

Analyse av inngrepsfrie naturområder i Norge

En empirisk analyse av tidstrend og underliggende økonomiske drivkrefter for endringen i inngrepsfrie naturområder i Norge i perioden 1988-2013

Trygve Kjensli

Masteroppgave i Samfunnsøkonomi

Trondheim, mars 2018

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet

Fakultet for økonomi

Institutt for samfunnsøkonomi

Forord

Denne oppgaven avslutter en femårig mastergrad i samfunnsøkonomi ved Institutt for Samfunnsøkonomi, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet. Jeg ønsker å takke min veileder, professor Anders Skonhoft, for hans tålmodighet og tilgjengelighet, og for gode og konstruktive tilbakemeldinger underveis i arbeidsprosessen. Ole Torbjørn Nyvoll i Miljødirektoratet takkes for datagrunnlag til oppgaven. Videre fortjener Nikolai Helth Gaukås en stor takk for språkvask og øvrige innspill. Til slutt vil jeg takke venner og familie for kjærighet og støtte, og Institutt for Samfunnsøkonomi for en flott studietid ved NTNU.

Trondheim, 1. mars 2018

Trygve Kjensli

Sammendrag

I denne oppgaven analyseres tidstrend for endringer i inngrepsfrie naturområder i Norge og underliggende makroøkonomiske drivkrefter som kan forklare disse. Analysen er på fylkesnivå for tidsperioden 1988 til 2013, med målinger i 1988, 1998, 2003, 2008 og 2013. Det benyttes absolutte tall og vekstrater for befolkning, BNP per innbygger og teknologisk utvikling til å forklare endringen i inngrepsfrie naturområder. Datamaterialet kategoriserer inngrepsfri natur i tre ulike kvaliteter: Landområder mer enn én, tre og fem km fra tyngre tekniske inngrep. Dette brukes til å undersøke hvilke drivkrefter som er sterkest for fylker som opplever endringer i ulike villmarkskategorier. Hovedfunnet i oppgaven er at den samlede påvirkningen fra befolkningsvekst og økonomisk vekst har vært litt sterkere enn påvirkningen den teknologiske utviklingen i 25-årsperioden som undersøkes. Dette reflekteres i reduserte villmarksarealer for samtlige fylker. Videre ser det ut til at fylker med høye nivåer på befolknings- og inntektstall taper relativt mer av villmark nærmest eksisterende inngrep, mens fylker med lave nivåer taper relativt mer av villmark lengst unna inngrep. Til slutt viser analysen ingen bevis for positive endringstall for inngrepsfri natur, noe som tyder på at menneskelige inngrep i naturen er irreversible på kort og mellomlang sikt.

Abstract

This paper analyzes the time trend for changes in wilderness land in Norway and underlying macroeconomic driving forces that can explain them. The analysis is at the county level for the period 1988 to 2013, with measurements in 1988, 1998, 2003, 2008 and 2013. The paper uses absolute numbers and growth rates for population, GDP per capita and technological progress are used to explain the change in wilderness land. The data categorizes wilderness land in three different qualities: land more than one, three and five kilometers from major technical installments. This is used to investigate which driving forces are strongest for counties that are subject to loss in different qualities of wilderness. The main finding of the paper is that the overall impact of population growth and economic growth has been stronger than the technological development in the 25-year period under investigation. This is reflected in reduced wilderness areas for all counties. Furthermore, counties with high levels of population and income seem to have lost relatively more of wilderness closest to existing technical interventions, while low-level counties lose relatively more wilderness far away from existing interventions. Finally, there is no evidence of positive changes in wilderness land for any county, which suggests that human intervention in nature is irreversible in short and medium term.

Innhold

1	Innledning.....	1
1.1	Problemstilling.....	1
1.2	Drivkrefter for miljødegradering	3
1.3	Villmarksarealene i verden og i Norge.....	5
1.4	Oppgavens oppbygging	6
2	Verdsetting av naturressurser	9
2.1	Irreversibilitet	9
2.2	Verdsetting av økosystemtjenester	10
2.2.1	Bruksverdier	12
2.2.2	Ikke-bruksverdier	12
2.2.3	Opsjonsverdi.....	13
3	Teori	15
3.1	BNP som mål på velstand og utvikling	15
3.2	Krutilla-Fisher-modellen	16
3.3	Modell for biodiversitet og irreversibilitet	22
3.4	IPAT-identiteten	27
3.4.1	Kritikk av IPAT.....	28
3.4.2	Utvidede varianter av IPAT	29
3.4.3	IPAT på endringsform.....	31
3.4.4	IPAT for villmarksområder	32
4	Deskriptiv statistikk.....	35
4.1	Inngrepstrie naturområder i Norge (INON)	35
4.2	Befolkningstall fra Fylkesfordelt Nasjonalregnskap	44
4.3	Inntektstall fra Fylkesfordelt Nasjonalregnskap.....	44
4.4	Feilkilder.....	45
5	Hypoteser	47
6	Resultater.....	49

6.1	IPAT-beregninger	50
6.2	IPAT-beregninger på endringsform.....	53
6.2.1	Hordaland	54
6.2.2	Nordland.....	57
6.2.3	Fastlands-Norge	59
6.3	Irreversibilitet	61
7	Oppsummering og konklusjoner	65
	Referanser.....	69
	Appendiks A.....	73
	Utelatt fra Skonhøft-modellen:.....	73
	Appendiks B.....	75
	Nåverdikrav og inkludering av kostnaden knyttet til tap av villmark.....	75
	Diskonteringstillegg for teknologitjenester	76
	Utbygging «nå eller aldri» fra Porter-modellen:	76
	Appendiks C.....	79
	Alternativ formulering av IPAT	79
	Appendiks D.....	81
	Befolkningstall fra Fylkesfordelt Nasjonalregnskap.....	81
	Inntektstall fra Fylkesfordelt Nasjonalregnskap.....	83
	Appendiks E	85
	Empirisk spesifisering	85
	Appendiks F	87
	INON-data.....	87
	Appendiks G.....	91
	IPAT-beregninger.....	91
	Appendiks H.....	95
	Endring i villmarksområder	95

1 Innledning

1.1 Problemstilling

I denne oppgaven presenteres en analyse av økonomiske drivkrefter som forklarer endringen i inngrepsfrie naturområder i Norge. Et område kategoriseres som inngrepsfritt eller inngrepsnært ut ifra avstand til nærmeste tekniske inngrep i naturen. Problemstillingen går ut på å undersøke hvordan de inngrepsfrie arealene på fylkesnivå påvirkes av makroøkonomiske faktorer som befolkning, bruttonasjonalprodukt per innbygger og teknologi, og å vise tidstrenden for endring i disse variablene. Siden økonomisk vekst er et av hovedmålene for den økonomiske politikken i Norge, er det viktig å belyse ulike former for miljømessige konsekvenser av en slik politikk. Solow (1974) viser at konvertering av naturressurser driver økonomisk vekst. Dette impliserer at økonomisk vekst kan føre til miljødegradering ved at økt etterspørsel etter innsatsfaktorer gjør at stadig mer naturområder bygges ut. Denne oppgaven kan gi politikere og beslutningstakere en overordnet innsikt i hvilke menneskelige drivkrefter som har størst betydning for endring av denne type arealer i Norge, og den kan gi en indikasjon på hvorvidt det er mulig å frikoble eventuelt tap av inngrepsfri natur fra økonomisk vekst.

Solem (1998) estimerte i sin avhandling hvilken betydning økonomiske faktorer har for utviklingen av ulike typer inngrepsfrie naturområder. Arbeidet fant en negativ sammenheng mellom bruttonasjonalprodukt (BNP) per innbygger og størrelse på villmarksarealer uttrykt som andel av totalt areal i fylkene og kontrollert for befolkningstettheten. Denne sammenheng var på marginen avtagende, men Solem fant ingen sammenheng som tilsa at villmarksarealene begynte å øke når fylket passerte et gitt inntektsnivå. Forholdet mellom miljødegradering (i form av tap av villmarksarealer) og inntektsnivå kunne altså ikke beskrives med en invertert U-kurve slik som det postuleres i blant annet Grossman og Krueger (1991). Resultatet er i tråd med det faktum at naturinngrep ofte er irreversible, i alle fall på kort sikt. Solem etterlyste data som var større i tidsdimensjonen. Den gangen var det bare to tidsobservasjoner, mens det i dag foreligger fem. Det betyr at man i dag har et bedre grunnlag for å si noe om utviklingen over tid og kan estimere mer pålitelige sammenhenger.

Bærekraft og irreversibilitet er sentrale begreper i utformingen av politikk som har med forvaltning av naturressurser å gjøre, og vil vies stor oppmerksomhet i denne oppgaven. Hvis

1 Innledning

uttømmingen av en ressursbeholdning er irreversibel, og det ikke finnes gode substitutter for tjenestene den bidrar med, så vil hastigheten på uttømmingen av ressursen ha store virkninger på bærekraften (Perman, 2003). Det kan enkelt argumenteres for at tap av urørt natur er en irreversibel prosess, spesielt i Norge siden dette er et land med arktisk klima og hvor det kan ta mange år bare for en skogsbilvei å gro igjen. På den andre siden er bevaring eller vern av et naturområde i teorien en reversibel beslutning i den forstand at et områdes status som vernet kan fjernes av beslutningstakerne. I praksis kan dette dog være vanskelig da terskelen for å oppheve vern av et naturområde synes svært høy. Dette betyr altså at vern ikke alltid er det riktige svaret på spørsmål knyttet til arealforvaltning.

