kontantstrømmen arealet generer. Tversky og Kahneman (op.cit.) har imidlertid vist at kompensasjonskravet kan være 2-4 ganger så høyt som betalingsvilligheten. Dermed vil dagens kompensasjonsvederlag for tapte skogsinntekter i mange tilfeller ikke være tilstrekkelig for at han/hun ikke skal oppfatte vernet som et "tap". En rekke andre studier²⁷ bekrefter resultatet om at kompensasjonskravet er (mye) høyere enn betalingsvilligheten.

Betalingsvillighet og villigheten til å akseptere en kompensasjon, baseres i teorien (og i for eksempel Tversky og Kahnemans studier) på at det hele foregår under frivillige termer. Ved vern av skog er det imidlertid slik at skogeiers områder båndlegges uten at det nødvendigvis skjer i samsvar med skogeiers vilje. Teori og undersøkelser gjort på tapsaversjon under slike ufrivillige forhold, er knapt nok studert. Derfor er det ekstra viktig å belyse hvilken forskjell frivillig og pålagt vern har for kompensasjonskravet.

Betydningen av trekk ved skogeier og eiendom

Ser vi så til slutt på faktorene 1 og 7 i modellen (Figur 1), dvs. trekk ved eier og eiendom, er det som sagt ikke like klart hvordan disse vil påvirke synet på vern på egen eiendom. I analyser av holdninger er det vanlig å inkludere variable som brukers alder, kjønn og utdanning. Størrelsen på eiendommen er et annet aspekt. Vi vil også inkludere slike variable, men betrakter dem mest som kontrollvariable. Vi finner ikke grunnlag for å lage entydige hypoteser med hensyn på hvordan disse forholdene vil påvirke holdningen til vern/konfliktnivået

Når det gjelder alder, kan man tenke seg at dess yngre eier er, dess mer positivt vil han/hun se på vern av biodiversitet. Grunnlaget for dette er at miljøvern har vært et langt viktigere innslag i utdanning og samfunnsdebatt de senere tiårene enn hva som var tilfelle når dagens foreldregenerasjonen vokste opp. På den andre siden vil mennesker i oppstartsfasen av sitt yrkesliv være mer avhengig av inntekts- og sysselsettingsmuligheter. Eiendommen kan nylig være tatt over under forutsetning om at

²⁶ "Loss aversion" (Tversky og Kahneman, 1986).

²⁷ Horowitz & McConnell (2002) har sammenliknet 45 ulike WTA/ WTP studier som er gjort de siste 30 årene

den skal gi sysselsetting og løpende inntekt av egen arbeidsinnsats. I den grad kompensasjonen ikke dekker dette tapet, øker problemet.

Høyere utdanning kan forventes å gi større innsikt i biodiversitetens betydning og bedre evne til å sette seg inn i ny kunnskap. Det er likevel grunn til å anta at dette i noen grad avhenger av utdanningstypen. Samtidig kan man forvente at kravene til hva som oppfattes som god involvering øker med utdanningsnivået. Således kan høyere utdanning virke negativt ved at aspirasjonsnivået også stiger.

Størrelse på eiendommen kan synes å ha samme doble virkning. Dess større eiendommen er, dess lettere kan det være å bære konsekvensene av vernet siden det – alt annet likt – vil kunne utgjøre en mindre del av arealet og at omfattende skogbruksaktivitet fortsatt kan opprettholdes. Samtidig vil vern på eller av en liten skogeiendom kunne bety veldig lite for eiers totale situasjon, og konflikten bli mindre av den grunn. I andre tilfeller – for eksempel der det meste av en stor eiendom blir båndlagt – vil man kunne forvente at saken er veldig konfliktfylt. I forhold til dette bør det understrekes at de økonomiske konsekvensene for eier er tenkt fanget opp som separat variabel (se foran).

Den viktigste grunnen til at vi likevel ikke har lagt mye arbeid i å samle data som kan belyse disse bakgrunnsvariablene, er at det – med unntak av utdanning/kunnskap – er forhold som ikke kan påvirkes politisk. De tas i stedet med for å unngå at eventuelle skjevheter i utvalget vedrørende disse faktorene skal påvirke resultatene for de faktorene som har politisk relevans.

Variasjon mellom land

Undersøkelsen er gjennomført i tre land med noe forskjellige opplegg, ikke minst for verneprosessen (se kapittel 3). Noe av denne variasjonen fanges opp direkte gjennom spørsmål knyttet til verneprosessen den enkelte skogeier har deltatt i. Med en undersøkelse som dette, er det likevel vanskelig å få godt grep om alle forskjeller som måtte eksistere ved å samle data på skogeiernivå. Vi vil derfor se om det finnes systematiske ulikheter landene imellom, i tillegg til de forskjellene som kan påvises gjennom data fra intervjuer med skogeiere.

Det bør understrekes at det selvsagt er problemer knyttet til tolkningen av eventuelle 'effekter av land'. Her er det mange forhold som kan være involvert; fra elementer ved prosessen som ikke intervjuene avdekker, via generelle holdningsforskjeller vedrørende betydningen av å verne biodiversitet, til dypere kulturelle forskjeller. Vi er derfor først og fremst ute etter å se om det eksisterer forskjeller mellom landene, men gitt rammen for vår studie har vi begrensede ambisjoner om å kunne si noe om hvordan de i så fall bør tolkes.

3. Verneformer og organisering i de tre landene

Målsettingene for skogforvaltningen i Finland, Norge og Sverige har mange fellestrekk. I hovedsak er de rettet mot å utnytte og bevare skogens naturgitte produksjonsevne samtidig som den biologiske og genetiske variasjonen i skogen skal sikres. Målformuleringene bærer preg av at avveininger skjer i et samspill mellom miljøvernmyndigheter og skogmyndigheter.

Når det gjelder vern av skog og våtmarker, er innsatsen i alle landene fokusert på truede arter, spesielle naturtyper, kulturverdier og estetiske og sosiale verdier. Det legges spesiell vekt på å verne sammenhengende arealer og spesielle biotoper. Når det gjelder hvor omfattende vern av skog må være for å oppnå miljømålsettingene, kommer ikke dette like klart fram i de offisielle dokumentene. Eksempelvis ser det ut til at Finland er det landet av de tre som legger størst vekt på det rent produksjonsmessige, men landet har samtidig den høyeste andelen absolutt vern på sine skogarealer. Norge er det av de tre landene som har vernet minst produktiv skog relativt sett, men det kan se ut til at man her har lagt størst vekt på å sikre representativitet (Kvakkestad et al., 2004). Tabell 1 gir en oversikt over fredede arealer (absolutt vern)²⁸ etter offentlig regulering i de tre landene pr 2000.

Tabell 1. Vern av skog i Finland, Norge og Sverige

	Finland	Norge	Sverige
Skogareal fredet etter offentlig pålegg/ervert - % av produktivt skogareal	5,3	1,0	3,7
Offentlig vernet areal fordelt på regioner:			
- Vernet areal i 'nordlige regioner'* i % av totalt skogareal i regionen	16,9	2,4	10,5
- Vernet areal i 'sørlige regioner**' i % av totalt skogareal i regionen	1,6	0,8	0,5

* Finland: nordboreal; Norge: Nordland, Troms og Finnmark; Sverige: Fjellnær + nordlig boreal

** Øvrige deler av landet

Kilder: Kvakkestad et al. (2004), Framstad et al. (2002)

3.1 Verneformer

I denne studien ser vi hovedsakelig på det vi tidligere har kalt absolutt og betinget (tidsbegrenset) vern. Mens begge formene er benyttet i Finland og Sverige, er det bare absolutt vern som praktiseres i Norge. Videre kan

²⁸ Av Framstad et al. (2002) framgår det at det har vært visse utfordringer mhp å avklare hvilke arealer som er involvert i statistikken.

vern på privat grunn gjennomføres ved pålegg/ekspropriasjon eller ved avtale. Igjen er det slik at både i Finland og Sverige ser vi et økende innslag av avtalebasert vern. I Norge skjer det meste av vernet av produktiv skog i form av naturreservater opprettet ved pålegg. Når det gjelder våtmarker er også reservatvern viktig, men her kommer også andre verneformer inn.

Vernet skjer i alle land både på offentlig og privat grunn. Finland og spesielt Sverige har langt flere store skogselskaper ('bolagsskog') enn Norge. Dette har medført at det totale verneomfanget dekkes av store private selskaper og i statseid skog i et betydelig større omfang i Sverige og Finland sammenlignet med Norge.

Når det gjelder Finland og Sverige, omfattes begge landene av EUs habitatdirektiv og Natura 2000. Formålet med direktivet er å opprettholde eller gjenskape gunstig bevaringsstatus for de naturtypene og artene som omfattes. Dette formålet skal nås ved at det opprettes et nettverk av særskilte bevaringsområder i hele Europa. Med unntak av Natura 2000, som er et system som er styrt forholdsvis sterkt ovenfra, ser det således ut til at de ordningene som benyttes i Finland og Sverige er noe mer fleksible og baserer seg i noe større grad på deltakelse nedenfra enn de som pr. i dag eksisterer i Norge.

3.1.1 Finland

For den perioden undersøkelsen vår gjelder, eksisterte det en rekke verneformer i Finland. De er i hovedsak gjennomført i medhold av Skogloven med biotopvern, og vern etter Naturvernloven. Sistnevnte omfatter 7 verneprogram, der de viktigste i skoglig sammenheng er nasjonalpark/naturreservat, myr/sump, gammelskoger samt private områder vernet etter Naturvernloven. Det meste av disse områdene inngår i Finlands Natura 2000-nettverk (Miljøministeriet, 2005)

"Viktige skognaturmiljøer"(Biotopvern)

Skogsbrukets utviklingssentral Tapio og de regionale skogsentralene, gjennomførte fra 1998 til 2004 et prosjekt for å kartlegge særskilt viktige livsmiljøer (etter Skoglovens §10) lokalisert i Finlands privatskoger. Arealer som omfattes, er særlig små områder blant annet i umiddelbar omgivelse til vannkilder, bekker og dammer, rik sumpskog, urterik skog, kløfter og raviner, stup med underliggende skog. Disse arealene skal, gitt at de er i en naturlig/nær naturlig tilstand og kan skilles klart fra omliggende areal, behandles slik at deres naturtilstand bevares. Grunneiere mottar kompensasjon for arealene etter avtale. Forutsetningene for kompensasjonen er at eier kan dokumentere et "ikke ubetydelig" tap av inntekter som følge av begrensningene. En vanlig kompensasjonsordning for disse arealene er tre utbetalinger på 20 år. De i underkant av 50 000 viktige

livsmiljøene på produktivt skogareal, dekker et areal i overkant av 25 000 ha (Kvakkestad et al., 2004; Vaittinen, 2004).

”Arealer vernet etter Naturvernloven” (”Privata naturskyddsområden”)

Loven har som oppgave å sikre biodiversitet, vakkert landskap og natur, samt fremme bærekraftig bruk av naturressurser. Noen habitattyper som omfattes av den finske Naturvernloven er; urskoger rike på edelløvskog, hasselskog, sumper med svartor, løvenger og store trær og tregrupper som dominerer i åpent landskap. Slike habitater er ofte små og sårbare områder med høy verdi i forhold til biodiversitet og landskapet generelt. I noen tilfeller er det essensielt å drive forsiktig skjøtsel av områdene for å bevare de representerte verdiene. Vernearealer på privat mark (private naturskyddsområder) er i all hovedsak opprettet på frivillig initiativ fra grunneieren. Det er den regionale miljøsentralen som så avgjør eiers søknad om området skal fredes og hva slags verneavtale som kan være aktuell. En tidsbegrenset fredning kan imidlertid bestemmes for høyst 20 år av gangen. Om vedtak som er fattet i forbindelse med Naturvernloven og bevaring av habitater, forårsaker betydelige ulemper for grunneieren eller innehaveren av en bestemt rettighet, har han rett til full erstatning fra staten. Det er miljøsentralen som beregner hvor stor erstatningen blir og avtales med markeierne før beslutningen om fredning vedtas. Naturskyddsområden på privat mark omfatter om lag 122 000 ha fordelt på 3880 avtaler (Forststyrelsen, 2005).

”Vern av myr/sump-områder”

For å bevare tilstrekkelig med rik myrnatur i alle deler av Finland, er det fra 1980-tallet opprettet spesielle verneområder for dette. På ”myrskyddsområden” gjelder stort sett allemannsretten med fri ferdsel, men det er også eksempler på slike områder med begrenset rett til ferdsel, rett til å plukke bær og sopp, andre slags rekreasjonsaktiviteter som jakt og fiske. Det totale antallet ”myrskyddsområden” er 173 stk og omfatter et areal på 449 000 ha. De fleste av disse representerer myrkompleks, ”aapamyrar” og ”högmossar”. I ”myrskyddsområdene” inngår mange av Finlands viktigste fuglevåtmarker (Forststyrelsen, 2005).

”Vern av gammelskoger”

I gammelskogen finner man om lag en tredel av alle truede skoglevende arter. Det er derfor laget et eget program for å ivareta gammelskog i naturtilstand. I 1994 ble det opprettet 92 områder med et samlet areal på 10 000 ha. Det foreligger beslutninger om å verne ytterligere i overkant av 320 000 ha gammelskog hovedsakelig på statlig grunn (totalt 5200 på privat grunn) i nordlige deler av Finland (Miljøministeriet, 2005; Forststyrelsen, 2005).

Naturreservat

Vern i form av naturreservater etter Naturvernloven, skjer alltid på offentlig grunn – det vil si at privat grunn til slike formål kjøpes opp eller eksproprieres. Bestemmelsene om vern av naturreservat er strengere enn vernebestemmelsene for nasjonalparker. Naturreservatene er i hovedsak stengt for allmennheten, men det kan bevilges skriftlig tillatelse til ferdsel for vitenskapelige formål. I noen av naturreservatene er det markerte stier som allmennheten kan følge. Det var pr 1.januar 2004, 19 naturreservat i Finland med et samlet areal på om lag 153 000 ha, se for eksempel hjemmesidene til Miljøministeriet i Finland (Miljøministeriet, 2004) eller Ut i Naturen (UtiNaturen, 2005).

Nasjonalpark

”Nationalparkerna finns till för att bevara det nationellt och internationellt mest värdefulla i Finlands natur” (Forststyrelsen, 2005). Parkene er i motsetning til naturreservatene, tilrettelagt for allmennheten med tanke på friluftsliv. Det er Forststyrelsen som forvalter alle Finlands nasjonalparker (bortsett fra Koli nasjonalpark som forvaltes av skogsforskningsinstituttet). Pr. 1.1. 2004 var det i alt 35 nasjonalparker i Finland, med en areal på omlag 817 000 hektar.

Natura 2000

Opplegget for Finland ble lagt av den finske regjeringen i 1998 og var rettet mot å sikre tilstrekkelig vern for 21 naturtyper og 36 arter som tidligere var utilstrekkelig representert. I 2002 omfattet Natura-nettverket i Finland til sammen 1813 områder og et areal på 4,9 millioner hektar, derav 1,3 millioner hektar vann og 3,6 millioner hektar land (Kvakkestad, 2004; Miljøministeriet, 2005).

3.1.2 Norge

I Norge foregår vern i form av naturreservat, landskapsvernområder eller nasjonalparker.

Naturreservat

Barskog vernes som naturreservat med hjemmel i Naturvernloven. Dette er den mest omfattende formen for vern av større skogområder i Norge. Grunneier beholder eierrettighetene, men fratras retten til bruk for all framtid, mot en erstatning som tilsvarer det økonomiske tap skogeier måtte ha som følge av vedtaket. Barskogvernet har gått igjennom fase I og II, der sistnevnte fase, vedtatt av kongelig resolusjon i desember 2002, satte særlig fokus på arealer med høy eller middels høy bonitet i lavlandet. I tillegg ble det i denne fasen lagt opp til tiltak som skulle virke dempende på det høye konfliktnivået man opplevde i den første vernefasen. Tiltakene var i hovedsak å tilrettelegge for årlige erstatninger, makeskifte

og vederlagsordninger i de tilfeller der områder ble båndlagt i behandlingsperioden før endelig vernevedtak, samt at skogeier i større grad skulle få mulighet til innvirke i selve prosessen. Alt i alt er det pr. 01.01.05 opprettet 1701 naturreservater med et areal som tilsvarer ca 1,1 % Norges landareal (Miljøstatus, 2005). Ikke-produktiv skog utgjør en stor andel av dette arealet.

Landskapsvernområder

Denne verneformen omfatter et bredt spekter av naturtyper hvor formålet er å bevare et egenartet natur- eller kulturlandskap. Mange av områdene ligger inntil nasjonalparker og naturreservater og utgjør en buffersone for et område med strengere vern. Landskapsvern er den svakeste formen for områdevern etter Naturvernloven. Landbruksdrift og annen tradisjonell bruk som foregikk i området da det ble vernet, kan i de fleste tilfeller foregå som før, men det kan legges restriksjoner på tiltak som i vesentlig grad vil endre landskapets karakter, for eksempel hogst, bekkelukking og bakkeplanering (Kvakkestad et al., 2004). Pr 01.01.05 var det opprettet 153 landskapsvernområder, som dekker om lag 4,3% av Norges landareal (Miljøstatus, 2005).

Nasjonalparker

I dette tilfellet er det snakk om større, relativt urørte naturområder, vanligvis på statens grunn. Nasjonalparkene skal sikre urørt natur og bevare naturverdiene for våre etterkommere. I mange nasjonalparker er muligheten for tradisjonelt friluftsliv også et viktig verneformål. I nasjonalparkene er hele naturmiljøet og landskapet med planter, dyreliv, natur- og kulturminner vernet mot utbygging, lokal forurensning og andre inngrep (Kvakkestad et al., 2004). Pr. 01.01.05 var det opprettet 24 nasjonalparker, som dekker omlag 6,7% av Norges landareal (Miljøstatus, 2005).

3.1.3 Sverige

I Sverige benyttes naturreservater, nasjonalparker, naturvårdsavtal, biotopskydd samt vern gjennom Natura 2000.

Naturreservat

Dette er den dominerende verneformen i Sverige. Det vanligste er at staten eksproprierer arealene for all framtid²⁹. Länsstyrelsen foreslår og fatter beslutningene samt utformer skjøtselsplaner, men kommunene kan også opprette naturreservat³⁰. Både Länsstyrelsen, kommunen, ideelle organisasjoner, allmennheten og skogeierne kan ta initiativ til å få opprettet naturreservat.

²⁹ Det forekommer også i mindre utstrekning at skogeier beholder eierretten, men kompenseres for tap av retten til bruk.

³⁰ For naturreservater gjelder i det følgende det samme for kommunene som for Länsstyrelsen.

Länsstyrelsen har også ansvar for informasjon og kontakt i verneprosessen, og kommer fram til en avtale med tilhørende erstatning til grunneier. I tillegg har Länsstyrelsen ansvaret for tilsyn og forvaltningen av reservatene. Avtalene må godkjennes av Naturvårdsverket. Ved kontraktinngåelser leier Länsstyrelsen inn frittstående konsulenter både til vurderinger og forhandlinger om erstatning. Områdene kan opprettes for å fremme friluftslivet og kan til forskjell fra biotopskydd og naturvårdsavtal avsettes for å nyskape verdifull natur. Naturreservater opprettes i stor grad innenfor enkelteiendommer, noe som skiller seg fra praksis i for eksempel Norge, der flere eiendommer ofte berøres. I Sverige er det også slik at det i mange tilfeller er stiftelser som finansierer (statlige bidrag) naturreservatene og i noen tilfeller tar av seg forvaltningen av naturreservatene (på oppdrag fra Länsstyrelsen eller kommunen). I Sverige var det ved utgangen av 2002 om lag 2400 naturreservater med et samlet areal på drøye 4 mill ha (9% av landarealet). Av dette utgjør produktive skogarealer 850 000 ha (Skogsvårdsstyrelsen, 2004).

Nasjonalpark

Nasjonalparker innrettes alltid på offentlig grunn eller kjøpes opp av staten dersom arealene i utgangspunktet er i privat eie. De omfatter hele landskapsavsnitt på normalt minst 1000 ha. Det finnes 28 nasjonalparker i Sverige i dag som dekker et areal på om lag 700 000 ha (1,5% av Sveriges landareal). Om lag 50 000 ha av dette er produktiv skog (Skogsvårdsstyrelsen, 2004).

”Biotopskydd”

Biotopskydd omfatter områder mindre enn 5 ha, og er ”Skogsvårdsstyrelsens” instrument for å verne nøkkelbiotoper. Med bakgrunn i miljølovgivningen, er det listet opp 18 forskjellige typer av biotoper som kan vernes, deriblant brannfelt, eldre naturskog, små vannfall og småvann, urterike sumpskoger, kalkskoger, gamle trær med mer. ”Biotopskyddet” kommer ofte i forbindelse med innsending av avvirkningsmeldinger til Skogsvårdsstyrelsen (SVS), der områdene inneholder en eller flere av nevnte biotoptyper. SVS sender forslaget om ”biotopskydd” til Länsstyrelsen, som avgjør om prosessen skal fortsette eller stoppes. SVS har ansvar for informasjon til og kontakt med skogeier, samt erstatningen. I disse forhandlingene har skogeier mulighet til å påvise verdiøkende elementer som må ligge til grunn i erstatningsutmålingen (stående virke + framtidig verdi). Dersom skogeier ikke er fornøyd, har han tre uker på seg til å klage beslutningene inn for Miljødomstolen. Biotopskydd gjelder for all framtid (kan oppheves av SVS) der skogeier beholder eierretten (men mister bruksretten til avvirkning). Ved utgangen av 2003 var det etablert 3525 biotopskydd som omfattet et produktivt skogareal på 10 366 ha, hvilket gir en gjennomsnittlig størrelse på hvert vernet areal på ca 2,9 hektar. Samlet utbetaling ved utgangen av desember 2003 utgjorde om

lag 464 millioner svenske kroner (inklusive 289 hektar med impediment), noe som gir en gjennomsnittlig erstatning på om lag 43 500 kroner pr hektar (Skogsvårdsstyrelsen, 2004).

”Naturvårdsavtal”

Områdene kan være av ubegrenset størrelse, og innrettes av Skogsvårdsstyrelsen basert på avtaler som er lagt opp på en mer frivillig basis fra skogeierne. Det er vanlig at avtalene kommer i stand i forbindelse med et ”biotopskydd”, der områdene i tilknytning til ”biotopskyddet” (buffersoner) har stor verdi og krever spesiell behandling eller skjøtsel og dermed kan sikres gjennom et ”naturvårdsavtal”. Prosessen likner mye på ”biotopskydd”, men skogeier velger selv om hun vil inngå en slik avtale. Bindingstiden er normalt 50 år der skogeier får en engangserstatning som delvis skal dekke verditapet (men mest tilsiktet å fungere som et insentiv til naturvernarbeidet). Ved utgangen av desember 2003 var det besluttet 1751 ”naturvårdsavtal”-områder med et produktivt skogareal på til sammen 20 914 ha (gjennomsnitt på om lag 12 ha). Utbetalingene her var i overkant av 92 millioner svenske kroner (inkl. 1386 ha med impediment), som gir et gjennomsnitt på om lag 4100 svenske kroner pr hektar (Skogsvårdsstyrelsen, 2004).

Natura 2000

Det er valgt ut 3992 områder (hvorav 3903 områder etter habitatdirektiv, 509 etter fugledirektivet og 420 områder som omfatter begge direktivene) til Natura 2000 nettverket i Sverige. Arealet som omfattes er om lag 6,38 mill ha. Om lag 60% av de foreslåtte Natura 2000-områdene har et eksisterende vern i dag (Naturvårdsverket, 2005).

3.2 Organisering og rettighetsforståelse

Organiseringen av vernet er noe ulik i de tre landene. Mens skogforvaltningen har en sentral rolle i Finland og Sverige, er miljøforvaltningen mer sentral i Norge. I Finland spiller Jord- og skogbruksdepartementet med dets regionale og lokale skogsentraler hovedrollen, selv om også Miljøministeriet og de regionale miljøsentralene er viktig i visse sammenhenger. I Sverige er Skogsstyrelsen og de regionale skogsvårdsstyrelsene, underlagt Næringsdepartementet, viktigste offentlige myndighet. I Norge er det slik at Miljøverndepartementet og Fylkesmannens miljøvernavdelinger er de mest sentrale myndighetene.

Når det gjelder rettighetsforholdene, virker de ganske like på tvers av landene. Ved absolutt og betinget vern gjennom pålegg eller avtale med staten, gis det i alle landene kompensasjon for tap av inntekt fra skogsdrift. Videre stiller lovverket krav til hvilke hensyn som må tas ved ’ordinær’ drift – dvs. restriksjoner vedrørende de driftsmetodene som kan

benyttes. Disse kravene er noe ulikt formulert – ulik detaljeringsgrad etc. – i de tre landene. Det kan gjelde mindre arealer som bør settes til side (verdifulle biotoper, buffersoner mm), miljøhensyn ved foryngelseshogst, krav til treslag osv. Kostnadene til disse tiltakene skal skogeier selv bære (Kvakkestad et al., 2004).

Valg av rettighetsstruktur er et politisk spørsmål. Det har stått strid om hvordan rettighetene skal defineres og praktiseres. Er det riktig at skogeier skal ha frihet til selv å velge driftsopplegg med den konsekvens at samfunnet må betale for alt vern, eller er det en del av skogeiers ansvar å sikre det biologiske mangfoldet før økonomisk aktivitet kan skje? Vi har ovenfor sett at alle landene har trukket en grense der 'større restriksjoner' innebærer offentlig kompensasjon, mens skogeier bærer ansvar for visse tilpassinger av skogskjøtsel og driftsopplegg. Samtidig har det fra miljø-siden vært foreslått å snu situasjonen helt, slik at skogeier er ansvarlig for vernet av biologisk mangfold og for å få anledning til å drive skogen må samfunnet kompenseres (via hogstavgift m.v.). Det har vært stilt spørsmålstegn ved hvorfor skogeiere skal favoriseres på bekostning av miljø-interesser. Uansett er det myndighetene som må avgjøre slike spørsmål, og i denne analysen vil vi ta rettighetssituasjonen for gitt.

4. Om spørreundersøkelsen

Spørreundersøkelsene med finske, norske og svenske skogeiere ble i all hovedsak gjennomført våren 2004. Vi skal i dette kapitlet gi en oversikt over opplegg og gjennomføring.

4.1 Spørreskjemaet

Et felles spørreskjema ble først utformet på norsk og siden oversatt til engelsk. Den engelske varianten utgjorde så basis for utformingen av det endelige spørreskjemaet i de enkelte landene. Noen av spørsmålene har visse variasjoner i ordlyden landene imellom. Hovedårsaken til dette er at begrepsbruken på visse punkter er forskjellig, og det har vært viktig å tilpasse spørsmålene til 'lokal' terminologi. Vi har også oppdaget at det i et par tilfeller er blitt en viss meningsforskyvning ved oversettelsene. Dette er en mulig feilkilde, og vi skal komme tilbake til det i analyse-delen. Den engelske versjonen av spørreskjemaet finnes i vedlegg 1.

4.2 Gjennomføring av spørreundersøkelsen

Datasettet vi benytter er samlet inn gjennom syv spørreundersøkelser, en i Finland, tre i Sverige og tre i Norge. Den finske, alle de svenske samt to av de norske undersøkelsene er gjennomført i 2004. Den tredje norske undersøkelsen (Næss, 2003) ble gjennomført i 2003 som en slags forundersøkelse. Denne var således basert et spørreskjema med noe annen utforming og bare deler av spørsmålene er felles med de andre undersøkelsene.

Detaljer rundt spørreundersøkelsene er sammenstilt for sammenlikning i Tabell 2. Tabellen oppgir antall svar, geografisk område, utvalg, aktuelle verneformer og hvordan undersøkelsen ble gjennomført.

Selv om enkelte av undersøkelsene i Norge og Sverige har små utvalg, er det Finland som samlet sett har det minste utvalget. I Finland er 39 observasjoner, mens Norge i sum har 142 observasjoner og Sverige 196 observasjoner. Den finske, de svenske og en av de norske (Næss) undersøkelsene omfatter skogeiere og eiendommer i relativt begrensede geografiske områder. Eriksen og Sines i Norge dekker flere fylker.

De forskjellige undersøkelsene har funnet intervjuobjektene sine på samme vis, med utgangspunkt i lister hos myndighetene over skogeiere som har vernet areal på eiendommene sine. Det er benyttet noe forskjellige kriterier for å velge blant disse igjen, slik som tidspunkt for vern, ver-

neformer etc. Responsen fra skogeierne er på samme nivå i alle de tre landene, med en svarprosent på 50 til 60%, hvilket er et normalt nivå for denne type undersøkelser.

Tabell 2. Oversikt over spørreundersøkelsene

	Antall rel. svar	Område	Utvalg	Verneform	Type undersøkelse/ kommentar
Vahtinen (2004)	39/ 43,8%*	Nord- Karelia, Sør- øst Finland	Alle registrerte private skogeiere hos "Forestry centre" som mottok erstatning i 2004 for å "ivareta" skog (62stk) og reg. skogeiere fra "Environmental centre" som inngått verneavtale 2000-2003 (42stk).	Viktig skogmiljø: 48,7% Etter Naturvernlov: 10.3% Myr/sumpområder: 10.3% Naturvernområde: 5.1% Natura nettverk: 10.3% Ingen: 5.1% Ikke sikker: 10.3%	Utsendte brev med spørreskjema, ingen puring. Lotterigevinst for innlevert skjema
Mattson (2004)	35/ 58,3%* *	Stocholms Län	60 av 201 skogeier-adresser fordelt med 1/3 på Naturreservat, Biotopskydd og Naturvårdsavtal.	Ikke sikker: 2.9% Naturreservat: 25.7% Biotopskydd: 45.7% Naturvårdsavtal: 14.3% Ingen: 2.9% Mangler: 2.9%	Kun en eier pr eiendom (trekn.) Oppringning og muntlig gj. gang av utsendt skjema m ikke innsendt etter 2 uker (16 oppringt). Ikke svar fra 8 skogeiere.
Hedwall (2004)	127/ 53%	Skåne Län	Alle (241) skogeiere berørt av vern etter 1996***. Majoritet (175) adresser hentet fra Skogvårdsstyrelsen (Biotopskydd, Naturvårdsavtal)	Nasjonalpark: 2,4% Naturreservat: 4,7% Biotopskydd: 41,7% Naturvårdsavtal: 11,8% Nasj + Naturres: 0,8% Naturres + Biotop: 2,4% Biotop + Naturvård: 7,9% Ingen: 21,3%; Ikke sikker: 3,9%; Mangler: 3,1%	Utsendte brev med skjema, påminnelse to uker etter. Et brev pr adresse/eiendom. 153 leverte inn (26 blanke).
Skogens (2004)	34/ 68%	Väster- botten Län	50 utvalgte; hver 3de berørt av Naturreservat, hver 8. biotopskydd og annen hver Naturvårdsavtal****	Naturreservat: 35,3% Biotopskydd: 41,2% Naturvårdsavtal: 23,5%	Usendt brev og skjema som forberedelse på telefonintervju. 9 skogeiere ville ikke delta.
Sines (2004)	33/ 62,2%	Østfold, Oppland og Aust- Agder fylke	Alle (53) berørt av fase II (fra 2002) i de respektive fylker	Barskogvern fase II (Naturreservat 100%)	Utsendt brev og skjema. Puring på å sende inn skjema via telefon. 7 skogeiere ville ikke svare.
Eriksen (2004)	56/ 57,1%	Telemark og Buske- rud fylke	Alle (98) berørt av fase II (fra 2002) i Telemark og Buskerud (unntatt Trillemarka)	Barskogvern fase II (Naturreservat 100%)	Utsendt brev med spørreskjema, oppsøkende intervju og telefonintervju. Flere skogeiere pr eiend.
Næss (2003)	53/ 75,7%	Buskerud fylke	Alle skogeierne (70) berørt fase I (fra 1993) eller fase II (2002) i Grønknuten, Finnemarka og Trillemarka	Barskogvern fase I og II (Naturreservat 100%)	Utsendt brev med spørreskjema som forberedelse på telefonintervju.

* I oppgaven oppgis svarandelen til 37,5%. Det er usikkert om ikke-relevante respondenter (15stk) er trukket fra de opprinnelige 104 skogeieradressene

** I oppgaven er det oppgitt 36 svar, men bare 35 er registrert i database. Svarprosenten blir da 58,3 (ikke 60).

*** Adresser hentet fra Länsstyrelsen (Nasjonalpark og naturreservat) gjelder finansåret (18mnd) 1995/1996

**** Utvalget representerer den totalt registrerte fordelingen av skogeiere berørt av respektive verneform

I Tabell 3 gis en oversikt over verneformer og omfang av disse for de forskjellige undersøkelsene denne rapporten baserer seg på. Vi ser umiddelbart at det er nasjonalpark, naturreservat og biotop/habitatvern som dominerer. I Norge er det utelukkende naturreservatvern. Reservater er også dominerende i Sverige, men her er det i tillegg en del biotopvern. I Finland er habitat-/biotopvern dominerende. I Hedwall sitt utvalg er det også et betydelig innslag av nasjonalpark. I sum er naturreservater viktigste verneform for deltakerne i undersøkelsen.

Tabell 3. Oversikt over verneform og omfang i de ulike studiene. Totalt og gjennomsnittlig areal (hektar)

	Vaittinen		Matsson		Hedwall		Skogens		Sines		Eriksen		Næss		Total	
	ha	Sn*	ha	Sn*	ha	Sn*	ha	Sn*	ha	Sn*	ha	Sn*	ha	Sn*	Sum	Sn*
Nasjonalpark					336	84									336	84
Reservat			242	30	407	58	428	36	371	13	673	12	3858	73	5978	37
Habitat/biotop*	115	8	126	8	150	3	69	5							468	6
Avtaler			37	8	68	6	87	11							192	8
Vern av myr	32	8													32	8
Vern etter finsk Naturvernlov	36	9													36	9
Naturanettverk	10	3													10	3
Habitat/avtale			27	14	137	23									164	18
Ikke sikker	4	1			27	5									35	3
Ingen vern	2				27										30	
Sum	196	6	432	15	1129	30	589	17	371	13	672	12	3858	73	7242	20

* Gjennomsnitt

** I den finske oppgaven (Vaittinen) er vern av habitater referert som "Important environment of forest nature" etter den finske Skogloven.

Det fremgår videre av tabellen at 27 skogeiere i Sverige (utvalget i Hedwall sin oppgave) oppgir å ikke ha vern på eiendommene sine. Bortsett fra 3 stykker, har alle disse skogeierne imidlertid svart på andre spørsmål som konkret omhandler vern på eiendommen. En forklaring på dette kan være at når eiendommen er eksproprietert ved salg, oppfattes området ikke lenger som en del av eiendommen. Når det gjelder de andre oppgavene i Sverige har det, i motsetning til for Hedwall sin oppgave, vært mulig å oppklare dette muntlig under intervjuene. I Finland der dette problemet også skulle kunne være gjeldende, oppgir kun 2 skogeiere (ca 5%) at de ikke har vern på eiendommen sin.

4.3 Trekk ved respondentene og de involverte eiendommene

Det totale antall svar for alle undersøkelsene er 377. For de enkelte spørsmålene, og dermed noen av de tallene som fremkommer i rapporten, vil det være et varierende antall respondenter siden det mangler svar på

noen spørsmål. Når det oppgitte antallet avviker fra totalt antall respondenter, er det fordi det mangler tall fra den ene norske undersøkelsen (Næss, 2003), men også fordi det mangler enkelt svar for enkelte av spørsmålene i de andre undersøkelsene.