Konservering av villmarksområder er betydningsfullt med tanke på rekreasjonsverdi. Rekreasjon har store helsemessige gevinster, og er dermed også viktig fra et folkehelseperspektiv (Norling, 2001). Videre er det en opsjonsverdi knyttet til urørt natur fordi vi ikke vet hvilke direkte eller indirekte verdier disse kan ha i fremtiden (Krutilla, 1967). Siden mange inngrep i naturen er irreversible, gir dette motivasjon til å være tro mot føre-var-prinsippet.

Naturen i Norge ses på som et offentlig gode også i internasjonal sammenheng fordi vi har mye villmarksområder i Norge sammenliknet med mange andre land i Europa. Summen av bruksverdiene og ikke-bruksverdiene utgjør det som kalles total samfunnsøkonomisk verdi («Total Economic Value», TEV). Siden det kan argumenteres for at flere av elementene i TEV ikke er internalisert i markedsprisene for konservering av villmark, er regulering nødvendig. Myndighetenes mål og virkemidler formuleres blant annet gjennom naturmangfoldloven og plan- og bygningsloven. Naturmangfoldloven skal ta vare på naturen blant annet gjennom vern av områder, og omfatter alle sektorer som forvalter natur eller tar beslutninger som får konsekvenser for naturen. Per juni 2017 var 17,1 %, eller omlag én sjettedel, av fastlands-Norge underlagt en eller annen form for vern (Statistisk sentralbyrå [SSB], 2017a). Det er tre ganger mer enn det var ved årtusenskiftet. Plan- og bygningsloven skal bidra til å samordne statlige, regionale og kommunale oppgaver og gi grunnlag for vedtak om bruk av vern og ressurser. Dette er den viktigste loven for å styre arealbruk utenfor vernede områder. Loven fungerer som et viktig verktøy i miljøvernforvaltningens arbeid for å sikre naturverdier.

Videre er oppsplittelse og ødeleggelse av leveområder den største og viktigste årsaken til at arters eksistens trues (Henriksen & Hilmo, 2015). Naturmangfoldloven (2009, §5) sier naturen

skal forvaltes på en slik måte at «(...) artene og deres genetiske mangfold ivaretas på lang sikt og at artene forekommer i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder». I rapporten *Norsk rødliste for arter* (Henriksen & Hilmo, 2015) finner forskerne at 2355 arter, eller omlag 11,3 %, av alle vurderte arter er enten kritisk truet, truet eller sårbare. Det er derfor utenfor enhver tvil at fragmentering av villmarksområder utgjør en trussel for biologisk mangfold og økosystemene i Norge, og dette er med på å motivere denne oppgaven.

1.2 Drivkrefter for miljødegradering

I 1955 observerte Simon Kuznets en sammenheng mellom nasjoners inntektsnivå og inntektsfordeling som var karakterisert ved en invers U-kurve (Kuznets, 1955). Dette indikerte at ulikhetene i inntekt ble større for økt nivå på inntekten til en nasjon, før de ble fallende ettersom inntektsnivået ble tilstrekkelig høyt. Grossman og Krueger (1991), Shafik og Bandyopadhyay (1993) og Panayotou (1993) gransket sammenhengen mellom inntektsutvikling og miljødegradering empirisk. Grossman og Krueger fant en omvendt U-sammenheng mellom luftforurensning (SO_2 og sot) og inntekt per innbygger, og navnet Kuznets ble knyttet opp mot sammenhengen mellom forurensning og økonomisk utvikling for første gang (Dinda, 2004). Dette ga grunnlag for debatten som fulgte i årene etter og frem til i dag omkring miljømessige konsekvenser av økonomisk vekst.

Environmental Kuznets Curve (EKC)-hypotesen postulerer altså at sammenhengen mellom inntektsnivå og miljødegradering har tilsvarende form som den originale Kuznets-kurven. Med dette menes at press på miljøet vokser opp til et visst nivå på inntekt, for så å synke. EKC reflekterer i så måte miljøutviklingen til et land etter hvert som inntekten til landet endres. Dynamikken er som følger: I første fase betraktes et utviklingsland. Etter hvert som inntekten øker, øker presset på miljøet fordi befolkningen bryr seg mer om materiell vekst enn om miljøet rundt dem. Når landet får enda litt bedre inntekt, utvikles nye produksjonsmetoder og ny teknologi, og miljøpresset reduseres. I siste fase er landet blitt så velstående at det, i tillegg til utvikling av avansert teknologi og utflytting av industri, vil være etterspørsel etter restriksjoner på forurensning. I dette tilfellet kan sammenhengen mellom den marginale endringen i miljødegradering og økt inntekt per innbygger være negativ. På denne måten kan miljøpresset sies å bli frikoblet fra den økonomiske veksten. (Perman et al., 2003a)

1 Innledning

Hvis EKC-sammenhengen hadde vist seg å stemme på generelt grunnlag, så ville dette bygget opp under konklusjonen i Brundtlandrapporten om at økonomisk vekst er veien ut av forurensningsproblemer. Det er imidlertid relativt få empiriske resultater som peker mot en EKC-sammenheng (Perman et al., 2003b). Dog er det gjort undersøkelser som viser at når miljødegraderingen er i form av lokale forurensningstyper, så vil økonomisk vekst etter et visst nivå forbedre miljøkvaliteten i området (Cole, Rayner, & Bates, 1997), (Grossman & Krueger, 1995), (Selden & Song, 1994). Vel så viktig som å undersøke om økonomisk vekst kan løse miljøproblemene, er å undersøke hvorvidt det *ikke* kan gjøre det. Dessuten kan man bare utforme politikken som påvirker EKC når man har identifisert faktorene bak sammenhengen på en grundig måte (Dinda, 2004). Da kan analyser som denne, hvor menneskelig påvirkning dekomponeres, gi innsikt i hvilke faktorer som dominerer utviklingen.

I denne oppgaven skal det analyseres om en enkel formulering av makroøkonomiske variabler gir en troverdig beskrivelse av påvirkningen menneskelig aktivitet har på villmarksarealene i Norge, og om den i så fall kan brukes til å predikere fremtidig utvikling av arealbruk. Til dette formålet benyttes IPAT-identiteten – en matematisk sammenheng som sier at miljøpåvirkning (I) er produktet av befolkning (P), velstand (A) og teknologi (T) (Chertow, 2001). At dette er en identitet, innebærer at den må være sann for alle verdier av alle variabler.

$$I \equiv P \times A \times T \quad (1.1)$$

Mer spesifikt vil identiteten formuleres på følgende måte i denne analysen:

$$NW \equiv P \times \frac{BNP}{P} \times \frac{NW}{BNP} \quad (1.2)$$

Her er NW (= «not wilderness») definert som arealer som ligger *mindre* enn én, tre eller fem kilometer fra tyngre tekniske inngrep og representerer motstykket til inngrepsfrie områder eller villmark, WL (= «wilderness land»). Selv om problemstillingen går ut på å undersøke hvordan WL responderer på forklaringsvariablene, er det i denne delen av analysen av hensiktsmessige grunner valgt å benytte motstykket NW i formuleringen på bakgrunn av hvordan IPAT-modellen er formulert i utgangspunktet. Videre begrunnelse presenteres i Kapittel 3.4.4. Utdypning av begrepene knyttet til villmarksarealer finnes i Kapittel 4.1 og Appendiks E.

Det finnes tilsynelatende ingen studier per 2017 hvor den avhengige variabelen (I) i likning (1.1) representerer inngrepsnære områder i IPAT-identiteten. I likning (1.2) er det spesifisert at variabelen A (velstand) måles i BNP per innbygger, og at T (teknologi) måles i arealbruk per produserte enhet. Ved å sette identiteten gitt ved (1.1) eller (1.2) på endringsform, blir det mulig å analysere sammenhengen mellom endringer over tid i forklaringsvariablene P, A og T og endringen av inngrepsnære områder (I).

1.3 Villmarksarealene i verden og i Norge

Watson et al. (2016) beskriver en dyster situasjon for verdens villmarksarealer når disse er definert som biologisk og økologisk intakte landområder uten betydelig menneskelig forstyrrelser. Siden begynnelsen av 1990-tallet har nærmere 3,3 millioner kvadratkilometer villmark gått tapt, noe som tilsvarer ca. 10 % av verdens totale villmarksarealer. De største tapene har skjedd i Sør-Amerika (spesielt Amasonas) (29,6 % tap) og i Afrika (14 % tap). I dag er om lag 20 % av verdens landarealer klassifisert som villmark basert på kartdata som viser menneskelige inngrep, men disse trues i stadig større grad av skogsindustri, befolkningsvekst og menneskeskapte klimaendringer. Watson et al. finner videre at villmarksarealer forsvinner i et mye høyere tempo enn de vernes, og at det derfor ikke er grunn til å tro at trenden vil snu.

Norge oppfattes ofte som et land med store områder preget av tilnærmet urørt natur, men dette er en oppfatning som bør nyanseres. Faktum er at det også her har vært en betydelig reduksjon av villmarksområder bare de siste tiårene. Når villmarksområder defineres som arealer mer enn fem kilometer i luftlinje unna tyngre tekniske inngrep, var under 12 % av landarealet i Norge villmarkspreget per januar 2013. Til sammenlikning var denne andelen 34 % i 1940 og omlag 50 % tilbake på begynnelsen av 1900-tallet (NOU 1986:13).

Sør-Norge er hardest rammet av oppsplitting og reduksjon av urørt natur. Her er under fem prosent av totalt landområde mindre enn fem km fra tyngre tekniske inngrep (Nyvoll, 2017)¹. Utbygging i områder nær allerede eksisterende bebyggelse vil ikke redusere villmarksområdene betydelig. På grunn av måten villmark er definert på her (>5 km fra inngrep), skjer de store reduksjonene ofte ved utbyggelse av infrastruktur langt fra bebodde områder. De viktigste direkte årsakene til bortfallet av urørt natur er ifølge Miljødirektoratet bygging av energianlegg

¹ Tilgang på upubliserte rådata er gitt fra Miljødirektoratet ved Ole Torbjørn Nyvoll, egne beregninger.

1 Innledning

(særlig kraftlinjer) og veier (særlig skogsbilveier). Miljødirektoratet har også data på hvilke næringssektorer som er ansvarlig for reduksjon av villmark i hvert fylke. Disse viser at skogbruksnæringen har brorparten av ansvaret. Denne oppgaven fokuserer imidlertid på de mer *underliggende* årsakene (makroøkonomiske drivkrefter) til miljødegradering.

1.4 Oppgavens oppbygging

Innledningsvis drøftes den grunnleggende motivasjonen for oppgaven, nemlig den totale verdien til villmarksområder og totalverdiens ulike komponenter. I forlengelsen av dette følger Kapittel 3 med økonomisk teori. BNP som mål på materiell velstand og utvikling diskuteres, og svakheter ved å bruke BNP som mål på velstand med tanke på hva BNP-tallet faktisk inkluderer og ikke inkluderer, belyses. Videre drøftes begrepet bærekraft gjennom Verdenskommisjonen for Miljø og Utvikling. Her diskuteres hvorvidt økonomisk vekst kan frikobles fra miljødegraderinger i lys av EKC-hypotesen introdusert i kapittel 1.2.

Videre presenteres to forskjellige økonomiske modeller som drøfter avveiningen mellom anvendelse av landarealer til henholdsvis produksjon eller konservering. Den første modellen fokuserer på konsekvensene for beslutningsproblemet av at verdien av urørt natur øker relativt over tid i forhold til verdien av utviklet areal, og løsningen er av typen *enten/eller* med tanke på utbygging og bevaring av naturen. Den andre modellen knytter arts mangfold direkte opp mot habitatsstørrelse og villmarksområder, og løsningen blir et kompromiss mellom utbygging og bevaring. Begge modellene forutsetter irreversibilitet knyttet til inngrep i naturen.

Til slutt i teorikapittelet introduseres IPAT-identiteten. Det historiske og teoretiske grunnlaget vil bli presentert først, og deretter vil fokuset rettes mot svake sider ved identiteten og mulige løsninger på disse. Avslutningsvis vises det hvordan IPAT kan spesifiseres for å kunne benyttes på villmarksområder, samt hvordan den gjøres om til å gjelde på endringsform.

I Kapittel 4 presenteres deskriptiv statistikk for inngrepsfrie naturområder i Norge, befolkningstall og tall for bruttonasjonalprodukt per innbygger. Her gis en forklaring på hvordan de ulike variablene er definert og beregnet, samt en beskrivelse av hvordan disse har utviklet seg over tidsperioden som undersøkes. I tillegg er det tatt med statistikk over vernede

naturområder i de ulike fylkene, da dette vil være grunnlaget for deler av diskusjonen senere i oppgaven.

Med den økonomiske teorien fra Kapittel 3 og beskrivelsen av datagrunnlaget fra Kapittel 4 som grunnlag, formuleres det hypoteser knyttet til dette i Kapittel 5. I Kapittel 6 benyttes resultatene til å søke innsikt i om hypotesene om de økonomiske drivkreftene stemmer. Det presenteres først IPAT-beregninger på multiplikativ form for landet som helhet, og deretter IPAT-beregninger på endringsform for to utvalgte representative fylker samt for Norge som helhet. Deretter undersøkes det om irreversibilitetsforutsetningen om inngrep i naturen holder for samtlige fylker.

I Kapittel 7 er det en oppsummerende og konkluderende del om de viktigste resultatene, samt en diskusjon om mulige videre arbeider med analyse av inngrepsfrie naturområder.

2 Verdsetting av naturressurser

I økonomiske og politiske beslutningsprosesser er det nyttig å på best mulig måte kunne tallfeste og verdsette naturressurser. Naturen består av komplekse økosystemer, og det er ut ifra kunnskapen om disse at verdsettingen bør skje. Om det økologiske kunnskapsgrunnlaget ikke er tilstrekkelig til å gi en riktig verdi på en gitt naturressurs, er det naturlig å ta utgangspunkt i et kvantifisert mål på naturens produksjonskapasitet, slik at produksjonen kan opprettholdes. Det er for eksempel på denne måten forvaltningen av torskebestanden i Barentshavet forvaltes (Flåten & Skonhoft, 2014). Naturindeksen (Framstad, 2015) gir en slik kvantitativ sammenstilling av data om tilstand og utvikling av det biologiske mangfoldet i Norge. Indeksen kan i denne konteksten hjelpe beslutningstakere med forvaltningen av naturgoder der biologisk mangfold er avgjørende for produksjonen av disse godene.

Et viktig kjennetegn ved naturressurser generelt, og biologisk mangfold spesielt, er at eventuelle bortfall sjeldent vil kunne bringes tilbake. Dette innebærer at det er særlig viktig å forstå verdien av økosystemene på et dypere nivå, og ikke bare tenke på velferden mennesker får av disse i dag, men også hva de kan bidra med i fremtiden.

2.1 Irreversibilitet

Irreversibilitet knyttes til ulike økonomiske beslutningsproblemer. Hvis en aktør tar en avgjørelse som viser seg å ikke være optimal, kan aktøren i mange tilfeller endre sin beslutningsstrategi slik at et gitt mål fortsatt kan nås. En slik endring av strategi innebærer kostnader for aktøren. I den ene enden av skalaen er beslutningsproblemer hvor kostnaden knyttet til endring av beslutning er uendelig høye, og beslutningsproblemet er irreversibelt (Arrow & Fisher, 1974). Skyggeprisen er altså veldig høy, og det er et «nå eller aldri»-beslutningsproblem. Selv om noen handlinger ikke kan sies å ha *uendelig* høy skyggepris, så kan det være tilstrekkelig store kostnader ved å reversere inngrepene til de kan kategoriseres som irreversible. I den andre enden av skalaen er reversible beslutningsproblemer hvor kostnaden ved endring av beslutning er nær null.

2 Verdsetting av naturressurser

Dagens disposisjoner av naturen generelt, og villmarksområder spesielt, vil kunne redusere eller utelukke valgmulighetene i fremtiden og må derfor regnes som kostnad for dagens beslutningsproblemer (Henry, 1974). Dette impliserer at denne type beslutningsproblemer ofte har høy grad av irreversibilitet.

I kapittel 3.2 presenteres en bioøkonomisk modell for artsmangfold og irreversibilitet. Her tas det hensyn til at arealer som utvikles ikke kan konverteres tilbake til sin naturgitte tilstand når beslutningsproblemet rundt arealbruk løses. I praksis bør imidlertid denne forutsetningen nyanseres noe. Det finnes nemlig eksempler der myndighetene har besluttet å aktivt reversere utviklende naturområder til sin opprinnelige tilstand. På Hjerkinns skytefelt i Dovre kommune gjennomføres nå det største naturrestaureringsprosjektet i norgeshistorien (Forsvarsbygg, 2016). Arbeidet begynte i 1999 da Stortinget vedtok å legge ned skytefeltet og tilbakeføre det til naturlig tilstand for å kompensere for opprettelsen av Regionfelt Østlandet – et prosjekt som innebar store naturinngrep. Restaureringen skal være ferdig i år 2020, og da skal hele det 165 kvadratkilometer store skytefeltet være helt ryddet for bygninger, veier og andre anlegg, og gjort om til verneområde. Dette er et stort prosjekt selv i internasjonal sammenheng, og viser at det er mulig at villmarksområdene i Norge kan øke over tid. Det er likevel viktig å understreke at selv om et slikt område ryddes for menneskelige inngrep i løpet av et par tiår, og per definisjon bli inngrepfri, så vil det kunne ta atskillig lenger tid før økosystemene fungerer slik de opprinnelig gjorde i det aktuelle området.