Kjønnsfordelingen for undersøkelsene gjennomført i 2004 finnes i Tabell 4. Det er omtrent 20% kvinner totalt. Tallet for Finland er noe lavere enn for Norge og Sverige (13% kvinner i utvalget).

Tabell 4. Kjønnsfordeling for respondentene. N=324. Kjønnsfordeling mangler for det norske utvalget fra 2003.

	Kvinner	Menn	Total	% Kvinner	% Menn
Finland	5	33	39	12.8	84.6
Norge	20	69	89	22.5	77.5
Sverige	42	153	196	21.4	78.1
Total	67	255	322	20.7	78.7

Noe mindre enn halvparten (47%) av respondentene har vokst opp på eiendommen, mens i overkant av 40% bodde på eiendommen ved tidspunktet for intervjuet. Disse tallene varierer noe mellom landene (Tabell 5). I Finland har bare 38% vokst opp på eiendommen, men hele 63% bor der nå. I Sverige er det motsatt: 52% har vokst opp på eiendommen, men bare 40% bor der nå.

Tabell 5. Prosentvis fordeling av oppvekst og bosted, samt eiendommens overdragelsesform. N=373 for oppvekst og N=322 for bosted. N=377 for overdragelsesform.

	Oppvekst		Bosted		Overdragelsesform						
	På eiendommen	Annet sted	På eiendommen	Annet sted	Kjøp	Arv	Gave	Kjøp + arv	Kjøp + gave	Arv + gave	Alle
Finland	37.8	62.2	63.1	36.8	38.5	38.5	7.7	15.4	-	-	-
Norge	42.2	57.8	38.6	61.4	49.3	41.6	1.4	4.9	-	2.8	-
Sverige	51.5	47.9	40.3	59.2	52.0	24.0	9.2	10.7	2.0	-	2.0
Total	46.6	53.1	42.5	57.1	49.6	32.1	6.1	9.0	1.1	1.1	1.1

Tabell 6 dokumenterer respondentenes allmenne og skogfaglige utdanning. Omtrent halvparten har ingen utdanning utover gymnas-nivå og heller ingen skogfaglig utdanning. Finske skogeiere skiller seg klart ut ved at 19% har skogfaglig utdanning på høghskolenivå (polyteknisk). Det betyr også at de finske skogeierne generelt har mer utdanning enn sine skandinaviske yrkesfeller.

Tabell 6. Allmenn og skogrelatert utdanning for respondentene. Relativ fordeling. N=367 for allmenn utdanning og N=343 for skogfaglig utdanning.

	Allmenn utdanning					Skogfaglig utdanning					
	Grunn- skole	Gym- nas	Polyteknisk/ høgskole	Uni- versitet	Annet	Nei	Kurs	Gym- nas	Polyteknisk/ høgskole	Universitet/ høgskole	Annet
Finland	29.0	5.3	26.3	23.7	15.8	43.2	13.5	5.4	18.9	5.4	13.5
Norge	22.3	41.7		34.5	1.44	49.6	15.3	33.3		1.8	
Sveri- ge	27.4	26.8		42.1	3.7	43.1	32.8	15.4		5.6	3.1
Total	25.6	30.2	2.7	37.3	4.1	45.2	25.1	20.1	2.0	4.4	3.2

I tillegg til den vanlige utdanningen (allmenn og skogfaglig) ble skogeierne spurt om de på noen måte hadde tilegnet seg kunnskap om biologisk mangfold. Kunnskapsnivået varierer noe mellom landene. Et stort antall av skogeierne i Sverige hadde tilegnet seg kunnskap om biologisk mangfold, enten gjennom kurs (47%) eller på egen hånd (44%). I Norge og Finland er de tilsvarende tallene noe lavere (se Tabell 7). 20% av skogeierne i Norge og 23% av skogeierne i Finland hadde ikke tilegnet seg noe kunnskap om biologisk mangfold.

Tabell 7. Tilegnet kunnskap om biologisk mangfold blant respondentene. Prosentvis fordeling. N=351.

	Ingen	Kurs/ utdanning	På egen hånd	Annet
Finland	22.9	37.1	34.3	5.7
Norge	19.6	28.3	48.6	3.6
Sverige	3.4	46.6	43.8	6.2
Total	11.7	38.5	44.7	5.1

Eiendommene til skogeierne som er med i denne undersøkelsen varierer i størrelse, fra helt ned mot en hektar til flere tusen hektar. De aller fleste eiendommene har jordbruksarealer i tillegg til skogsmark. Eiendommene er klart større i Sverige enn i både Finland og Norge. Det er også i Sverige at størst andel av eiendommene er annet areal enn skogsmark. Utover dette må vi anta at eiendommene er representative for det geografiske området de kommer fra.

5. Nordiske skogeieres holdninger til skog og vern

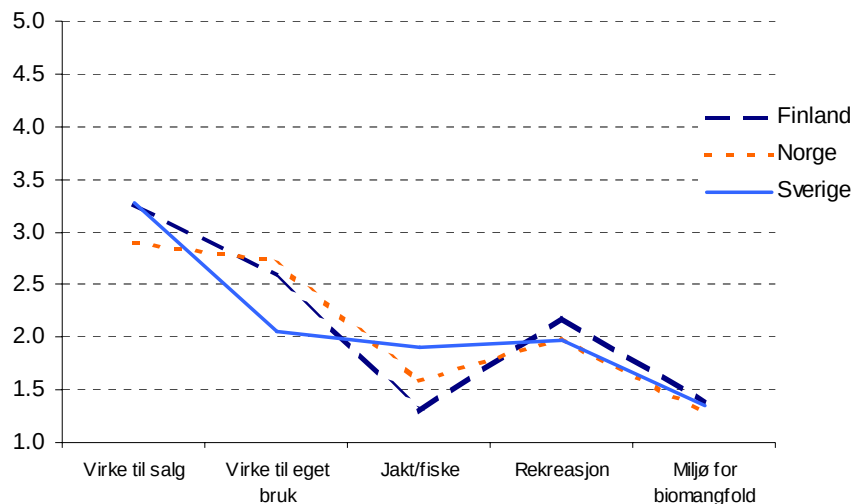
I gjennomgangen foran har vi presentert data vedrørende trekk ved eier og eiendommer. Vi skal nå se nærmere på hva skogeierne mener om sentrale forhold knyttet til vern av skog og våtmarker. Vi vil starte denne gjennomgangen med å se på hva skogeierne oppfatter som de viktigste verdiene i skogen.

5.1 Hva er viktigste verdier i skogen?

Skog kan være viktig som leverandør av råvarer, som sted for rekreasjon med mer. Skogeierne ble bedt om å rangere fem produktgrupper fra skogen: Trevirke til salg, trevirke til eget bruk (f.eks. ved), jakt og fiske, rekreasjon og miljø for biologisk mangfold. Rangeringsskalaen gikk fra 1 til 5, med verdien 5 som viktigst.

Gjennomsnittsrang for de fem skogproduktene i hvert land er plottet i Figur 5. Det er tydelig – og lite overraskende – at skogeierne i undersøkelsen har fokus på skogen som leverandør av trevirke, både til salg og til eget bruk. ”Rekreasjon” rangeres høyere enn både ”jakt og fiske” og skog som ”miljø for biologisk mangfold”.

Figur 5. Rangering av fem hovedproduktgrupper fra skog for de fem respondent gruppene. Verdien 5 er viktigst og 1 er minst viktig.



For Finland og Sverige er ”virke til salg” viktigst for rundt 70 % av de som har svart, mens i Norge er tallet knapt 55 %. I Norge er ”virke til eget bruk” viktigst for 1/3. Slik sett er virke viktigst for mellom 80 og 90 % av skogeierne, uansett land. Størst spredning i rangering er det for ”jakt og fiske”, som finske skogeiere rangerer et stykke under gjennomsnittet og like lavt som ”skogen som miljø for biologisk mangfold”. ”Rekreasjon” rangeres i alle landene over ”jakt og fiske”. Både norske og svenske skogeiere rangerer skog som ”miljø for biologisk mangfold” lavest av alle ’produktkategoriene’.

5.2 Holdninger til vern

For å avdekke skogeierne holdninger til biologisk mangfold og vern av biologisk mangfold generelt og i skog spesielt, ble de bedt om å si seg enig eller uenig i en rekke påstander. Påstandene skogeierne ble stilt overfor, og som kommer fra spørsmål 17 i spørreskjemaet, er vist i Tabell 8.

Skogeierne kunne tilkjennegi sin holdning til de forskjellige påstandene ved å krysse av på en såkalt Likert skala. Svarskalaen hadde fem steg slik at skogeierne kunne være ”helt uenig”, ”delvis uenig”, ”nøytral”, ”delvis enig” eller ”helt enig” i påstanden.

I det følgende har vi gjort en temainndeling av svarene. Den første gruppen påstander er A til E samt I og dreier seg om biologisk mangfold og vern generelt. Den andre gruppen inneholder spørsmålene F til H og J til N og dreier seg om utnytting av skog som ressurs. Den siste gruppen, påstandene O til Q, omhandler vern på egen eiendom.

Tabell 8. Påstander om biologisk mangfold og vern av skog

A	Det biologiske mangfoldet skal beskyttes fordi det kan få en fremtidig økonomisk verdi
B	Det er uetisk at arter utrykkes på grunn av menneskelig aktivitet.
C	Alle arter har rett til å eksistere for sin egen skyld
D	Utrydding av arter er ikke noe stort miljøproblem
E	Det er viktig å bevare det biologiske mangfoldet for kommende generasjoner.
F	Det er viktigere å verne skog for å fremme friluftslivet enn for å bevare biologisk mangfold
G	Tiltak for å bevare biologisk mangfold fører til at landsbygda avfolkes
H	I stedet for å arbeide med artsbevaring i land NN bør ressursene brukes der effekten på biomangfold kan bli større
I	Det er viktig å beskytte det biologiske mangfoldet i skogen
J	Det er bedre å avvirke skogen på et bærekraftig nivå enn å beskytte det biologiske mangfoldet
K	Så lenge skogen skjøttes i henhold til prinsipper som ”Levende Skog”, behøves ingen ytterligere beskyttelsestiltak
L	Skogsbruket er en viktig kilde til sysselsetting i samfunnet
M	Skogen er en fornybar resurs som først og fremst skal anvendes til virkeproduksjon
N	Skogen er viktigst som en inntekstkilde for samfunnet
O	Jeg aksepterer vern i min skog mot full erstatning for å bevare det biologisk mangfoldet
P	Jeg er imot vern på min eiendom fordi det reduserer verdien for framtidige generasjoner
Q	Jeg er imot vern på min eiendom fordi det ikke er en bra måte å utnytte en fornybar ressurs

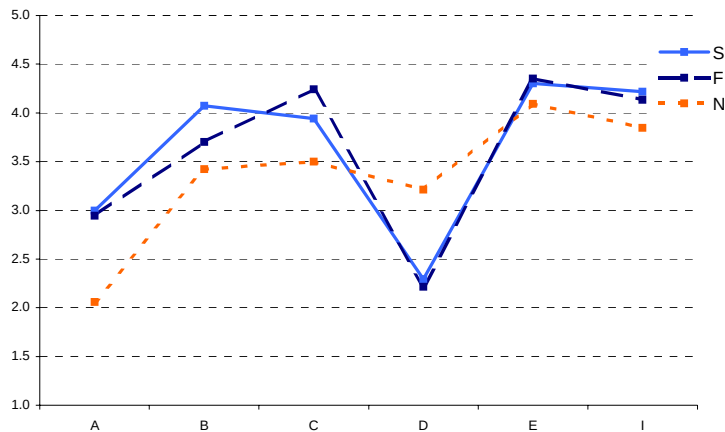
Figur 6, Figur 7 og Figur 8 viser gjennomsnittlig svar for hver påstand og hver gruppe med respondenter, for hver av de tre gruppene med påstander. De tre figurene visualiserer således spørsmål om tre forskjellige temaer: Generelle holdninger til vern (Figur 6), generelle holdninger til vern kontra andre verdier i skog (Figur 7) og holdninger til vern i egen skog (Figur 8). I den påfølgende omtalen vil – dersom annet ikke er oppgitt – svarverdi 1 bety at man er *helt uenig* og svarverdi 5 betyr at man er *helt enig*. I de fleste tilfeller betyr dermed høyere svarverdier at man er mer ”miljøvennlig”. For påstandene *D*, *H*, *J*, *M*, *P* og *Q* er imidlertid påstanden ”miljøvennlig” slik at betydningen blir motsatt. En av de norske (2003-undersøkelsen) og en av de svenske undersøkelsene mangler noen av spørsmålene angående holdninger til vern av biologisk mangfold, og er derfor ikke med i disse figurene.

Generelt ser det ut til at norske skogeiere har svarverdier i retning av å være ”minst miljøvennlige”. Når svarfordelingene for de tre nasjonene testes mot hverandre (χ^2) er det bare delspørsmål *E* og *L* som ikke er signifikante på 10% nivå (signifikansnivået er generelt høyere enn dette). Det betyr at det bare er på disse to delspørsmålene at ikke minst ett av landene skiller seg fra de andre med tanke på fordelingen av svar. Flere detaljer følger under der hvert av delspørsmålene behandles.

5.2.1 Holdninger til vern generelt

Når det gjelder spørsmålene som berører holdning til vern direkte (*A* til *E* og *I*) ser det ut som Norge skiller seg ut med de mest reserverte holdningene. På alle spørsmålene bortsett fra *D* erkjenner de norske skogeierne seg mindre enig enn skogeierne i Finland og Sverige. Spørsmål *D* har en ordlyd som er snudd i forhold til de andre slik at jo mer enig man er, jo mindre ”miljøvennlig” er man. Totalt betyr dette at de norske skogeierne er mindre positive til vern. Det er interessant å se hvor samstemte svenske og finske skogeiere er i sitt syn på vern.

Figur 6. Gjennomsnittlig svar på delspørsmål A til E samt I. Likert skala: 1 er "helt uenig" og 5 er "helt enig". N=273 for A til D, N=377 for E og N=275 for I.



Dette generelle oversiktsbildet kan utdypes ved å se nærmere på de faktiske svarfrekvensene. Tabell 9 har detaljer for hvert land og hvert svaralternativ. Til spørsmål I om at "vern av biologisk mangfold i skog er viktig" sier 60% i Norge, 78% i Finland og 79% i Sverige seg "enig" eller "delvis enig". Det bør altså understrekes at formulert på denne måten er et flertall av skogeierne i alle land positive til vern av biologisk mangfold. For påstandene B (uetisk å utrydde arter på grunn av menneskelig aktivitet) og C (alle arter har rett til å eksistere) svarer henholdsvis 47 og 49% av de norske skogeierne at de er helt eller delvis enige, mens tilsvarende svarandeler i Sverige er 78 og 70%, og i Finland er den 62 og 84%. For alle tre påstandene ser vi således den samme tendensen, at norske skogeiere er mindre positive til vern av biologisk mangfold.

Tabell 9. Holdning til vern generelt. Prosentvis fordeling for påstandene A til E samt I. 1 er helt uenig og 5 er helt enig.

Påstand	Finland					Norge					Sverige				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
A	11	22	35	27	5	40	27	24	6	4	11	28	28	14	19
B	0	14	24	41	22	9	19	25	14	33	1	9	12	39	39
C	3	8	5	30	54	12	11	29	13	36	3	9	17	30	40
D	43	24	8	16	8	16	11	29	22	21	36	22	22	15	5
E	0	8	8	24	59	4	5	18	25	49	1	3	17	24	55
I	3	3	16	35	43	5	6	29	20	40	1	4	16	31	48

På spørsmål om "vern av biologisk mangfold er viktig på grunn av mulig framtidig økonomisk verdi" (A) svarer bare 10% av de norske skogeierne at de er enig eller delvis enig i dette, mot rundt 32% av skogeierne i Finland og Sverige. De er altså (relativt) positive til vern, men ikke så mye på grunn av fremtidig økonomisk gevinst.

I Norge svarer så mange som 43% av skogeierne at de er enig/delvis enig i at ”artstap ikke er et viktig miljøproblem” (spørsmål D). I Finland og Sverige er bare henholdsvis 24% og 20% enige i dette. Forskjellene blir enda tydeligere om vi ser det fra den motsatte siden – altså hvem som er uenig/delvis uenig i at ”artstap ikke er et viktig miljøproblem”. I Norge svarer 27% at de er uenige, mens tallet er 67% i Finland og 58 % i Sverige. Samtidig sier altså et klart flertall selv i Norge at ”vern av biologisk mangfold” er noe man er delvis eller helt enig i (jamfør spørsmål I). Av de som er enige faller 40 % i gruppen helt enig (noe som ikke er så veldig ulikt de andre landene: Finland 43 % og Sverige 48 %). For norske skogeiere er det altså ikke noen motsetning i å mene at tap av arter ikke er et problem og samtidig mene at vern av biologisk mangfold er viktig. Det kan dermed virke som om tap av arter er et problem mange norske skogeiere mener ikke eksisterer.

Det er noe uklart om fokuset til skogeierne er globalt eller nasjonalt når de svarer på dette spørsmålet. I den grad fokuset er nasjonalt, bør det nevnes at det i det norske biologfaglige/ skogfaglige miljøet går en debatt om hvorvidt tap av arter virkelig er et problem i Norge i dag.

Statistisk sett er det tydelige forskjeller i svarfordelingen for de spørsmålene som er nevnt så langt. På spørsmålene A til D skiller Norge seg fra de to andre landene. På spørsmål I kan bare Norge og Sverige skilles fra hverandre. For ett av spørsmålene i denne gruppa (E) fordeler svarene seg ganske likt, og landene kan ikke skilles fra hverandre statistisk. I alle landene er skogeierne enige om at ”bevaring av biologisk mangfold er viktig for framtidige generasjoner” (Norge: 73%, Finland: 84 % og Sverige: 79 %; p-verdi= 0.4178 for E). Skogeierne ser altså ut til å mene at det er viktig å verne for framtida, men begrunner ikke dette med framtidig økonomisk verdi (påstand A).

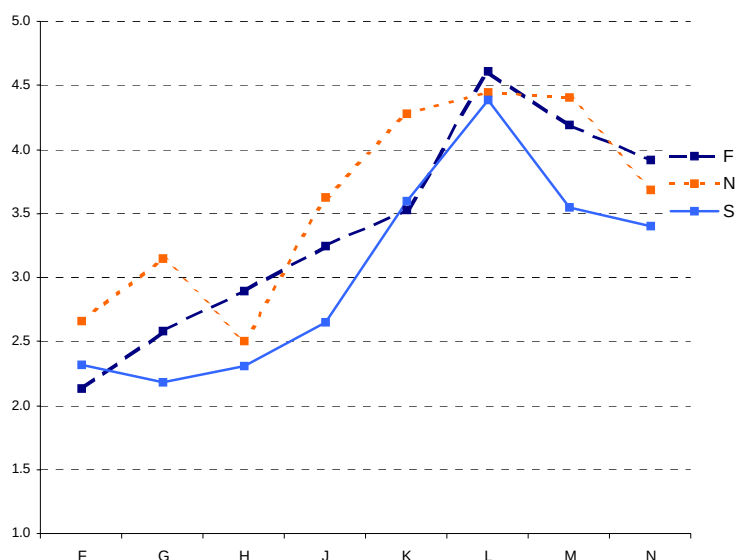
5.2.2 Skogens andre verdier

Når det gjelder spørsmålene om vernets viktighet sammenlignet med andre verdier og aspekter ved skogen (påstandene F til H og J til N), kommer mønsteret i Figur 7 frem.

Ser vi først på spørsmål L, er det mange av skogeierne som anser ”skog som en viktig kilde til sysselsetting”. I Finland er 92% helt eller delvis enig i det. I Norge og i Sverige er tallene 86 og 82 %. De fleste – 81% i Finland og Norge, samt 53% i Sverige - mener videre at skogen er en ”fornybar ressurs som først og fremst skal anvendes til virkeproduksjon” (påstand M). På spørsmål om ”skog er viktigst som inntektskilde for samfunnet” (påstand N) er det fleste helt eller delvis enige i Finland (68 %). Tallet for Norge er 56 % og Sverige 46 %. Samlet sett er altså finske skogeiere mer opptatt av disse ’andre verdiene’ enn deres norske yrkeskolleger, som igjen tillegger dem noe mer vekt enn de svenske.

Går vi så til den andre gruppen spørsmål, var en av påstandene at en "bærekraftig høstning av skogen er bedre enn vern av biologisk mangfold" (påstand J). Både finner og nordmenn heller i retning av å være enig i denne påstanden – i Norge er 51 % helt eller delvis enige, mens i Finland er prosenten 43. I Sverige derimot er det bare 19 % som er enige i denne påstanden. Skogeierne, spesielt i Norge, mener videre at vern kan kombineres med bruk, og at nasjonale systemer for bærekraftig skogbruk, som Levende Skog, er tilstrekkelig for vern (påstand K). I Norge er 81% helt eller delvis enig i denne påstanden. Tilsvarende tall i Finland og Sverige er 60 og 57 %.

Figur 7. Gjennomsnittlig svar på delspørsmål F til H og J til N. Likert skala: 1 er "helt uenig" og 5 er "helt enig". N=274 for F til H, N=278 for L og N=377 for spørsmål K, M og N.



De skandinaviske skogeierne er ikke udelt enige i at "vern av biologisk mangfold fører til at landsbygda avfolkes" (G). Henholdsvis 45, 34 og 17% av skogeierne i Norge, Finland og Sverige er enige i denne påstanden. Relativt få, 22% i Norge, 5% i Finland og 14 % i Sverige, mener "friluftsliv er viktigere enn biologisk mangfold" (påstand F).

Igjen kan det se ut som norske og finske skogeiere har det mest sammenfallende synet. Når det gjelder avvirkning og skog som fornybar ressurs, legger Norge og Finland stor vekt på dette sammenliknet med Sverige. Det samme bildet kommer fram når vi ser på avfolking, selv om det finske utvalget er mer delt her enn det norske. Det svenske utvalget ser ut til å uttrykke mer "urbane" verdier enn utvalgene i de andre to landene. Finland legger mest vekt på skog som inntektskilde, mens Norge legger relativt til de andre landene mest vekt på friluftsliv. Finnenes næringsorientering slår altså klart igjennom. Samtidig kan dette synes å være i konflikt med den relativt høye aksepten for vern. Det er således et uklart

bilde som fremkommer når skogeierne blir bedt om å se vern av biologisk mangfold i forhold til annen bruk av skog.

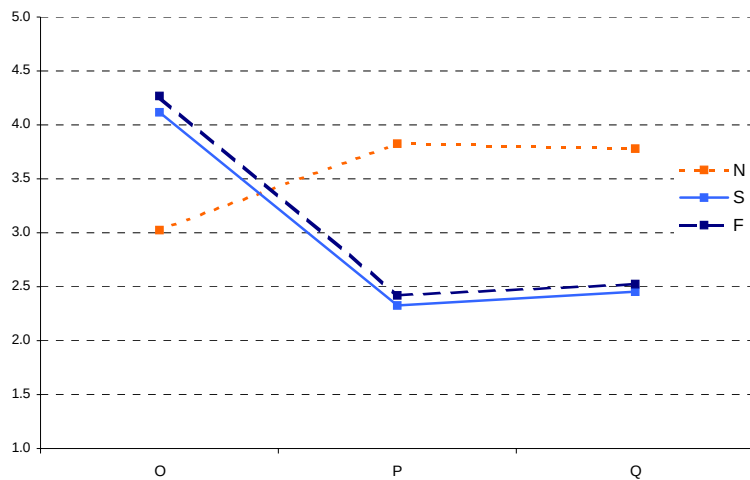
For alle delspørsmålene bortsett fra *L* (sysselsetting) har minst ett av landene en fordeling som er forskjellig fra de andre. På spørsmålene *F*, *K* og *N* skiller Norge seg fra de andre landene. På spørsmålene *J* og *M* skiller Sverige seg ut. På spørsmål *G* kan bare Sverige og Norge skilles fra hverandre, og på spørsmål *H* kan bare Finland og Sverige skilles fra hverandre.

Samlet sett synes det slik at finske skogeiere er klarest i sin støtte til 'andre verdier' når bruk og vern ikke settes opp mot hverandre, som for eksempel "alle arter har rett til å eksistere for sin egen skyld". Når bruk settes opp mot vern, som for eksempel i "det er bedre å avvirke skogen på et produksjonsmessig bærekraftig nivå enn å verne det biologiske mangfoldet", blir bildet mer uklart. Dette gjelder også delvis svenske skogeiere. Det kan virke som om skogeierne ikke fullt ut ser en konflikt mellom bruk og vern, men heller mener systemer for bærekraftig skogbruk som 'Levende Skog' er tilstrekkelig vernetiltak. Det er færrest som mener dette i Finland, selv om 60% av skogeierne her er enige i dette. Samtidig ser det ut som om finnene i større grad enn i de andre nordiske skogeierne er opptatt av at vern bør skje i andre land, siden 34% av de spurte der er enige i at "vern av skog bør skje i andre land der effekten på det biologiske mangfoldet kan bli større" (påstand H). Det er bare 16-17% av skogeierne i Norge og Sverige som mener dette. I alle landene er en stor andel skogeiere uenige i en slik påstand. Finnene er således delt i sitt syn på dette.

5.2.3 Holdninger til vern på egen eiendom

Analysen har så langt handlet om skogeiernes generelle holdninger til vern og biologisk mangfold, samt holdninger til ulike bruksaspekter ved skog. Dette danner et bakteppe for å studere nærmere skogeiernes mer spesifikke holdninger til vern av skog på egen eiendom. I Figur 8 har vi på samme måte som for de andre påstandene, laget en visuell fremstilling av gjennomsnittssvaret for hvert land og påstand.

Figur 8. Gjennomsnittlig svar på delspørsmål O til Q. Likert skala: 1 er "helt uenig" og 5 er "helt enig". $N \sim 320$.



Bildet for de påstandene som omhandler "vern i egen skog" (påstand O, P og Q) er meget tydelig. Spørsmål O handler om å akseptere vern på egen eiendom mot full erstatning, mens spørsmål P og Q går på mulige argumenter mot vern på egen eiendom enten fordi "fremtidig verdi synker" eller "det ikke er en riktig måte å utnytte en fornybar ressurs". Som vi ser, er norske skogeiere langt mer negative til vern på egen eiendom enn de andre nordiske skogeierne. Finland og Sverige kan for de tre påstandene ikke skilles fra hverandre med en vanlig kjikvadrat-test. Svenske og finske skogeiere er altså enige om de tre spørsmålene som angår vern på egen eiendom. Bare omkring 10% av skogeierne i disse to landene er negative til vern på egen eiendom mot kompensasjon (påstand O). I Norge derimot, er 39% helt eller delvis uenige i "vern på egen eiendom" (påstand O), mens 42% av de spurte er delvis eller helt enige. Av de norske skogeierne oppgir omkring 64% at de er mot vern på egen eiendom "av hensyn til framtidig verdi" (P) og fordi "skog er en fornybar ressurs som bør brukes" (Q). Bare omtrent 20% av skogeierne i Finland og Sverige er mot vern med dette som argumenter.

5.3 Prosess

I spørreundersøkelsen har vi tatt opp flere sider vedrørende verneprosessen. Hovedmålet var å få bedre innsikt i hvordan verneprosessen påvirker konfliktnivået ved vern. I det følgende deler vi temaet prosess inn i punktene a) vurdering av prosessen, b) forhold til viktige organisasjoner i prosessen samt c) involvering. Til slutt gir vi noen oppsummerende kommentarer.

5.3.1 Skogeiernes vurdering av prosessen

Gjennom spørreundersøkelsene står det helt klart for oss at skogeierne i de forskjellige landene har svært forskjellige meninger om hvordan verneprosessene har fungert. I Norge er så mange som 73% av de spurte meget eller ganske misfornøyd med prosessen (se Tabell 10 for detaljer). I Finland og Sverige derimot er bare 15 og 26% er misfornøyd. I Finland er faktisk 67% ganske eller meget fornøyd med prosessen. I Sverige er en større gruppe indifferent, men likevel er 47% av de svenske skogeierne fornøyd. Dette må sies å representere ganske dramatiske forskjeller mellom landene.

Tabell 10. Holdning til verneprosessen. Prosentvis fordeling av svarene på spørsmål om respondentene er "fornøyd med prosessen". N=355. 1 er svært fornøyd og 5 er svært misfornøyd.

	1	2	3	4	5	Total (N)
Finland	10	57	18	5	10	39
Norge	6	6	14	19	54	138
Sverige	15	32	28	15	11	178

5.3.2 Forhold til ulike organisasjoner i verneprosessen

Et viktig aspekt ved verneprosessen er hvem skogeierne har kontakt med ved gjennomføringen av vernet og hvilke oppfatninger de har av denne organisasjonen. Spørsmål om hvilken organisasjon skogeierne har vært i kontakt med kan naturlig nok ikke bli likt i alle landene, siden man har valgt noe ulike organisatoriske løsninger.

Generelt har vi lokale, regionale og nasjonale myndigheter i tillegg til eventuelle private organisasjoner. De forskjellige organisasjonene, både statlige og private, kan ha miljø eller skogbruk som hovedarbeidsfelt. Vi har i den grad det er mulig, forsøkt å gruppere svarene i de forskjellige landene inn i slike generelle grupper.

Skogeierne i Norge har mest kontakt med Fylkesmannens miljøvern-avdeling (71% oppgir FM som viktigste kontakt). I Sverige er den viktigste kontakten Skogsvårdsstyrelsen (70%) og i Finland er det 'Local forestry center' (59%). I Sverige er videre Naturvårdsverket og Länsstyrelsen viktigst for henholdsvis 8 og 10%, mens i Finland er 'Local environmental center' viktigst for 28%. I Norge er Direktoratet for naturforvaltning og "andre" viktigst for vel 10% hver.

Det er altså i stor grad skogforvaltningen som er den viktigste kontakten i Sverige og Finland mens det i Norge er miljømyndighetene som er hovedkontakt³¹. Dette er en viktig observasjon sett i forhold til de for-

³¹ Skogsvårdsstyrelsen, altså skogbruksmyndighetene på regionalt plan i Sverige, er underlagt Næringsdepartementet. "Local forestry centers" i Finland, er underlagt Jord- og skogbruksministeriet. Den aktuelle miljøvernmyndigheten i Norge er Fylkesmannens miljøvern-avdeling. Se for øvrig Kvakkestad et al. (2004) for detaljer om organiseringen.

skjellene i konfliktnivå som er observert mellom landene. Dette kan kanskje antyde noe av problemet med verneprosessen spesielt i Norge.

Et ytterligere argument for betydningen av dette får vi når vi ser på til-liten skogeierne har til de forskjellige organisasjonene – se Tabell 11. I Norge svarer 64% at de har ingen eller liten tillit (omtrent likt fordelt på de to kategoriene) til den mest fremtredende kontakten i Norge, nemlig Fylkesmannen. Bare 18% har noe eller svært stor tillit til Fylkesmannen. Både i Finland og Sverige er situasjonen den motsatte. Til ”local forestry center”, som er viktigste kontakt i Finland, har 77% noe eller svært stor tillit mens bare 18% har ingen eller liten tillit. I Sverige har 62% av skogeierne noe eller svært stor tillit til Skogsvårdsstyrelsen, som er den organisasjonen flest var i kontakt med. Bare 12 % sier de har ingen eller liten tillit til den organisasjonen de var mest i kontakt med.

Tabell 11. Tillit til den organisasjonen skogeierne hadde mest kontakt med i verneprosessen. Prosentvis fordeling av svarene. N=272.

	Ingen tillit	Lite tillit	Nøytral	Noe tillit	Stor tillit
Finland	9	9	6	51	26
Sverige	10	6	24	38	24
Norge	33	31	19	14	4

For de skogeierne i Finland og Sverige som har vært i kontakt med miljøvernmyndigheter er bildet mer varierende, og det er ikke mulig å se noen spesielle mønstre. Imidlertid har en svak overvekt også av disse skogeierne tillit til miljømyndighetene.

Vi får en indikasjon på hva som er problemet når en norsk skogeier uttaler at *’Fylkesmannens lyn fra klar himmel-teknikk i startfasen, var et skoleeksempel på hvordan man får grunneiere mot seg’*. Svenske og finske skogeiere sitter igjen med et litt annet inntrykk. En svensk skogeier sa at *’Personalen från SVS var mycket trevliga och berättade på ett mycket informativt sätt om vikten av att skydda denna bit skogsmark’*, mens en finsk kommentar var at *’Personnel in forestry center took care of project with expertise’*. Dette er selvfølgelig bare utvalgte eksempler, men sitatene er valgt fordi de representerer det generelle inntrykket som skogeierne formidlet.

5.3.3 Involvering

Gjennom spørsmål om skogeierne var fornøyde med verneprosessen (forrige avsnitt) fikk vi et slags begrep om hvordan prosessen hadde fungert. En annen måte å måle suksessen på er ved å se på andre aspekter ved prosessen. Involvering og deltakelse er viktige aspekter ved en demokratisk prosess, og alle de nordiske landene er opptatt av at prosesser som for eksempel vern av skog skal involvere de berørte. Skogeiernes involvering og deltakelse i verneprosessen er således viktig når man skal vurdere om

prosessen har vært vellykket og fungerer godt. Med begrepet involvere forstår vi her at skogeierne formelt regnes som en part i saken. Dette står i kontrast til ”å delta”, som innebærer en mer aktiv rolle fra skogeiers side.

Det er i Norge at flest skogeiere er involvert på ett eller annet steg i prosessen, med hele 95% involverte i Norge mot 83% i Finland og 79% i Sverige. Omtrent en femtedel av skogeierne i Finland og Sverige er dermed ikke involvert i det hele tatt i verneprosessen. I Finland er 28% av skogeierne involvert allerede før inventering. Bare rundt 20% av skogeierne er det i Norge og Sverige. På neste trinn, før forslag om vern blir framlagt, er 69% involvert i Norge. Litt færre (56%³²) i Finland og Sverige er det.

På spørsmål om hvor mye vedkommende deltok i verneprosessen, svarer 55% i Finland at de fikk ta mye eller ganske mye del. Tallene for Norge og Sverige er 35 og 51% (se Tabell 12). Så mens norske skogeiere involveres relativt tidlig og nesten alle (95 %) er involvert på ett eller annet steg, så føler 2/3 av dem at de er lite eller ikke delaktige. Hele 28% krysset av for at de ikke var delaktige. De involveres altså, men føler ikke at de ikke deltar. Spørsmålet er om skogeierne selv velger å ikke delta eller om de blir avskåret fra det eller det oppleves som vanskelig å delta.

Tabell 12. Deltakelse i verneprosessen. Prosentvis fordeling. N=339.

	Fikk ta stor del	Fikk ta noe del	Fikk ta liten del	Fikk ta svært liten del	Fikk ikke ta del
Finland	24	32	13	18	13
Norge	14	21	25	10	28
Sverige	14	37	20	13	16

Det er viktig å merke seg at ordlyden på spørsmålet om deltakelse ikke har vært lik i alle landene. Den svenske undersøkelsen brukte ordlyden ”hur mycket tycker du at du fick ta del i skyddsprosessen”. Den finske spørreundersøkelsen hadde ordlyden ”hur mye kunne du ta del i prosessen”³³, mens i Norge lød spørsmålet ”hvor mye mener du at du fikk delta i prosessen”. Videre var ordlyden litt annerledes i svaralternativene for den norske undersøkelsen, ved at det het ”jeg deltok ’veldig mye’ / ’ganske mye’ / ’ganske lite’ / ’veldig lite’ / ’jeg deltok ikke’”. Dette kan ha implikasjoner for tolkningen av svarene og sammenliknbarheten mellom undersøkelsene. Vi vil her ikke gå lenger i tolkningen av dette, annet enn å vise forsiktighet.