2.2 Verdsetting av økosystemtjenester

Økologi er læren om samspillet mellom levende organismer og deres ikke-levende miljø. Økosystemer er mer eller mindre definerte enheter hvor et slikt dynamisk samspill foregår. Det økosystemene bidrar med til menneskers velferd, kalles økosystemtjenester. Dette er en paraplybetegnelse som inkluderer goder som ligger oppe i dagen, slik som fisk og skog, men også goder som mangler veletablerte markeder av ulike grunner. Det er den siste typen goder som er av særlig interesse i denne oppgaven, da disse er spesielt utsatt for ødeleggelse og overutnyttelse nettopp fordi verdsetting (prising) av slike goder er vanskelig. Når tjenester eller goder mangler et marked og en pris, ses de ofte på som gratis og det eksisterer derfor ingen økonomiske restriksjoner på hvor en kan mye utnytte eller forbruke av det. Dette gjør

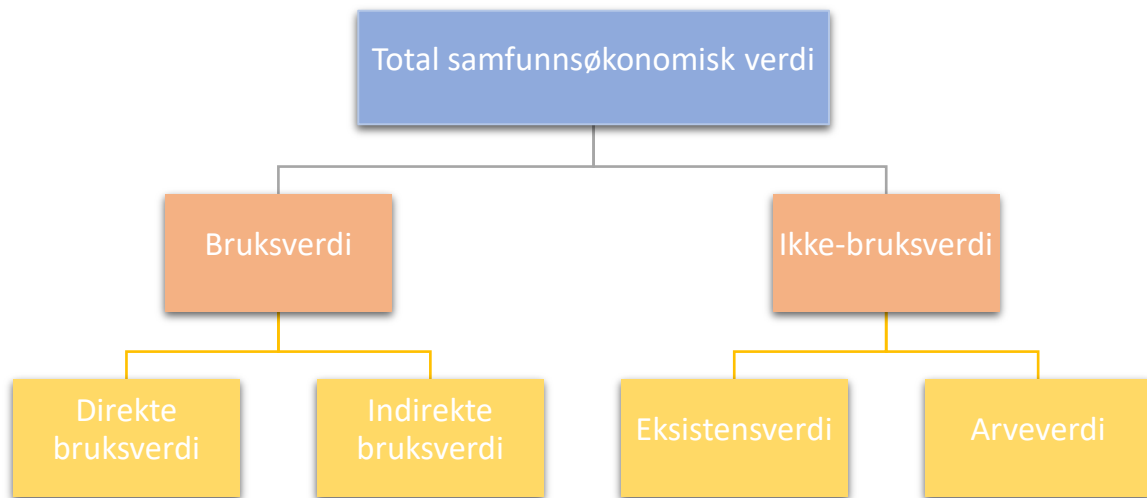
miljøgoder sårbare for sentrale menneskelige drivkrefter som befolkningsvekst og økonomisk utvikling.

En del økosystemtjenester lar seg som sagt verdsette. Man kan for eksempel måle kvalitative eller kvantitative endringer i nytte ved å kalke en sur innsjø slik at levekårene for en ørretstamme blir bedre. Da multipliseres verdien av nytteforbedringen en person opplever som følge av bedre fiske med antall personer som bedriver fiske i denne sjøen. På denne måten fremkommer den totale verdien av denne spesifikke økosystemtjenesten. I økonomifaget legges det stadig mer vekt på at slike verdier bør inngå i nytte-kostnadsanalyser for prosjekter som vil påvirke naturen. Dette temaet blir diskutert mer detaljert i forbindelse med fremstilling av Krutilla-Fisher-modellen i Kapittel 3.2. I det følgende kommer en opprydding av begrepet økosystemtjenester og dets komponenter.

I Millennium Ecosystem Assessment (2005) blir økosystemtjenester delt inn i støttende tjenester og forsynende, regulerende og kunnskapstjenester. Under støttende tjenester vil fotosyntese og primærproduksjon gi grunnlag for forsynende tjenester som mat, ferskvann, trevirke og bioenergi. Jord og sedimentærdannelse og vannkretsløp vil gi grunnlag for regulerende tjenester som klimaregulering, luftkvalitetsregulering, sykdomsregulering og vannrensing. Til slutt vil næringsstoffkretsløpet gi grunnlag for kulturelle tjenester som rekreasjon, åndelig berikelse, naturarv og estetiske verdier. For å forstå hvilke tjenester (i alle kategorier) som påvirkes av menneskelig aktivitet, er det nødvendig å kunne verdsette økosystemtjenestene. Får man til dette, vil verdsettingen gi informasjon om konsekvenser for naturen som ellers ikke blir tatt hensyn til i de tradisjonelle beslutningsprosessene.

For å systematisere økosystemtjenestene i avsnittet ovenfor etter hvordan de bidrar med velferd til mennesker, benyttes begrepet total samfunnsøkonomisk verdi (Total Economic Value, TEV). TEV deler velferden økosystemtjenestene bidrar med inn i bruksverdier og ikke-bruksverdier som illustrert i Figur 2.2.1.

2 Verdsetting av naturressurser



Figur 2.2.1: Total samfunnsøkonomisk verdi og dets komponenter. Kilde: Millennium ecosystem assessment (2005).

2.2.1 Bruksverdier

Bruksverdier er knyttet til velferd mennesker får ved aktiv utnyttelse av naturen. Videre skilles det mellom direkte og indirekte bruksverdier. Direkte bruksverdier er fra konsum av eksempelvis mat og trevirke, men innebærer også ikke-konsumptive verdier som for eksempel fås gjennom turisme (salg av naturopplevelser). Indirekte bruksverdier konsumeres ikke direkte, men de bidrar med velferd til mennesker gjennom økosystemets grunnleggende prosesser. Et eksempel på dette er skogens lagringskapasitet av CO₂. Rekreasjon er en annen type indirekte bruksverdi. Rekreasjon har stor betydning for egenomsorg og psykisk helse (Norling, 2001), og representerer derfor en nytteverdi for mennesker.

2.2.2 Ikke-bruksverdier

Mennesker kan også ha nytte av naturen selv om man ikke konsumerer av den. Dette kategoriseres som ikke-bruksverdier eller passive verdier, og innebærer en idé om at naturen har verdi i seg selv, en egenverdi og en eksistensverdi. Godtas denne ideen, impliserer det at også fremtidige generasjoner vil kunne verdsette naturen på samme måte, og da følger det at naturen og dens økosystemtjenester også har arveverdi og bevaringsverdi. Konsekvensen av

dette er at beslutningstakere i dag bør ta hensyn til denne type verdier og det medfølgende moralske ansvaret når det fattes vedtak som kan gå ut over økosystemtjenestene.

2.2.3 Opsjonsverdi

Opsjonsverdier omhandler økosystemtjenester, både bruksverdier og ikke-bruksverdier, som er usikre for fremtiden. Det er for eksempel vanskelig å si hva slags verdier en urørt regnskog kan bidra med av verdier i fremtiden i form av medisiner eller utvikling av andre produkter som vil komme menneskeheten til gode. Opsjonsverdiene peker på at menneskelige inngrep i naturen kan medføre irreversible tap for fremtiden, og ifølge Fisher og Krutilla (1985) vil slike nyttetap trekke i retning av økt sannsynlighet for at det er lønnsomt å konservere naturområder. Hovedpoenget her er at opsjonsverdier bør tas hensyn til i beslutningsproblemer som omhandler naturressurser da det er en tendens til at nytten av vern av natur blir betydelig undervurdert i nytte-kostnadsanalyser.

På grunn av usikkerheten i det naturvitenskapelige kunnskapsgrunnlaget, kan det være såkalte kvasi-opsjonsverdier. Det innebærer at man ved å utsette beslutningen om å utvikle urørt natur, kan få økt kunnskap slik at det treffes en bedre beslutning i fremtiden. Dette kan dog ha en kostnad siden utvikling med én gang potensielt kan gi store inntekter. Kvasi-opsjonsverdi kan dermed sies å være hvor mye man er villig til å betale for å utsette beslutningen om å utvikle eller bevare et naturområde fra periode null til periode én. Hvis ikke usikkerheten ved utvikling reduseres ved å vente med beslutningen (altså at kunnskapsgrunnlaget ikke forbedres), vil det heller ikke være en kvasi-opsjonsverdi.

3 Teori

3.1 BNP som mål på velstand og utvikling

Bruttonasjonalprodukt per innbygger er det vanligste og mest brukte mål på velstand og utvikling – først og fremst fordi det er et tilgjengelig og relativt håndfast mål, og ikke fordi det nødvendigvis er et godt mål. Det er nemlig flere problemer knyttet til BNP som mål på velstand. For det første inkluderer BNP bare markedstransaksjoner og tar ikke høyde for at det for eksempel er mye frivillig arbeid som også bidrar til velferden i et land. For det andre sier ikke størrelsen på BNP noe om inntektsfordelingen i et land, slik at det kan være land der en stor økning i BNP ikke impliserer at majoriteten av befolkningen får økt nytte/velferd. For det tredje sier ikke BNP noe om hva som produseres, og kan derfor inkludere produksjon som ikke nødvendigvis er positivt for et lands velstand. For det fjerde og siste, er det gjerne slik at økonomisk vekst går hånd i hånd med utnyttelse og uttømming av ikke-fornybare naturressurser, slik som petroleumsutvinning i Norge. Denne type virksomhet kan på den ene siden ha negative miljøkonsekvenser, men på den andre siden gi økonomisk grunnlag for miljøvennlig teknologiutvikling. Det er imidlertid klart at summen av begrensningene ovenfor gjør at en økning i BNP, og det medfølgende økte mulighetsområdet for konsum, ikke nødvendigvis bør assosieres med økt velferd.