Et spesielt moment vedrørende involvering og deltakelse er at noe færre svensker som svarer at de ikke fikk delta i verneprosessen enn de som svarer at de ikke på noe tidspunkt var involvert. Riktignok er det en viss andel som sier de fikk ta ’mycket liten del’ i prosessen, men avviket kan ikke forklares fullstendig ut fra dette. Føler svenske skogeiere at de

³² Sum av de som har svart at de ble kontaktet ’før inventering’ og ’før forslag’.

³³ Oversatt fra engelsk versjon!

deltar uten å være involvert? Alt er imidlertid ikke bra i Sverige heller. En svenske sa at *Markägaren skall vara delaktig i beslutsprocessen* på spørsmål om hvordan prosessen kunne forbedres.

Et generelt inntrykk blir derfor at de norske skogeiere blir formelt involvert, men føler at de ikke deltar, mens svenskene på sin side ikke alltid blir formelt involvert men (på en eller annen måte) føler at de likevel deltar.

5.3.4 Kommentarer

Av Tabell 13 framgår det at skogeiere som følte de fikk ta del i prosessen er i større grad fornøyde med prosessen enn skogeiere som følte de ikke fikk delta. Tabellen viser svarfrekvenser for spørsmål om hvor fornøyde skogeierne er med verneprosessen krysstabulert med i hvilken grad de fikk ta del i prosessen. Vi ser en viss klumping av observasjoner langs en av diagonalene, altså ser det ut til å være en sammenheng mellom disse to spørsmålene (Pearson-korrelasjonen mellom variablene er 0.32 og signifikant på bedre enn 1% nivå).

Tabell 13. Krysstabell for svarandeler for delspørsmål om respondentene følte at "de fikk ta del i prosessen") og om "hvor fornøyde de var med prosessen". N=336. 1 er fikk ta stor del i og meget fornøyd med prosessen, 5 er motsatt.

		"Fikk ta del"					Total
		1	2	3	4	5	
"Er fornøyd"	1	14	16	4	1	3	38
	2	15	41	18	4	5	83
	3	3	16	19	16	13	67
	4	3	16	16	5	12	52
	5	17	14	15	15	35	96
	Total	52	103	72	41	68	336

Vi får ytterligere innsikt i hvorfor skogeierne er fornøyde eller misfornøyde med verneprosessen ved å studere Tabell 14. Der har vi kategorisert åpne kommentarer fra skogeierne i grupper. Dette er kommentarer skogeierne ga i tilknytning til spørsmål om de var fornøyde med verneprosessen eller ikke.

Tabell 14. Kategoriserte kommentarer til og svarandeler for hva som var hovedårsaken til at man var fornøyd eller misfornøyd med prosessen.

	Årsak	Finland		Sverige		Norge		Total
		N	%	N	%	N	%	N
Fornøyd	Mye info/ryddig prosess	3	7.7%	27	13.8%	4	2.8%	34
	Greit/ bra erstatning	10	25.6%	6	3.1%	2	1.4%	18
	Jeg fikk delta i prosessen/ble hørt	2	5.1%	11	5.6%	2	1.4%	15
	Jeg tok selv initiativet til vernet	1	2.6%	7	3.6%	0	0%	8
	Rask beslutning/ enkel prosess	0	0%	3	1.5%	0	0%	3
Misfornøyd	Tvang/for lite involvert i prosessen	3	7.7%	19	9.7%	43	30.3%	65
	For lite/for sein info	1	2.6%	11	5.6%	18	12.7%	30
	For sein/dårlig erstatning	5	12.8%	11	5.6%	12	8.5%	28
	Inkompetanse hos vernemyndighet/ vern er feil	1	2.6%	4	2.0%	20	14.1%	25
	Ikke interessert/ liten betydning	1	2.6%	2	1.0%	6	4.2%	9
	Kom i gang for seint/ lang prosess	1	2.6%	1	0.5%	4	2.8%	6
	Holder ikke hva de lover	0	0%	1	0.5%	3	2.1%	4
	Annet	2	5.1%	20	10.2%	7	4.9%	29

I Finland er 25.6% av totalt antall skogeiere (altså ikke bare av de som har gitt en kommentar) fornøyd med prosessen fordi erstatningen var bra, sammenliknet med 3% i Sverige og 1.4% i Norge. Hele 30% av totalt antall skogeiere i Norge sier uoppfordret at de ble for lite involvert. Få (under 10%) sier dette i Sverige og Finland. Ellers er det også klart flere i Sverige og Finland enn i Norge som påpeker at de har fått mye informasjon og at prosessen har vært ryddig. I Norge er kommentarene heller at man har fått for lite informasjon eller at informasjonen har kommet for seint. Her påpeker også mange inkompetanse hos vernemyndigheten. Når det gjelder for sein/dårlig erstatning, er det relativt sett nevnt av flest i Finland. Om vi summerer tallene, får vi et ganske tydelig bilde. Samlet sett er det 16 positive og 12 negative kommentarer i Finland. I Sverige er tilsvarende tall 54 og 49. I Norge er det bare 8 positive kommentarer mens 106 er negative.

I tillegg til at de er misfornøyd med verneprosessen, synes norske skogeiere, i motsetning til sine svenske og finske kolleger, at de ikke fikk noen økt forståelse for vern av skog gjennom verneprosessen. Tvert imot mener 59% i Norge at de fikk *mindre forståelse for naturvern*. Prosessen synes således å virke mot sin hensikt og er nærmest ødeleggende. I Finland og Sverige oppgir 16% at de fikk mindre forståelse for vern, mens henholdsvis 50 og 34% av skogeierne her fikk større forståelse for naturvern gjennom prosessen. Svarfordelingen for de tre landene er vist i Tabell 15.

Tabell 15. Svarandeler for spørsmål om respondentene følte at de "fikk større forståelse for vern gjennom prosessen". Relative tall for hvert land. N=344. 1 er *fikk mye større forståelse*, 5 er motsatt.

	1	2	3	4	5	Total (N)
Finland	8	42	34	5	11	38
Norge	5	8	27	23	36	135
Sverige	9	25	49	6	10	171

Svarene for spørsmålet om verneforståelse er i Tabell 16 krysstabulert mot spørsmålet om hvor fornøyde skogeierne var med prosessen. Også for disse to spørsmålene antyder tabellen en sammenheng (Pearson korrelasjonen mellom de to er 0.62 og signifikant på bedre enn 1% nivå).

Tabell 16. Krysstabell for svarandeler for delspørsmål om respondentene følte at de "fikk større forståelse for naturvern gjennom prosessen" og om "hvor fornøyde de var med prosessen". N=341. 1 er "fikk større forståelse" og "meget fornøyd med prosessen", 5 er motsatt.

		"Fikk større forståelse"					Total
		1	2	3	4	5	
"Er fornøyd"	1	13	12	11	1	1	38
	2	8	27	45	2	1	83
	3	1	17	41	4	5	68
	4	1	8	22	17	7	55
	5	2	5	15	20	55	97
	Total	25	69	134	44	69	341

Den faktiske ordlyden for det første spørsmålet i Tabell 16 lød "hvordan synes du at verneprosessen påvirket din forståelse av naturvern?". Det kan stilles spørsmål ved hvordan skogeierne oppfatter dette.

For spørsmålene om involvering i og vurdering av prosessen er det vanskelig å vurdere hvilken vei kausal-sammenhengene går, for eksempel om det at de syntes verneprosessen ga dem økt forståelse for naturvern er det som gjør at de er fornøyde med prosessen. Det kan også være omvendt. At skogeierne følte at de fikk delta i verneprosessen er mest trolig en av årsakene til at de er fornøyde med prosessen.

5.4 Rettighetsspørsmål

Et viktig aspekt ved vern av biologisk mangfold i forhold til diskusjoner rundt vern er rettighetsspørsmålet eller hvem som eier det biologiske mangfoldet. På spørsmål om dette svarer litt mer enn halvparten av skogeierne i Norden at de anser at det er de som eier det biologiske mangfoldet. Nesten 60% av skogeierne i Finland og Sverige mener dette, men bare 48% av de norske skogeierne mener de eier biologiske mangfoldet.

Derimot mener 34% av de norske skogeierne at det er samfunnet som er eier. 28% av svenskene og bare 19% av finnene mener dette. 6% (noen flere i Finland) av skogeierne mener "alle" eier biologiske mangfoldet, men 5% sier at "andre" eller "ingen" eier det biologiske mangfoldet. En del av svarene under kategorien "andre" var at kommende eller fremtidige generasjoner eier det biologiske mangfoldet. Et par skogeiere svarte at eieren av det biologiske mangfoldet er "den som betaler".

Tabell 17. Respondentenes oppfatning om hvem som eier det biologiske mangfoldet og hvem som har økonomisk ansvar for å verne skogsmark. Relativ fordeling. N=358 for "eier av biomangfoldet" og N=317 for "økonomisk ansvar".

	Eier av biologisk mangfold					Økonomisk ansvar for å verne skog		
	Skog-eieren	Samfunnet	Andre	Alle	Ingen	Skogeierne	Samfunnet	Andre
Finland	59.5	18.9	5.4	10.8	5.4	2,6	84,2	13,2
Norge	48.1	33.8	7.5	4.5	6.0	9,2	89,7	1,1
Sverige	57.5	28.1	3.7	5.9	4.8	19,8	76,6	3,7
Total	54.2	29.3	5.3	5.9	5.3	14,8	81,1	4,1

Som en naturlig følge av sitt syn på hvem som eier det biologiske mangfoldet mener skogeierne at det er samfunnet som har det økonomiske ansvaret for å verne skog (se Tabell 17). Det er kanskje litt overraskende at denne oppfatningen er særlig sterk i Norge (90% av skogeierne), siden det er her flest mener at det biologiske mangfoldet eies av andre enn skogeier. Prosentene er noe lavere i Finland (84%) og Sverige (77%). De fleste som har valgt svaralternativet "andre" i Finland, mener at alle har ansvar for å verne skog. I tillegg var det enkelte svar av typen "de som ønsker vern får betale for det".

5.5 Kompensasjon

En viktig del av en verneprosess gjelder den kompensasjonen skogeierne mottar. Det er god grunn til å forvente at skogeiere som ikke kompenseres på en måte de oppfatter som rimelig, og innen rimelig tid, vil opparbeide en negativ holdning til den aktuelle verneprosessen og derigjennom også til vern generelt. Det er derfor sentralt å undersøke om kompensasjonen dekker alle de tap skogeierne mener de har. Først og fremst handler det om økonomiske tap fra nedsatt produksjon av tømmer til salg (siden dette er den overveiende viktigste kilden til inntekt), men for mange skogeiere er skogen som kilde til sysselsetting viktig. Bortfall av arbeidsplass kan medføre et betydelig økonomisk tap for enkelte der alternativ sysselsetting er vanskelig å oppdrive.

I spørreundersøkelsen ble skogeierne bedt om å oppgi hvorvidt kompensasjonen de mottok dekket tap av inntekt fra produksjon av tømmer og arbeid. Videre fikk de muligheten til å oppgi eventuelle andre kilder til

inntekt som ikke ble kompensert. Før vi går inn på detaljer og tall må vi gjøre oppmerksom på at mange av skogeierne ikke hadde mottatt kompensasjon ennå ved spørretidspunktet. Dette problemet er størst for de norske undersøkelsene.

Generelt er de norske skogeierne minst fornøyd. 63% av dem sier kompensasjonen ikke dekker bortfallet av tømmerinntekter. Nesten like mange finske skogeiere (58%) og noe færre svenske skogeiere (48%) synes de har fått for lite i kompensasjon.

Egeninnsats i norsk skogbruk er viktig og bare 17% av de norske skogeierne mente kompensasjonen dekket tapt arbeidsinntekt. I Finland og Sverige ser egen sysselsetting ut til å være mindre viktig og omtrent 60% mente kompensasjonen dekket tapet av arbeid. Få ser ut til å mene at det finnes andre inntektskilder som kompensasjonen ikke dekker.

Engangsutbetaling dominerer som kompensasjonsform i Sverige og Norge. I Finland derimot har litt over halvparten av skogeierne mottatt en periodisert utbetaling med tre utbetalinger over tretti år. En del oppgir ikke kompensasjonsform. Majoriteten av disse oppgir at den ikke er avklart ennå.

Vi har tidligere (både i del I og i kapittel 2 foran) vært inne på spørsmålet om såkalt tapsaversjon – dvs. det fenomen at dersom en person fratas noe, så krever denne (langt) høyere kompensasjon enn hva vedkommende er villig til å betale for å kjøpe tilsvarende objekt (se kapittel 0). I Eriksens oppgave ble skogeierne spurt om hvor mye kompensasjon de ville kreve dersom de var villige til å inngå frivillig avtale om vern. 83% ville kreve høyere erstatning, 17% ville akseptere dagens nivå, mens ingen kunne tenke seg lavere erstatning (Eriksen, 2004).

Sines stilte spørsmålet noe annerledes. Han spurte en annen gruppe norske skogeiere om hvor mye mindre erstatning skogeierne ville krevd ved frivillig avsetning. Her var altså initiativet til vern lagt til skogeier selv og det ble tatt for gitt at skogeiere ikke ville kreve økt erstatning i dette tilfellet. Resultatene fra denne undersøkelsen viser at 68% ville kreve samme beløp, mens 12% oppgav 80-90% av verdien. 8% var villig til å gå ned til under 50 % av verdien (Sines, 2004).

Det er altså to ulikheter mellom Eriksen og Sines sine opplegg – dvs. litt ulike presiseringer omkring verneprosess og ulike forutsetninger med hensyn på hvordan kompensasjonskravet kan uttrykkes. Det er vanskelig å si hvor stor betydning hver av disse har på resultatet, men det kan være grunn til å hevde at frivillig avsetning (oppfattes som eget initiativ) vil gi lavere kompensasjonsbeløp enn frivillig avtale. At Eriksens utvalg ønsker økt kompensasjon i forhold til dagens nivå er ellers ikke i strid med teorien nevnt over. Det er ingen ting i veien for at dagens kompensasjonsnivå oppfattes som så lavt at selv ved frivillig avtale vil prisen gå opp, jamfør det som alt er sagt om misnøye med kompensasjonsnivået.

Eriksen (2004) stilte videre spørsmål om hvor mye skogeier var villig til å betale (betalingsvillighet, WTP) for å kjøpe skog tilsvarende den som

var vernet. Det ble også bedt om å oppgi hvor stor kompensasjon de måtte ha for å være fornøyd med det vernet de hadde vært igjennom – vern gjennom påbud (kompensasjonskrav, WTA). Antallet som har besvart WTP spørsmålet er forholdsvis lavt (WTP: 34 svar = 61%; WTA 51 svar = 91%). Resultatet er helt i tråd med tidligere undersøkelser av denne typen. Mens gjennomsnittlig WTP er 12 090 kroner per ha, er kompensasjonskravet i snitt 42 830 kroner, dvs. et forholdstall på 3,5. Det er stor spredning i tallene. Når det gjelder WTP er laveste verdi 1 000 kroner, mens høyeste verdi er 50 000. Dette indikerer betydelig kvalitetsforskjeller på de vernede arealene. 50 000 kroner per hektar må likevel bedømmes som urimelig høyt under norske (og i stor grad skandinaviske) forhold. Når det gjelder WTA, varierer tallene fra 0 til 1 000 000 kroner. Førstnevnte tilfelle kan tolkes som en protest, men det var respondenter i dette utvalget som uttrykte at de ikke fant det riktig at de skulle kompenseres for vern. I sistnevnte tilfelle er nok tallet så høyt at det må oppfattes som uttrykk for at man ikke er villig til å motta kompensasjon i det hele tatt. Det kan klarere oppfattes som en protest mot selve vernet.

Det er selvsagt at frivillig og avtalebasert vern vil redusere konfliktnivået til skogeierne. Fra materialet vårt er det også et visst grunnlag for å hevde at i alle fall noen av de som er villig til å avsette arealer frivillig til vern, er fornøyd med en kompensasjon som er lavere enn dagens. Er det snakk om frivillig avtale, vil et flertall likevel kreve høyere pris enn dagens kompensasjon. Det tydeligste funnet er uansett at dersom vernet pålegges, stiger kompensasjonskravet betraktelig.

5.6 Hva forklarer holdninger til vern på egen eiendom?

5.6.1 Grunnmodell

Vi har det foregående sett at det er til dels betydelige forskjeller i holdninger til vern, både generelt og på egen eiendom og innen og mellom land. Spørsmålet er så hvordan denne variasjonen kan forklares. Som vi påpekte i kapittel 2, mener vi en skogeiers holdninger til vern kan forklares ved hjelp av en rekke både interne og eksterne faktorer. I Figur 4 foran grupperte vi disse faktorene i en viss tematisk ordning.

Følgende hovedgrupper av variable inngikk således i modellen: 1) Trekk ved skogeieren, 2) de økonomiske konsekvensene av vern for eier, 3) skogeiers persepsjon av verdier i skogen, 4) trekk ved verneprosessen, 5) forståelse av rettighetssituasjonen, 6) kompensasjonens form og nivå og 7) trekk ved eiendommen.

Sammenhengene i Figur 4 kan formuleres i en matematisk modell der vi omtaler variabelgruppene som vektorer. De variablene som hører til boks 1 i figuren, altså trekk ved skogeieren, vil således kalles vektor 1

(v1), faktorene som hører til boks 2 kalles vektor 2 (v2) osv. Vi kan da uttrykke modellen vår som i grunnfunksjonen i Formel 1.

$$\text{Formel 1} \quad Y = F(v1, v2, \dots, v7)$$

der Y er den avhengige variabelen – dvs. skogeieres holdning til vern på egen eiendom – og $v1$ til $v7$ er de uavhengige variablene eller vektorene med forklaringsvariable. Vi har ikke grunnlag for å anta annet enn et lineært forhold mellom de forskjellige variablene, og Formel 1 kan da skrives mer eksplisitt som

$$\text{Formel 2} \quad Y = \alpha + \beta \cdot v1 + \gamma \cdot v2 + \delta \cdot v3 + \varphi \cdot v4 + \eta \cdot v5 + \phi \cdot v6 + \psi \cdot v7$$

Y er som før skogeierens holdning til vern. De forskjellige greske bokstavene foran hver vektor med forklaringsvariable inneholder et sett med parametere tilhørende de relevante forklaringsvariablene. Disse parametrene skal estimeres. Innholdet i de forskjellige vektorene kan variere, men vi vil ta utgangspunkt i en basismodell med de variablene vi forklarer under.

Vektor 1: Eier

For å skille skogeierne fra de forskjellige landene fra hverandre har vi med to dummyvariable, en for Norge og en for Sverige. Disse variablene (*Norge* og *Sverige*) har verdien 1 dersom skogeieren er fra henholdsvis Norge eller Sverige, og 0 for alle andre. Finland danner således basisnivået i modellen. Videre har vi med de to personlige karakteristikaene, *kjønn* (kvinner danner basisnivå) og *alder* (absolutte tall). Videre har vi med en variabel for utdanning. I spørreundersøkelsen ble skogeierne spurt om både generelt utdanningsnivå og hvorvidt de har skogfaglig utdanning. Disse to variablene har vi kombinert for å lage en indeks for utdanning. Vi har delt utdanningsnivåene i to, under og over høyskolenivå, slik at variabelen *Utdanning* får verdier fra 0 til 3 etter stigende mengde utdanning³⁴. Vi har også en variabel som måler skogeierens tilknytning til eiendom. Denne variabelen er satt sammen av informasjon om eieren har vokst opp på eiendommen og bor på eiendommen. Variabelen *Tilknytning* har verdier fra 1 til 3³⁵.

Vektor 2: Økonomi

Vektor 2 måler den økonomiske betydningen eiendommen har for eieren. Dette gjøres ved hjelp av en variabel (*Skoginntekt*) med informasjon om hvor stor andel av total inntekt eieren henter fra skogen. I tillegg har vi

³⁴ Verdien 0 betyr ingen utdanning (utover grunnskole), 1 betyr lavere skogbruksutdanning, 2 betyr høyere annen utdanning og 3 betyr både høyere annen utdanning og høyere skogbruksutdanning

³⁵ Variabelen får verdien 1 når eieren verken er vokst opp på eller bor på eiendommen, verdien 2 når eieren er enten vokst opp eller bor på eiendommen og 3 når eieren både vokst opp på og bor på eiendommen.

med en dummyvariabel for om tømmer (både til salg og til eget bruk) er det viktigste produktet fra skogen, jamfør avsnitt 0. Variabelen *Skogprodukter* har verdien 1 dersom tømmer som produkt fra skogen rangeres høyest.

Vektor 3: Verdier

Skogeiernes generelle holdninger til vern av biologisk mangfold, som omtalt i avsnitt 0, er brukt til å konstruere tre holdningsvariable. Først har vi en variabel som måler hvorvidt skogeieren har positive holdninger til vern eller ikke. Variabelen *Vern* er en indeks med basis i holdninger til påstandene *D* og *I* i Tabell 8. Siden *D* er negativt formulert er den snudd. Vi har også en variabel kalt *Bruk* som måler skogeierens holdninger til bruk av skog, dvs. anvendelser av skogareal i strid med vern. Denne variabelen er konstruert ut fra påstandene *L*, *M* og *N*, som legger vekt på selselsetting, virkeproduksjon og skogen som inntektskilde. Til sist har vi en variabel som tar opp *varig bruk* ved å kontrastere vern mot bærekraftig og miljøorientert skogbruk. Dette gjøres med basis i påstandene *J* og *K*. Se Tabell 8 for fullstendige påstander. Alle variablene er konstruert som gjennomsnittet av rangeringen på hvert spørsmål.

Vektor 4: Prosess

Både prosessens forløp og dens form er i vår modell viktig for skogeiernes holdninger til vern (jamfør Figur 4). Vi tror det er spesielt viktig hvor fornøyd skogeierne er med prosessen. En egen variabel måler derfor dette (se omtale i avsnitt 0). Denne variabelen er snudd i forhold til opprinnelig spørsmålstilling, siden verdien 1 tilsvarte "svært fornøyd" med prosessen og verdien 5 tilsvarte "svært misfornøyd". Ved i stedet å gi 'svært fornøyd' verdien 5 osv. blir tolkningen mer naturlig. Vi tror også det er viktig hvilken holdning skogeierne har til den organisasjon de har kontakt med i løpet av verneprosessen. At dette kan være viktig ble bekreftet av de funnene vi gjorde med hensyn på hvilken tillit de hadde til disse organisasjonene (se avsnitt 0 eller del I).

Vektor 5: Rettighet

Vi forventer videre at holdninger til vern på egen eiendom vil henge sammen med hvem man anser som eier av det biologiske mangfoldet. Dette forsøker vi å ta hensyn til i modellen ved å inkludere en variabel (*Eier av mangfold*) med en indeks³⁶ for hvem skogeierne anser som eier av det biologiske mangfoldet.

Vektor 6: Kompensasjon

Kompensasjonens form og omfang tas inn i modellen som to variable. *Kompensasjonstype* er en dummyvariabel der 1 betyr at man har fått den

³⁶ Indeksen får verdien 1 dersom skogeieren oppfattes som eier av biomangfoldet, 2 dersom samfunnet oppfattes som eier av biomangfoldet og 3 for "andre".

kompensasjonstypen man ønsket, dvs. engangsutbetaling der det var foretrukket, årlig betaling der det var ønsket, markbytte etc., mens verdien 0 betyr at man ikke fikk den type kompensasjon man ønsket seg. Kompensasjonens omfang måler med en variabel som er en indeks av to spørsmål som avdekker om skogeierne mener den kompensasjonen de fikk dekker tapet av virkeproduksjonen og arbeidsplass i skogen som en følge av vernet. Variabelen *Kompensasjonstap* får verdien 0 dersom mottatt kompensasjon dekker alle tap, verdien 1 dersom den bare dekker enten tapet av virkeproduksjon eller arbeidsplass og verdien 2 dersom ingen av de to kildene til tap dekkes fullt ut.

Vektor 7: Eiendom

Av eiendomsspesifikke variable har vi med eiendommens areal med skogsmark.

Avhengig variabel: Y

Avhengig variabel i modellen er som sagt skogeiernes holdninger til vern på egen eiendom. I beregningene bruker vi to forskjellige avhengige variable. I hovedmodellen bruker vi påstand *O* fra avsnitt 0 (Tabell 8). Denne sier ”Jeg aksepterer vernetiltak i min egen skog mot full erstatning for beskytte det biologiske mangfoldet i skogen”. Skalaen går som tidligere forklart fra 1 til 5, der 1 betyr at man er helt uenig og 5 at man er helt enig i påstanden. I en alternativ modell bruker vi en sammensatt variabel, eller en indeks, som avhengig variabel. Denne indeksen er konstruert med utgangspunkt i påstandene *O*, *P* og *Q* (som alle er omtalt i avsnitt 0).

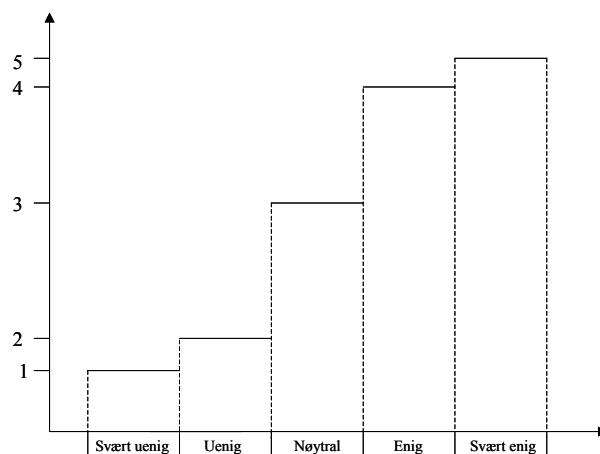
5.6.2 Modellestimering

Modellen vi har bygd opp i forrige avsnitt estimeres ved hjelp av logistisk regresjon. Grunnen til at vi gjør dette fremfor å bruke for eksempel vanlig minste kvadraters metode (lineær regresjon), er at vi antar at de data vi har for skogeiernes holdninger til vern av skog kun er et diskret og polykotomisk uttrykk for en bakenforliggende – eller såkalt latent – variabel. At den er diskret betyr at den bare antar bestemte og eksakte nivåer fremfor å variere kontinuerlig, det vil si at den for eksempel bare kan anta verdiene 1 eller 2 og ikke alle mulige verdier mellom disse to. At den er polykotomisk betyr at variabelen kan ha mange nivåer, for eksempel 1, 2 og 3.

I vårt tilfelle er det benyttet Likert skalaer med fem nivåer for å måle skogeiernes holdninger, med svarkategorier som varierer fra svært uenig til svært enig i en påstand. Denne skalaen er altså ikke kontinuerlig, men har de fem nevnte distinkte nivåene. Videre vil de to nivåene/ alternativene i hver ende av skalaen, altså svært uenig og svært enig, i tillegg til de svarene som hører hjemme i denne kategorien være et uttrykk for alle svar som eventuelt ville ligge utenfor disse nivåene på skalaen. Vi kan

tenke oss at enkelte individer vil ha mer ekstreme oppfatninger i den ene eller den andre retningen enn det svaralternativene tillater å uttrykke. Vi sier i så fall at dataene er sensurerte eller begrensede. Et annet problem er at avstanden mellom de forskjellige svarkategoriene, altså nivåene på Likert skalaen, kan være ulik. Å gå fra å være *uenig* til å være *svært uenig* kan være et større eller mindre sprang enn å gå fra å være *nøytral* til å være *uenig*. Dermed blir stegene på svarskalaen ulike. I Figur 9 antydes de nevnte egenskapene ved dataene fra en spørreundersøkelse med svar langs en Likert skala.

Figur 9 Egenskaper ved en Likert skala: diskrete, polykotoniske data.



Situasjonen i Figur 9 gjør at en ikke kan benytte minste kvadraters metode til å estimere Formel 2, siden den avhengige variabelen ikke er lineær. Derimot kan vi benytte logistisk regresjon. Det grunnleggende elementet i logistisk regresjon er nemlig at en ikke estimerer den direkte virkningen av de uavhengige variablene på den avhengige variabelen, men sannsynligheten for et bestemt utfall for den avhengige variabelen gitt verdiene på de uavhengige variablene.

Denne sannsynligheten er gitt av Formel 3.

$$\text{Formel 3} \quad P_{Y_i}(X) = \frac{1}{1 + e^{-\beta_0 - \beta_1 X}} = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1 X}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_1 X}} = \frac{e^{f(x)}}{1 + e^{f(x)}}$$

der $P_Y(X)$ er den kumulative logistiske sannsynlighetsfordelingen til Y gitt X , som er en vektor med uavhengige variable, e er den naturlige logaritme grunnfunksjonen og β_0 og β_1 er parametere som skal estimeres. Når x beveger seg mellom $-\infty$ og $+\infty$ vil $P_Y(X)$ bevege seg mellom 0 og 1.

Ved å ta logaritmen av Formel 3, kan vi omforme til

$$\text{Formel 4} \quad \beta_0 + \beta_1 X = \ln\left(\frac{P_Y(X)}{1 - P_Y(X)}\right) = \ln\left(\frac{P_i}{1 - P_i}\right)$$

Venstre side i denne formelen er bare et kort uttrykk for den modellen vi har satt opp i Formel 2, og sistnevnte kan substitueres direkte inn. Høyre side av likningen er et linearisert uttrykk for forholdet mellom sannsynligheten for Y , det vil si P_i , og sannsynligheten for et annet utfall enn Y , det vil si $1-P_i$. Dette uttrykket kalles ofte en oddsrate, og er den avhengige variabelen i regresjonen.

5.6.3 Resultater

I Tabell 18 har vi sammenstilt resultater for beregninger av modellen vi bygget opp i avsnitt 0 og beregnet som forklart i forrige avsnitt. Hovedmodellen vår er en logistisk regresjon. I tabellen har vi også som sammenlikningsgrunnlag tatt med resultater for samme modell beregnet med minste kvadraters metode.

Tabell 18. Resultater for hovedmodellen. Lineær funksjon beregnet med minste kvadraters metode (MKM) og logistiske funksjoner (LOGIT) beregnet med sannsynlighetsmaksimering.

Vektor	Variabel	Lineær funksjon (alle land)	Basis LOGIT (alle land)	Logit, Finland	Logit, Sverige	Logit, Norge
v1: Eier	Konstant 5		-5.4677**	-8.497	-8.6397***	-2.8514
	Konstant 4		-4.3095**	-6.8566	-7.1341**	-2.1069
	Konstant 3		-3.2799	-2.501	-6.0049**	-1.2711
	Konstant 2	1.37593	-2.5484		-5.3351*	-0.2398
	Norge (dummy)	-0.71641**	-1.127*			
	Sverige (dummy)	0.02759	0.00597			
	Kjønn	0.23149	0.5912	3.5417	0.6952	0.3795
	Alder	0.00422	0.0179	-0.1259	0.0272	-0.00509
	Utdanning	0.03208	0.0956	-1.5205	0.3044	-0.1394
v2: Økonomi	Tilknytning	-0.07704	-0.0805	-2.2722	-0.167	-0.6821*
	Skogsinntekt	-0.00885	-0.011	-0.1278*	-0.0114	0.00865
	Skogprodukter	0.06931	0.1906	5.3076	0.2273	1.7695*
v3: Verdier	Vern	0.23048*	0.5327***	2.1059	0.914***	0.196
	Bruk	0.26923**	0.4205*	5.0615*	0.2975	0.4758
	Varig bruk	-0.19519*	-0.4117**	-4.4954**	0.00298	-0.0203
v4: Prosess	Fornøyd	0.36239***	0.5383***	2.5665*	0.5137**	1.0679**
	Organisasjon	-0.07377	-0.1455	-0.8028	-0.2477	0.2798
v5: Rettighet	Eier av biomangfold	0.09637	0.243	-2.5962	0.295	-1.8727*
v6: Kompensasjon	Kompensasjonstype	-0.44508**	-0.9665***	-0.8444	-1.2015**	-0.1523
	Kompensasjonstap	-0.0888	-0.2778	-1.5392	0.0773	-2.1536***
v7: Eiendom	Areal	-0.0000754	-0.00029	0.0286*	-0.00043	-0.00032
	N	205	205	31	113	61
	R ² (max-rescaled)	0.37	0.38	0.70	0.27	0.46
	Alle $\beta=0^a$	6.43	89.6	29.1	32.7	35.6

^a F-verdi for minste kvadraters metode og Kji-kvadrat "likelihood ratio" for logistiske regresjoner.

** betyr at parameteren er signifikant på 5%-nivå

*** betyr at parameteren er signifikant på 1%-nivå

* betyr at parameteren er signifikant på 10%-nivå

I tabellen fremgår det også hvilke variable som inngår i det forskjellige vektorene med forklaringsvariable. I tillegg viser tabellene at det er flere konstantledd for de logistiske modellene. Dette kommer av at det beregnes et konstantledd for hvert nivå utover basisnivået på den diskrete, avhengige variabelen. Basisnivået har ikke noe konstantledd. I den grad konstantleddene er signifikante betyr det at sannsynlighetsfordelingskurven til de forskjellige nivåene på den avhengige variabelen er forskjellig.

Modellen er beregnet med det høyeste nivået for den avhengige variabelen som basis, altså nivå 5 "svært enig". Det innebærer at det er sannsynligheten for dette utfallet som beregnes. I en logistisk regresjon vil en positiv parameter for en variabel angi at sannsynligheten for basisutfallet øker, mens en variabel med negativ parameter minker sannsynligheten for dette utfallet. En positiv parameter vil derfor i vårt tilfelle, med det

høyeste nivået for påstand *O* som basis, øke sannsynligheten for en ”miljøvennlig” holdning. En negativ parameter minker sannsynligheten for utfallet i basisnivået og øker dermed sjansene for et annet utfall, det vil si et lavere nivå på den avhengige variabelen og dermed også mindre aksept for vern.

For å studere eventuelle forskjeller mellom landene som ikke fanges opp av variable for nasjon, det vil si forskjeller i enkeltfaktorers virkning mellom landene, er modellen også estimert for hvert land separat.

På overordnet nivå kan vi merke oss at det er svært god overensstemmelse mellom den lineære og den logistiske modellen. Dette antyder at den skalaen vi benytter som avhengig variabel trolig er tilnærmet lineær. Vi ser at de beregnede parameterne er noe større for den logistiske enn for den lineære regresjonen, men relativt sett har de beregnede parameterne samme nivå og med unntak av konstantleddet har de samme fortegn. Ut over dette bør ikke parameterne for de to regresjonene sammenliknes. Forklaringskraften (R^2) varierer en del mellom de forskjellige modellene. Den er 38% for basismodellen. Tallet trekkes noe ned av det svenske datamaterialet som ikke ser ut til å passe særlig godt med den spesifiserte modellen ($R^2=0.27$). I Norge og særlig i Finland passer modellen klart bedre.

Det er ellers fire variable/variabelgrupper som framstår som særlig viktige med hensyn på å forklare skogeieres holdninger til vern på egen eiendom. Det gjelder nasjonsvariabelen, variabelgruppen ’verdier’, hovedvariabelen for prosess og en variabel for kompensasjon.

Når det gjelder dummyvariablene for nasjon er variabelen for Norge signifikant. Sammenhengen mellom avhengig og uavhengige variable ser dermed ut til å være noe forskjellig for de norske skogeierne og de andre skandinaviske skogeierne. Denne dummyvariabelen sier ingenting om de enkelte parametrene, men antyder det generelle nivået til den underliggende sannsynlighetsfordelingen. At fortegnet er negativt betyr at norske skogeiere er generelt sett mer negative til vern på egen eiendom uavhengig av hvilke generelle holdninger de har til vern av biodiversitet, til prosess osv.

Ser vi så på skogeierne generelle holdninger til vern og bruk av skog (v3), finner vi at det er klare sammenhenger med skogeierne holdninger til vern av egen skog. Variablene *vern*, *bruk* og *varig bruk* har alle signifikante parametere. Parameterne for *vern* og *bruk* har positivt fortegn, mens parameteren til *varig bruk* har negativt fortegn. Positive holdninger til vern generelt henger altså sammen med positive holdninger til vern på egen eiendom. Tilsvarende er det slik at positive holdninger til varig bruk, dvs. påstander der bruk settes opp mot vern, gir mindre positive holdninger til vern på egen eiendom. Dette er også som forventet.

Det kan derimot virke noe overraskende at de som er mest positive til vern på egen eiendom også er de som er mest positive til skogens andre samfunnsmessige verdier (vår *bruk*-variabel som er rettet mot bruk av

skog som fornybar ressurs, sysselsetting og inntekt for samfunnet). Det ser ut til at de som er for vern på egen eiendom også er positive til andre samfunnsmessige verdier som skogen representerer. Når bruk ikke settes direkte opp mot vern, blir tydeligvis ikke mulige konflikter aksentuert og vi har sannsynligvis bare fanget opp at noen skogeiere er generelt mer opptatt av samfunnsaspekter ved skog enn andre. Videre kan det være slik at vern ikke nødvendigvis utelukker annen bruk eller skogen som kilde til inntekt og sysselsetting dersom skogen har andre produkter enn tømmer. Eksempler kan være jakt og fiske, eller turistnæring som hytte-tomter og hyttebygging. Slike produkter fra skogen kan faktisk til dels profitte på vern ved at det øker verdien på tilleggende arealer.

Når det gjelder oppfatninger av prosessen, er *Fornøyd*-variabelen (v4) sterkt signifikant og har forventet fortegn. Det er videre den eneste variabelen som er signifikant både i basismodellen og alle enkeltlandsmodellene. At denne variabelen har stor betydning er forventet både gitt teorien vi har lagt til grunn for studien og de observasjoner som er gjort tidligere i den empiriske analysen. Prosess framstår på nytt som ett av de aller viktigste elementene når vi skal forstå konfliktnivået.

Samtidig kan det virke noe overraskende at holdning til den organisasjonen skogeierne har vært mest i kontakt med i løpet av verneprosessen ikke ser ut til å ha noen særlig effekt på skogeiernes holdninger til vern på egen eiendom. Husk at det var særlig i Norge vi observerte en klar misnøye hos mange skogeiere til den viktigste organisasjonen. Man kan selvsagt undre på om effekten av (mis-) *Fornøyd med prosessen*-variabelen er så sterk at den 'overstyrer' eventuelle andre sammenhenger (Pearsons korrelasjonskoeffisient er 0.67 mellom *Fornøyd med prosessen* - og *Organisasjon*-variabelen, og sterkt signifikant)

Vedrørende kompensasjon (v6) er *Kompensasjonstype* signifikant, mens *Kompensasjonstap* ikke er det om vi ser bare på basismodellen. Variabelen har negativt fortegn, hvilket betyr at skogeiere som har fått den typen kompensasjon de ønsket er mindre positive til vern på egen eiendom enn andre skogeiere. Det er vanskelig å kunne gi noen rimelig forklaring på dette. Når parameterne estimeres for det enkelte landet, er det bare i Sverige at variabelen *kompensasjonstype* får signifikant (negativ) parameter.

Når det så gjelder de andre variablene er ingen signifikante i basismodellen, men noen viser signifikans når modellen estimeres for hvert enkelt land. Ser vi nærmere på disse modellene, observerer vi at variabelen *Skogsinntekter* (v2) er signifikant i Finland. Parameteren er negativ. Det innebærer at jo høyere andel av total inntekt som kommer fra skogen, jo mindre tilbøyelig er man dermed til å akseptere vern på egen eiendom. Videre er det slik at skogeiere med store eiendommer i Finland ser ut til å ha en mer positiv holdning til vern på egen eiendom i forhold til skogeiere med små eiendommer (v7). Begge disse sammenhengene virker rime-

lige og utslaget på *Skogsinntekter* er i tråd med tidligere observasjoner at inntekt synes viktigere i Finland enn i de andre landene.

Ser vi på Sverige, så er som nevnt *Kompensasjonstype* (v6) signifikant, men med noe overraskende fortegn. For Norge sin del er det flere parametere som er signifikante – i alle fall på 10% nivå – uten at de slår igjennom i de andre landene. Dette gjelder variabelen *Tilknytning*. Parameteren for denne variabelen har negativt fortegn, noe som betyr at jo større tilknytning eieren har til eiendommen, målt ved om eieren er vokst opp på eiendommen og om han eller hun bor der, jo mindre positiv er eieren til vern på eiendommen. Dette virker rimelig, men slår altså ut bare for det norske utvalget.

Videre er det slik at variabelen *Skogprodukter* (v2) har signifikant betydning i den norske modellen, men parameteren for denne variabelen har positivt fortegn. Det betyr at jo viktigere man anser tømmer som produkt fra skogen, jo mer positiv er man til vern på egen eiendom. Dette er ikke i tråd med det vi hadde forventet. Når det gjelder oppfatninger om hvem som er eier av det biologiske mangfoldet (v5), ser også dette ut til å ha en litt overraskende innvirkning på skogeierens holdninger i Norge. Fortegnet her er negativt. Det betyr at dersom skogeieren oppfatter samfunnet som eier av det biologiske mangfoldet, minker sannsynligheten for en positiv holdning til vern på egen eiendom. En forklaring kan være at dersom skogeieren oppfatter samfunnet som eier av det biologiske mangfoldet vil han eller hun ikke ha vern på egen eiendom, men mene at staten burde ta ansvar for dette på sin eiendom.

Til slutt er variabelen *kompensasjonstap* signifikant i Norge. Denne variabelen har også negativt fortegn, noe som er forventet siden høyere verdi på denne variabelen innebærer at kompensasjonen ikke dekker alle tap som oppstår som følge av vernet. Dermed er det naturlig å forvente at skogeierne bli misfornøyde og mindre positive til vern på egen eiendom. Variabelen er sterkt signifikant og det er av interesse å observere at den bare slår ut for Norges vedkommende.

5.6.4 Alternative modeller

Vi har forsøkt en rekke alternative spesifikasjoner av basismodellen, der vi har endret en og en variabel. Vi har blant annet prøvd ut en annen avhengig variabel. Denne alternative, avhengige variabelen besto, som nevnt, av en indeks laget av flere påstander for holdninger relatert til vern på egen eiendom. Vi har også byttet ut uavhengige variable eller lagt til nye variable. Generelt er inntrykket at den spesifiserte og estimerte modellen er relativt robust i forhold til endringer i modellspesifikasjonen. Grovt sett gir de alternative modellspesifikasjonene de kvalitativt samme resultatene.

5.7 Vurdering av verneformer for framtida

Av de tre landene som omhandles i denne rapporten, er verneomfanget minst i Norge (Kvakkestad et al., 2004). Likevel mener vel halvparten av de norske skogeierne i vårt utvalg at vernet bør minskes (28% mener det bør minskes 'noe' og 24% 'mye'). For Finland og Sverige er tallene 19-20 % for 'noe' og 'mye' til sammen. Dette motsvares av at det er langt færre (15%) i Norge som ønsker mye eller noe økning. I Sverige og Finland vil 38 % og 30% ha en økning i vernet. Blant de som ønsker økning er det slik at kategorien 'noe økning' dominerer i alle land, men Finland utmerker seg ved at alle 38 % sier at 'noe' økning er ønskelig. Ingen vil ha 'mye' økning her. En betydelig andel av skogeierne (33% i Norge, 43% Finland og 50% i Sverige) mener dagens vernnivå er best, denne gruppen dominerer altså i Finland og Sverige.

De nordiske skogeierne er også spurt om hva de anser som den beste verneformen. De kunne da velge mellom følgende alternativer:

- A) Avtale der eiendomsretten **helt** går over til staten for **all framtid** med full økonomisk erstatning
- B) Avtaler der deler av bruksretten, for eksempel retten til å avvirke skog, gis til staten for all framtid med full økonomisk erstatning
- C) Avtale der deler av bruksretten, for eksempel retten til å avvirke skog, gis til staten for en begrenset tid, maksimalt 50 år, med full økonomisk erstatning for tapte inntekter i tidsperioden
- D) Avtale der deler av bruksretten, for eksempel retten til å avvirke skog, gis til staten for en begrenset tid, maksimalt 15 år, med en økonomisk erstatning som er betydelig lavere enn de tapte inntekter i tidsperioden
- E) Avtale der skogeier erstattes av staten for å ha en miljøvennlig skjøtsel i samsvar med gitte retningslinjer, da som en slags skjøtselplan
- F) Frivillig avsetning av områder uten erstatning

Skogeierne er enige om at de, dersom de kunne velge, vil ha avtale der staten kompenserer skogeier for naturverntilpasset skjøtsel etter skjøtelsesplan (type E). Noe over halvparten av alle de spurte ville ha denne løsningen. Det optimale er altså ifølge dem en kombinasjon av vern og drift, eller en slags aktiv skjøtsel, som de kompenseres for.

Et mindretall, 9-19% avhengig av land, ønsker en avtale med staten der deler av bruksretten overføres til staten for en begrenset tid – maksimalt 50 år (type C). 12-16% ønsker en avtale med statlig overtakelse for all framtid (type A). Få skogeiere ønsker at deler av bruksretten overføres til staten for all framtid selv om det gis full kompensasjon (type B). Dette tilsvarer ordningen med naturreservat slik den praktiseres i Norge. Tilsvarende er det få som ønsker slik overføring for en kortere periode, inntil 15 år, der erstatningen er betydelig lavere enn tapt inntekt (type D).

Av dette kan vi konkludere at selv om situasjonen er ulik på tvers av land både med hensyn på holdninger til vern og konflikt i verneprosessen, så er skogeierne enige om prioriteringene med hensyn på ønsket verneform. Hvorvidt verneinteressene er enige i skogeiernes konklusjoner, er selvsagt en helt annen sak. Videre er det et spørsmål om en naturverntilpasset bruk av skogarealet er den billigste måten å oppnå et tilstrekkelig skogvern. Dette er et spørsmål vi tar opp i rapportens del III.

Fra et faglig-biologisk synspunkt kan det synes som om både fullt vern av enkelte arealer og en naturverntilpasset skjøtsel er nødvendig for å oppnå et tilfredsstillende vern av det biologiske mangfoldet. Våre undersøkelser antyder at skogeierne ikke deler dette synet, men anser vern av skog som et 'både og' spørsmål med hensyn til vern og bruk.

Når vi tar vekk elementet om kompensasjon i påstand O om "villighet til å verne egen skog mot full kompensasjon" og spør skogeierne om de er villig til å "verne egen skog uten kompensasjon" blir situasjonen en annen enn den tidligere beskrevet. I Norge er 11% av skogeierne villige til dette, mens tilsvarende tall i Finland og Sverige er henholdsvis 21 og 27%. Det er selvsagt ikke overraskende at et klart flertall krever kompensasjon. Det interessante er heller at over 20% i Finland og Sverige godtar vern uten kompensasjon. Andelen av eiendommen som kan vernes uten kompensasjonen, varierer en del.

Dersom skogeierne kunne velge kompensasjonsform, ville 55% i Finland valgt engangsutbetaling. Bare 26% i Norge og 29% i Sverige ønsker dette. På andre og tredje plass i Finland kommer årlig utbetaling (26%) og makeskifte (15%). I Norge er det relativt lik fordeling på de tre kategoriene med rundt 25% med noe overvekt på årlig utbetaling. I Sverige er situasjonen ganske lik den i Norge, men flere har bestemt seg slik at tallene for de tre alternativene ligger rundt 30%, med 35% på årlig utbetaling som høyest. Det er ingen systematiske forskjeller med hensyn til bakgrunnsvariable for de som ønsker de forskjellige kompensasjonsformene, med unntak av at de som ønsker engangsutbetaling har en noe lavere andel av inntekten sin fra skogen enn de som ønsker årlige utbetalinger, som igjen er noe lavere enn for de som ønsker markbytte. Videre har de som ønsker markbytte en noe høyere rangering av virke til salg kontra andre produkter fra skogen (se 0). Dette virker naturlig sett i et perspektiv der en ikke ønsker å forandre den situasjonen en befinner seg i, men i størst mulig grad vil fortsette med produksjon av tømmer. Å motta en årlig strøm av kontanter kommer nærmest opp mot en slik situasjon.

I spørreundersøkelsen hadde skogeierne, gjennom åpne spørsmål, mulighet til å si noe om hvordan de mente verneprosessen kunne forbedres. I Tabell 19 har vi kategorisert en del av de kommentarene og forslagene skogeierne hadde.

Tabell 19. Kategoriserte kommentarer om hvordan prosessen kan forbedres. Relative tall basert på totalt antall skogeiere i undersøkelsen.

Kommentar	Finland		Sverige		Norge		Totalt
	N	%	N	%	N	%	N
Mer involvering/respekt i prosessen	3	7.7	16	8.2	19	21.3	38
Bedre erstatning	6	15.4	10	5.1	17	19.1	33
Tidligere/bedre informasjon	2	5.1	14	7.1	1	1.1	17
Raskere beslutninger/enklere prosess/raskere utbetalinger	1	2.6	1	0.5	9	10.1	11
Mer fleksible verneløsninger/andre verneløsninger	3	7.7	4	2.0	4	4.5	11
Flere skogeiere med i prosessen/øke skogkompetansen	0	0.0	3	1.5	1	1.1	4
Annet	3	7.7	3	1.5	5	5.6	11

Det er tydelig at norske skogeiere føler de må involveres mer i prosessen sammenliknet med hva skogeierne i Sverige og Finland mener. Den hyppigste kommentaren blant de svenske skogeierne er også ønske om ”mer involvering”, men det er altså bare 8% av skogeierne som sier dette i Sverige mot 21% i Norge. Skogeierne er også opptatt av at erstatningen må bli bedre. I Finland er dette den hyppigste tilbakemeldingen, men den er også viktig blant norske skogeiere. Videre sier skogeierne at de må få bedre og tidligere informasjon, og at prosessen må bli enklere. Det kan være et paradoks at så mange av de finske skogeierne sier at erstatningene bør økes, samtidig som mange av dem er fornøyde med verneprosessen.

6. Sammenfattende vurdering og konklusjon

Vi har i denne rapporten søkt å belyse følgende fire problemstillinger:

- 1) Hvordan vurderer skogeiere de ulike verdiene i skogen og hvilke holdninger har de a) til vern generelt og b) til vern på egen eiendom?
- 2) Hvordan vurderer skogeiere den gjennomførte verneprosessen og den kompensasjonen som er gitt?
- 3) Hvilke forhold påvirker skogeieres holdning til vern av biologisk mangfold på egen eiendom?
- 4) Hvordan ønsker skogeiere at vernet, verneprosessen og kompensasjonen skal utformes i framtida?

Vi skal nå foreta en avsluttende vurdering av hva materialet vårt sier om disse spørsmålene. Særlig det finske utvalget er forholdsvis lite, og det knyttes derfor en viss usikkerhet til resultatene. Samtidig er funnene stort sett meget konsistente og datamaterialet gir et ganske entydig bilde med hensyn på viktige sammenhenger.

6.1 Holdninger til vern og øvrige verdier i skogen

Siden det er observert betydelige konflikter omkring vern av biodiversitet, skulle man forvente at det er stor skepsis til formålet med slikt vern blant nordiske skogeiere. Materialet vårt viser et langt mer nyansert bilde. Et klart flertall av de skogeierne vi har intervjuet mener vern av biologisk mangfold generelt og i skog spesielt er viktig. Finske og svenske skogeiere er mest positive og de er overraskende samstemte i sitt syn på vern. Norske skogeiere er noe mer reserverte enn sine nordiske kolleger, men også her er det en betydelig andel som uttrykker at de er positive til vern av biologisk mangfold. Samtidig kommer det fram at det i alle land er noen som ikke ser meningen i vern. Ut fra det ovenstående er det ikke overraskende at det er flest med denne holdningen i Norge. Vi har vist (Tabell 9) at 11-43% av skogeierne her har ytret en slik holdning avhengig av spørsmålsstillingen. Tilsvarende prosenter for Finland er 6-24% og i Sverige 4-20%. Dette indikerer at om lag dobbelt så stor andel av norske skogeiere i forhold til de andre landene ser på vern som lite meningsfullt.

Skog representerer mange verdier og historisk sett har skogens fremsatte betydning vært knyttet til dens verdi som råvare og grunnlag for økonomisk aktivitet. Undersøkelsen bekrefter at skogens verdi som kilde til

sysselsetting, inntekt og som fornybar ressurs som bør utnyttes fortsatt står meget høyt. De fleste ser skogen som en viktig kilde til inntekt og sysselsetting ikke bare for den enkelte skogeieren, men også for samfunnet som helhet. Det er en svak tendens til at disse verdiene er mest vektlagt i Finland.

Mener så skogeierne at det er mulig å få 'både i pose og sekk'? Kan man både verne og bruke? Spesielt norske skogeiere synes å mene at det er liten konflikt mellom bruk og vern av skog. Et stort flertall er av den oppfatning at systemer for bærekraftig skogbruk som 'Levende Skog' gir et tilstrekkelig vern av det biologiske mangfoldet. I Finland og Sverige er det flere som mener slike løsninger ikke er tilstrekkelige, men også her er det et flertall som mener tiltak av typen 'Grönare skog' burde være nok. Dette indikerer innslag av sakskonflikt. Det er imidlertid vanskelig ut fra vårt materiale å si om det er uenighet om de faktiske faglige sammenhengene for vern av biologisk mangfold eller om det er en "forkledd" verdikonflikt der bruk anses som bedre enn vern.

Med basis i observasjonene over, kan vi likevel konkludere at det ikke eksisterer en fundamental verdikonflikt knyttet til vern av biodiversitet i skog og våtmarker. Vern er meningsfullt for flertallet av skogeiere. Samtidig finnes det skogeiere i alle land – relativt sett flest i Norge – som ikke er del av dette verdifellesskapet og der grunnlaget for verdikonflikt på innholdsmessig grunnlag er tydelig til stede. Siden et flertall mener bruk og vern greit kan kombineres, er det selvsagt en viss fare for at konflikten kan eskalere når eierne utsettes for absolutt vern.

Dette bekreftes av de holdningene som kommer fram vedrørende vern på egen eiendom. Selv under forutsetningen om full kompensasjon er om lag 40% av de norske skogeierne i utvalget negative til vern på egen eiendom. Tilsvarende tall i Sverige og Finland er rundt 10%. Man skal være litt forsiktig med å benytte disse tallene til å anslå hvor mange som oppfatter konflikten som en verdikonflikt. Det kan ikke minst være usikkerhet knyttet til hva skogeierne oppfatter med begrepet full kompensasjon. Dersom de har hatt dårlig erfaring med den kompensasjonen som er gitt, kan det være at de ikke tror de vil få slik kompensasjon likevel. I så fall kan vi ikke utelukke at en (god) del av de som reagerer negativt på vern gjør det av andre grunner enn at vern er feil. Negative erfaringer med prosessen – manglende tillit – kan være en ytterligere faktor som gjør at tallene referert her overvurderer graden av innholdsmessig verdikonflikt.

6.2 Vurdering av verneprosessen og kompensasjonen

Prosessaspektet vedrører hvem som anses som legitime parter i en verneprosess og hvilken status de enkelte partene har. Vi har sett på flere sider ved dette, blant annet graden av involvering av skogeierne, hvordan

skogeierne oppfatter prosessen og hvilke organisasjoner eller parter skogeierne har kontakt med.

På dette området er resultatene muligens enda klarere enn når det gjelder holdninger til vern. De aller fleste skogeierne i vårt utvalg har vært involvert på ett eller annet tidspunkt, og særlig i Norge er andelen involverte skogeiere høy. Da blir det ekstra påfallende at nesten $\frac{3}{4}$ av de norske skogeierne er misfornøyde med prosessen. Tilsvarende tall for Sverige og Finland er lave. Spesielt i Finland er en stor andel fornøyd med prosessen. Det er også tydelig at de norske skogeierne er langt mindre fornøyd med den offentlige myndigheten som har vært hovedkontakt i prosessen enn hva tilfellet er i Finland og Sverige. Til slutt har prosessene i Finland og Sverige stort sett ført til økt forståelse for vern, mens situasjonen i Norge er klart motsatt.

Ser vi på grunner til misnøye med prosessen, dominerer kommentarer knyttet til 'tvang/lite involvert i prosessen'. I den norske undersøkelsen var også 'inkompetanse hos vernemyndighet/vern er feil' viktig. Dette tyder på at kommunikasjon mellom myndigheter og skogeiere ikke har vært god. Kanskje skogeierne blir kontaktet, får informasjon og deltar på møter om verneprosessen, men likevel føler seg oversett. De oppfatter seg ikke som reell part. De synes ikke at argumentene deres blir tatt hensyn til.

Materialet antyder to mulige årsaker til forskjellene mellom landene. For det første er det slik at dess mer miljømyndighetene er involvert dess mer negative er skogeierne til prosessen. Miljømyndighetene er viktigste kontakt mot skogeierne i Norge. I Sverige og Finland er fremste kontaktpunkt skogmyndighetene. Misnøye med prosessen er som nevnt klart størst i Norge og lavest i de to andre landene.

Samtidig synes det som om verneformene er noe lempeligere i Finland og Sverige. Det er oftere snakk om biotopvern, samtidig som vi også har innslag av tidsbegrenset vern. Videre er det etter hvert et klart innslag av avtalebasert vern i disse to landene. Kanskje skyldes det lavere konfliktnivået også at skogeierne får det mer som de vil?

Det er ikke lett å si hvilken vei sammenhengene går her. Materialet antyder at det er viktig hvem som snakker med skogeierne – at disse i større grad er del av samme kultur. Men det kan også være at når det er skogmyndighetene som er involvert, føler skogeierne at de er mer likeverdige part. Skogetaten har tradisjon for å være skogeiernes støttespillere i de valg de gjør om skjøtsel av egen skog. Til sist kan man tenke seg at det er den større involveringen av skogmyndigheter som har gjort at verneformene er noe mer lempelige i Finland og Sverige. Særlig synes det som driftsaspektene er sterkt vektlagt i Finland. Om dette i sin tur gjør at vernet blir mindre effektivt, er ikke mulig å vurdere med vårt materiale, men vi bør i den anledning merke oss at finner og svensker samtidig har klart å verne større del av skogbruksarealet enn de norske. Der er selvsagt også mulig at det er satt inn ulike mengde ressurser i å forberede og gjen-

nomføre verneprosessene i de tre landene. Dette har vi ikke studert. Til sist tolker vi etableringen av METSO programmet i Finland – se del I – som uttrykk for at man er opptatt av at man fort kan få økt konfliktnivå når vernet i Sør-Finland – dvs. i de mest produktive arealene – skal trap-
pes opp framover.

Å være reell part i verneprosessen framstår altså som et meget sentralt punkt når vi skal forstå konfliktbildet. Skogeierne oppfatter at dette er en rett de har, gitt at de er eiere av de arealene det er snakk om og gitt at det er nedfelt i lovverket at de har krav på kompensasjon. Da bør de også være legitim part i prosessen. Samtidig er det ikke slik at de mener dette nødvendigvis springer ut av at de også eier biodiversiteten. Snarere er skogeierne delt i synet på hvem som eier det biologiske mangfoldet. Halvparten mener skogeieren selv eier det biologiske mangfoldet mens den andre halvparten mener samfunnet gjør det. Skogeierne er imidlertid klare på at det er staten eller samfunnet som har det økonomiske ansvaret for vern. Mange skogeiere kommenterer spørsmål om vern uten kompensasjon med at de ønsker kompensasjon siden ”hele samfunnet må bære ansvaret for vern” og at de ”ikke gir bort noe de eier”. Et hovedspørsmål for den rettighetskonflikten som kan synes å ligge her, gjelder hvor skogeiernes generelle ansvar for vern av biologisk mangfold opphører og når samfunnets ansvar for vern slår inn.

En viktig del av dette bildet er til slutt om skogeierne mener de mottar en kompensasjon som er tilfredsstillende. Det er flest misfornøyde med kompensasjonen i Norge. Men også i de to andre landene uttrykker skogeierne misnøye nesten på samme nivå. Vi kan selvsagt ikke se bort fra at kan det være elementer av strategisk svargiving her. Hvis skogeierne tror myndighetene vil bruke informasjon fra denne undersøkelsen, kan de fristes til å oppgi at de er misfornøyde med kompensasjonen i et forsøk på å presse kompensasjonen opp. Det bør derfor knyttes et visst forbehold til konklusjonene på dette punktet.

Når dette er sagt, er det klare indikasjoner i materialet vårt at type prosess påvirker hvor fornøyde eierne er med kompensasjonen for vern. En av de norske undersøkelsene undersøkte om kompensasjonskravet er det samme ved pålegg om vern sett i forhold til frivillig handel med skogarealer. Resultatene fra denne analysen er i tråd med andre undersøkelser på feltet som har studert ’villighet til å betale’ mot ’villighet til å motta kompensasjon’ for et påført tap. Pålegg fører til et mye høyere kompensasjonskrav for at skogeierne skal være fornøyde. Denne undersøkelsen indikerer likevel ikke at overgang til avtalebasert vern nødvendigvis vil gi kompensasjonskrav som er lavere enn dagens utbetalinger, bare at avtaler gir langt lavere krav enn pålegg.

6.3 Hva forklarer holdninger til vern på egen eiendom?

Som allerede påpekt, er det en betydelig variasjon i materialet med hensyn på om skogeierne aksepterer vern på egen eiendom mot full erstatning. Som del av analysen har vi forsøkt å se på hva som kan forklare denne variasjonen. I følge den modellen vi har utviklet, framstår misnøye med prosessen som den klareste årsak til hvor villig skogeiere er til vern på egen eiendom. Det er den eneste variabelen som er signifikant både i basismodellen (alle land med) og i delanalyser for hvert enkelt land. Videre er det signifikante sammenhenger mellom holdning til viktigheten av vern og aksept for vern på egen eiendom.

I vårt materiale er verken kjønn, alder, utdanning, tilknytning til eiendommen, skogens betydning for inntekt, eiendommens størrelse osv. signifikante variable i basismodellen (modellen for alle tre land). Dette forsterker konklusjonen om prosessens betydning. Vi bør imidlertid nevne at noen av variablene er signifikante i modellene for enkeltland. Vi har ellers merket oss at misnøye med kompensasjonsnivået bare slår ut som signifikant i Norge. Dette er interessant også i den mening at det var klar misnøye med kompensasjonen også i de andre landene. Dette kan på nytt ha å gjøre med punktet prosess og tillit. I den grad norske skogeiere har lavere tillit til prosessen/de involverte myndighetene i Norge, kan de også ha mindre tillit til at full kompensasjon faktisk gis.

Det er ikke fullt samsvar mellom nasjonsmodellene og basismodellen. En av grunnene til dette er det varierende antallet med observasjoner i de tre landene. Videre er det selvfølgelig slik at sammenhengene mellom variablene kan varierer mellom landene. Analysene viser at sammenhengene er systematisk forskjellige i Norge sammenlignet med de andre landene. Hva som ligger i dette, er det ikke mulig å si noe sikkert om. Det kan være uttrykk for ulik kultur i de ulike landene, hvor sterkt den private eiendomsretten står, samt ulike relasjoner til myndighetene. Det er kjent fra tidligere forskning at Sverige utmerker seg med generelt større tillit til myndighetene enn i de andre nordiske landene.

Det bør ellers poengteres at å bruke holdninger til vern på egen eiendom som uttrykk for konflikt og konfliktnivå ved vern av skog ikke er et opplagt valg. Konflikt og konfliktnivå kan komme til uttrykk på mange måter. Å bruke en holdningsvariabel, med informasjon fra en diskret flernivåvariabel, som avhengig variabel, kan videre medføre noen metodiske problemer. Dette har vi allerede tatt opp i avsnitt 0. Den estimerte modellen ser ut til å være relativt robust, men modellene for de enkelte landene, spesielt Finland, er mindre robuste enn den samlede modellen. Dette har særlig å gjøre med det lave antallet observasjoner sett i forhold til antallet parametere som skal estimeres. En bør derfor utvise forsiktighet i tolkningen av resultatene fra nasjonsmodellene. Generelt virker modellen velfungerende.

6.4 Hva er ønsket løsning for skogeierne med hensyn på framtidig vern?

Selv om vernet er minst i omfang i Norge, er det her motstanden mot ytterligere vern framstår som størst. Dette bare bekrefter det bildet som allerede er tegnet. Når det gjelder hvilken form skogeierne ønsker et eventuelt vern bør ta, er en løsning med avtale om miljøvennlig skjøtsel mot kompensasjon meget klart prioritert i alle land. Deretter kommer tidsbegrenset vern – inntil 50 år – mot full kompensasjon. Ordninger tilsvarende naturreservat – dvs. en løsning der retten til hogst avstås – har liten støtte selv om kompensasjon gis. Å korte ned vernetiden for det tidsbegrensede vernet mot redusert kompensasjon er heller ikke en særlig ønsket løsning. Når det gjelder ønsket verneform er svarene meget entydige på tvers av alle de tre landene.

Spørsmålet er selvsagt om en slik prioritering gir ønsket kvalitet på vernet. Vi husker at en ganske betydelig gruppe blant svenske og finske skogeiere selv mente at vern der skjøtselskrav var eneste virkemiddel ikke ville være tilstrekkelig. I del III av rapporten ser vi på kostnadene ved ulike nivå på slike skjøtselskrav og prøver samtidig å si noe om effekten av de ulike nivåene på vernets kvalitet.

I den grad vern ut over rene skjøtselskrav skal iverksettes, vil det også bli viktig hvilken form framtidige prosesser får. Analysene foran om misnøyen med prosessene gir klare indikasjoner på at økt involvering blir viktig. Mer involvering og respekt i prosessen framstår da også som viktigste punkt med hensyn på forbedring både i Norge og Sverige. I Finland er bedre erstatning viktigste moment. Dette er også et viktig punkt i de norske undersøkelsene, mens raskere prosess også ønskes spesielt av de norske. Slik sett er det et klart forbedringspotensial ikke minst i Norge når det gjelder prosess.

Når det gjelder våre vurderinger og anbefalinger med hensyn på framtidig opplegg vedrørende verneformer, prosess og kompensasjon med mer, viser vi til del IV av denne rapporten.

Vedlegg: Spørreskjema

1. Year of birth?

19__

2. Man or woman?

- Man
- Woman

3. What is your highest education??

- a. Elementary school
- b. High school
- c. Polytechnic
- d. University
- e. Other, What? _____

4. Do you have any forestry-related education?

- No
- Yes → What?
 - Courses organized by local Forestry Centre or Forest Management Association
 - Forestry or agricultural high school
 - Forestry polytechnic
 - Forestry university
 - Other, what? _____

5. Were you raised on the property?

- Yes
- No

6. Do you live on your property?

- Yes
- No, distance to property approx. ____ km

7. Are you a member of any of the following organisations?

- Forest Management Association
- Nature Conservation Association
- WWF

- MTK, The Central Union of Agricultural Producers and Forest Owners
 - Other, what
-

8. Have you in any way acquired knowledge about biodiversity?

- No
 - Yes → How?
 - Courses, education
 - Own acquirement
 - Other way, how?
-

If your forest property has diminished because of assigning land for protection area or national park, please give details as they were before the assigning.

9. How large is your forest property?

Approximately: ____ hectares

10. How much of your property is forest land?

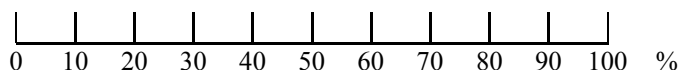
Approximately: ____ hectares

11. How did you gain ownership of the property?

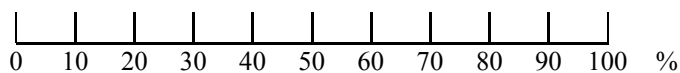
- Bought
- Inherited
- As a gift

If a part or the whole of your forest property is a part of a protection area, please answer according to the situation before the protection.

12. How large part of the income of the household before tax has come from your forest during the last ten years? Please cross the right percentage.



13. How much of the forest work is done by yourself, or by member of your family? Please cross the right percentage.



14. How many cubic meters have been cut from your forests during the last ten years?

Approximately: ____ cubic meters

15. Which forest related utility do you find most important? Please arrange the following utilities according to their importance. (1 = the most important, 5 = the least important)

____ Timber
 ____ Household wood
 ____ Game/Fishing
 ____ Recreation
 ____ Environment to preserve biodiversity

16. What thoughts does the concept of biodiversity bring to you?

17. Below are some statements. Please cross the option that best represents your opinion.

		Completely disagree				Completely agree
		1	2	3	4	5
A	Biodiversity should be conserved because of possible future economic benefit.					
B	It is unethical to destroy species because of human activities.					
C	All species have the right to exist.					
D	Extinction of species is not a big environmental problem.					
E	It is important to preserve biodiversity for future human generations.					
F	It is more important to protect forests for improving outdoor activities than for preserving biodiversity.					
G	Measures to preserve biodiversity cause desolation in the rural areas.					
H	Instead of protecting species in Finland we should concentrate on countries, where conservation may have bigger effect to biodiversity.					
I	It is in general important to protect biodiversity in the forests.					
J	It is in general better to harvest the increment in a sustainable way than to protect forest biodiversity.					

K	As long as the forest owner follows for example "Good Forest Management" by Tapio, further protection is not necessary.					
L	Forestry is important for creating jobs.					
M	Forests are in general renewable resources that are primarily utilized for timber production.					
N	Forests are in general most important as a source of income for society.					
O	I accept protection in my forest, if fully compensated, to secure biodiversity in the Finnish forests.					
P	I am opposed to biodiversity protection on my property because the economic value for coming generations of owners is reduced.					
Q	I am opposed to biodiversity protection on my property because it is not a good way to utilize a renewable resource.					

18. Who do you view to be the owner of biodiversity?

- The property owner
- The society
- Other, what? _____

19. Who on your opinion should have the biggest economical responsibility of assigning forest land to protection?

- The property owner
- The forest industry
- The state

20. What is your opinion about the protection of biodiversity in the private forests in Finland today?

- The amount of protected forests should be increased much
- The amount of protected forests should be increased by some amount
- The amount of protected forests is adequate
- The amount of protected forests should be decreased by some amount
- The amount of protected forests should be decreased much

21. Are you willing to leave part of your forest property to protection without economic compensation?

- No
- Yes, I am willing to protect ____ per cent of my property without compensation

22. If you answered no to previous question, why are you not willing to leave part of your property to protection without economic compensation?