Et viktig bidrag i debatten kom med Verdenskommisjonen for Miljø og Utvikling – et arbeid ledet av Gro Harlem Brundtland. I sluttrapporten «Vår Felles Fremtid» diskuteres problematikken rundt å skille miljøpåvirkninger fra økonomisk vekst. Her er bærekraftig utvikling et sentralt begrep. Brundtlandkommisjonen definerer bærekraftig utvikling som «(...) en utvikling som imøtekommer dagens behov uten å ødelegge mulighetene for at kommende generasjoner skal få dekket sine behov». (Brundtland, 1987)

Videre er det hensiktsmessig å skille mellom sterk og svak bærekraft. Svak bærekraft kjennetegnes ved at uttømmingen av naturressurser kan erstattes av menneskeskapt kapital, inkludert humankapital (kunnskap og ferdigheter), og at summen av dette må være ikke-synkende over tid. For et land som Norge innebærer dette den ikke-fornybare naturressursen som oljereservene representerer, kan høstes så lenge avkastningen reinvesteres i andre former for kapital (Solem, 1998). Dette resonnetet impliserer at enhver ressurs kan tømmes uten

3 Teori

at det går utover kravet om ikke-synkende nyttenivå over tid så lenge kapitalbeholdningen/naturressursen er substituerbar. I tilfellet med sterk bærekraft, holdes naturressurser/naturkapital og menneskeskapt kapital/humankapital adskilt. Menneskeskapt kapital kan ikke erstatte naturressurser, og begge deler må hver for seg være ikke-synkende over tid. (Flåten & Skonhøft, 2014)

Krutilla (1967) argumenterer for at villmarksområder, som er denne oppgavens anliggende, representerer en type naturkapital som ikke kan erstattes av menneskelig kapital. Dette er knyttet til naturens egenverdi, opsjonsverdi og eksistensverdi, slik som beskrevet i Kapittel 2.2. For at dette skal bevares, må derfor sterk bærekraft være et mål. Når BNP brukes som mål på velstand inngår ikke de nevnte verdiene, og det vil være umulig å bedømme grad av bærekraft. Et riktigere mål på velstand kan heller være mulighetsområdet, altså et mål som inkluderer opsjonsverdi og kvasi-opsjonsverdi. Problemet med et slikt instrumentelt mål er imidlertid at prisingen av opsjoner nødvendigvis må baseres på dagens preferanser, og at det ikke tas høyde for at disse kan endres over tid. Krutilla tar i stedet til orde for å bruke ikke-instrumentelle variabler, som for eksempel antall valg hvert mulighetsområde tilbyr eller testamentarisk verdi.

3.2 Krutilla-Fisher-modellen

Krutilla (1967) tok opp betydningen av kostnadene knyttet til tap av villmarksområder ved utbyggingsprosjekter. Særlig vil kostnadene være betydelige hvis konsekvensene av utbygging er irreversible, samtidig som verdien av urørt natur vokser over tid. I kjølvannet av denne artikkelen ble det utviklet en modell (og flere modellvarianter) med den hensikt å analysere beslutninger om å utvikle villmarksområder til produksjonsmessige formål. Disse finnes for eksempel i Arrow og Fisher (1974), Henry (1974), Krutilla og Fisher (1975) og Porter (1982). I det følgende presenteres en modell bygget på de to sistnevnte artiklene. Dette vil være en øvelse i anvendt nytte-kostnadsanalyse som tar sikte på å ta eksplisitt hensyn til irreversibilitet ved utvikling av villmarksområder.

Betrakt et villmarksområde som på nåværende tidspunkt gir en årlig netto nyttestrøm av bevaring, P_t . Denne nytten omfatter både bruks- og ikke-bruksverdier, samt egenverdier og opsjonsverdier. Å utvikle villmarksområdet til produksjonsformål, si til gruvedrift, vil

irreversibelt ødelegge villmarkskvaliteten til området og dermed stoppe den årlige, uendelige fremtidige strømmen P_t .

Utvikling innebærer noen oppstarts- eller investeringskostnader som påløper i år null, C_0 , pluss årlige driftskostnader over prosjektets levetid. Disse kostnadene betegnes C_t . Utvikling vil også generere en årlig inntektsstrøm V_t som sammen med kostnadsstrømmen gir en netto nyttestrøm D_t . Denne nettonytten (D_t) inkluderer alle kostnader direkte knyttet til utviklingsaktiviteten (lønnskostnader, energi etc.), men ikke bevaringsnyttens som tapes.

Det kan skje nytteendringer over tid for urørt natur, slik at P kan falle eller øke over tid. Derfor inkluderes vekstraten ρ . Krutilla og Fisher bruker en positiv ρ slik at verdien på bevaring av villmark øker over tid som følge av tiltagende knapphet og høy inntektselastisitet for villmark.

Bak disse antakelsene ligger en aktuell og viktig debatt i miljø- og klimapolitikken, og derfor vies ekstra oppmerksomhet til parameteren ρ i denne modellen. Debatten handler om hvilken diskonteringsrente som skal benyttes for beslutninger med langsiktig betydning for klima og miljø. Det er mange økonomer som mener at det benyttes en for høy diskonteringsrente i slike tilfeller, og det heter da at man «diskonterer vekk klimaproblemet». Grunnen til at dette gjøres, er at gevinsten av å gjøre tiltak for å forbedre miljøet eller redusere klimautslipp, er usikker og vil realisere seg veldig langt frem i tid – kanskje først om 50 eller 100 år. Hvis denne gevinsten for eksempel settes til 100 kroner om 50 år, vil en diskonteringsrente på 3 % implisere en nåverdi på 23 kroner. Hvis gevinsten i stedet realiseres om 100 år, er nåverdien 5 kroner. Dette eksempelet viser at en ikke tar hensyn til langsiktige økonomiske effekter som kommer fremtidige generasjoner til gode. I NOU 2009:16 diskuteres det derfor om diskonteringsrenta bør være lavere eller eventuelt senkes gradvis for prosjekter som har en svært lang levetid (50 år eller mer). I forlengelsen av dette, er det også moralske aspekter som bør vurderes når diskonteringsrenten skal settes.

Det er en generell norm i nytte-kostnadsanalyser at den som vinner på en beslutning, skal minst kunne kompensere taperne. Når taperne lever langt frem i tid, vil det i praksis ikke være mulig å kompensere disse menneskene, og resultatet er at fremtidige generasjoner belastes for kostnader dagens generasjon ikke er villig til å påta seg. Selv om en relativt liten utgift i dag vil kunne forhindre en stor miljøkatastrofe langt frem i tid, må kostnadene av miljøkatastrofen være

3 Teori

enorme for at dagens generasjon skal være villig til å betale når det opereres med høye diskonteringsrenter.

Krutilla og Fisher argumenterer for hvorfor det bør antas at verdien av villmarkstjenester vil øke over tid relativt til prisene på innsatsfaktorer og produktpriser fra utviklet land. Begrunnelsen handler blant annet om substitusjonsmuligheter, teknologisk fremgang og inntektselastisiteten for villmarkstjenester. Substitusjonsmulighetene til urørt natur er ofte praktisk talt ikke-eksisterende, og det er ingen grunn til å tro at de vil bli større på grunn av teknologisk fremgang. Det er vist at tjenestene som villmark tilbyr har høy inntektselastisitet. Teknologisk fremgang kan ikke i seg selv utvide tilbudet av slike tjenester. Med dette i bakhodet er det naturlig å anta at den relative verdien av tjenester fra villmark har en tendens til å øke over tid. NOU 2009:16 s. 79 tar til orde for denne type endringer i relative priser bør ivaretas i kostnads- og nyttestrømmene, og ikke nødvendigvis i diskonteringsrenten. For alle praktiske formål antas det likevel her at den relative prisendringen reflekteres i den lavere diskonteringsrenten for villmarkstjenestene. Verdien av villmarksarealer diskonteres dermed med en lavere rate enn den ville gjort i tradisjonelle nytte-kostnadsanalyser. Konsekvensen for et evigvarende utviklingsprosjekt er, som det vil vises snart, at prosjektet typisk får to internrenter og at nåverdibanene får et utradisjonelt utseende.

Hvis den sosiale diskonteringsrenten er r , så vil netto nåverdi (NPV) av utviklingsbeslutningen i kontinuerlig tid være gitt ved:

$$NPV = -C_0 + \int_{t=0}^{\infty} D_t e^{-rt} dt - \int_{t=0}^{\infty} P_t e^{-(r-\rho)t} dt \quad (3.1)$$

(3.1) skrives videre slik at det kan skilles mellom tilfellet der det tas hensyn til kostnaden ved tap av villmark og der det ikke gjør det. La NPV' være nåverdien av utviklingsprosjektet hvis tap av villmark neglisjeres:

$$NPV = NPV' - \int_{t=0}^{\infty} P_t e^{-(r-\rho)t} dt \quad (3.2)$$

Hvis $\rho > 0$, vil NPV være mindre enn hvis $\rho = 0$ for gitt NPV' . Dette betyr at for gitt NPV' , er det mindre sannsynlig at utviklingsprosjektet viser seg lønnsomt nok til at det igangsettes. Merk at hvis $\rho = 0$, vil i praksis bevaringsnyttens ikke være diskontert. Dersom $\rho < r$ ville bevaringsnyttens i praksis bli diskontert med en negativ rate, og den diskonterte strømmen P_t ville i seg selv vokse over tid.