23. If part of your forest property was protected against compensation by the state, what kind of compensation would you prefer?

- One shot payment
- Yearly payments
- Exchange of properties
- Other compensation, what?

24. Which of the next options do you find best for protecting biodiversity?

- Agreement, that changes the ownership of the forest permanently to state, with full economic compensation
- Agreement, that changes part of the right to use, for example right to cut, to state permanently, with full economic compensation
- Agreement, that changes part of the right to use, for example right to cut, to state for a limited period, maximum of 50 years, with full economic compensation for lost profits during that time
- Agreement, that changes part of the right to use, for example right to cut, to state for a limited period, maximum of 15 years, with compensation remarkably lower than lost profits during that time
- Agreement in which the state compensates the forest owner lost profits caused by nature-friendly management
- Free will -based protection without compensation

25. Which organisations/parties were in contact with you in the protection process?

- Local Environment Centre
- Local Forestry Centre
- Nature Conservation Association
- Municipality
- Forest and Park Service
- Forest Management Association
- Other, what?

26. Which organization was most in contact with you?

27. What is your attitude towards these organisations? Please cross the option that best describes your trust to each organisation.

		No trust				Very firm trust
		1	2	3	4	5
A	Local Environment Centre					
B	Local Forestry Centre					
C	Nature Conservation Association					
D	Municipality					
E	Finnish Forest and Park Service					
F	Forest Management Association					

28. At what time in the process were you involved?

- Before the inventory on biodiversity in your forest
- Before the proposal of preserving forest on your property was made
- Before the decision of preserving forest on your property was made
- I was not contacted

29. How satisfied are you with the process?

- I am very satisfied with the process
- I am rather satisfied with the process
- I am neither satisfied nor disappointed
- I am rather disappointed
- I am very disappointed

30. What are the main reasons why you are satisfied / disappointed with the protection process?

31. If you are not satisfied with the protection process, in what ways could it be improved?

32. How much in your opinion could you take part in the protection process?

- I could take part in very big part of the process
- I could take part in rather big part of the process
- I could take part in rather small part of the process
- I could take part in very small part of the process
- I couldn't take part in the process at all

33. If you in your opinion could take part in the process, in what ways did you take part?

34. How did the protection process affect your idea / understanding of nature protection?

- It gave me much better understanding of nature protection
- It gave me somewhat better understanding of nature protection
- It didn't affect my understanding of nature protection
- It lessened my understanding of nature protection some amount
- It lessened my understanding of nature protection much

35. Is all or part of your forest property protected because of national park, nature conservation area, peatland protection area, small key biotopes, or Natura- network?

- No → go straight to question 47
- Yes → because of what?
 - National park
 - Nature conservation area
 - Peatland protection area
 - Important environment of forest nature (as in forest act 10 §)
 - Area conserved by the nature conservation act
 - Natura-network

36. How many hectares of forest land is protected on your forest property?

Approximately: ____ hectares

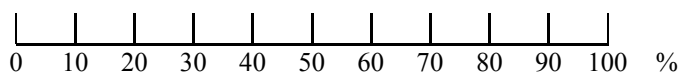
37. What is the increment like on the protected area compared to the rest of your property?

- Increment is much smaller on the protected area than on the rest of the property
- Increment is somewhat smaller on the protected area than on the rest of the property
- Increment is about the same both on protected area and the rest of the property
- Increment is somewhat larger on the protected area than on the rest of the property
- Increment is much larger on the protected area than on the rest of the property

38. Was the forest property in your ownership during the protection process?

- Yes
- No

39. How large amount of your household's income (before taxation) has come from forestry after the protection? Please cross the right percentage.



40. What kind of compensation did you get from protection?

- One shot payment
- Yearly payments
- Exchange of properties
- Other, _____ what?

41. Does the compensation cover the full economic loss caused by protection?

- Yes
- No

42. If you work in forest yourself, does the compensation cover the loss of income for own work in the estate?

- Yes
- No

43. Are there any other sources of income lost because of the protection in your forests?

- No

- Yes → What?

44. How big was the compensation for protection?

Compensation was approximately: ____ € per hectare

45. If you are not satisfied with the compensation, how much compensation should you have got to be satisfied?

Compensation should have been: ____ € per hectare

46. If conservation was implemented on part of your forest property, did you change management practises in other parts of your property?

- No
- Yes → What changes were made?

47. Below you can comment the survey and give additional information on your answers.

Del III: Effekter på økonomi og skogstruktur ved skogbehandling tilpasset bevaring av biologisk mangfold i skog

*Jon Andreas Ask, Even Bergseng, Erik Framstad,
Terje Gobakken & Hans Fredrik Hoen*

Innhold

Sammendrag	171
Summary	173
1. Innledning	175
2. Materiale og metoder	177
2.1 Studieområdet	177
2.2 Modellverktøy	179
2.3 Operasjonalisering av miljøhensyn i skogbehandlingen	180
2.4 Bakgrunn og forklaring til de ulike restriksjonene	182
2.5 Det formelle problemet	185
3. Resultater	187
3.1 Effekt på nåverdi	187
3.2 Effekt på skogstruktur	189
4. Diskusjon	195
4.1 Resultater	195
4.2 Modellen	196
4.3 Betydning av gitte forutsetninger	198
4.4 Vurdering av tiltakenes effekt på bevaring av biologisk mangfold	200
5. Konklusjon	205

Tabelliste

Tabell 1. Prosentvis fordeling av skogarealet på markslag og aldersklasser.....	177
Tabell 2. Skogarealets fordeling på vegetasjonstyper.....	178
Tabell 3. Andel registrerte naturområder og myr av de produktive skogarealet.....	179
Tabell 4. Pålagte miljørestriksjoner for henholdsvis LS-alternativet og BM-alternativet.....	181
Tabell 5. Levende skog standarder som er operasjonalisert i undersøkelsen.....	182
Tabell 6. Relativ nåverdi for enkelttiltak og kombinasjonsproblemet i Levende Skog-alternativet sammenlignet med referansealternativet.....	188
Tabell 7. Relativ nåverdi for enkeltrestriksjoner og kombinasjonsproblemet i Biologisk Mangfold-alternativet sammenlignet med referansealternativet.....	189
Tabell 8. Ulike typer bevaringstiltak for biologisk mangfold, deres generelle kostnadsnivå og verdi for biologisk mangfold.....	202

Figuroversikt

Figur 1. Andel av skogen med alder 150 år og eldre for referansealternativet.....	190
Figur 2. Andel av skogen med alder 150 år og eldre for Levende Skog-alternativet.....	190
Figur 3. Andel av skogen med alder 150 år og eldre for Biologisk Mangfold-alt.....	191
Figur 4. Årlig avvirkningsnivå (m3) for periode 1-10. Referansealternativ.....	191
Figur 5. Utvikling i stående volum fra periode 1-10.....	192
Figur 6. Utvikling i lauvskogandelen av stående volum fra periode 1-10.....	193

Sammendrag

Regulering av skogbehandlingen er et vanlig brukt virkemiddel for å fremme biologisk mangfold i skog. Slike reguleringer, kalt miljøhensyn, kan ha ulik styrke fra enkle "hverdagshensyn" til mer omfattende tiltak. I Norge er slike reguleringer dels innført gjennom lovgivingen, og dels gjennom frivillige sertifiseringsordninger. I denne studien blir ulike miljørestriksjoner i skogbehandlingen analysert med tanke på deres effekt på økonomi, avvirkningsnivå og skogstruktur. Med begrepet biologisk mangfold er det i dette arbeidet først og fremst fokusert på arter som er antatt å være sjeldne eller sårbare på grunn av moderne skogbruk. De pålagte restriksjonene er antatt å begunstige disse delene av det biologiske mangfoldet.

Analysene er utført med den romlig planleggingsmodellen SGIS, som består av den bioøkonomiske modellen GAYA-J integrert med et geografisk informasjonssystem (GIS). GAYA er simuleringsdelen av programmet som beregner ulike alternative behandlinger for skogen, mens J er et optimaliseringsverktøy som ved lineær programmering optimaliserer skogbehandlingen ut fra gitte forutsetninger.

Undersøkelsen er en eksempelstudie der skogdataene for Ski kommuneskoger, en 2105 hektar stor eiendom i Ski kommune, er analysert. Planleggingshorisonten i studien var 100 år fordelt på 10 like lange perioder. Målfunksjonene var maksimering av nåverdi gitt ulike restriksjoner på skogbehandlingen.

To ulike scenarier med forskjellig grad av miljørestriksjoner er simulert. Restriksjonene er utformet med fokus på økosystemstruktur og økosystemfunksjoner. Det første scenariet, benevnt Levende Skog-alternativet (LS), er basert på dagens norske sertifiseringssystem, Levende Skog-standardene. Dette gir en indikasjon på hvilke effekter dagens skogbehandling har for økonomi og skogstruktur. Det andre scenariet, benevnt Biologisk Mangfold-alternativet (BM), er utformet med strengere restriksjoner med hensyn til sårbare arter og deres krav til leveområder i skog. De to scenariene ble sammenlignet med et referansealternativ, der målet var maksimal nåverdi uten pålagte miljørestriksjoner.

Miljørestriksjonene i de to scenariene inkluderte: (i) Ingen hogst i viktige naturområder, (ii) restriksjoner på tillatte avvirkningsmetoder, (iii) minimum andel gammelskog, (iv) forlenget omløpstid, (v) buffersoner mot nøkkelbiotoper, vann, myr og dyrket mark og (vi) bevaring av spesielle habitatelementer. Generelt er restriksjonene klart mer omfattende i BM-alternativet enn LS-alternativet. Restriksjonene ble pålagt både enkeltvis og i kombinasjon.

Resultatene viste at LS-standardene reduserte nåverdien med 6% i forhold til referansealternativet, mens restriksjonene under BM-alternativet reduserte nåverdien med 43%. Avvirkningskvantumet fra LS- og BM-alternativet ble redusert med henholdsvis 3% og 21 % i forhold til referansealternativet. Av de pålagte enkelttiltakene var det bevaring av nøkkelbiotoper, økt gammelskogandel, økt omløpstid, skjermstillingshogst og buffersoner som ga størst reduksjon i nåverdi. Lauvskogandel, evighetstrær og restriksjoner på bestandspleie ga liten reduksjon i nåverdi. I alle alternativene var det en oppbygging av stående volum der stående volum økte med 53% i referansealternativet, 60% i LS-alternativet og 107% BM-alternativet. Utviklingen av andelen gammel skog var klart størst i BM-alternativet der 53% av skogarealet var over 90 år i siste periode, mens 12% var over 150 år. I LS-alternativet var 11% av skogen over 90 år i siste periode og 3% over 150 år, mens i referansealternativet var bare 6% over 90 år og 0,4% over 150 år.

Analysen er en eksempelstudie for et avgrenset område. Resultatene er avhengig av hvilke forutsetninger en legger til grunn i forhold til restriksjonenes styrke, skogens tilstand og fordeling på naturtyper og tidshorisonten på simuleringene. Men rangeringen av konsekvensene ved ulike nivåer på miljørestriksjonene viser trolig en generelt holdbar konklusjon. I modellen som er brukt, er det knyttet størst usikkerhet til modellering av lukket hogst/skjermstillingshogst, tilvekst i uensartet skog, tømmerkvalitet og utvikling i skog utover normal hogstmodenhetsalder.

De analyserte bevaringstiltakene vil ha ulik verdi for biologisk mangfold. Tiltak som i stor grad forsøker å ivareta skogens opprinnelig struktur og dynamikk antas å ha størst verdi, men slike tiltak ser også ut til å ha høyest kostnad. Tiltak som er lettere å innpasse i et praktisk skogbruk, vil trolig ha generelt lavere verdi for biologisk mangfold. For å kunne angi nytteverdien av bevaringstiltak med større sikkerhet må imidlertid både ulike bevaringstiltak og effektene på ulike deler av det biologiske mangfoldet spesifiseres bedre enn det har vært mulig i denne analysen.

Resultatene gir likevel en god indikasjon på hvilke effekter dagens sertifiserings-standarder har på økologi og økonomi, og hvordan et skogbruk som sterkt prioriterer biologisk mangfold vil slå ut. Ut fra resultatene kan en også si noe om hvilke tiltak som vurderes som mest kostnadseffektive, men på dette feltet gjenstår det fortsatt mye arbeid når det gjelder å vurdere kvalitativt hvor godt ulike tiltak bidrar til bevaring av biologisk mangfold.

Summary

Restricted timber management practices are a common policy to promote biodiversity preservation in forest. The regulations are often mandated by law, and have been enhanced through national certification schemes. This study analyses the effect of these restrictions on profitability, harvesting levels and forest structure. The term biodiversity covers in this study mainly the species that are considered as threatened or endangered because of modern forestry. The restrictions are assumed to favour these aspects of the biodiversity.

The analyses were performed with a bio-economic model (GAYA-J) integrated with a geographical information system, termed SGIS. GAYA simulates treatment schedules for each management unit, while J solves the management problem at forest level by linear programming.

The study area was a 2,105 ha forest property in Ski municipality, Southeast Norway. The planning horizon was 100 years divided into 10 periods of equal length. All computations assumed management strategies where Net Present Value (NPV) was maximised, under various environmental constraints with respect to forest management.

Two different preservation regimes, with varying intensity on the restrictions, were analysed. The first preservation regime (LS) was based on the environmental standards of the current Norwegian certification system, Living Forests, reflecting present forest management in Norway. The second regime (BM) was designed as an alternative with strong environmental constraints, specified to reflect a maximum emphasis on biodiversity in boreal forests. Results of the analyses were compared with a reference alternative for maximum NPV.

The different environmental constraints included (i) non-harvesting in areas with important nature values, (ii) restrictions on allowed cutting regimes, (iii) a minimum proportion old-growth forest, (iv) prolonged rotation cycles, (v) buffer zones towards key biotopes, watercourses, mires and cultivated land, and (vi) preservation of special habitat elements. In general, constraints were stricter in the BM scenario than in the LS scenario. The constraints were implemented both individually and in combination.

Compared to the reference problem, the objective function values of the LS scenario and the BM scenario were reduced by approximately 6% and 43%, respectively. Preservation of valuable habitats, selective cutting, prolonged rotation cycle and minimum old growth proportion gave the highest decrease in NPV. The harvesting levels of the LS and BM scenarios were reduced by approximately 3% and 21%, respectively. The total increase in growing stock from the initial state was 53% for the ref-

erence scenario, 60% for the LS scenario and 107% for the BM scenario. At the final period the proportions of area with forest older than 90 years in the reference alternative, LS and BM scenario were 6%, 11% and 53%, respectively, while the corresponding proportions of forest older than 150 years were 0.4%, 3% and 12%.

The study is an example-study for a limited area. The results depend on the assumptions given for the restrictions, the initial state of the forest, and the time horizon of the simulations. But the ranking of the consequences of different levels of the environmental restrictions shows most likely a general pattern. The greatest uncertainties of the model were related to limited possibilities for simulating silvicultural practices based on selective cutting, growth in uneven-aged forests, timber quality and growth in forests older than the normal maturity age.

The analyzed environmental restrictions will yield different value for the preservation of biodiversity. The restrictions that preserve the original structure and dynamic of the forest are considered to have the greatest value, but it seems that these restrictions will also have the greatest costs. The restrictions that are relatively easy to implement in the forest management tend to have a lower value for biodiversity. In order to give a more precise evaluation of the effects of the restrictions on biodiversity, a more detailed description of the efforts and effects than has been possible in this study is necessary.

The results nevertheless give a good indication of the effects the present forest certification scheme and a forest management with a high emphasis on biodiversity preservation will have on forest ecology and economy. Based on the results, we also provide an indication of the most cost-effective measures for biodiversity preservation, but there is still a lack of knowledge preventing a precise evaluation of these aspects.

1. Innledning

Skogen er tilholdssted for en rekke arter, som i større eller mindre grad er berørt av menneskelig aktivitet. Skogbruket er i denne sammenheng en viktig faktor ved at den gjennom sin utnyttelse av skogsvirke påvirker skogøkosystemet og arters utbredelse og utvikling. De siste årene har det vært sterkt fokus på biologisk mangfold. Det er inngått flere internasjonale avtaler som forplikter landene til å ta vare på det biologiske mangfoldet. Bevaring av biologisk mangfold er derfor blitt et viktig mål i dagens skogbruk. Det finnes flere virkemidler for å bevare arter og øke det biologiske mangfoldet. Kvakkestad et al. (2004) deler virkemidlene inn i 5 grupper: juridiske, økonomiske, frivillige ordninger/avtaler, informasjon og andre. De ulike tiltakene som settes inn for å bevare biologisk mangfold, kan betraktes som ulike former for vern: a) absolutt vern (fredning), b) betinget vern (betinget fredning), c) spesielle miljøhensyn og d) generelle miljøhensyn.

Denne studien ser nærmere på punkt c og d, generelle og spesielle miljøhensyn, og hvilke konsekvenser disse har for økonomi og skogstruktur. Slike miljøhensyn kan bestå av ulike restriksjoner på avvirkningsmetoder, bestandspleie, bevaring av spesielle habitater og habitatelementer. Delvis er slike restriksjoner initiert av myndighetene gjennom lovgiving (Landbruksdepartementet, 1994; Skogsstyrelsen, 1994) og delvis frivillig, for eksempel gjennom sertifiseringsordninger (Levende Skog, 1998). Det meste av det produktive skogarealet i Norge er i dag sertifisert gjennom PEFC (Programme for the Endorsement of Forest Certification schemes) (PEFC 2005) der Levende Skogs standarder for bærekraftig skogbruk er lagt til grunn.

Fordelen med å innføre spesielle og generelle miljøhensyn, i forhold til andre former for vern, er at man kan kombinere bevaring av biologisk mangfold med tømmerproduksjon og økonomisk aktivitet. Slike restriksjoner vil imidlertid også medføre økonomiske konsekvenser for skogeierne. Det er også usikkert hvor effektive disse tiltakene er i forhold til å bevare sårbare arter. Denne undersøkelsen er en modellstudie av hvilke effekter ulike miljørestriksjoner har på økonomi og avvirkningsnivå. Den viser også hvilke effekter vi får på skogstrukturen, for dermed å kunne si noe om hvor effektive tiltakene er for bevaring av biologisk mangfold. Ettersom frivillige sertifiserings-ordninger blir stadig vanligere, er det også viktig å gjøre undersøkelser med hensyn på hvilke effekter dette har.

Det er utført flere studier vedrørende miljørestriksjoners påvirkning på langsiktig skogplanlegging gjennom endringer i nåverdi, potensiell tømmerproduksjon, avvirkning osv. Hofstad (1976) utførte tidlig en analyse på landskapsnivå. Carlsson (1999) studerte avveiningen mellom tømmer-

produksjon og biodiversitetshensyn. I denne siste studien ble det forutsatt en positiv korrelasjon mellom biodiversitet, gammelskogareal, lauvskogandel og areal avsatt i buffersoner. Lineær programmering ble brukt til å finne optimal forvaltningsstrategi. Resultatene viste at det var store konsekvenser knyttet til å ta biodiversitetshensyn. Også Næsset et al. (1997), Strange et al. (1999), Fries & Lämas (2000) og Eid et al. (2001) har utført lignende studier.

I denne studien er det lagt vekt på en detaljert implementering av ulike miljøhensyn. Studien kombinerer de mulighetene som finnes i dagens skogplanleggingsverktøy og er en eksempelstudie på hvordan man i praksis kan implementere miljørestriksjoner i den langsiktige skogplanlegging. Det er benyttet en lineær optimaliseringsmodell (SGIS) som, gitt skogtilstanden for en skogeiendom eller et større skogområde, beregner hva som er optimal skogbehandling over tid ut fra en nærmere definert målfunksjon. Modellen er integrert med et geografisk informasjonssystem (ArcGIS) som gjør at man kan foreta romlige analyser. Analysene er foretatt på de reelle skog- og naturdataene for en skogeiendom i Sørøst-Norge.

Undersøkelsen er avgrenset til å gjelde biologisk mangfold i skog. Det er særlig fokusert på mangfoldet av arter som er inne på den nasjonale rødlista (Direktoratet for naturforvaltning, 1999) og som er antatt å være sjeldne eller sårbare på grunn av moderne skogbruk. De pålagte restriksjonene er antatt å begunstige disse delene av det biologiske mangfoldet. Siden det er fokusert på biologisk mangfold, er andre hensyn som gjøres i skogbehandlingen i forhold til friluftsliv, kulturminner, vilt og lignende i mindre grad inkludert. De sertifiseringsstandardene som er knyttet til slike hensyn, er derfor heller ikke tatt inn i modelleringen.

Det er modellert etter 3 hovedscenarier: Et referansescenario uten pålagte restriksjoner på skogbehandlingen, et scenario der skogbehandlingen er tilpasset miljøstandardene (Levende Skog-standardene) i dagens dominerende norske skogsertifisering, og et utvidet biologisk mangfoldscenario der man prioriterer bevaring av biologisk mangfold i skogbehandlingen.

2. Materiale og metoder

2.1 Studieområdet

Som forsøksområde ble Ski kommuneskoger (59° 44' N 10° 56' E, 100-300 m o.h.), som ligger i Ski kommune i Akershus, valgt ut. Det meste av Ski kommune ligger i det forholdsvis næringsfattige grunnfjellsområdet og har et svakt kontinentalt klima med en årlig nedbør på omtrent 800 mm (Stokland, 2000).

Det ble gjennomført en ordinær skogtakst i Ski kommuneskoger i 1996 av Nedre Glommen skogeierforening. Tabell 20 viser skogarealets fordeling på markslag og aldersklasser. Det er foretatt analyser på ca. 2105 hektar produktivt skogareal. Ut fra H_{40} boniteringssystemet (Tveite, 1977; Braastad, 1980) hadde 11% av skogarealet høy bonitet ($H_{40} > 18,5$), 41% middels bonitet ($H_{40} = 12,5 - 18,5$) og 38% lav bonitet ($H_{40} < 12,5$). Omtrent 30% av skogarealet var eldre enn 90 år, mens ca. 20% var eldre enn 120 år.

Tabell 20. Prosentvis fordeling av skogarealet på markslag og aldersklasser (30års-klasser)

Markslag/ bonitetsklasser	Aldersklasser							Totalt
	0	3	6	9	12	15	18	
6				0,2	0,1	1,3		1,6
8	2,1	2,0	0,1	1,3	4,8	5,1	0,7	16,1
11	2,9	6,1	2,8	3,7	4,3	0,5		20,3
14	8,5	5,7	3,0	2,8	1,1			21,0
17	10,3	7,0	1,5	0,9				19,7
20	5,2	3,7	1,1	0,2				10,2
23	0,1	0,3						0,4
Myr/ sump	3,0							3,0
Uproduktiv	2,2							2,2
Veg	3,1							3,1
Annet	2,5							2,5
Total	39,9	24,8	8,4	9,0	10,3	6,9	0,7	100,0

Skogen er dominert av boreal skog (furu- og grandominert) med kun små partier med edellauvskog på lokalklimatisk gunstige steder (Stokland, 2000). I følge skogtaksten var det totale volumet i hogstklasse 3-5 beregnet til nesten 250 000 m³, fordelt på 44% gran (*Picea abies* (L.) Karst.), 45% furu (*Pinus sylvestris* L.) og 11% lauv, hovedsakelig bjørk (*Betula pendula* Roth, *B. pubescens* Ehrh.).

Studieområdet er dominert av hovedsaklig fattige vegetasjonstyper, noe som er vist i Tabell 21. De viktigste vegetasjonstypene ut fra areal er bærlyngskog (26%), blåbærskog (26%) og blokkebærskog (15%).

Lavskog, småbregneskog og lågurtskog utgjør 6-7% hver, mens det bare er små arealer med andre vegetasjonstyper.

Tabell 21. Skogarealets fordeling på vegetasjonstyper (i prosent)

Vegetasjonstype	Produktivt skogareal (%)
Lavskog	7,2
Blokkebærskog	15,3
Bærlýngskog	26,4
Blåbærskog	25,6
Småbregneskog	7,7
Storbregneskog	1,1
Lågurtskog	6,6
Høgstaudeskog	0,8
Gråor-heggeskog	0,2
Sumpskog	0,1
Ikke registrert areal	9,1
Total	100,0

Naturverdiene i Ski kommuneskoger er svært bra undersøkt og dokumentert. Plante- og dyrelivet er dokumentert av blant annet Faarlund & Lye (1991) og Lye (1991). Siste Sjanse (en privat organisasjon som spesialiserer seg på skoglige miljøregistreringer: <http://www.sistesjanse.no/omsistesjanse.htm>) har utviklet en egen metode for registrering av biologisk viktige områder, og foretok nøkkelbiotopregistrering i Ski kommuneskoger i 1996 (Haugset et al., 1996; Løvdal et al., 2002). Disse registreringene sammen med andre opplysninger om biologisk mangfold er samlet i en egen rapport "Biologisk mangfold i Ski kommune" (Stokland, 2000).

Fordelingen av registrerte verdifulle naturområder og myr er vist i Tabell 22. Det ca. 68 ha myr innenfor det produktive skogarealet i Ski kommuneskoger, noe som er ca. 0,7%. Det er registrert totalt 37 nøkkelbiotoper og nøkkelområder i skog med et totalt areal på 67 ha. Nøkkelbiotopene utgjør kjerneområder, mens nøkkelområdene representerer "bufferzoner" mellom nøkkelbiotoper. En del av nøkkelbiotopene med nøkkelområder er siden slått sammen slik at antall forvaltningsenheter er noe lavere. Det er 12 viktige naturområder knyttet til andre naturtyper (myr, dammer, kulturlandskap) med et areal på 53 ha. Til sammen utgjør disse andre naturområdene ca. 85 ha (3,2%) av produktivt skogareal.

De fleste nøkkelbiotopene/ nøkkelområdene er knyttet til gammel barskog. Andelen skog eldre enn 90 år innenfor nøkkelbiotopene er 85%, mens andelen skog eldre enn 120 år er ca. 56%. Gran er det dominerende treslaget innenfor disse biotopene, med 67% av volumet. Furu utgjør 26% av volumet, mens lauv utgjør 7%.

Tabell 22. Andel registrerte naturområder og myr av de produktive skogarealet

	Andel av produktiv skog (%)
Nøkkelbiotop i skog	1,2
Nøkkelområder i skog	1,0
Andre naturområder	1,0
Myr/ sumpskog totalt	0,7
Myr/ sumpskog innenfor naturområder/ nøkkelbiot.	0,1

2.2 Modellverktøy

Alle simuleringer og beregninger er foretatt med planleggingsverktøyet SGIS. Modellen består av en simuleringsdel (GAYA) som beregner behandlingsprogram for den enkelte behandlingsenhet, og en optimeringsmodell (J) der en ut fra gitte målsettinger for arealene i sin helhet finner en best mulig løsning ved hjelp av lineær programmering. Ut fra de mulige behandlingsalternativene beregnet i bestandssimulatoren GAYA, velger J den kombinasjonen av behandlinger for eiendommen eller området som gir optimal verdi for målvariabelen (dvs. målsettingen), som oftest maksimering av nåverdi. Samtidig kan det pålegges én eller flere restriksjoner eller skranker som målvariabelen optimeres innenfor, for eksempel at avvirkningskvantumet ikke skal synke gjennom planleggingsperioden (balansekvantum). GAYA-J er integrert med et geografisk informasjonssystem i SGIS. Modellen er beskrevet av Hoen & Eid (1990), Hoen & Gobakken (1997) og Gobakken (2002), mens J er beskrevet av Lappi (1992, 2003).

Framskrivninger og økonomiske beregninger for enkeltbestand gjennomføres i simuleringsdelen. Beregningene er basert på «middeltreet», beskrevet gjennom grunnflatemiddeldiameter (d_g) og grunnflateveid middelhøyde (h_L), og treantallet. Funksjoner utviklet av Eid (2002), basert på Mønness (1982) og Holte (1993), brukes for å beregne middeldiameter på grunnlag av de registrerte variablene i takstene. Det viktigste grunnlaget for framskrivningene er diametertilvekstfunksjoner (Blingsmo, 1984), høydeutviklingsmodeller (Braastad, 1977; Tveite, 1977), modell for naturlig avgang (Braastad, 1982) og modell for reduksjon av tilvekst i glisne og ujamne foryngelser (Braastad, 1983). Volumet på ulike tidspunkt beregnes etter enkelttre volumfunksjoner av Braastad (1966) og Brantseg (1967). Bruttoverdi i bestand beregnes med prisfunksjoner etter Blingsmo & Veidahl (1992). Driftskostnader er beregnet etter tariffen (Anon., 1996). Tømmerprisnivået og driftskostnader er oppgitt i faste priser på tidspunkt 0, og avkastningskravet er således reelt. For hvert enkelt alternativ beregnes nåverdien av alle inn- og utbetalinger i hver periode samt

venteverdien ved enden av analyseperioden. Prognosene gjennomføres for ti 10-årsperioder. Det forutsettes at alle tiltak skjer midt i hver 10-årsperiode. All beskrivelse av tilstanden i skogen refereres også til midten av hver 10-årsperiode, umiddelbart etter at eventuelle tiltak er gjennomført i den aktuelle perioden. Alle volumtall som presenteres er bruttovolum (skogsvolum) som inkluderer topp, avfall, svinn og bark. Dette utgjør antydningssvis 15-25% av bruttovolumet.

Tømmerpris ble satt i henhold til dagens prissituasjon. For gran ble prisen satt til 400 kr og 200 kr pr m³ for henholdsvis skur og massevirke. For furu var prisene 420 kr og 150 kr. Bjørk ble satt til 280 kr og osp 220 kr. Kalkulasjonsrentefoten ble satt til 3% i alle simuleringene.

De grunnleggende forutsetningene i beregningene med hensyn på skogbehandling er utførlig beskrevet av Hoen (1998) og Gobakken (2002).

2.3 Operasjonalisering av miljøhensyn i skogbehandlingen

I undersøkelsen ble det valgt å simulere skogutviklingen ved to ulike scenarier: Levende Skog-alternativet (LS) og Biologisk Mangfold-alternativet (BM). I tillegg er disse to sammenlignet med et referansealternativ, der det ikke er pålagt restriksjoner med hensyn til biologisk mangfold, men der målsettingen er maksimal nåverdi. I LS-alternativet er de norske miljøstandardene for skogsertifisering (Levende Skog, 1998; Levende Skog, 2001) operasjonalisert og lagt til grunn for restriksjonene på skogbehandlingen. I BM-alternativet er det forutsatt å fortsatt kunne drive tømmerproduksjon, men likevel ha en skogbehandling som prioriterer bevaring av biologisk mangfold høyt. Restriksjonene er utformet i henhold til dagens kunnskap om arters økologi og krav til voksested, jf. f.eks. Esseen et al. (1997).

Restriksjonene på skogbehandlingen i LS- og BM-alternativene er vist i tabell 4.

Restriksjonene i LS-alternativet består av ikke-hogst i nøkkelbiotoper (urørt) (C1) og i områder med myr og sumpskog (C2). Det er forutsatt skjermstillingshogst i fuktige vegetasjonstyper (sumpskog, gråor-heggeskog) (C3), samt i minimum 25% (alt. 100%) av arealet med småbregneskog og lågurtskog (C4). Videre er det simulert bledningshogst/ plukkhogst (C5) eller ingen hogst (C6) i en 10 meter buffersone mot nøkkelbiotoper, vassdrag, myr og dyrket mark, minimum 10% lauvskogandel på eiendomsnivå (C7) og gjensetting av 5 evighetstrær per ha ved slutthogst (C8).

I BM-alternativet er restriksjonene gjennomgående strengere. Det er forutsatt ikke-hogst (urørt) i nøkkelbiotoper, nøkkelområder, sump- og myrskog og i vegetasjonstypene sumpskog og gråor-heggeskog (C9). I

vegetasjonstyper med naturlig liten forstyrrelse ved brann og stormvelt (småbregneskog, storbregneskog, lågurtskog og høgstaudeskog) er det simulert en utvidet skjermstillingshogst som skal tilsvare en bledningshogst med kontinuerlig kronedekke (C10). I en 20 meter bred buffersone mot de samme naturtyper som angitt i LS-alternativet, er det simulert henholdsvis bledningshogst/plukkhogst (C11) og ingen hogst (C12). Det er forutsatt en andel lauvskog på minimum 20% (C13) og avsatt 10 evighetstrær per ha ved sluttavvirkning (C14). BM-alternativet inkluderte også beregninger med 50% økt omløpstid (C15), minimum gammelskogandel (20-40%) (C16), kun naturlig foryngelse (C17), ingen ungsogopleie (C18) og ingen tynning (C19).

Tabell 23. Pålagte miljørestriksjoner for henholdsvis LS-alternativet og BM-alternativet

Restriksjon		Alternativ	
		LS	BM
Nøkkelbiotop	Ikke-hogst (urørt) i nøkkelbiotoper	C1	C9
	Ikke-hogst (urørt) i nøkkelområder		C9
Myr/ sump	Ikke-hogst (urørt) i myr- og sumpskog	C2	C9
	Skjermstillingshogst i "fuktige" vegetasjonstyper (gransumpskog)	C3	
	Ikke-hogst (urørt) i "fuktige" vegetasjonstyper (gransumpskog)		C9
Edellauvskog	Skjermstillingshogst i "typiske" vegetasjonstyper (gråor-heggeskog)	C3	
	Ikke-hogst (urørt) i "typiske" vegetasjonstyper med edellauvskog (gråor-heggeskog)		C9
Hogstform	Skjermstillingshogst på min. 25% (alt. 100%) av arealet på de vegetasjonstyper der det er gjennomførbart (småbregne, lågurt)	C4	
	Utvidet skjermstillingshogst (bledningshogst) på vegetasjonstyper som naturlig har lav brannfrekvens og lang kontinuitet.		C10
Buffersone	Plukkhogst (min. gammelskogandel) / ikke-hogst innenfor 10 m	C5/C6	
	Plukkhogst (min. gammelskogandel) / ikke-hogst innenfor 20 m		C11/C12
Lauvskog	Minimum 10% lauvskogandel på skognivå	C7	
	Minimum 20% lauvskogandel på skognivå		C13
Evighetstrær	5 evighetstrær per ha	C8	
	10 evighetstrær per ha		C14
Omløpstid	Økt omløpstid med 50%		C15
Gammelskog	Minimum gammelskogandel 20-40% (30%)		C16
Andre behandlinger	Kun naturlig foryngelse		C17
	Ingen ungsogopleie		C18
	Ingen tynning		C19

I både LS-alternativet og BM-alternativet er restriksjonene pålagt både enkeltvis og i kombinasjon (benevnt kombinasjonsproblemet). I LS-alternativet inngår følgende restriksjoner i kombinasjonsproblemet: C1, C2, C3, C4, C5 (Plukkhogst), C7 og C8. I BM-alternativet inngår C9, C10, C11 (plukkhogst), C13, C14, C15, C16 (med 30% gammelskogandel), C17, C18 og C19 i kombinasjonsproblemet.

2.4 Bakgrunn og forklaring til de ulike restriksjonene

Restriksjonene under Levende Skog-alternativet er satt i henhold til standardene så langt disse har vært mulig å operasjonalisere. Bakgrunnen for disse er grundig beskrevet i Levende Skog-prosjektet (Levende Skog, 1998; Levende Skog, 2001). Av de totalt 23 standardene er enkelte lite relevante i forhold til biologisk mangfold, og enkelte er vanskelige å operasjonalisere i vår modell. Således er standardene vedrørende arbeidskraft og kompetanse, avfallshåndtering, beskyttelse av skogarealet, brannpåvirket skog, fjellskog, friluftsliv, genbevaring/skogstrær, kulturminner, landskapsøkologi, markberedning, skogreisning/treslagsskifte, skogsveier og terrengtransport ikke operasjonalisert i denne studien.

Nummeret til de standardene som er operasjonalisert i undersøkelsen er vist i tabell 5, der kodene korresponderer til restriksjonene i tabell 4. Standardene omfatter biologisk viktige områder, livsløpstrær, gjødsling, hogstformer, kulturlandskap, langsiktig virkeproduksjon, myr og sumpskog, sprøyting, treslagsfordeling og vannbeskyttelse.

Tabell 24. Levende skog standarder operasjonalisert i undersøkelsen med nummer og innhold for hver standard og kode og innhold i de operasjonaliserte restriksjonene.

Levende Skog standard og nr.	Restriksjon i LS-alternativ
4. Biologisk viktige områder	Nøkkelbiotoper avsatt urørt (C1). Buffersone rundt nøkkelbiotoper: 10 m (C5/C6).
8. Livsløpstrær.	5 livsløpstrær/ haa avsettes etter hogst (C8).
10. Gjødsling	Ingen gjødsling
11. Hogstformer	Pålagt skjermstillingshogst 25% i vegetasjonstype småbregne og lågurt, 100% i "fuktige vegetasjonstyper og vegetasjonstype "typisk" for edellauvskog (C3, C4)
12. Kulturlandskap	Buffersone 5 meter (C5/C6)
15. Langsiktig virkeproduksjon	Ligger inne som forutsetning i GAYA
17. Myr og sumpskog.	Skog på myr: Avsatt urørt (C2) Vegetasjonstype sumpskog: Lukket hogst/ skjermstilling (C3) Buffersone rundt myr/ sump: 10 meter (C5/C6)
20. Sprøyting	Ingen sprøyting
22. Treslagsfordeling	10 % lauvinnslag, jevnt fordelt (C7). Blanding gran/furu ligger inne i generelle forutsetninger i GAYA.
22. Treslagsfordeling – edellauvskog	Vegetasjonstype som typisk inneholder edellauvskog: Lukka hogst (C3). 10% lauv på eiendomsnivå (C7).
23. Vannbeskyttelse	Buffersone rundt vann: 10 meter (C5/C6)

I BM-alternativet var målet å sette opp et skogbehandlingsregime som skulle gi maksimal bevaring av biologisk mangfold, men der man samtidig kunne drive en økonomisk lønnsom tømmerproduksjon. Restriksjonene er utformet med utgangspunkt i dagens rådende økologiske kunnskap (jf. Esseen et al., 1997; Angelstam et al., 2005). Det er valgt ut de tiltakene som er antatt å gi størst gevinst for bevaring av biologisk mangfold. Mange av restriksjonene er i utgangspunktet de samme som i Levende skog standardene, men de er gjennomgående strengere slik det går

fram av tabell 4. Den biologiske begrunnelsen for de ulike restriksjonene er gitt under.

Restriksjoner på avvirking og hogstform (C1-C6, C9-C12) er gitt med tanke på å opprettholde et kontinuerlig kronedekke, og så langt det lar seg gjøre simulere en skogstruktur slik den blir ved naturlig skogutvikling. Dette er gjennomført særlig på de skogområder som er verdifulle for biologisk mangfold, f.eks. sump/myrskog og edellauvskog (Esseen et al., 1997; Jonsson & Kruys, 2001). De hogstformer som er benyttet i modelleringen er definert av blant annet Børset (1986). Hovedskillet mellom hogstformene er åpne og lukkede hogster. Måten skogen fornyer seg på i naturen er et viktig utgangspunkt for systematikken. Åpne hogster svarer til katastrofelignende naturlig foryngelse, og her finner vi hogstformene snauhogst og frørestillingshogst. Lukkede hogster svarer til gradvis naturlig foryngelse. Skjermstillingshogst og gruppehogst er de mest "åpne" lukkede hogstformer, mens blodningshogst (også benevnt plukkhogst) er en hogstform som bevarer et kontinuerlig kronedekke og gir en fleraldret skog.

GAYA har per i dag begrenset mulighet til å simulere utvikling i flersjiktet skog. For å simulere en blodningshogst/plukkhogst ble det i BM-alternativet definert en "utvidet" skjermstillingshogst. Denne hogsten er i prinsippet en skjermstillingshogst, men innebærer at skjermen overholdes lenger enn vanlig slik at det nye bestandet har kommet lenger før skjermen fjernes. Man vil da få en gradvis overgang og beholder et kontinuerlig kronedekke. Alder på bestandet ved skjermstillingshogst ble satt til minimum 70 år. Skjermperioden var 30-50 år avhengig av bonitet, med en uttynning av skjermen 10-20 år før fjerning av skjermen. Det ble forutsatt en dobbelt naturlig avgang (1,5%) blant skjermtrærne. Driftskostnadene ble satt 20-35% høyere ved disse inngrepene enn ved vanlig sluttavvirkning. På grunn av at utviklingen av foryngelsen vil bli hemmet av skjermtrærne, ble det forutsatt en økt ventetid på foryngelsen. Blant annet på bakgrunn av undersøkelser utført av Skoklefald (1989) og Holgen (1999) ble alderen på foryngelsen ved fjerning av skjermen satt til 50-70% av skjerm lengden avhengig av bonitet. Tetthet på foryngelsen ved fjerning av skjermen var 800-1200 planter/ha. En tilsvarende metode for å simulere lukket hogst er benyttet i tidligere GAYA-simuleringer av Gobakken (1995) og beskrevet av Næset (1997). Hogstmetoden ble gjennomført i granskog på vegetasjonstyper som naturlig har en lav brannfrekvens og høy kontinuitet (høgstaudekog, storbregneskog, småbregneskog og lågurtskog). Prinsippet bak en slik modell er beskrevet av Angelstam & Rostenberg (1993) og Rülker et al. (1994) som ASIO-modellen.

Gjensetting av evighetstrær ved sluttavvirkning (C8, C11) er et tiltak som forbedrer den estetiske og rekreasjonsmessige verdien av landskapet. Evighetstrær vil også kunne gi gode reirmuligheter for fugler og leveområder for insekter. På sikt vil gjensetting av evighetstrær øke tilgangen av

død ved, noe som er viktig for biodiversiteten (Samuelsson et al., 1994; Jonsson & Kruys, 2001). I LS- og BM-alternativene ble henholdsvis 5 og 10 trær per hektar gjensatt ved sluttavvirkning. Verdier for volum, konstantstrøm og nåverdi for bestandene i LP-matrisen ble korrigert tilsvarende.

Buffersoner (C5, C6, C11, C12) ble i GIS avsatt rundt nøkkelbiotoper, vann og vassdrag, myr og dyrka mark. Buffersoner skal bevare det ønskede klima i nøkkelbiotoper, myr og vassdrag og samtidig gi korridorer og oppvekstområder for vilt og insekter. I LS-alternativet ble det avsatt 10 meter bred buffersone (5 m rundt dyrka mark) som utgjorde 3,5% av det produktive skogarealet. I BM-alternativet var buffersonen 20 meter (10 meter rundt dyrka mark) noe som utgjorde 7,4% av den produktive skogen.

Kravet til buffersoner er at den skal opprettholde et kontinuerlig kronesjikt. Ofte simuleres dette gjennom ikke-hogst i buffersoner, men i praksis kan det tillates en forsiktig plukkhogst og likevel bevare buffersonens funksjon. I denne undersøkelsen ble det derfor modellert et alternativ der man tillot en forsiktig hogst i buffersonen. Dette ble simulert ved å pålegge et krav om minimum 40% gammelskogandel i buffersonene. Det ble også separat kjørt et forsøk med ingen hogst, men dette inn gikk ikke i kombinasjonsproblemet.

En minimum gammelskogandel (C14) er et tiltak som vil bevare andelen gammelskog relativt høy og unngå plutselige og store endringer i skogstrukturen over tid. Begrunnelsen er verdien gammelskog har for biologisk mangfold, men også dens betydning for blant annet rekreasjon eller en mer generell antakelse om økt økologisk levedyktighet ved økt omløpstad. I dette tilfellet ble gammelskog definert som skog eldre enn 60, 70, 90, 110, 130 for henholdsvis bonitet $H_{40} > 18,5$ m, $H_{40} \in [15,5 \text{ m}, 18,5 \text{ m}]$, $H_{40} \in [12,5 \text{ m}, 15,5 \text{ m}]$, $H_{40} \in [9,5 \text{ m}, 12,5 \text{ m}]$, og $H_{40} < 9,5$ m. Gammelskogandelen ble satt til 20%, 30% eller 40% på skognivå for hver av bonitetsklassene $H_{40} > 15,5$ m, $H_{40} \in [9,5 \text{ m}, 15,5 \text{ m}]$, og $H_{40} < 9,5$ m. Det var en gradvis opptrapping til det ønskede nivå med 10%, 30%, 80% i de tre første 10-års periodene. I kombinasjonsproblemet i BM-alternativet var gammelskogandelen 30%, mens det ble gjort analyser med 20%, 30% og 40% gammelskogandel som enkelttiltak. Nivået er satt noe tilfeldig, men det er flere argumenter knyttet til fragmentering av skoglandskapet som tilsier at gammelskogandelen bør ligge godt over 30%, jf. Andrén (1997) og Fahrig (2003).

Ved økt omløpstad (C15) ble minimumsalderen for avvirkning satt til 110, 135, 150, 165 og 180 for henholdsvis bonitet $H_{40} > 18,5$ m, $H_{40} \in [15,5 \text{ m}, 18,5 \text{ m}]$, $H_{40} \in [12,5 \text{ m}, 15,5 \text{ m}]$, $H_{40} \in [9,5 \text{ m}, 12,5 \text{ m}]$ and $H_{40} < 9,5$ m. Begrunnelsen for en økt omløpstad er verdien av gammel skog for biodiversitet, jf. Esseen (1997) og Jonsson (2001). Minimumsalderen varierer med bonitet for å reflektere skogens relative utvikling.

2.5 Det formelle problemet

Forvaltningsproblemenes formuleres som lineære programmeringsproblemer i modellen og løses ved hjelp av programmet J (Lappi 2003), som er integrert med SGIS. Alle beregninger tar utgangspunkt i at nåverdien for skogen som helhet maksimeres. Når nåverdien maksimeres uten restriksjoner kalles løsningen en Faustmans-løsning³⁷. Behandlingsenheter, eller bestand, der verdien er negativ for alle behandlingsprogram, anses som såkalte nullområder og inngår ikke beregningsgrunnlaget. Løsningsrommet dekker behandlingsalternativer både med og uten restriksjoner på driften, og for problemene med restriksjoner pålegges disse både enkeltvis og samtidig (C1-C8 eller C9-C19). Noen restriksjoner (C5, C11, C16) spesifiseres i LP-problemet, mens andre (C1-C4, C6-C10, C11-C15) pålegges gjennom å endre datamatriksen før LP-problemene løses. Et alternativ helt uten restriksjoner løses også for å fungere som referanse.

Formelt består beslutningsproblemet av objektfunksjonen [1], også kalt målfunksjonen, arealbindinger [2], ikke-negativitetsskranker [3] og restriksjoner for de forskjellige miljøkravene [4] – [6]:

$$[1] \quad \max z_p = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{J_i} npv_{ij} \times w_{ij}$$

gitt at

$$[2] \quad \sum_{j=1}^{J_i} w_{ij} = 1, \forall i$$

$$[3] \quad w_{ij} \geq 0 \text{ for alle } i \text{ og } j$$

$$[4] \quad \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{J_i} of_{ijt} \times w_{ij} \geq OF_B \quad \forall t = 1, 2, \dots, T$$

$$[5] \quad \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{J_i} of_{ijt} \times w_{ij} \geq OF \quad \forall t = 1, 2, \dots, T$$

$$[6] \quad \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{J_i} cf_{ijt} \times w_{ij} \geq CF \quad \forall t = 1, 2, \dots, T$$

der

npv_{ij} = behandlingsenhet i sin nåverdi med behandlingsprogram j beregnet som neddiskonterte inntekter fra salg av tømmer fratrukket alle kostnader ved fremdriften,

w_{ij} = vekten (eller andelen) av behandlingsenhet i som gis behandlingsprogrammet j ,

³⁷ Etter Faustmann (1849), som fant løsningen på problemet først.

- $of_{i,j,t}$ = 0 dersom behandlingsenhet i ikke tilfredsstiller kravene til gammelskog i periode t med behandlingsprogram j , og ellers lik behandlingsenhetens areal,
 OF_B = minimumskravet til gammelskog i bufferarealer,
 OF = minimumskravet til areal med gammelskog i hele skogen (bare BM-alternativet),
 $cf_{i,j,t}$ = 0 dersom behandlingsenhet i ikke tilfredsstiller kravet for å utelukke snauhogst i periode t for behandlingsprogram j , og ellers lik behandlingsenhetens areal, og
 CF = minimumskravet til areal i skogen uten snauhogst på visse vegetasjonstyper (bare LS-alternativet).

3. Resultater

3.1 Effekt på nåverdi

Referansealternativet ga en nåverdi på 51 538 000 NOK for Ski kommuneskoger, noe som tilsvarer ca. 24 478 NOK per hektar ved 3% kalkulasjonsrente (p_r). Sammenlignet med referansealternativet, ga en samlet effekt av tiltakene i Levende Skog-alternativet en reduksjon på 6% og i Biologisk Mangfold-alternativet en reduksjon på 43%.

Endringene i nåverdi som følge av de forskjellige restriksjonene i LS-alternativet er vist i tabell 6. Av de restriksjonene som inngikk i kombinasjonsproblemet var det ikke-hogst i nøkkelbiotoper (C1) som ga den største reduksjonen i nåverdi med 4%, sammenlignet med referansealternativet. Plukkhogst i buffersonen (C5) ga en reduksjon i nåverdi på 1%. Skjermstillingshogst (C4) ga en reduksjon i nåverdi på 1,1% ved gjennomføring på minimum 25% av arealet med vegetasjonstype småbregneskog og lågurtskog. Evighetstrær (C8) og ikke-hogst i myr, sumpskog, ”edellauvskog” (C2, C3) ga kun små effekter på nåverdien (<1%), mens 10% lauvandel (C7) ikke ga noen reduksjon i nåverdi, det vil si at restriksjonen ikke var begrensende.

For sammenligning ble det også forsøkt med gjennomføring av skjermstillingshogst på alt areal med vegetasjonstype småbregneskog og lågurtskog (C4), og dette ga en reduksjon i nåverdi på 6%. Dette viser at dersom man legger skjermstillingshogsten på de rette stedene (jf C4 på 25% av arealet), vil dette gi betydelig mindre reduksjon i nåverdi. Ved gjennomføring av ikke-hogst i buffersonen (C6), ga dette en reduksjon i nåverdi på 4%. Dette tilsier at et forsiktig uttak i buffersonen (jf C5) gir en markert økonomisk gevinst i forhold til å la den stå urørt.

Tabell 25. Relativ nåverdi for enkelttiltak og kombinasjonsproblemet i Levende Skog-alternativet sammenlignet med referansealternativet. Tiltak markert med kursiv skrift er ikke med i kombinasjonsproblemet.

Skogbehandling/ tiltak		Relativ verdi (%)
Referansealternativ		100,0
Nøkkelbiotoper	Ikke-hogst i nøkkelbiotop i skog (C1)	97,7
	Ikke-hogst i alle nøkkelbiotoper (C1)	96,1
Myr	Ikke-hogst i sumpskog/ myr (C2)	99,4
Sumpskog/ edellauvskog	Skjermstillingshogst (C3)	99,9
Hogstform-skjermstillingshogst	Skjermstillingshogst på min. 25% av gitte vegetasjonstyper (C4)	98,9
	<i>Skjermstillingshogst på 100% av gitte vegetasjonstyper (C4)</i>	<i>94,0</i>
Buffersone 10 m	Plukkhogst med min. 40% gammelskogandel (C5)	99,0
	Ikke-hogst i buffersone (C6)	96,0
Lauvskogandel	Minimum 10% lauv på eiendomsnivå (C7)	100,0
Evighetstrær	5 evighetstrær ha ⁻¹ (C8)	100,0
Levende Skog: kombinasjonsalternativet (C1+C2+C3+C4 (25%)+C5+C7+C8)		94,2

Effektene ved de ulike restriksjonene på skogbehandlingen i BM-alternativet er vist i tabell 7. Av restriksjonene som inngikk i kombinasjonsproblemet, var det 30% gammelskogandel (C16) og 50% forlenget omløpstid (C15) som ga den største reduksjonen i nåverdi sammenlignet med referansealternativet, begge med ca. 19%. Ikke-hogst i nøkkelbiotoper, nøkkelområder, myr/sumpskog og vegetasjonstyper med potensiell edellauvskog (C9) ga en reduksjon i nåverdi på ca. 14%. Ved å avsette 20 meter buffersone rundt nøkkelbiotoper, vann, myr og 10 meter rundt dyrka mark (C11), og kun tillate plukkhogst (minimum 40% gammelskogandel), ble resultatet en nåverdireduksjon på ca. 3%. Når vi modellerte lukket hogst (C10) på vegetasjonstyper der kontinuitet vanligvis forekommer naturlig (granskog på storbregne, småbregne, lågurt, høgstaude), fikk vi en reduksjon i nåverdi på eiendomsnivå på 10%. Å kun tillate naturlig foryngelse (C17) ga en reduksjon i nåverdi på 3,6% sammenlignet med referansealternativet. Å utelukke ungsogpleie (C18) ga en reduksjon på 3%. Ingen tynning (C19) og bevaring av evighetstrær (C14) hadde (hver for seg) små effekter på nåverdien (<0,5%).

Vi ser av resultatene at reduksjon i nåverdi er lavere i kombinasjonsproblemet enn ved å summere enkeltrestriksjonene, hvilket tilsier at det er overlapping mellom de ulike restriksjonene.

For sammenligning ble det kjørt simuleringer med ulik gammelskogandel isolert. En gammelskogandel på 20%, 30% eller 40% (C16) ga en reduksjon i nåverdi på henholdsvis 10%, 19% og 32%. Det ble også simulert ingen hogst i buffersonen (C12), noe som reduserte nåverdien med nesten 8%.

Tabell 26. Relativ nåverdi for enkeltrestriksjoner og kombinasjonsproblemet i Biologisk Mangfold-alternativet sammenlignet med referansealternativet. Tiltak markert med kursiv skrift er ikke med i kombinasjonsproblemet.

Skogbehandling/ tiltak	Relativ verdi (%)
Referansealternativ	100,0
Nøkkelbiotoper/sumpskog/ edellauvskog	Ikke-hogst (C9)
Hogstform	Utvidet skjermstillingshogst (C10)
Buffersone 20 m	"Plukkhogst" med >40% gammelskog (C11)
	<i>Ikke-hogst i buffersone (C12)</i>
Lauvskogandel	Minimum 20% lauv på eiendomsnivå (C13)
Evighetstrær	10 evighetstrær ha ⁻¹ (C14)
Omløpstid	Økt omløpstid med 50% (C15)
Gammelskogandel	<i>Gammelskogandel 20% (C16)</i>
	<i>Gammelskogandel 30% (C16)</i>
	<i>Gammelskogandel 40% (C16)</i>
Annet	Kun naturlig foryngelse (C17)
	Ikke ungsogpleie (C18)
	Ikke tynning (C19)
Biologisk Mangfold – kombinasjonsalternativet: (C9+C10+C11+C13+C14+C15+C16(30%)+C17+C18+C19)	
	57,0

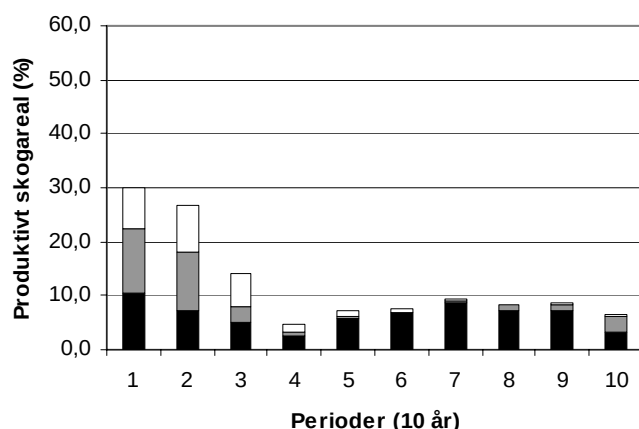
For å finne effekten av den utvidete skjermstillingshogsten som ble definert (C10), ble det i tillegg til simuleringene beskrevet over, også kjørt en simulering med denne hogstformen kun på vegetasjonstyper med naturlig lav brannfrekvens (høgstaudeskog, småbregneskog, storbregneskog og lågurtskog). Dette ble sammenlignet med en simulering uten restriksjoner på de samme vegetasjonstypene. Disse simuleringene viste at den utvidete skjermstillingen ga en reduksjon i nåverdi på 33% sammenlignet med ingen restriksjoner på hogstform.

3.2 Effekt på skogstruktur

Det var stor variasjon mellom de tre alternativene når det gjaldt utviklingen i aldersstruktur i de ti periodene. I utgangspunktet hadde skogen en aldersstruktur med ca. 7% av skogarealet 150 år og eldre, 12% mellom 120 og 150 år og nesten 11% mellom 90 og 120 år.

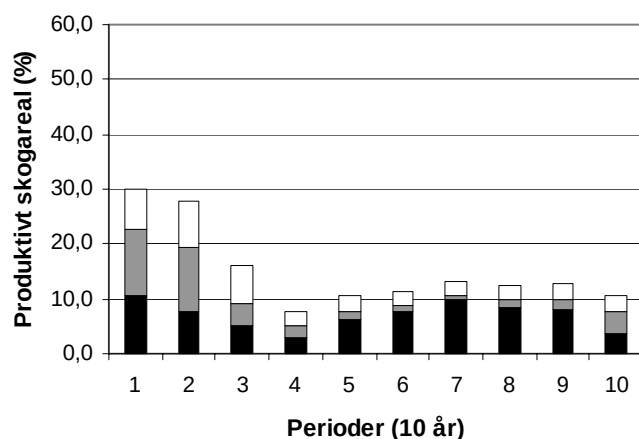
I referansealternativet (Figur 10) sank andelen skog eldre enn 90 år raskt de første fire periodene til under 5% i periode fire. Andelen skog eldre enn 90 år lå i periode fire til ti under 10%, mens andelen skog 90-120 år lå mellom 0,5-3,2%. Fra periode fem var andelen skog 150 år og eldre mindre enn 1%.

Figur 10. Andel av skogen med alder 150 år og eldre (□), 120-150 år (■) og 90-120 år (■) for referansealternativet.



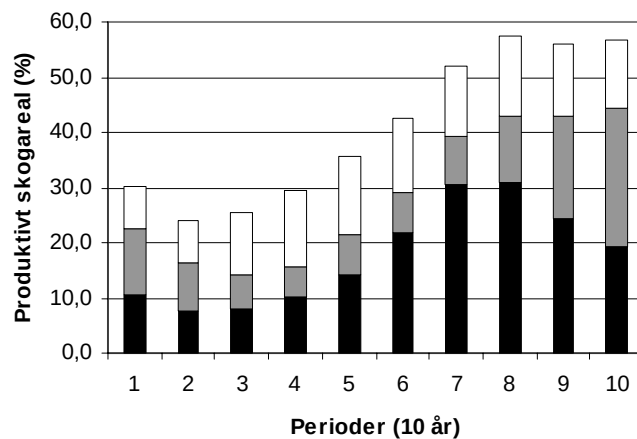
LS- alternativet (Figur 11) viste en forholdsvis lik utvikling som referansealternativet, men med jevnt over noe høyere andel gammelskog. Andelen skog eldre enn 90 år sank raskt de første fire periodene, men stabiliserte seg i periode fem på i overkant av 10%. Fra periode fire var 2,5-3% av skogarealet 150 år og eldre, 3-7% eldre enn 120 år og 7-13% eldre enn 90 år.

Figur 11. Andel av skogen med alder 150 år og eldre (□), 120-150 år (■) og 90-120 år (■) for Levende Skog-alternativet.



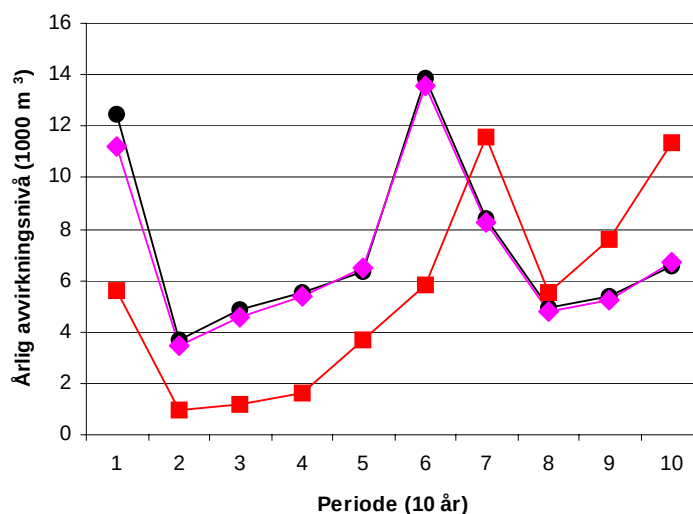
BM-alternativet (Figur 12) opprettholdt en betydelig større andel gammelskog enn de to andre alternativene. Andelen gammelskog sank litt i periode to, men steg så fram til periode åtte, der andelen skog eldre enn 90 år stabiliserte seg på 55-60%. Andelen skog 150 år og eldre lå forholdsvis stabilt fra periode fire på ca. 12-15%. Andelen skog 120-150 lå fra periode to til sju på 5-9%, men økte markert de siste tre periodene opp til nesten 25% i periode ti.

Figur 12. Andel av skogen med alder 150 år og eldre (□), 120-150 år (■) og (■) for Biologisk Mangfold-alternativet.



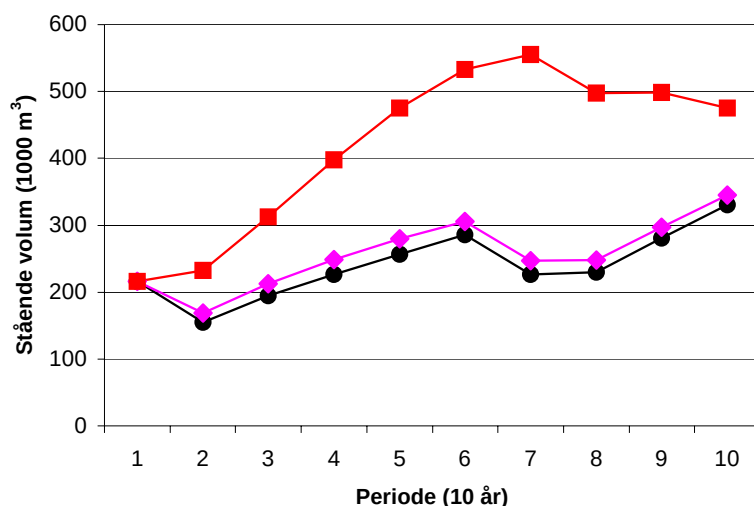
Årlig avvirkningsnivå viste samme tendens for alle alternativene, men BM-alternativet skiller seg ut ved å ligge markert lavere i de første periodene. Dette er vist i figur 4. I gjennomsnitt for alle periodene (100 år) lå årlig avvirkning inkludert tynning på 7 208 m³ for referansealternativet, 6 971 m³ for LS-alternativet og 5 496 m³ for BM-alternativet. Dette innebærer en reduksjon i avvirkning for LS- og BM-alternativene på henholdsvis 3% og 24% i forhold til referansealternativet. Avvirkningsnivået i LS-alternativet lå 5-10% under referansealternativet de første tre periodene, men lå deretter nesten likt. Restriksjonene i BM-alternativet reduserte avvirkningen med 40-75% sammenlignet med referansealternativet de første seks periodene. Avvirkningsnivået i BM-alternativet steg deretter raskt og lå 10-70% over referansealternativet de siste tre periodene.

Figur 13. Årlig avvirkningsnivå (m³) for periode 1-10. Referansealternativ (—●—), Levende Skog-alternativ (—◆—), Biologisk Mangfold-alternativ (—■—).



Stående volum økte for alle alternativene (Figur 5), men lå markert høyest i BM-alternativet. Dette skyldes at vi får en generell aldersøkning på skogen, samt at vi får tettere bestand med høyere volum enn ved starttidspunktet. I første periode var stående volum ca. 216 000 m³. I referansealternativet steg dette til ca. 330 000 m³, en økning på ca. 53%. I LS-alternativet økte stående volum ca. 60% i løpet av analyseperioden og lå fra andre periode 5-10% høyere enn referansealternativet. I BM-alternativet økte stående volum totalt 107%, og lå fra andre periode 35-150% høyere enn referansealternativet.

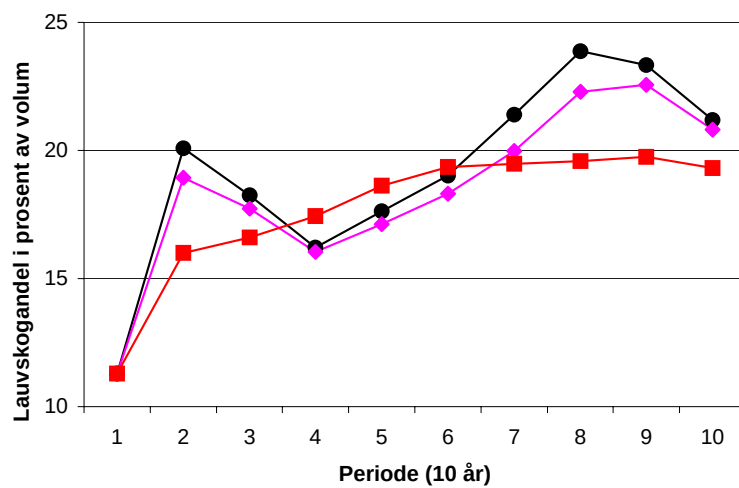
Figur 14. Utvikling i stående volum fra periode 1-10 for alle alternativene. Referansealternativ (—●—), Levende Skog-alternativ (—◆—), Biologisk Mangfold-alternativ (—■—).



Den prosentvise økningen i stående volum var størst for lauvtrær (bjørk) med 180-220% økning for de ulike scenarioene. Stående volum av gran økte med 60-137%, mens furu økte med 13-50%.

Dersom vi ser på lauvskogandelen i prosent av volum viser det seg at denne generelt steg mer i referansealternativet og LS-alternativet til tross for at disse ikke har så store krav til lauvskogandel. I BM-alternativet steg lauvandelen jevnt opp til ca. 20% og stabiliserte seg i underkant av dette, mens volumandelen med lauv i referansealternativet ligger høyest med godt over 20% de siste fire periodene. Dette skyldes i hovedsak at en høyere avvirkning reduserer volumet barskog og mer ungskog gir en større andel lauvskog på eiendomsnivå. Stor gammelskogandel og bevaring av spesielle naturområder gjør altså oppnåelse av en lauvskogandel på eiendomsnivå vanskeligere i et 100-års perspektiv.

Figur 15. Utvikling i lauvskogandelen av stående volum fra periode 1-10 for alle alternativene. Referansealternativ (—●—), Levende Skog-alternativ (—◆—), Biologisk Mangfold-alternativ (—■—).



4. Diskusjon

4.1 Resultater

Undersøkelsen viser at de pålagte miljørestriksjoner gir en klar effekt på både nåverdi og skogstruktur. Reduksjonen i nåverdi var henholdsvis 6% og 43% for LS-alternativet og BM-alternativet i forhold til referansealternativet. Dette samsvarer forholdsvis bra med tidligere undersøkelser av blant annet Eid (1998), som i en lignende undersøkelse så på konsekvensene av ulike miljørestriksjoner. Også skogstruktur og avvirkningsnivå varierte betydelig mellom alternativene. Felles for begge var at LS-alternativet lå forholdsvis nære referansealternativet, mens BM-alternativet ga store konsekvenser i forhold til både referansealternativet og LS-alternativet.

Levende Skog-alternativet gir ikke en dramatisk reduksjon i nåverdi i forhold til referansealternativet. Det meste av reduksjonen kan knyttes til ikke-hogst i nøkkelbiotoper, samt små reduksjoner på grunn av hensyn i buffersoner og pålagte skjermstillingshogster. At reduksjonen ikke blir større skyldes delvis forutsetningene som er lagt til grunn i denne undersøkelsen. Det er blant annet forutsatt at en fremdeles kan drive en forsiktig hogst i buffersonen, samt at det gjennomføres skjermstillingshogst på kun minimum 25% av arealet med ”potensielle” vegetasjonstyper. Dette gir en betydelig mindre reduksjon i nåverdi enn om buffersoner avsettes urørt og alt potensielt areal ble avvirket ved skjermstilling, særlig også fordi optimaliseringsrutinen J vil velge ut de alternativer som gir høyest nåverdi. I tillegg vil ofte buffersonen være noe bredere enn 10 meter i henhold til Levende Skog-standardene. Dersom vi ikke hadde tillatt hogst i buffersoner ville dette gitt en reduksjon alene på 4%, mens pålagt skjermstillingshogst på alle ”potensielle” vegetasjonstyper alene ville gitt en nåverdireduksjon på 6%. En slik skogbehandling er imidlertid ikke særlig realistisk i praksis da det må tas hensyn til naturgitte forutsetninger for hvert enkelt bestand. Resultatet gjenspeiler derfor så langt det lar seg gjøre det faktiske tapet ved dagens praktisering av Levende Skog-standarder som angår bevaring av biologisk mangfold.

Tilsvarende forklaring gjelder også for endringene i skogstruktur og avvirkning. Det meste av differansen mellom LS-alternativet og referansealternativet skyldes fravær av hogst i nøkkelbiotoper, myr og enkelte vegetasjonstyper. Evighetstrær, buffersoner og skjermstillingshogst vil gi viktige bidrag til biologisk mangfold, men dette kommer i mindre grad fram på de skogstrukturindikatorerne som er benyttet i denne undersøkelsen. Man skal likevel ikke undervurdere disse tiltakene.

I BM-alternativet er restriksjonene satt etter faglig skjønn, med det formål å prioritere bevaring av biologisk mangfold i kombinasjon med virkeproduksjon. Omfanget av restriksjonene er her såpass store at de vil gi en betydelig nåverdireduksjon. De største effektene knytter seg til ingen hogst i sensitive biotoper. I tillegg gir krav om minimum gammelskogandel og forlengede omløpstider og lukket hogst store reduksjoner i nåverdi. Når det gjelder effekt på skogstruktur, får vi en kraftig økning i skogens alder og økt gammelskogandel som henger sammen med de forholdsvis strenge restriksjonene som var pålagt med hensyn til andel gammelskog, forlenget omløpstid og lukket hogst og arealer som ble avsatt uten avvirkning.

Det er for øvrig verdt å merke seg at den opprinnelige tilstanden til skogen inneholder en høyere andel gammelskog enn det både referansealternativet og LS-alternativet ender opp med. Ski kommuneskoger har vært drevet med tanke på flerbruksverdier i mange år uten maksimalt utbytte av tømmerverdiene. Dagens skogforvaltning i Ski ligger derfor trolig mellom LS- og BM-alternativene.