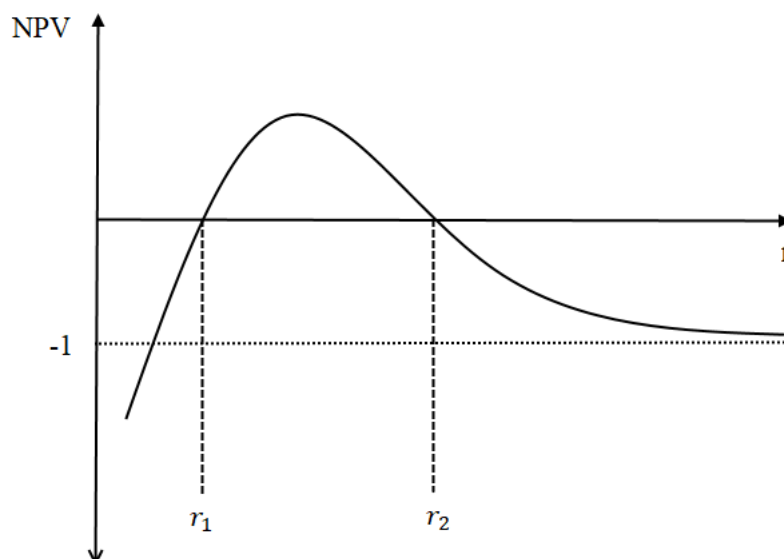
Det antas videre at $T \rightarrow \infty$ slik man kan bruke det standard matematiske resultatet $\int_0^\infty x e^{-rt} dt = x \int_0^\infty e^{-rt} dt = \frac{x}{r}$ som sier at nåverdien av en konstant sum x for alltid er x delt på diskonteringsrenten. Dette kan vises å være en ganske god tilnærmet verdi når T er 100 eller større. Og for gitt T , er tilnærmingen mer nøyaktig jo høyere r er. Begrunnelsen for å la $T \rightarrow \infty$ er at T ikke representerer prosjektets levetid som sådan, men snarere tiden for konsekvensene av inngrepet (ødelagt villmark). Si for eksempel at det utviklede området skal nyttes til gruvedrift, og at utvinningen fra gruen skal foregå i 50 år. Når utvinningsprosjektet er over, vil det ta ytterligere 200 år før vegetasjonen har vokst opp igjen slik den var før utviklingen. I så fall vil $T = 250$, og tilnærmingen som gjøres i modellen vil være ganske nøyaktig. Likning (3.1) kan da skrives:

$$NPV = -C_0 + \frac{D}{r} - \frac{P}{r - \rho} > 0 \quad (3.3)$$

Forventningsverdien til variablene som inngår antas å være korrekte, dvs. at det ikke er knyttet usikkerhet til fremtidige verdier. For at prosjektet skal gjennomføres, må NPV være positiv. Nåverdikravet er dermed strengere når kostnaden knyttet til tap av villmark inkluderes i regnestykket enn det er i tradisjonelle nytte-kostnadsanalyser. Se Appendix B for detaljer. Likning (3.3) kan løses med hensyn på r , noe som vil gi en annengradslikning som angir en øvre og nedre grense for positiv nåverdi. Intuisjonen bak dette er at NPV vil bli negativ for tilstrekkelig høye verdier på r fordi nytten av prosjektet blir kraftig neddiskontert og den initiale kostnaden vil overstige den neddiskonterte nytten: $\lim_{r \rightarrow \infty} NPV = -1$. Hvis r blir tilstrekkelig lav, vil nytten av bevaring bli neddiskontert relativt lite slik at kostnaden dette representerer dominerer nytten fra det utviklede området: $\lim_{r \rightarrow \rho} NPV = -\infty$. Prosjektet har fått to internrenter, og har dermed endret seg til å bli et såkalt ikke-konvensjonelt prosjekt. Konvensjonelle prosjekter kjennetegnes ved at en negativ kontantstrøm (investeringskostnaden) etterfølges av kun positive strømmer, mens et ikke-konvensjonelt

3 Teori

prosjekt kjennetegnes ved at negative strømmer etterfølger positive strømmer (Gudding & Skonhoft, 2008). Det interessante med modellen som presenteres her, er at fortegnet på kontantstrømmen endrer fortegn som følge av relativ verdivridning over tid mellom de to arealanvendelsene.



Figur 3.1.1: Sammenhengen mellom nåverdi og diskonteringsrate når det tas hensyn til verdien av urørt natur, samt at utviklingen i verdsettningen av de to mulige anvendelsene er asymmetrisk. Landområdet blir kun utviklet dersom NPV er positiv, dvs. mellom diskonteringsrentene r_1 og r_2 .

For å finne et kriterium for om prosjektet skal gjennomføres eller ikke, er det hensiktsmessig å maksimere nåverdien av prosjektet med hensyn på samfunnets diskonteringsrente – renten som gir toppunktet på nåverdikurven i Figur 3.1.1. Målet med dette er å finne et kriterium for om prosjektet skal gjennomføres. Den deriverte av nåverdikriteriet er:

$$\frac{dNPV}{dr} = -\frac{D}{(r)^2} + \frac{P}{(r - \rho)^2} \quad (3.4)$$

(3.4) er positiv for $P > D$, men når $D > P$ vil den deriverte være positiv for lave verdier på r (antakelsen om $r > \rho$ må holde). Når r er høy, vil den deriverte være negativ. Dette impliserer at det må finnes en verdi som maksimerer NPV. Ved å løse (3.4) for $\frac{dNPV}{dr} = 0$, finner man r_{maks} :

$$r_{maks} = \frac{\rho\sqrt{D}}{\sqrt{D} - \sqrt{P}} \quad (3.5)$$

og angir toppunktet på kurven for nåverdi i Figur 3.1.1. Videre settes uttrykket for r_{maks} inn i nåverdikriteriet gitt ved (3.2), og den maksimale nåverdien fremkommer da som:

$$NPV_{maks} = \frac{(\sqrt{D} - \sqrt{P})^2 - \rho}{\rho} \quad (3.6)$$

Det er bare aktuelt med positive verdier på NVP, slik at $NPV_{maks} > 0$ og betingelsen som følger er:

$$\sqrt{D} > \sqrt{P} + \sqrt{\rho} \quad (3.7)$$

Intuisjonen er at utvikling av villmarksområder kun bør skje dersom betingelsen gitt ved (3.6) er oppfylt. Dersom det skjer en vekst i verdsettingen av urørt natur, representert ved at ρ øker, blir kravet strengere og det er mindre sannsynlig at prosjektet er lønnsomt og dermed at det gjennomføres. Dette er fordi kostnaden ved tap av villmark har økt. Merk at betingelsen gitt ved (3.7) kun gjelder når sammenhengen mellom nåverdi og rente utvikler seg som i Figur 3.3.1.

Porter (1982) understreker viktigheten av ρ og endringer i denne når lønnsomheten til et prosjekt skal vurderes. Bare en liten økning i denne parameteren kan gjøre at et prosjekt går fra å være lønnsomt til å ikke bli lønnsomt. Intuisjonen er som allerede nevnt at nytten av utviklet areal diskonteres hardere enn nytten av villmark for å ta hensyn irreversibilitet og konsekvensene av dette.

Til forskjell fra modellen til Skonhoft i Kapittel 3.2, vil denne modellen føre til at hele landområdet enten utvikles eller bevares som villmark. Grunnen til dette er at en positiv nåverdi impliserer at utvikling bør skje, og da vil det samfunnsøkonomiske overskuddet maksimeres hvis størst mulig andel av landområdet utvikles. Videre kan det vises at det vil være ønskelig å iverksette utviklingen så fort som mulig i og med at nytten av prosjektet er avtagende som følge av antagelsen om at verdien verdsettingen av utviklet areal avtar over tid i forhold til verdien av villmark. Se Appendix B eller Porter (1982) for begrunnelse.

3.3 Modell for biodiversitet og irreversibilitet

Her formuleres en modell for optimal arealbruk som eksplisitt analyserer faktorer som påvirker artsmangfoldet, eller biodiversiteten. Modellen ser på terrestriske ressurser, det vil si landbaserte ressurser som kan ha en alternativ økonomisk anvendelse. Både bestandsstørrelse og habitatsstørrelse bestemmes i modellen. Løsningen av modellen viser at optimal arealbruk er et kompromiss mellom bevaring og utbygging av villmarksområdet. Modellen som presenteres er utviklet av Skonhøft (1995) og er bygget på Fisher et al. (1972) og Krutilla (1967).

Til forskjell fra Krutilla-Fisher-modellen, der løsningen ble av typen «enten-eller», altså at hele området enten utbygges eller bevares, blir løsningen i denne modellen et kompromiss mellom utbygging og bevaring av villmarksområdet.

Betrakt et område med to alternative anvendelser. Det kan enten forbli urørt natur og nyttes som habitatsområde, eller det kan utvikles og nyttes til produksjon. Et relevant eksempel i Norge vil være elvestrekninger som demmes opp og nyttes til kraftproduksjon. Det antas at hvis habitatsområdet reduseres, reduseres biodiversiteten. Dette er også en rimelig antakelse for eksempelet med en regulert elvestrekning – ustabil vannstand vil gjøre strekningen ulevelig for ulike insektarter, planter og fisk. Videre forutsettes det at ingen biologiske arter eksisterer på den utviklede delen av området (her er det per definisjon ingen biodiversitet), og til slutt at det er irreversibilitet knyttet til arealutvikling (når arealer først er utbygget, kan de ikke konverteres tilbake til sin naturgitte tilstand).