4.2 Modellen

Skogplanleggingsverktøyet SGIS bygger på en lang tradisjon innen utvikling av omfattende modeller for langsiktige virkeproduksjonsanalyser i Norge (Eid & Hobbestad, 2000) og andre nordiske land, f.eks. Eriksson (1983) og Lundström og Söderberg (1996) i Sverige og Lappi (1992) og Siitonen (1993) i Finland. Det er brukt empiriske tilvekst- og tømmerverdimodeller for å beregne alternative behandlinger for hver behandlingseenhet. I denne undersøkelsen er modelleringene basert på bestandsvis behandlingseenheter i motsetning til tradisjonelle analyser som gjerne har benyttet aggregerte og stratumbaserte data.

De mulige skogbehandlingsalternativene som er definert i modellen, dekker de mest relevante og brukte skogskjøtselbehandlingene som brukes i dagens skogbruk i Norge (Hoen, 1998). Det er knyttet størst usikkerhet til forutsetningene for foryngelse, naturlig dødelighet, de begrensede mulighetene for å simulere skjøtsel basert på lukket hogst/ plukk-hogst og tilvekst i gammelskog som overholdes utover normal hogstmodenhetsalder. Eventuelle feil i forutsetningene for naturlig foryngelse vil påvirke valg av foryngelsesmetode, mens påvirkning på virkeproduksjonen i første rekke er knyttet til estimater på stående volum og avvirkningsnivå langt fram i tid.

Dagens tilvekstfunksjoner som benyttes i SGIS er ikke særlig godt tilpasset skog som overholdes utover normal hogstmodenhetsalder. Dette vil kunne gi utslag i for stor tilvekst i gammelskog og i skjermtrær som overholdes lenge, for eksempel ved forlenget omløpstid, minimum gammelskogandel, gjensetting av evighetstrær, ingen hogst i nøkkelbiotoper

og i den utvidede skjermstillingshogsten som ble definert. Dette vil gi noe usikkerhet omkring tilveksten, særlig når man som i denne undersøkelsen overholder hogsttidspunktet forholdsvis ekstremt. Det er gjort enkelte undersøkelser omkring utvikling i gamle bestand (Nilsen & Haveraaen, 1982; Haveraaen, 1983; Skoklefald, 1995), men det finnes per i dag ikke norske tilvekstfunksjoner som fullt ut kan brukes i slike tilfeller.

Overholdelse utover normal hogstmodenhetsalder gir også konsekvenser for modellering av naturlig dødelighet. Naturlig dødelighet er i GAYA modellert ut fra antall trær per arealenhet (Braastad, 1982). Bevaring av en gammelskogandel, forlenget omløpstid og ikke-hogst betyr i praksis at sluttavvirkningen utsettes. Dette gjør modelleringen av naturlig avgang vesentlig. GAYA tar heller ikke inn stokastiske elementer ved bestemmelse av naturlig avgang, men er kun basert på deterministisk avgangsrate. For eksempel skogplanleggingsmodellen SPECTRUM (Camenson et al., 1996) inkluderer stokastiske begivenheter og kan dermed modellere også avgang knyttet til katastrofer.

Det er en del usikkerhet knyttet til den lukkede hogsten i BM-alternativet (C10). Hogsten skulle simulere en blodningshogst/ plukk-hogst, og besto av en skjermstillingshogst, der skjermen ble overholdt betydelig lenger enn normalt (30-50 år) før den ble avvirket. Denne hogstformen er en grov tilnærming til en lukket hogst og innebærer usikkerhet blant annet omkring tilvekst og stabiliteten i skjermen, eventuell kvalitetsforringelse på skjermtrær og ny foryngelse, tidstap og treantall for ny foryngelse. Sammenlignet med tidligere undersøkelser tyder det likevel på at denne hogsten er realistisk tilpasset. Når vi isolerte de bestand som var pålagt lukket hogst, fikk vi en reduksjon i nåverdi på 33%. Dette stemmer bra med blant annet Hoen (1996), som beregnet at lukkede hogster gav en reduksjon i nåverdi på 32-45% (ved $\bar{p}_r = 2-4\%$) i forhold til snauhogst på de samme arealene.

Ved bruk av enkelttremodeller som for eksempel HUGIN i Sverige (Söderberg, 1986) eller MELA i Finland (Siitonen et al., 1996; Hynynen et al., 2002), vil man bedre kunne simulere slike hogstformer og fleraldret skog. Ved skogmodellering der en implementerer biologi og økologi vil enkelttremodeller i mange tilfeller være mer hensiktsmessig. Dette ville kunne simulere flersjiktet skog på en bedre måte og kunne ta hensyn til viktige enkelttrær, for eksempel reirtrær. Enkelttremodeller vil også være nødvendige for å bedre kunne operasjonalisere noen av kravene som ligger inne i Levende Skog-standardene.

I denne studien ble SGIS brukt til å identifisere og avsette buffersoner rundt viktige arealer. Flere tidligere undersøkelser har brukt slike soner til å håndtere forvaltningsspørsmål (e.g. Rose et al., 1992; Yoshimoto & Brodie, 1994; Næsset, 1997). En utfordring i dagens SGIS er at man ikke har mulighet til å løse problemer som innebærer romlige egenskaper, som for eksempel naboskapsrelasjoner. Dette kan kun gjøres innenfor et be-

grenset område som er av spesiell interesse, der det er mulig å manuelt bestemme spesifikke behandlinger.

I SGIS vil framskrevet tilstand for hvert enkelt bestand kunne framvises visuelt for hver periode. Bedømmelsen er forenklet gjennom grafisk illustrasjon for skogtilstanden i hver enkelt periode. I tillegg kan fragmentering, korridorer og spesielle mønstre evalueres visuelt eller kvantitativt ved hjelp av GIS-teknologi. Ulike landskapsindekser kan beregnes for å kvantifisere geometriske mønstre. Selv om man har fått mye ny kunnskap de siste tiårene omkring fordeling av arter og habitatkrav for mange skoglevende arter, må det fremdeles gjennomføres flere empiriske studier for å få en bedre forståelse av hvordan den romlige landskapsstrukturen og skogdynamikken bør være for å øke bevaringen av biologisk mangfold. Denne kunnskapen inkluderer generell kunnskap om populasjoner og spredningsøkologi til skoglevende arter i forhold til skogtilstand, aldersfordeling, treslag og deres romlige fordeling og deres tidsmessige dynamikk.

4.3 Betydning av gitte forutsetninger

Resultatene i denne undersøkelsen vil være svært avhengig av gitte forutsetninger, som kostnader, tømmerpriser, kalkulasjonsrente, skogarealets tilstand og planleggingshorisont, og hvordan nivåene på de pålagte restriksjonene virker sammen med disse. Generelt vil virkningen av ulike restriksjoner variere med hvor intensivt restriksjonene er implementert (RHS-verdi), hvilke virkemidler man iverksetter for å sikre gjennomføring av restriksjonene og hvordan skogeiere og tømmermarked tilpasser seg de nye betingelsene.

Det er viktig å merke seg at dette er en eksempelstudie for et begrenset skogområde. Resultatene fra denne undersøkelsen kan derfor ikke uten videre overføres til andre områder i og med at disse kan ha andre kvaliteter. Ved å gjøre en sammenligning med tall fra landskogtakseringen (Tomter, 2000) får man en indikasjon på materialets representativitet. Sammenlignet med skogarealet i Oslo/Akershus/Østfold har vi en overrepresentasjon av enkelte fattige vegetasjonstyper, særlig Røsslyng-blokkébærskog. Utbredelsen av midlere vegetasjonstyper er omtrent lik, mens vi har noe lavere representasjon av de rikeste vegetasjonstyper som høgstaudeskog og edellauvskog, samt betydelig mindre andel sumpskog. Sammenligner vi med øvrige Sørøst-Norge får vi også denne tendensen. For sumpskog og edelløvskog er utbredelsen 5-10 ganger høyere enn i Ski kommuneskoger. Dette medfører at særlig tiltakene C2, C3 og C9 (ingen hogst eller skjermstilling i sumpskog/ edellauvskog) vil gi større kostnader for skog generelt i Sørøst-Norge enn i vår undersøkelse. Men selv om man tar dette i betraktning vil det neppe forandre rangeringen av tiltakene i stor grad i og med at utslagene på disse tiltakene var forholds-

vis små. For skjermstilling generelt (C4, C10) vil det være små forskjeller da representasjonen av disse vegetasjonstypene er omtrent lik.

Likeledes vil effektene av buffersoner rundt nøkkelbiotoper være avhengig av skogtilstanden og utbredelse av visse naturtyper. Variasjon mellom eiendommer på grunn av slike forutsetninger er vist i Eid (1998). Generelt har eiendommer der store arealer settes av til buffersoner en stor nåverdireduksjon, og dette vil variere med utbredelse av bekker, myr, dyrka mark osv. Eiendommen som er brukt i våre simuleringer er imidlertid såpass stor at den dekker inn flere naturtyper. Reduksjon i nåverdi på grunn av buffersonerestriksjonene er også forholdsvis lik de reduksjoner som tidligere er påvist av blant annet (Yoshimoto & Brodie 1994) og (Næsset 1997).

Kalkulasjonsrenten har også stor betydning for resultatene. Den blir særlig viktig i og med at de pålagte restriksjonene direkte eller indirekte er knyttet til forlengede rotasjonssykluser utover normal hogstmodenhetsalder. Det er kun foretatt beregninger med 3% rentefot. En endring i kalkulasjonsrenten ville gitt andre absolutte verdier, men rangeringen av de ulike restriksjonene ville neppe endret seg vesentlig. Lignende studier av blant annet Eid et al. (1998) om effekter av miljørestriksjoner og reduksjon i nåverdi viste at reduksjonen i den relative verdien økte med økt avkastningskrav. Det er forventet at dette også er tilfelle i denne studien.

Faustmanns formel gir i skog med mye gammelskog alltid en reduksjon i stående volum de første periodene. Det ville vært interessant også å sett på de kombinerte effektene av ikke-synkende avvirkningskvantum og restriksjoner på skogbehandlingen som skal ivareta biologisk mangfold, men vi har i denne analysen valgt å fokusere på virkemidler for bevaring av biologisk mangfold fremfor den enkelte eiers ønske om en bestemt avvirkningsprofil.

Planleggingshorisonten i simuleringene var i denne undersøkelsen 100 år. Differansen mellom verdiene på alternativene med miljørestriksjoner og referansealternativet gir estimerer på innvirkningen på nåverdien ved bevaring av biologisk mangfold innenfor denne perioden. Etter siste periode ligger det inne forutsetninger i modellen om en standard skogbehandling uten restriksjoner. I og med at dette ligger 100 år fram i tid vil effekten på nåverdien være lav, men det kan bidra til et noe mer nøkternt estimat på nåverdireduksjonen enn om en hadde hatt en lenger planleggingshorisont. I økologiske skogplanleggingsmodeller vil det være interessant å se også på lengre omløpstider, opp mot for eksempel 250 år, men dette er svært ressurskrevende med dagens SGIS.

På grunn av betydningen av skogens utgangstilstand ville man fått et noe annet resultat i neste 100 års periode (år 100-200), enn i denne analyseperiodene. Dette fordi enkelte restriksjoner krever en oppbygging av visse egenskaper som ikke er til stede ved starttidspunktet. Dette gjelder særlig for restriksjoner som lauvskogandel, buffersoner, gammelskogandel og forlenget omløpstid, der det kreves at andelene bygges opp til høy-

ere nivåer enn det som forekommer ved starttidspunktet. Resultatene vil også avhenge av hvor raskt lauvskogandelen og gammelskogandelen bygges opp utover i analyseperioden. En rask oppbygging gir en lavere nåverdi enn en gradvis oppbygging. Trolig ville en derfor fått en mindre differanse mellom BM-alternativet og referansealternativet dersom en hadde foretatt en ny simulering med starttidspunkt ved år 100. Likevel hadde Ski kommuneskoger en forholdsvis høy gammelskogandel i første periode på grunn av omfattende flerbrukshensyn i nåværende skogforvaltning. Dersom dagens skogforvaltning hadde vært drevet etter ”maks nåverdi” prinsippet ville forskjellen mellom referansealternativet og BM-alternativet blitt større enn våre resultater viser. Det er usikkert om Ski kommuneskoger på dette området skiller seg ut fra skog generelt, men kostnadene ved de pålagte miljørestriksjonene er neppe overvurdert sammenlignet med skog generelt i Sørøst-Norge.

Evighetstrær avsatt ved sluttavvirkning er i denne studien satt ekso-gent uten mulighet for kostnadseffektive løsninger. Dersom man hadde tillatt kostnadseffektive løsninger, for eksempel ved å bruke nåverdien til å velge ut de billigste løsningene blant potensielle kandidater, ville man sannsynligvis redusert kostnadene ved dette tiltaket betydelig. Kostnads-effektivt valg av evighetstrær er også mulig i en enkelttremodell. På den andre siden gir den valgte implementeringen i vår modell også bare svak reduksjon i nåverdien som følge av dette tiltaket.

Selv om effekten av miljørestriksjonene er avhengig av skogtilstand og pålagte restriksjoner, korresponderer resultatene fra denne undersøkelsen rimelig bra med tidligere studier. Nivået på reduksjon i nåverdien av ulike tiltak vil være avhengig av skogtilstanden i det enkelte området og de forutsetningene som settes. Men rangeringen av konsekvensene ved ulike nivåer på miljørestriksjonene, slik vi har sett for LS- og BM-alternativene, viser trolig en generelt holdbar konklusjon.

4.4 Vurdering av tiltakenes effekt på bevaring av biologisk mangfold

I følge enkelte biologer vil den beste og sikreste måten å bevare biologisk mangfold i skog være å verne store skogarealer der den naturlige økologiske dynamikken får råde slik at økologiske forhold som er utviklet gjennom århundrer bevares uten menneskelig påvirkning. Ved dagens bruk av skoglandskapet i Norden synes imidlertid en slik forvaltning å være urealistisk for annet enn et begrenset utvalg av store nasjonalparker og andre verneområder. I tillegg må en derfor søke å tilpasse den ordinære skogbehandlingen slik at også skog under ulike grader av økonomisk utnyttelse bidrar til å bevare biologisk mangfold, for eksempel slik det er lagt til grunn både i Levende Skog-standardene (Levende Skog, 1998) og

i tilnærmingene bak Miljøregistreringer i skog (Gjerde & Baumann, 2002).

I denne studien var potensialet for bevaring av biologisk mangfold basert på flere indikatorer for skogstruktur. Hvor vellykket slike forutsetninger er, avhenger av i hvilken grad biologisk mangfold kan evalueres på bakgrunn av indikatorer. De forholdsvis grove indikatorene som er brukt her, for eksempel gammelskogandel, lauvandel osv., bør imidlertid utvikles og raffineres videre for å knyttes til spesifikke effekter på arter og grupper av arter.

Utfordringene ved å utvikle en mer presis vurdering av konsekvensene for biologisk mangfold ved ulike former for tiltak i skogbruket har minst to sider. For det første mangler vi fremdeles svært mye kunnskap om hvordan ulike arter og økosystemprosesser svarer på endringer i skogbrukstiltak, både knyttet til enkelttiltak og ikke minst den kombinerte effekten av flere tiltak. Dette gjør det vanskelig å angi eller rangere verdien av ulike tiltak for biologisk mangfold. Dessuten er håndteringen av tilgjengelig informasjon om aktuelle tiltak for grov og generell til at tiltakene kan kobles presist til responser hos artene. Et eksempel på dette er informasjon om ulike treslag i bestandet, der lauvtreslag som osp og edellauvtrær har stor verdi for blant annet epifytter og insekter, mens andre treslag som bjørk har klart mindre verdi. Ofte mangler imidlertid god nok spesifisering av treslag i inngangsdata for gitte skogområder eller i analysemodellene for beregning av konsekvensene (slik det også er i vårt tilfelle). Tilsvarende eksempler kan finnes også for flere av de andre tiltakene som er analysert i denne studien.

I studien har vi lagt til grunn tiltak som i utgangspunktet er nedfelt i Levende Skog-standarden for bærekraftig skogbruk (jf LS-alternativet), og disse er utvidet og supplert for å legge inn mer omfattende hensyn for biologisk mangfold (BM-alternativet) (jf tabell 4). Vår vurdering av betydningen av de ulike tiltakene for biologisk mangfold er i hovedsak basert på generell kunnskap om skogøkologi og artsgruppers habitatkrav og utbredelse. Det kan imidlertid være interessant å vurdere nærmere hvordan verdien for biologisk mangfold av de ulike typene tiltak knytter seg til de beregnede kostnadene av tiltakene. Vi kan gruppere de ulike tiltakene i LS- og BM-alternativene slik tabell 8 viser. Her har vi anslått den kvalitative verdien for biologisk mangfold av ulike typer tiltak. Det synes som tiltak med stor verdi for biologisk mangfold generelt også har en tendens til å være mer kostnadskreven, i det minste dersom tiltakene har et visst arealomfang. Tiltak som forutsetter mest mulig naturnær skogdynamikk, ved at det ikke foretas noen behandling, omløpstiden forlenges eller andel gammelskog holdes høy, anslås å ha stor verdi for biologisk mangfold, men vil samtidig vanskeliggjøre en økonomisk lønnsom virkeproduksjon på de aktuelle arealene. Tiltak som i større grad tillater et aktivt skogbruk, bedømmes også som å ha mindre verdi for biologisk mangfold. Enkelte av tiltakene (som lauvskogandel og

evighetstrær) har lav kostnad siden de formulerte kravene nokså lett lar seg innpasse i dagens skogbilde. Ved mer ambisiøse krav til omfang eller mer spesifikke krav til type trær (for eksempel osp), kan kravene bli vanskeligere og mer kostbare å oppfylle, men samtidig vil tiltakene være mer målrettet og ha større verdi for biologisk mangfold.

Tabell 27. Ulike typer bevaringstiltak for biologisk mangfold, deres generelle kostnadsnivå og verdi for biologisk mangfold (her vurdert for truete og sårbare arter generelt)

Type tiltak	Referansekode i tabell 4	Generell kostnad (jf tab. 6, 7)	Kvalitativ verdi for biologisk mangfold
Ikke-hogst (urørt)	C1, C2, C9	Lav–Høy ¹	Høy
Økt omløpstid	C15	Høy	Høy
Minimum andel gammelskog	C16	Høy ¹	Høy
Lukket hogst	C3, C4, C10	Lav–Middels ¹	Lav–Middels ²
Buffersone			
- plukkhogst	C5, C11	Lav–Middels ¹	Lav
- ingen tiltak	C6, C12	Lav–Middels ¹	Lav–Middels ³
Lauvskogandel	C7, C13	Lav	Middels
Evighetstrær	C8, C14	Lav	Lav–Middels
Foryngelse, ungskogpleie, tynning	C17, C18, C19	Lav	Lav

¹ kostnaden er avhengig av arealomfang/andel

² verdien for biologisk mangfold avhenger av type hogst (mer lukket gir høyere verdi)

³ verdien for biologisk mangfold øker med arealomfanget

Det vil være til dels betydelige ulikheter i hvordan forskjellige artsgrupper responderer på slike tiltak som er lagt til grunn her. For eksempel vil et forholdsvis ”billig” tiltak som stor andel lauvskog kunne ha stor verdi for artsmangfoldet av fugl, selv om dette tiltaket isolert sett (uten at vi vektlegger bestemte treslag og store dimensjoner) neppe har mer enn middels verdi for truete og sårbare arter. Tilsvarende vil alle typer lukket hogst som bevarer et intakt tresjikt, tilgodese mykorrhiza-sopp, og dermed ha høy verdi for en gruppe som har et stort antall truede og sårbare arter. For andre grupper av truede og sårbare arter, som lav, moser og visse insektgrupper, vil imidlertid lukkede hogster måtte utformes på en måte som også i større grad bevarer bestandsklimaet og kontinuerlig tilgang på nøkkelressurser som død ved. For disse artene vil trolig en lukket hogst slik vi har operasjonalisert i modellen i beste fall framstå med middels verdi for biologisk mangfold.

Selv om SGIS gir gode muligheter for å modellere en skogbehandling der en vektlegger ulike tiltak for bevaring av biologisk mangfold, vil det være flere begrensninger ved detaljeringsgraden til modellen i forhold til å vurdere verdien av tiltakene opp mot artenes økologiske krav (der vi kjenner dem noenlunde godt). For å kunne gi en bedre vurdering av tiltakenes kvalitet er det behov for mer spesifiserte resultater, for eksempel ved å skille mellom ulike lauvtreslag, angi type av lukket hogst mer presis og definere gammelskog ut fra biologiske premisser. I tillegg vil tiltakenes realisering i et konkret skoglandskap med en gitt romlig struktur og driftshistorie ha mye å si for tiltakenes verdi for arter og økologiske pro-

sesser. Det vil også være andre egenskaper i skoglandskapet som kan ha stor betydning for biologisk mangfold, og som vil bli påvirket av forskjellige drifts- eller bevaringstiltak. Mengde og kvalitet av død ved er for eksempel en faktor av stor betydning for mange arter, men denne er ikke tatt eksplisitt med i denne studien (eller i Levende Skogs standarder). Endelig vil det som nevnt over, være forskjell på de økologiske kravene til ulike arter og artsgrupper, slik at generelle utsagn om verdi for biologisk mangfold i beste fall blir upresise. Det er følgelig både behov for bedre kunnskap om skogøkologi og arters respons på habitatendringer forårsaket av skogbruk og for økt detaljeringsgrad og realisme ved slike analyser, før vi kan foreta kvantitative koblinger mellom beregninger av kostnader ved ulike bevaringstiltak og nytten av de samme tiltakene for biologisk mangfold. Dette må imidlertid til dersom vi skal kunne gi presise råd om hvordan biologisk mangfold i skog skal kunne bevares på en mest mulig kostnadseffektiv måte.

5. Konklusjon

Til tross for enkelte usikkerhetsfaktorer, gir denne studien en god indikasjon på hvilke effekter dagens miljøstandarder for norsk skogsertifisering og et skogbruk som prioriterer biologisk mangfold har på virkeproduksjonen, skogutvikling og skogstruktur.

Under de gitte forutsetninger og praktisering vil ikke Levende Skogstandardene gi en dramatisk nedgang i nåverdi. Størst effekt er knyttet til nøkkelbiotoper, buffersoner og skjermstillingshogst. Ved å innføre sterke miljørestriksjoner vil vi få en kraftig reduksjon i nåverdi, men det vil likevel være mulig å kombinere med økonomisk lønnsom virkeproduksjon. Ved et slikt alternativ er de største kostnadene knyttet til nøkkelbiotoper og spesielle naturområder, minimum gammelskogandel og forlenget omløpstad. Selv om vår analyse er basert på beregninger foretatt for et spesifikt skogområde, vil disse mønstrene trolig være generelle, men de faktiske nivåene vil kunne variere betydelig med arealfordelingen av ulike vegetasjonstyper, nøkkelbiotoper og skogens aldersstruktur.

De analyserte bevaringstiltakene vil ha ulik verdi for biologisk mangfold. Tiltak som i stor grad forsøker å ivareta skogens opprinnelige struktur og dynamikk antas å ha størst verdi, og slike tiltak ser også ut til å ha høyest kostnad. Tiltak som er lettere å innpasse i et praktisk skogbruk, vil trolig ha generelt lavere verdi for biologisk mangfold. Både ulike bevaringstiltak og effektene på ulike deler av det biologiske mangfoldet må imidlertid spesifiseres bedre enn det har vært mulig i denne analysen dersom vi skal kunne angi nytteverdien av bevaringstiltak med større sikkerhet.

Generelt er studien av interesse ved at den viser hvordan miljøhensyn kan implementeres i praktisk langsiktig skogplanlegging og gi relevant informasjon til beslutningstagere i skogbruket. Imidlertid er det betydelig potensial for forbedring både omkring kunnskap om skogøkologi og arters respons på habitatendringer forårsaket av skogbruk, samt detaljeringsgrad på resultater ved slike analyser. Utfordringen framover ligger i å kvalitativt vurdere de ulike restriksjonene opp mot hverandre for å få en sikrere vurdering av hvilke tiltak som er mest kostnadseffektive.

Del IV: Konklusjoner og anbefalinger

*Arild Vatn, Even Bergseng, Erik Framstad og
Birger Solberg*

Formålet med denne avsluttende delen av rapporten er å presentere hovedkonklusjoner og anbefalinger for politiske myndigheter med utgangspunkt i de erfaringer vi har gjort i dette prosjektet. Først vil vi presentere noen konklusjoner vedrørende verneform. Deretter følger anbefalinger med hensyn på prosess og kompensasjonsform, før vi avslutter med noen punkter om framtidige kunnskapsbehov.

1. Verneformer

Av de analysene som er dokumentert i denne rapporten, har vi sett at skogeiere først og fremst ønsker vern kombinert med bruk – dvs. vern i form av skjøtselstiltak (se delrapport III). Vi har også sett at slikt vern er forholdsvis billig så lenge tiltakene er på nivå med dem som gjelder for 'Levende Skog' og lignende³⁸. Effekten med hensyn på det biologiske mangfoldet er vanskelig å bedømme, men synes å variere ganske mye. Vern av nøkkelbiotoper – dvs. den delen av Levende Skog-konseptet som tilsvarer absolutt vern/fredning – er det mest virkningsfulle tiltaket, men også det dyreste, selv om det er ment å dekke relativt små arealer.

For å få økt effekt mhp biologisk mangfold, kan man tenke seg to forskjellige hovedstrategier sammenlignet med restriksjoner av typen Levende Skog. Man kan sette inn enda strengere begrensninger på drifta eller man kan øke arealet som er under absolutt vern. Gitt en samlet kostnadsramme for tiltakene, vil man kunne verne et større areal med den første typen vern enn den andre. Analysene våre antyder at særlig tiltak som større innslag av gammelskog og lengre omløpstid vil øke det biologiske mangfoldet, men dette er også relativt kostbare tiltak. Så mens Levende Skog-alternativet reduserte nåverdien av skogsdrift med i størrelsesorden 6% pr. ha i vårt case (delrapport 3), så ble reduksjonen i størrelsesorden 40% i det vi har kalt biologisk mangfold-alternativet, som bl.a. innebærer mye lengre omløpstid/mer gammelskog, mer omfattende buffersoner og innslag av lukket hogst. Absolutt vern vil på sin side redusere nåverdien til null.

Vi har i dette prosjektet ikke hatt anledning til å se grundig på de forskjellige effektene av de tre alternativene. Det er en meget omfattende oppgave. Men siden kostnadene stiger så pass raskt ved å innføre restriksjoner på nivå med biologisk mangfold-alternativet, kan det i det minste reises spørsmål ved om det er fornuftig å forfølge denne typen strategi. Selv om man kan få vernet i størrelsesorden 2 - 2,5 ganger arealet ved absolutt vern for samme kostnad, er det langt fra sikkert at dette gir mer biologisk mangfold. Videre vil behovet for opplæring og kontroll bli langt høyere ved strenge skjøtselsregler sett i forhold til absolutt vern.

Når det gjelder kostnadene ved strategier av typen Levende Skog/Grønare skog, så bæres de i vesentlig grad av skogeier selv. Det skyldes

³⁸ Tilsvaret 'Grønare skog' i Sverige

ikke minst at de gir grunnlag for sertifisering som igjen er en forutsetning for å få levert tømmer til god pris. Vern av nøkkelbiotoper er det dyreste elementet i Levende Skog-opplegget. I Norge er det for eksempel i ferd med å utvikles en praksis der vern av slike biotoper er skogeiers ansvar for arealer inntil 1% av totalarealet. Dette har ikke skapt noen synlig konflikt. Derimot har vern av 1% via båndlegging skapt store motsetninger. Det ser altså ut til å være slik at å verne 1% av arealet på alle skogeiendommer er relativt problemfritt til og med på eiers bekostning, mens å verne hele (eller mye av) arealet på 1% av eiendommene skaper store motsetninger selv om det gis kompensasjon.³⁹ Tendensen er lignende i Sverige og Finland, men langt fra så sterk.

Det er selvsagt stor forskjell mellom å spre ansvaret på alle skogeierne framfor å 'la det gå ut over noen få'. Likevel er det interessant at reaksjonene er blitt så forskjellige, ikke minst gitt det faktum at kompensasjon gis ved statlig båndlegging. I den forbindelse vil vi understreke at spørsmålet om hvem som skal bære kostnadene er et rettighetsspørsmål. Det kan være urettferdig at bare et fåtall må opphøre (vesentlige deler av) sin skogsdrift for å sikre nok sammenhengende verneområder for fellesskapet. Samtidig er ikke dette noe argument for at det er samfunnet som nødvendigvis må bære kostnadene. Dersom vern av biologisk mangfold oppfattes som skogeierne ansvar, kan problemet med at noen rammes mer enn andre, løses ved å gjøre skogeierne ansvarlige i fellesskap for at tilstrekkelig areal vernes. Det betyr at de skogeierne som ikke omfattes av vern, betaler de som blir pålagt vern. Det er ingen ting i selve eiendomsrettsbegrepet som tilsier at skogeiere har rett til å redusere biologisk mangfold. Går vi til et annet område – for eksempel Forurensningsloven – er det ikke slik at eiendomsretten gir en bedrift retten til å forurense. Her gjelder forurenser skal betale prinsippet. Dette betyr ikke at all forurensning er forbudt, men bedriftene må (i all hovedsak) bære kostnadene ved å redusere utslippene til det nivået samfunnet setter.

Minst to spørsmål kommer da opp i forbindelse med biologisk mangfold i skog: For det første: Hvor mye blir det biologiske mangfoldet redusert ved ulike hogstinngrep? For det andre: Dersom det biologiske mangfoldet reduseres, hvordan bør man fordele ansvaret mellom grunneiere og samfunnet? Hoveddebatten har stått om det siste spørsmålet. Her er det slik at det offentlige må vurdere hva som er rimelig og fornuftig fordeling av ansvar ved å definere hva eiendomsretten gir rett til.

Dersom samfunnet mener at skogeier ikke har ansvar for å bevare det biologiske mangfoldet, må eier kompenseres for eventuelle tap. Det er denne rettsoppfatningen som i all hovedsak gjelder i Norden, dvs. visse bevaringstiltak er som nevnt skogeiers ansvar, men ut over dette dekkes kostnadene av det offentlige. Gitt dette utgangspunktet, blir det viktig hvordan prosessen mellom myndigheter og skogeiere legges opp. Å stu-

³⁹ 1 % tilsvarer den andelen av arealet som er underlagt absolutt vern i Norge i dag – som reservatvern.

dere hvilke sammenhenger som gjelder på dette området, har vært et hovedanliggende for prosjektet.

2. Prosess

Når det gjelder betydningen av prosess og konsekvenser av ulike verneprosesser, har prosjektet gitt økt innsikt både prinsipielt og praktisk. På det prinsipielle planet har vi først og fremst erfart at når samfunnet har sagt at rettighetene ligger hos skogeier, så må også skogeier behandles som likeverdig part. Dersom dette ikke skjer, kan det utvikles stor misnøye og 'onde sirkler' av mistillit og mistro som det kan være meget vanskelig å snu.

Opplegget for barskogvern i Norge har tydelig karakter av slik mistillit. Dette er kommet klart fram i analysene våre (delrapport II). Vernemyndigheten har hatt rett til å definere verneformål og verneareal. Eiers rettigheter er ivaretatt gjennom offentlig fastsatt kompensasjon av de arealer myndighetene finner det fornuftig å verne. Denne formen for prosess og denne kombinasjonen av ansvar har vist seg konfliktskapende. I den grad det er et mål å redusere slik konflikt, vil en prosess bygd på mer aktiv deltakelse fra eiersiden være viktig. Det synes også å være slik at deltakelse gjør grunneierne mer positive til vern. I følge analysene våre synes følgende å være spesielt viktig:

- å involvere partene tidlig og således vise at de er en likeverdig part i prosessen
- å gjennomføre prosessen på en kompetent måte både faglig og kommunikasjonsmessig – ta seg god tid i involveringsfasen
- å sikre at det offentlige oppfyller sine forpliktelser raskt – spesielt at kompensasjon utbetales raskt

Det totale omfanget av vernet vil være fastsatt og bestemt av politiske vedtak og prosesser der ulike parter har gitt uttrykk for sine synspunkter og der ulike former for tiltak har vært diskutert. I praktisk implementering kan selvsagt ikke omfanget av vernet være noe som partene kan forhandle om seg imellom. Det må, slik ansvarsfordelingen er, fastsettes av de ansvarlige myndighetene, mens løsninger vedrørende gjennomføring kan finnes i fellesskap. Når det gjelder kommunikasjon og faglig tillit, synes det videre viktig hvem som har kontakt med skogeierne. Skogfaglig kompetanse synes å virke brobyggende i et landskap som ellers lett blir fylt av mistenksomhet. Dette har kommet fram som et viktig element i forklaringen på hvorfor konfliktnivået er så mye høyere i Norge, idet miljømyndighetene der former 'første linje' mot skogeier, mens skogmyndighetene spiller en langt mer sentral rolle i Finland og Sverige. Om dette bare skyldes det ulike tillitsforholdet eller om det også skyldes ulik samarbeidsvilje hos skogeierne, kan vi ut fra vårt materiale ikke si noe

om. Det forhold at verneformene i Finland og Sverige synes noe mer 'lempelige' sammenlignet med de som er valgt i Norge, kan også være en del av forklaringen. I Sverige og Finland benyttes mer avtalebasert vern og i noen grad tidsbegrenset vern. Det har ikke vært mulig innenfor rammen av vårt prosjekt å si noe om slike løsninger har påvirket kvaliteten av vernet, men konfliktnivået er ubetinget lavere.

Prosjektet har naturlig nok bare kunnet studere erfaringer med løsninger som har vært brukt en tid. I løpet av det siste drøye året har vi sett at det er startet opp flere forsøk med mer involverende prosesser. Her er det i prinsippet mulig å tenke seg minst tre veier å gå dersom man baserer seg på at skogeier har full rett til å bestemme over arealenes bruk:

- a) kjøp og salg av verneområder eiendomsvis – dvs. etablering av en form for børs hvor selgere av arealer til verneformål møter det offentlige som kjøper (evt. miljøorganisasjoner).
- b) avtalebasert vern innenfor rammen av en fellesskapsløsning – basert på informasjonsmøter, opinionsbygging. Avtaler som inngås med basis i disse møtene eller nettverkene kan i neste omgang inkludere enkeltskogeiere og grupper av skogeiere, eller etableres via skogeierorganisasjoner
- c) fortsatt båndlegging, men med betydelig økt innslag av deltakelse i prosessen

Forskjellen mellom a) og b) er knyttet til måten partene kommuniserer på og hvordan informasjon bringes fram. Et rendyrket system av type a) innebærer at kjøper byr fram produktet og selger vurderer hva som er verdt å kjøpe. Et opplegg av type b) innebærer at det etableres arenaer for kommunikasjon mellom skogeiere og myndigheter der ikke bare informasjon om hva myndighetene ønsker å kjøpe presenteres, men der verdien av vern diskuteres og økt gjensidig forståelse med hensyn på de involverte verdiene kan utvikles. Det siste kan være viktig både for å sikre tilstrekkelig interesse for å selge arealer til vern, for å sikre at man finner de riktige arealene og for å hjelpe fram løsninger der flere skogeiere deltar dersom det er ønskelig å verne sammenhengende arealer.