Sammenhengen mellom biodiversitet og habitatsområde er gitt som:

$$S_t = S(H_t) \quad (3.8)$$

der H_t angir størrelsen på habitatsområdet på tidspunkt t og S_t er en indeks for biodiversitet, her representert ved antall arter. Det antas at $S' > 0$ og $S'' < 0$ hvilket reflekterer det empiriske faktum at økt habitatsstørrelse er assosiert med at antall arter øker, men i avtakende grad.

Arealbruken er gitt ved følgende sammenheng:

$$H_t + D_t = L \quad (3.9)$$

der D_t er delen av gitt total arealtilgang L som er utviklet og nyttes til produksjon. Tap av artsmangfold kan da direkte knyttes til arealkonvertering som $\frac{dS_t}{dt} = -S' \frac{dD_t}{dt}$.

Den økonomiske nytten av arealbruken er gitt ved:

$$\pi_t = B_t(D_t) + W_t(S(H_t)) \quad (3.10)$$

Det første leddet i (3.10) uttrykker løpende bruttoprofit av produksjon, mens det andre leddet uttrykker verdsettingen av biodiversitet.

Mer arealer til produktive formål gir høyere avkastning, men i avtakende grad: $B_t' > 0$ og $B_t'' \leq 0$. W_t er også positiv og konkav i grad av biodiversitet. Siden S_t via (3.8) i tillegg er konkav i størrelsen på habitatsstørrelse, er verdien av artsmangfoldet også konkav i H_t .

Betingelse for arealkonvertering:

$$\frac{dD_t}{dt} \geq 0 \quad (3.11)$$

(3.11) gir irreversibilitetsbetingelsen, altså at når habitatsareal først er konvertert til produktiv anvendelse, kan ikke arealene bringes tilbake til sin naturgitte tilstand.

Videre kreves det i prinsippet ressursbruk på det utbyggede området. Denne investeringssammenhengen er gitt som:

$$\frac{dD_t}{dt} = f(I_t) \quad (3.12)$$

3 Teori

der f er konkav og ikke-negativ i I_t med $f(0) = 0$. Dette betyr at mens $B_t(D_t)$ gir bruttoprofitten ved å nytte D_t enheter areal til produktive formål, uttrykker $[B_t(D_t) - wI_t]$ kontantstrømmen når w er prisen per enhet investering.

Samfunnsplanleggerens problem er nå å maksimere neddiskontert kontantstrøm $[B_t(D_t) + W_t(S(H_t)) - wI_t]$ gitt restriksjonene (3.10), (3.11) og (3.12).

Modellen løses som et 2-periodeproblem hvor ressursbruken ved å konvertere arealer fra naturgitt tilstand neglisjeres. Neglisjering av disse investeringskostnadene har ingen prinsipiell betydning for modellens resultater. Problemet reduseres da til maksimering av nåverdien (PV) over periode 1 og 2 som:

$$PV_0 = [B_1(D_1) + W_1(S(H_1))] + \left(\frac{1}{1+\delta}\right) [B_2(D_2) + W_2(S(H_2))] \quad (3.13)$$

under restriksjonene (3.9) og (3.11) uttrykt som $(D_2 - D_1) \geq 0$. δ er diskonteringsrenten. Arealbruken initialt er gitt og kjent som D_0 .

Lagrange-funksjonen formuleres da slik:

$$LA = [B_1(D_1) + W_1(S(L - D_1))] + \left(\frac{1}{1+\delta}\right) [B_2(D_2) + W_2(S(L - D_2))] + \varphi(D_2 - D_1) \quad (3.14)$$

med D_1 og D_2 som kontrollvariabler og φ som skyggepris på arealbruksendringen. Skyggeprisen er ikke-negativ fordi det medfører en kostnad ikke å kunne endre arealbruken. For å få en meningsfull/interessant problemstilling, forutsettes skranken å være ineffektiv. Dette vil si at det i utgangspunktet er utviklet for lite arealer til produktiv virksomhet.

Det forutsettes at det i utgangspunktet nyttes for lite areal til produktiv virksomhet, samt at begge typer arealer kommer til anvendelse. Førsteordensbetingelsene blir da som følger:

$$B'_1(D_1) - W'_1 S'(L - D_1) = \varphi \quad (3.15)$$

$$B'_2(D_2) - W'_2S'(L - D_2) = \varphi(1 + \delta) \quad (3.16)$$

$$(D_2 - D_1) \geq 0, \quad \varphi \geq 0, \quad \varphi(D_2 - D_1) = 0 \quad (3.17)$$

Fra dette er det to hovedmuligheter. Hvis $(D_2 - D_1) > 0$ slik at $\varphi = 0$, må marginalprofitten av begge arealanvendelser være den samme. Verdsettingen av artsmangfold faller over tid, og habitatsområdet reduseres fra periode 1 til periode 2 (se Skonhøft (1995) for detaljer).

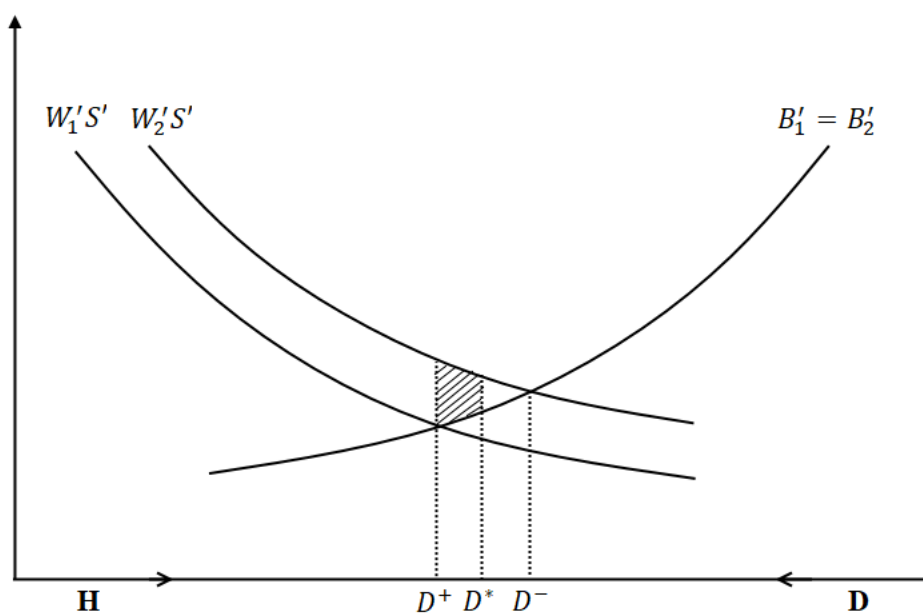
Den andre hovedmuligheten er når $(D_2 - D_1) = 0$ slik at $\varphi > 0$. (3.16) og (3.17) sier da at marginalprofitten av de produktive arealene skal være høyere enn marginalprofitten av arealet som nyttes til habitatsområde i periode 1, mens det motsatte må være tilfelle i periode 2. For at dette skal være mulig samtidig som at arealbruken holdes uendret, må verdsettingen av biodiversitet ha steget relativt til verdsettingen av produktiv aktivitet.

Figur 3.3.1 illustrerer denne situasjonen hvor D^* gir den optimale arealbruken. Ved en relativ økning av verdsettingen av biodiversitet over tid, reduseres følgelig ikke habitatsområdet mellom tidspunkt 1 og 2, og det er ikke optimalt å redusere det biologiske mangfoldet. Men siden det er utviklet for lite produktive arealer i utgangspunktet, vil habitatsområdet reduseres mellom tidspunkt 0 og 1. I dette tilfellet vil diskonteringsfaktoren påvirke arealbruksendringen og omfang av biodiversitet, og det kan vises at $\frac{\partial D^*}{\partial \delta} > 0$. Grunnen til dette resultatet er at D^* kan oppfattes som et kompromiss mellom arealbruken som ville ha funnet sted ved fravær av irreversibilitet, D^+ og D^- , med $D^+ > D^-$. Større δ betyr at periode 2 får mindre vekt, slik at D^* endres i retning av D^+ , dvs. D^* øker.

Hovedkonklusjonen fra denne modellen er derfor at hvis lønnsomheten av produktiv virksomhet stiger over tid som følge av at for eksempel produktprisen øker eller at teknologien forbedres, vil resultatet bli mindre uberørte arealer og redusert artsmangfold. Jo større lønnsomhetsvekst, jo større tap i biodiversitet. I Gudding & Skonhøft (2008) undersøkes et slikt tilfelle med økende utbyggingsverdi i Krutilla-Fisher-modellen fra Kapittel 3.2. Resultatet blir der at renterommet som gir positiv nåverdi på utbyggingsprosjektet blir større og at sjansen for at utbygging skjer dermed øker. Det konvensjonelle synet er imidlertid ikke-økende utbyggingsverdi, og at fordi uberørt natur og biodiversitet er et knapt gode i absolutt forstand, vil verdsettingen av dette godet øke relativt over tid. Det Skonhøft-modellen sier om denne

3 Teori

situasjonen er at det da ikke er optimal å ta i bruk mer uberørt natur for å redusere habitatsområdet og artsmangfoldet, og at det vil være et klart samfunnsøkonomisk tap knyttet til en slik nærsynt ressursforvaltning. Grunnen er at en kortsiktig politikk ville konkludert med at marginal nytte av de to aktivitetene skulle være lik i periode 1. Arealbruken til produktive formål ville da ha ekspandert til D^+ istedenfor til D^* denne perioden. Dette ville gitt et udiskontert samfunnsøkonomisk tap tilsvarende det skraverte arealet i Figur 3.3.1.