Løsning a) fungerer best når skogeier er den som vet best hvilke arealer som bør vernes (dvs. har høy verdi for det offentlige). Det er langt fra gitt at dette er tilfelle, spesielt siden vurdering av biodiversitet er en spesialistoppgave. Det kan videre være en utfordring å få til samarbeidsløsninger på tvers av flere eiendommer om ikke verneprosessen innebærer innslag av arenaer både for meningsutveksling og meningsdannelse.

Avtalebasert vern/kjøp og salg har åpenbare fordeler mht å redusere konflikt. Det kan være at verneinteressene oppfatter at det gir for mye makt til eiersiden, men igjen vil vi understreke at dette er et rettighets-spørsmål. Konfliktene i Norge illustrere at slike spørsmål ikke kan håndteres gjennom 'glidende prinsipper' om hvem som har rett til hva. Hva

som er skogeiernes ansvar og hva det offentlige må bære kostnadene for, må avklares prinsipielt – ikke gjennom hvilken innflytelse, makt og inn-sikt som sikres i kraft av de administrative systemene som velges. Systemene må velges med basis i rettighetsforståelsen, ikke omvendt.

Samtidig som konfliktpotensialet reduseres ved avtalebaserte løsninger, kan det reises spørsmål ved om ikke kvaliteten på vernet også blir redusert. Avtalebasert vern betinger at det finnes selgere til arealer av de kvaliteter som ønskes vernet. Gitt at mange ikke vet hvilke biologiske verdier de sitter på og at det også er en betydelig andel skogeiere som ikke kan tenke seg å selge skog til vern fordi de ikke ser noe fornuft i det (dvs. en situasjon karakterisert av verdikonflikt), kan det være at tilbudet ikke møter de behovene myndighetene definerer. Da har man to veier å gå – legge økt arbeid i å engasjere skogeiere i å delta/økt informasjonsvirksomhet, eller fortsatt bruk av båndlegging. Ut fra resultatene i vår studie er det grunn til å hevde at sistnevnte løsning vil opprettholde konfliktnivået om man ikke foretar endringer mhp hvordan dette opplegget gjennomføres – jfr over. Derfor er det viktig at slike løsninger først velges etter at avtaleveien er forsøkt og med stor åpenhet i prosessen.

3. Kompensasjon

Analysene våre viser at både form og nivå på kompensasjonen gitt ved båndlegging av arealer kan være opphav til konflikt. I en diskusjon mellom det offentlige og skogeiere vil det selvsagt alltid stå strid om prisen så lenge den fastsettes via et offentlig skjønn. Ved et avtalebasert vern vil man omgå det problemet. Det viktigste er likevel at man fjerner effekten av det som i litteraturen kalles 'tapsaversjon'. Ved båndlegging oppfatter skogeiere at han/hun taper noe som i utgangspunktet er sitt. Forskning viser at dersom man fratas noe, må man gjerne kompenseres 2-4 ganger det beløpet man er villig til å betale for å kjøpe et tilsvarende gode. Selv om vår undersøkelse på dette området har begrenset omfang, gir den resultater nettopp i samme størrelsesorden. Da er det ikke overraskende at det skapes konflikt om det er markedsverdien som legges til grunn ved kompensasjon.

I denne sammenhengen er det viktig å påpeke at oppfattelsen av hva som er legitim myndighetsutøvelse fra statens side kan ha avgjørende betydning for hvilken kompensasjon det er nødvendig å gi for at skogei-erne skal være fornøyd selv ved båndlegging. Det benyttes stort sett samme prinsipp for utregning av kompensasjonsbeløpene i alle de nordiske landene, men konflikten om dette er mindre i Finland og Sverige enn i Norge. Samtidig har vernet høyere legitimitet blant skogei-erne undersøkelsen omfatter i disse landene sammenlignet med Norge. Legitimiteten til politikken kan sies å påvirke graden av tapsaversjon. Dess lavere legitimitet dess større tapsaversjon.

I dag benyttes i hovedsak engangsutbetaling av kompensasjonsbeløpet i både Sverige og Norge, mens det i Finland er mer vanlig med løpende (periodiserte) utbetalinger. Skogeiere ser åpenbart ulikt på hva som er beste form. Det er en forholdsvis lik fordeling mellom dem som ønsker engangsbetaling, løpende betaling og makeskifte, når vi spør om hva eier foretrekker. Sistnevnte betalingsform kan være vanskelig å få til, men analysene tilsier at man i alle fall bør være fleksibel og kunne praktisere ulike løsninger alt etter hva eier foretrekker. Makeskifte og større innslag av løpende utbetalinger vil også være en fordel for det offentlige i en situasjon med stramme budsjetter og der det haster med å få etablert vern.

4. Kunnskapsbehov

Som følge av prosjektet har vi identifisert tre hovedtyper kunnskapsbehov som er viktige for å sikre forbedringer av vernet av biodiversitet i skog og våtmark. Det ene gjelder økt kunnskap om hvilke verneformer som er mest fornuftige. Det andre gjelder økt kunnskap om effekten av ulike former for prosess – ikke minst avtalebasert vern – på kvaliteten av vernet og skogeieres holdninger. Det tredje gjelder hvilket syn andre grupper i samfunnet har på en utvikling der vern i økende grad blir avtalebasert.

Når det gjelder spørsmålet om verneformer, er det manglende kunnskap mht hva som er en fornuftig kombinasjon av 'lettere' skjøtselsbasert vern (f.eks. Levende Skog), mer omfattende skjøtselsreguleringer samt absolutt vern. Vi har i dag ikke god nok økologisk kunnskap for å vurdere hvilke løsninger som bør prioriteres eventuelt hvilken kombinasjon av disse som er mest fornuftig. I dette ligger både manglende innsikt i det biologiske mangfoldets faktiske fordeling og dynamikk i tid og rom samt mangelfull kunnskap om konsekvensene av ulike driftsopplegg og bevaringstiltak.

Rent konkret kunne det være interessant å vite om det er bedre å underlegge alt arealet en regulering av type Levende Skog eller om vi heller bør velge ut absolutt vern på 6% av alt skogarealet. Med forbehold om at våre tall vedrørende Levende Skog er fra ett case, så er kostnadene for disse løsningene i samme størrelsesorden. Kanskje bør man oppheve alt absolutt vern og heller legge ut 2-3 ganger dette arealet under et langt mer omfattende skjøtselskrav enn Levende Skog? På samme måten kan man spørre om hvor mye mer areal må legges under tidsbegrenset vern – for eksempel 50 år – sammenlignet med om man velger vern for all framtid. Analysene våre indikerer at tidsbegrenset vern er langt lettere å akseptere for skogeierne enn vern for all framtid, men vi vet ikke hvor verdifulle disse løsningene er sett i forhold til hverandre.

Det vil uten tvil ta tid å få fram sikker kunnskap på et så komplekst område som dette. Vi vil derfor også anbefale at man på kortere sikt setter inn noe ressurser med sikte på å avklare hva som kan være de mest robuste strategiene å benytte gitt det kunnskapsnivået man har i dag.

Når det gjelder analyser av effekter av avtalebasert vern, har vi betydelig muligheter til å vinne ny kunnskap nå fordi det er flere nye løsninger under utprøving. Det gjelder i både Finland, Norge og Sverige. De fire delprogrammene under METSO-programmet i Finland er spesielt interessante da de på mange måter prøver ut spekteret fra rene auksjoner til mer deltakende respektive samarbeidsbaserte løsninger. I Norge er det under utvikling et opplegg for avtalebasert vern i regi av Norges skogeierforbund. Det er etter vår kunnskap ikke etablert noe forskning i tilknytning til opplegget.

Det interessant ved disse nye eksperimentene er å vinne kunnskap om effekten av mer involvering og avtalebasert vern med mer vekt på kvaliteten av vernet sett i forhold til kostnadene. Men det er også viktig å få dypere innsikt i hvordan de ulike verneformene virker på holdningene blant skogeierne og konfliktnivået. For å få et godt grep om dette, kreves ikke minst at man legger inn ressurser med sikte på sammenlignende studier på tvers av de ulike prøveprosjektene.

Vi har i denne rapporten lagt stor vekt på å forstå konflikten mellom myndigheter og skogeiere. Økt deltakelse fra skogeierne i verneprosessen har et klart potensial mhp å redusere konfliktnivået. I forhold til dette er det også av interesse å få fram kunnskap om hvilke løsninger allmennheten synes er mest fornuftig. Gevinsten er selvsagt begrenset dersom de løsninger som velges framover, det gjelder både verneformer og prosess, har lav legitimitet i befolkningen mer generelt.

Referanser

- Aftenposten. 2004. Hugde egen skog, må seks måneder i fengsel.
<http://www.aftenposten.no/nyheter/miljor/articla930860.ece>
- Allardt, E. 1985. *Sociologi: Symbolmiljø, samhøllsstruktur ock institutioner*. Stockholm: AWE/Gebbers.
- Andrén, H. 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecological Bulletins* 46: 171-181.
- Angelstam, P., M. Dönn-Breuss, M. og J.-M. Roberge. 2005. Targets and tools for the maintenance of forest biodiversity. *Ecological Bulletins* 51. (I trykk).
- Angelstam, P. og P. Rosenberg. 1993. Aldrig, sällan, ibland, ofta. *Skog og Forskning* 1/93: 34-41.
- Anon. 1996. *Overenskomst mellom Næringslivets Hovedorganisasjon og Skogbrukets Landsforening på den ene siden og Landsorganisasjonen i Norge og Fellesforbundet og vedkommende avdelinger av forbundet på den annen side. Lønnsatser*. Oslo. 109 s.
- Árnason, R. og H. Gissurarson. 1999. *Individual Transferable Quotas in Theory and Practice*. Reykjavik: University of Iceland Press.
- Arrow, K. 1969. The organization of economic activity. Issues pertinent to the choice of market versus nonmarket allocation. In *The Analysis and Evaluation of Public Expenditure: The PPB System*. Vol. 1. U.S. Joint Economic Committee, 91st Congress, 1st Session. Washington D.C.: U.S. Government Printing Office, pp.59-73.
- Aubert, V. 1979. *Sosiologi. 1. Sosialt samspill*. Oslo: Universitetsforlaget.
- Becker, G. 1976. *The Economic Approach to Human Behavior*. Chicago: University of Chicago Press.
- Becker, G. 1996. *Accounting for Tastes*. Cambridge Massachusetts: Cambridge University Press.
- Blingsmo, K. R. 1984. Diametertilvekstfunksjoner for bjørk-, furu- og granbestand. *Rapport nr 7*, Norsk institutt for skogforskning. Ås. 22 s.
- Blingsmo, K. R. og A. Veidahl. 1992. Funksjoner for bruttopris av gran- og furutrær på rot. *Rapport nr 8*, Skogforsk. Ås. 23 s.
- Bromley, D.W. 1989. *Economic Interests and Institutions. The Conceptual Foundations of Public Policy*. Oxford: Basil Blackwell.
- Braastad, H. 1966. Volume tables for birch. *Meddelelser fra Det norske skogforsøkvesen* 21: 265-365.
- Braastad, H. 1977. Tilvekstmodellprogram for bjørk. *Rapport 1/77*: 1-17, Avdeling for skogbehandling og skogproduksjon, Norsk institutt for skogforskning. Ås.
- Braastad, H. 1980. Tilvekstmodellprogram for furu. (Growth model computer program for Pinus sylvestris). *Meddelelser fra Norsk institutt for skogforskning* 35: 272-359.
- Braastad, H. 1982. Naturlig avgang i granbestand. *Rapport nr 12*, Norsk institutt for skogforskning. Ås. 46 s.
- Braastad, H. 1983. Produksjonsnivået i glissen og ujamn granskog. *Rapport nr 7*, Norsk institutt for skogforskning. Ås. 42 s.
- Børset, O. 1986. *Skogskjøtsel II*. Skogskjøtselens teknikk. Landbruksforlaget. Oslo. 455 s.
- Camenson, D., K. Sleavin og K. Greer. 1996. Spectrum: an analytical tool for building natural resource management models. I: Päävinen, R., L. Roihuvuo og M. Siitonen (red.): *Large scale forestry scenario models: experiences and requirements*. Proceedings No 5, European Forest Institute, Joensuu, s. 133-142.
- Camerer C.F. og G. Loewenstein. 2002. *Behavioral Economics: Past, Present, Future*. Princeton NJ, Princeton University Press.
- Carlsson, M. 1999. A method for integrated planning of timber production and biodiversity: a case study. *Canadian Journal of Forest Research* 29:1183-1191.

- Clark, J., J. Burgess og C.M. Harrison. 2000. "I struggled with this money business": respondents' perspectives on contingent valuation. *Ecological Economics* 33:45-62.
- Coase, R.H. 1960. The Problem of Social Cost. *The Journal of Law and Economics* 3:1-44.
- Commons, J.R. 1931. Institutional Economics. *American Economic Review* 21:648-657.
- Dahlman, C.J. 1979. The Problem of Externality. *The Journal of Law and Economics* 22:141-162.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1999. *Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998*. DN-rapport nr. 3. Direktoratet for naturforvaltning. Trondheim. 161 s.
- Dryzek J.S. 2002. *Deliberative Democracy and Beyond*. Liberals, Critics, Contestations. Oxford: Oxford University Press. Paperback edition.
- Eggertsson, T. 1990. *Economic behavior and institutions*. Cambridge Survey of Economic Literature.
- Eid, T. 2002. En vurdering av eksisterende diameter- og høydefordelingsmodeller. *Rapport fra skogforskningen* 4, Norsk institutt for skogforskning. Ås. 24 s.
- Eid, T. og K. Hobbelstad. 2000. AV-VIRK-2000: A large-scale forestry scenario model for long-term investment, income and harvest analyses. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 472-482.
- Eid, T., H.F. Hoen og P. Økseter. 2001. Economic consequences of sustainable forest management regimes at non-industrial forest owner level in Norway. *Forest Policy and Economics* 2: 213-228.
- Eid, T., P. Økseter, og H.F. Hoen. 1998. Økonomiske konsekvenser av tiltak for et bærekraftig skogbruk: resultater for noen gårdsskogeierdommer. *Rapport fra skogforskningen* 1998:9. Norsk institutt for skogforskning. Ås. 41 s.
- Elster, J. 1998. Introduction. I: Elster, J. (red.): *Deliberative Democracy*. New York, Cambridge University Press, s. 1-18.
- Eriksen, O.E. 2001. Hvorfor deliberativt demokrati? *Working paper* 01/15. Arena. www.arena.uio.no.
- Eriksen, R. 2004. Skogeiers holdning til vern av biologisk mangfold i skog. *Mastergradsoppgave* ved Institutt for økonomi og ressursforvaltning. Norges landbrukshøgskole, Ås. 106 s. + 12s. vedlegg.
- Eriksson, L.O. 1983. Long range forestry planning - A case study of a forest in a transition period. *Rep. Dept. of Operational Efficiency* 154:1-78, Swedish Univ. of Agric. Sciences. Garpenberg.
- Esseen, P.A., B. Ehnström, L. Ericson og K. Sjöberg. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16-47.
- Etzioni, A. 1988. *The Moral Dimension: Toward a new Economics*, New York: The Free Press.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Faustmann, M. 1849. Calculation of the value which forest and immature stands possess for forestry. I: *Gene, M. (red.): Martin Faustmann and the evolution of the discounted cash flow*. Oxford Institute Paper 42, 1968. 27-55 s.
- Forststyrelsen. 2005. *Naturskyddsområdene i Finland*. <http://www.metsa.fi/naturtjanster/skyddsomraden/myrkarta.htm>
- Framstad, E., E. Romstad, A. Svendsrud og B. Solberg. 2000. Biologisk mangfold i skogen i de Nordiske land. *Rapport TemaNord* 2000:607. Nordisk Ministerråd, København.
- Framstad, E., B. Økland, E. Bendiksen, V. Bakkestuen, H. Blom og T.B. Brandrud. 2002. Evaluering av skogvernet i Norge. *NINA Fagrapport* 54. NINA, Oslo.
- Framstad, E. og T. Bekkby. 2004. Virkemidler for forvaltning av biologisk mangfold. Delprosjekt 1: Operasjonalisering av biologisk mangfold. *Rapport TemaNord* 2004:510. Nordisk Ministerråd, København. 48 s. + vedlegg.
- Fries, C. og T. Lamas. 2000. Different management regimes in a boreal forest landscape: ecological and economic effects. *Studia Forestalia Suecica* 208. 25 s.
- Gintis, H. 2000. Beyond *Homo Economicus*: evidence from experimental

- economics. *Ecological Economics* 35:311-322.
- Gjerde, I. og C. Baumann (red.). 2002. *Miljøregistreringer i skog - biologisk mangfold: Hovedrapport*. Norsk institutt for skogforskning, Ås. 224 s. ISBN 82-7169-993-8 (h.).
- Gobakken, T. 1995. *Konsekvenser ved bruk av en landskapsøkologisk planleggingsmodell i skogbruken*. Hovedfagsoppgave, Institutt for skogfag, NLH. Ås. 61 s.
- Gobakken, T. 2002. *Brukerveiledning til SGIS - et Skoglig Geografisk Informasjonssystem, Ver. 2.0*. Intern rapport. Institutt for skogfag, NLH, Ås, 26 s.
- Goodin, R.E. 1992. *Motivating Political Morality*. Oxford: Basil Blackwell.
- Gregory, R. 1986. Interpreting Measures of Economic Loss: Evidence from Contingent Valuation and Experimental Studies. *Journal of Environmental Economics and Management* 13:325-337.
- Groenewegen, J., C. Pitelis og S.-E. Sjöstrand (red.). 1995. *On Economic Institutions. Theory and Applications*. Aldershot: Edward Elgar.
- Guðnadóttir, H. 2004. Wetland in Iceland: An overview and future perspectives. *Skýrsla nr. R04:01*. Institute of Economic Studies, University of Iceland.
- Habermas, J. 1984. *The Theory of Communicative action. Volume one: Reason and the Rationalization of Society*. Boston: Beacon Press.
- Hanemann, W.M. 1991. Willingness to Pay and Willingness To Accept: How Much Can They Differ? *The American Economic Review* 81(3):635-647.
- Haugset, T., G. Alfredsen og M.H. Lie. 1996. *Nøkkelpotoper og artsmangfold i skog*. Siste Sjanse. Naturvernforbundet i Oslo og Akershus. Oslo. 110 s.
- Hedwall, P.O. 2004. Attitudes towards protection of biodiversity in forests – a case study of forest owners in Skåne, Sweden. *Examensarbete nr 59*, Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap. Alnarp. 72 s. + 29 s. vedlegg.
- Helgason, A. og G. Pálsson. 1998. Cash for Quotas: Disputes over the Legitimacy of an Economic Model of Fishing in Iceland. I Carrier, J.G. og D. Miller (red.): *Virtualism. A new Political Economy*. Oxford: Berg, pp 117-134.
- Henrich, J.R., B.S. Bowles, C. Camerer, E. Fehr, H. Gintis og R. McElrath. 2001. In Search of Homo Economicus: Behavioral Experiments in 15 Small-Scale Societies. *American Economic Review, Papers and Proceedings* 91(2):73-78.
- Hicks, J.R. 1939. The Foundations of Welfare Economics. *The Economic Journal* 49: 696-712.
- Hiedanpää, J. 2002. European-wide conservation versus local well-being: the reception of the Natura 2000 Reserve Network in Karvia, SW-Finland. *Landscape and Urban Planning* 61:113-123.
- Hodgson, G.M. 1988. *Economics and Institutions A manifesto for a Modern Institutional Economics*. Cambridge Polity Press.
- Hoen, H.F. 1996. Økonomi og bledningsskogbruk - en teoretisk analyse. I Woxholt, S. (red.): *Kontaktkonferanse skogbruk-skogforskning. Aktuelt fra skogforsk* 3:40-46.
- Hoen, H.F. 1998. Økonomiske konsekvenser av tiltak for et bærekraftig skogbruk : forutsetninger og metodebeskrivelse. *Rapport fra skogforskningen, Supplement 6*, Norsk institutt for skogforskning. Ås. 48 s.
- Hoen, H.F. og T. Eid. 1990. En modell for analyse av behandlingsalternativer for en skog ved bestandssimulering og lineær programmering. *Rapport 9*, Norsk institutt for skogforskning. Ås. 35 s.
- Hoen, H.F., T., Eid, K. Veisten og P. Økseter. 1998. Økonomiske konsekvenser av tiltak for et bærekraftig skogbruk. Forutsetninger og metodebeskrivelse. *Forskningsrapport, Supplement 6/98*. Institutt for skogfag, NLH. Ås. 48 s.
- Hoen, H. F. og T. Gobakken. 1997. Brukermanual for bestandssimulatoren GAYA v1.20. *Intern rapport*. Institutt for skogfag, NLH. Ås. 57 s.
- Hofstad, O. 1976. Economic and sociological analysis as a basis of the multiple use planning for Osloomarka. I: *XVI IUFRO World Congress, Oslo. Proceedings Division IV* 143-152 s.
- Holgen, P.H.B. 1999. Performance of planted and naturally regenerated seedlings in *Picea abies* dominated

- shelterwood stands and clearcuts in Sweden. *For. Ecol. Managem.* 127: 129-138.
- Holte, A. 1993. Diameter distribution functions for even-aged (*Picea abies*) stands. (Diameter distribution functions for even-aged (*Picea abies*) stands). *Meddelelser fra Skogforsk* 46. Ås. 47 s.
- Honoré, A.M. 1961. Ownership. I: *Guest, A.G. (ed.): Oxford Essays in Jurisprudence*. Oxford, Clarendon Press, s. 107-147.
- Horowitz, J.K. og K.E. McConnell. 2002. A Review of WTA/WTP Studies. *Journal of Environmental Economics and Management* 44:426-447.
- Hynynen, J., R. Ojansuu, H. Hökkä, J. Siipilehto, H. Salminen og P. Haapala. 2002. Models for predicting stand development in MELA System. *Research Papers Finnish Forest Research Institute* nr. 835. 116 s.
- Højrup, T. 1989. *Det glemte folk*. København, Statens Byggeforskningsinstitut.
- Jonsson, B.G. og N. Kruys (red.). 2001. Ecology of woody debris in boreal forests. I: *Ecological Bulletins* no 49. Oxford, Blackwell. 283 s.
- Kahneman, D. og J. L. Knetsch. 1992. Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction. *Journal of Environmental Economics and Management*, 22:57-70.
- Kaldor, N. 1939. Welfare propositions in economics. *Economic Journal*, 49:549-552.
- Knetsch, J. 2000. Environmental valuation and standard theory: behavioural findings, context dependence and implications. I: *Tietenberg, T. og H. Folmer (red.): The International Yearbook of Environment and Resource Economics 2000/2001: A Survey of Current Issues*. Cheltenham, Edward Elgar.
- Knudsen, C. 1993. Equilibrium, Perfect Rationality and the Problem of Self-Reference in Economics. I: *Mäki, U., B. Gustafsson og C. Knudsen (red.): Rationality, Institutions and "Economic Methodology"*. London, Routledge. s. 133-170.
- Korsbakken, I. 2004. Hvorfor frivillig vern? *Nationen* 03.12.2004.
- Krogh, E. 1998. *Samfunnsvitenskapelig perspektiv på naturressursforvaltning*. Notat til kurset "Natur- og ressursforvaltning i teori og praksis", Jegtvolden 3-5 november 1998. Institutt for økonomi og samfunnsfag, Norges landbruks høyskole.
- Kvakkestad, K., A. Svendsrud, T. Bekkby, E. Framstad, B. Solberg og A. Vatn. 2004. Mål og virkemidler med hensyn på biologisk mangfold i skog, myr og våtmark - En nordisk status. *Rapport TemaNord* 2004:511. Nordisk Ministerråd. København. 138 s.
- Laukkanen, M. 2005. *Policy instruments used in conservation of forest biodiversity and their implementation processes*. 37 s. Master thesis in Forestry Planning and Economics. Faculty of Forestry, University of Joensuu.
- Landbruksdepartementet. 1994. *Lov av 21. mai 1965 om skogbruk og skogvern (Skogbruksloven) : med endringer, sist ved lov av 11. juni 1993 nr. 96 (i kraft 1.januar 1994)*. Act relating to forestry and forest protection. Grøndahl Dreyer, Oslo.
- Lappi, J. 1992. JLP: a linear programming package for management planning. *Research Paper The Finnish Forest Research Institute* 414, Suonenjoki. 134 s.
- Lappi, J. 2003. *J-user's guide*. Version 0.7.8, desember 2003. Finnish Forest Research Institute. Suonenjoki Research Station.
- Levende Skog. 1998. Standardutredninger fra Levende Skog. *Levende Skogs rapport* 9a-d. Oslo. 508 s.
- Levende Skog. 2001. *Presisering av Levende Skogs standarder*. Levende Skog, Oslo. 10 s.
- Lundström, A. og Söderberg, U. 1996. Outline of the HUGIN system for long-term forecasts of timber yields and possible cuts. I: *Päivinen, R., L. Roihuvuo og M. Siitonen (red.): Large scale forestry scenario models: experiences and requirements. Proceedings No 5*, Eur. For. Inst., Joensuu. s. 63-77.
- Løvdal, I., A. Heggland, G. Gaarder, Ø. Røsok, D. Hjermann, og T. Blindheim. 2002. *Siste Sjanse metoden: En systematisk gjennomgang av prinsipper og faglig begrunnelse*. Siste Sjanse 2002-11. Siste Sjanse, Oslo. 151 s.
- Macinko, S. og D.W. Bromley. 2002. *Who Owns America's Fisheries?* Washington DC, Island Press.

- March, J.G. 1994. *A Primer on Decision Making. How Decisions Happen*. New York, The Free Press.
- Matsson, M. 2004. *Markägare i Stockholms län och deras inställning till biodiversitet och skydd av mark*. Arbetsrapport 123/2004, Institutionen för skoglig resurshushållning och geomatik. Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå. ISSN 1401-1204. 37 s. + 14 s. vedlegg.
- Metso. 2004. *The Forest Biodiversity Programme for Southern Finland 2002 – 2007*. http://www.mmm.fi/metso/TIEDOTUSMATE-RIAALL/esitteet_ja_kalvosarjat/metso_booklet.pdf
- Miljøministeriet. 2004. Uppfyllelsegrad för skyddsprogrammen. Oppdatert 14.06.04. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=65983&oglan=sv>
- Miljøstatus. 2005. Miljøstatus i Norge. Oppdatert 01.01.2005. http://miljostatus.no/templates/theme_page.aspx?id=2258#A
- Morgenstern, O. 1935 (1976). Vollkommene Voraussicht und wirtschaftliches Gleichgewicht. *Zeitschrift für Nationalökonomie*, 6. In English: Perfect foresight and economic equilibrium. I: Schotter, A. (ed.): *Selected Economic Writings of Oscar Morgenstern*, New York, New York Univ. Press. s. 169-183.
- Mønness, E. N. 1982. Diameter distributions and height curves in even-aged stands of *Pinus Sylvestris* L. *Reports of the Norwegian Forest Research Institute* 36(15). Ås. 43 s.
- Nationen. 2004. *Hestehandel med eienomsretten*. Reportasje 24.11. 2004.
- Naturvårdsverket. 2005. *Natura 2000 – en lathund*. Sett 26.02.2004 <http://www.naturvardsverket.se/dokument/natur/n2000/2000dok/lathund.htm>
- Næss, E. 2003. *Bruk eller vern? En studie av skogeieres holdninger til vern av biologisk mangfold i skog*. Hovedfagsoppgave ved Institutt for økonomi og samfunnsfag, Norges landbrukshøgskole, Ås. 88s. + 9 s. vedlegg.
- Næsset, E. 1997. A spatial decision support system for long-term forest management planning by means of linear programming and a geographical information system. *Scandinavian Journal of Forest Research* 12: 77-88.
- Næsset, E., T. Gobakken og H.F. Hoen. 1997. Economic analysis of timber management practices promoting preservation of biological diversity. *Scandinavian Journal of Forest Research* 12: 264-272.
- PEFC 2005. *PEFC council information register. Statistics on PEFC certification*. Lest 31. januar, 2005. <<http://www.pefc.cz/register/statistics.asp>>. 2005.
- O'Neill, J. 1993. *Ecology, Policy and Politics. Human Well-Being and the Natural World*. London, Routledge.
- Overgaard Nielsen, J.U. 2003. Virkemidler for bevaring af biodiversitet. En kvalitativ undersøgelse af fredninger og tilskudsordningen til urørt skov. Hovedoppgave, Institutt for skogfag, NLH. Ås. 116 s. + vedlegg.
- Paavola, J. 2003. Protected Areas Governance and the European Union's Habitats Directive. *Environmental Sciences* 1(1): 59-77.
- Rommetvedt, H. 1995. Strategi og deliberasjon i offentlige beslutningsprosesser. I: Eriksen, O.E. (red.): *Deliberativ politikk. Demokrati i teori og praksis*. Tano. s 105-129.
- Rose, D., M. McDill og H. Hoganson. 1992. Development of an environmental impact statement of statewide forestry programs: a Minnesota case study. *The Compiler* 10:18-27.
- Rülker, C., P. Angelstam, og P. Rosenberg. 1994. Ekologi i skoglig planering: förslag på planeringsmodell i Särna-projektet med naturlandskapet som förebild. *Redogörelse nr. 8*, The Forestry Research Institute of Sweden. Uppsala. 47 s.
- Samuelsson, J., L. Gustafsson og T. Ingelög. 1994. *Dying and dead trees. A review of their importance for biodiversity*. *Swedish Threatened Species Unit*. Uppsala, Sverige. 109 s.
- Schkade, D.A., og J.W. Payne. 1993. Where Do the Numbers Come From? How People Respond to Contingent Valuation Questions. I: Hausman, J.A. (ed.): *Contingent Valuation. A Critical Assessment*. Amsterdam, North Holland. s. 271-293.
- Siitonen, M. 1993. Experiences in the use of forest management planning models. *Silva Fennica* 27:167-178.

- Siitonen, M., K. Härkönen, H. Hirvelä, J. Jämsä, H. Kilpeläinen, O. Salminen og M. Teuri. 1996. *MELA handbook 1996 Edition*. The Finnish Forest Research Institute, Research Papers 622. Helsinki. 452 s.
- Simon, H.A. 1979. Rational Decision Making in Business Organizations. *The American Economic Review* 69(4):493-513.
- Sines, T.A. 2003. *En studie av barskogvernets fase II i Sør-Norge. Mastergradsoppgave ved Institutt for naturforvaltning*, Norges landbrukshøgskole, Ås. 69 s. + 10 s. vedlegg.
- Skogeieren. 2004. Ny vederlagsordning. *Skogeieren* nr 11/2004: 36.
- Skogens, E. 2004. *Bruka, bevara eller både og - Styrmedel for bevarande av biologisk mangfold på privat skogsmark i Västerbotten*. Uppsats för C-seminariet i statsvetenskap, Umeå universitet vårterminen 2004. 41 s.
- Skogsstyrelsen. 1994. *Skogsvårdslagens handbok*. Skogsstyrelsen. Jönköping, Sverige.
- Skogsvårdsstyrelsen. 2004. Skogsvårdsstyrelsens årsredovisning för budgetåret 2003. Näringsdepartementet. http://www.svo.se/vi/arsredovisn/ar03/SKS_arsredovisning_2003.pdf
- Skoklefeld, S. 1989. *Planting og naturlig foryngelse av gran under skjerm og på snauflate*. Rapport 6/89. Norsk institutt for skogforskning. Ås. 39 s.
- Smith, G., 2003. *Deliberative Democracy and the Environment*. London: Routledge.
- Solomon, R. 1984. *Not Passion's Slave. Emotions and Choice*. London: Oxford University Press.
- Spash, C.L. 2000. Multiple Value Expression in Contingent Valuation: Economics and Ethics. *Environmental Science Technology* 34:1433-1438.
- Stokland, J. N. 2000. Biologisk mangfold i Ski kommune. *NIJOS-rapport 06/2000*, Norsk institutt for jord- og skogkartlegging. Ås. 120 s.
- Strange, N., P. Tarp, F. Helles og J.D. Brodie. 1999. A four-stage approach to evaluate management alternatives in multiple-use forestry. *For. Ecol. Managem.* 124: 79-91.
- Svendsrud, A. 1994. Verdien av skog etter to forskjellige beregningsmåter. *Landbruksøkonomisk Forum* 1/94.
- Söderberg, U. 1986. Funktioner för skogliga produktionsprognoser : tillväxt och formhöjd för enskilda träd av inhemska trädslag i Sverige. *Rapport 14*, Sveriges lantbruksuniversitet. Avdelningen för skogsuppskattning och skogsindelning. Umeå. 251 s.
- Tilley, C. 1994. *A Phenomenology of Landscape: Places, Paths and Monuments*. Oxford, Berg Publishers.
- Tomter, S. M. 2000. SKOG 2000 - Statistikk over skogforhold og -ressurser i Norge. *NIJOS rapport 7/99* Norsk institutt for jord- og skogkartlegging. Ås. 84 s.
- Tveite, B. 1977. Bonitetskurver for gran. (Site index curves for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.)). *Rapport nr. 33*, Norsk institutt for skogforskning. 84 s.
- Tversky, A. og D. Kahneman. 1986. Rational choice and the framing of decisions. I: *Hogarth, R.M. og M.W. Rader (red.): Rational Choice: The Contrast Between Economics and Psychology*. Chicago, University of Chicago Press.
- UtiNaturen. 2005. Naturskyddsområdene i Finland. <http://www.metsa.fi/naturtjanster/nationalparker/index.htm>
- Vadjnal, D. og M. O'Connor. 1994. What is the Value of Rangitoto Island? *Environmental Values* 3:369-390.
- Vahtinen, M. 2004. *Forest owner's attitudes and adaptation towards policy instruments for safeguarding biodiversity in North Karelia, Finland*. Master thesis in Forestry Planning and Economics. Faculty of Forestry, University of Joensuu. 69 s.
- Varian, H.R. 1992. *Microeconomic Analysis*. New York: W.W. Norton og Company. 3rd edition
- Vatn, A. 2004. Valuation and Rationality. *Land Economics* 80(Feb.):1-18.
- Vatn, A. 2005a. Rationality, institutions and environmental policy. *Ecological Economics* (in press).
- Vatn, A. 2005b. *Institutions and the Environment*. Cheltenham, Edward Elgar Publishing Limited.
- Vatn, A. og D. Bromley. 1994. Choices without Prices without Apologies. *Journal of Environmental Economics and Management* 26:129-148.
- Veblen, T., 1898. Why is Economics not an Evolutionary Science. *Quar-*

- terly *Journal of Economics* 12:373-397.
- Walzer, M., 1983. *Spheres of Justice. A Defence of Pluralism and Equality*. New York, Basic Books Inc. Publishers.
- Weber, M., 1922 (1968). *Wirtschaft und Gesellschaft*. Engelsk versjon: *Economy and Society: An Outline of Interpretive Sociology*. New York, Bedminster Press. Oversatt av G. Roth og G. Wittich (1968).
- Weigård, J og E.O. Eriksen, 1998. Deliberasjon og demokrati. *Særtrykk nr 9801*. Bergen, LOS-senteret.
- Willig, R.D., 1976. Consumer surplus without apology. *The American Economic Review* 66(4):589-597.
- Xepapadeas, A.P., 1991. Environmental Policy under Imperfect Information: Incentives and Moral Hazard. *Journal of Environmental Economics and Management* 20(29):113-126.
- Yoshimoto, A. og J.D. Brodie. 1994. Short- and long-term impacts of spatial restrictions on harvest scheduling with reference to riparian zone planning. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 1617-1628.