Figur 3.1.1: Arealbrukslikevekt. H er størrelsen på habitatsområdet, D er område nytt til produksjon. D^* angir optimal arealbruk. Økt relativ verdsettelse av biodiversitet skifter kurven for marginalverdi av villmark opp, mens verdien av produktivt land holdes konstant. Det skraverte området viser samfunnsøkonomisk tap ved en nærsynt politikk.

Det er godt dokumentert at artsbortfall og tap av biologisk mangfold primært skyldes menneskelig press på naturressursene gjennom fragmentering og ødeleggelse av habitatsområder. Modellen støtter denne innsikten. Modellen sier også at habitatsområder ødelegges fordi disse områdene representerer lønnsomme alternative utnyttelser. Det kan argumenteres for at bioressurser ofte har en høyere økonomisk verdsettelse hos samfunnet som helhet enn hos privataktører, og at lønnsomheten ved ødeleggelse villmarksområder som følge av utbygging vil være lavere hvis samfunnsøkonomisk verdsettingen legges til grunn. Faren for artsbortfall og oppstyking av leveområder for artene vil derfor generelt bli større ved fravær av et samfunnsøkonomisk forvaltningsregime. Ut ifra dette kan man dermed argumentere for at forvaltning av bioressurser basert på samfunnsøkonomiske kriterier vil sikre ressursene på en bedre måte enn hva privatøkonomisk forvaltning kan klare (Skonhøft, 1995).

3.4 IPAT-identiteten

Deitz og Rosa (1997) omtaler IPAT-likningen som en viktig modell for å beskrive menneskelige drivkrefter for påvirkning på miljøet fordi den er lett å forstå, god å bruke til illustrative formål og den kan disiplinere tankegangen rundt miljøproblemer. Den sier ganske enkelt at miljøpåvirkning (I) er produktet av populasjon (P), velstand (A) og teknologi (T).

På begynnelsen av 1960-tallet økte bevisstheten rundt konsekvensene av menneskelig interaksjon med det fysiske og biologiske miljøet. Spesielt ble det rettet oppmerksomhet mot tjenester som kunne betegnes som kollektive goder og som ikke var gitt noen markedsverdi i seg selv (se Kapittel 2), samt negative eksternaliteter knyttet til produksjonsprosesser som kunne ha ødeleggende effekt på tjenestene fra økosystemene. Disse effektene samles ofte under paraplybetegnelsen *miljøpåvirkning*. (Dietz & Rosa, 1994)

Ehrlich og Holdren (1971) mente at direkte miljøpåvirkning, slik som lokal luft- og vannforurensning, har mindre sannsynlighet for å være en trussel i det store bildet enn de indirekte effektene menneskelig aktivitet har på økosystemtjenestene. Villmarksområder er utvilsomt en grunnpilar i økosystemtjenestene, og i denne oppgaven knyttes derfor IPAT-identiteten opp mot nettopp en slik miljøskade som tap av slike områder representerer.

IPAT-identiteten er en matematisk formulering som tar sikte på å beskrive påvirkningen menneskelig aktivitet har på miljøet. Den er som følger:

$$I \equiv P \times A \times T \quad (3.18)$$

I er effekt (impact), målt i volum, P er befolkningsstørrelse (population), A er velstand (affluence), målt i bruttonasjonalprodukt (BNP) per innbygger og T er teknologi, målt i ressursbruk per BNP. At dette er en identitet, innebærer at den må være sann for alle verdier av alle variabler.

Identiteten ble utviklet på 1970-tallet i en diskusjon mellom Barry Commoner, Paul R. Ehrlich og John Holdren (Chertow, 2001). I begynnelsen ble identiteten først og fremst anvendt til å adressere drivkreftene bak miljøskader, men etter hvert ble den i større og større grad blitt sett

3 Teori

på som en mulig vei til bærekraft gjennom teknologifaktoren. Den indikerer hvor stor teknologisk fremgang som er nødvendig for å holde miljøpåvirkningen konstant for gitte endringer i befolkning og velstand.

IPAT spesifiserer altså at miljøpåvirkninger er det multiplikative produktet av de tre nøkkeldrivkreftene befolkning, velstand og teknologi. Identiteten har typisk blitt brukt som en regnskapsligning som med kjente verdier på I , P og A kan brukes til å løse for $T \Rightarrow T = \frac{I}{PA}$. T blir da miljøpåvirkning per enhet økonomisk aktivitet. Hovedstyrken til IPAT er at det er en enkel spesifisering av det som intuitivt virker å være sentrale drivkrefter bak miljøforandringer, og i tillegg identifiserer den nøyaktig forholdet mellom drivkreftene og miljøpåvirkningene. Spesifikasjonen viser at ingen av drivkreftene (P , A og T) påvirker miljøeffekten uavhengig av hverandre siden endringer i én faktor multipliseres med de andre faktorene. En viktig implikasjon er da at ingen faktor kan alene holdes ansvarlig for miljødegraderinger. Hvis for eksempel en gitt nasjon opplever at A øker mens P og T holdes konstant over en tidsperiode, vil det ikke være riktig å tilskrive A hele effekten på miljøet siden både P og T er med på å skalere effekten av endringen i A (York, Rosa, & Dietz, 2003).

3.4.1 Kritikk av IPAT

At IPAT-formuleringen kan tolkes i så mange ulike retninger, representerer dens styrke og svakhet. På den ene siden kan den være for bred til at man får noe konkret ut av den, mens det på den andre siden ikke er tvil om at variablene som er med, skal være med, og at formuleringen kan brukes til å kaste lys på viktige faktorer i miljø-økonomien på et generelt grunnlag (Chertow, 2001).

Svakheten til IPAT som regnskapsligning eller matematisk identitet, er at den ikke tillater hypotesetesting siden de kjente verdiene på I , P og A bestemmer verdien på T . Videre antar IPAT proporsjonalitet i funksjonsforholdet mellom faktorene a priori. Det betyr at modellen for eksempel antar at en fordobling av befolkningen vil føre til en fordobling av miljøpåvirkning, alt annet likt. EKC-hypotesen antar for eksempel en ikke-proporsjonal effekt av velstand på miljødegradering, samt at en økning i velstand faktisk kan føre til reduksjon i miljødegradering. IPAT tillater altså ikke slike uproporsjonale eller ikke-monoteistiske effekter av drivkreftene. Begrensningen til IPAT er derfor at forholdet mellom drivkreftene og miljøpåvirkninger er

antatt innenfor modellens struktur, samt at det ikke er mulig å teste hypoteser om dette basert på empiriske bevis.

I endogen vekstteori kan at langsiktig økonomisk vekst forklares med interne faktorer som bestemmes endogent. Solow (1956) forklarer for eksempel økonomisk vekst som et resultat av akkumulering av kapital, befolkningsvekst og produktivitetsvekst. På bakgrunn av dette kan A og T sees på som funksjoner av hverandre. Dermed er variablene avhengig av hverandre – en endring i A vil føre til noe endring T , og motsatt. IPAT-identiteten kan da skrives som:

$$I \equiv P \times A(T) \times T(A) \quad (3.19)$$

Nå kan effekten på miljøet deles opp i en direkte og en indirekte effekt. Den direkte effekten er som tidligere at økt inntekt per innbygger fører til en miljødegradering. Den indirekte effekten er at økt inntekt per innbygger fører til økt teknologisk utvikling – noe som reduserer effekten på miljøet. Hvis det er den indirekte effekten dominerer, vil økt inntekt per innbygger gi lavere miljøpåvirkning. Den originale IPAT-identiteten tar ikke hensyn til denne type mekanismer.

3.4.2 Utvidede varianter av IPAT

På grunn av den multiplikative sammenhengen mellom faktorene, er nøkkelen til å forstå den relative betydningen av hver drivkraft å vurdere hastigheten og rekkevidden til potensiell endring i hver av disse. Begrepet *plastisitet* er da nyttig. Plastisitet er et mål på omfanget og potensialet for endringer i befolkning, velstand og teknologi. Dette brukes som et verktøy for å ta høyde for at drivkreftene genererer virkninger på miljøet i ulik skala og med ulike hastigheter. Plastisitet består av to elementer: 1) Potensialområdet og variabiliteten til hver faktor, og 2) endringshastigheten til hver faktor. Motivasjonen bak dette konseptet er å synliggjøre for politikere og beslutningstakere at det viktige spørsmålet er hvilke faktorer som enklest og mest effektivt kan endres for å nå miljømålsettinger.

For å løse problemer knyttet til begrensningene ved den originale identiteten, reformulerte Deitz og Rosa (1994) IPAT til en stokastisk modell som tar hensyn disproporsjonalitet og muliggjør hypotesetesting. Modellen ble kalt STIRPAT («Stochastic Impacts by Regression on Population, Affluence and Technology»). Til forskjell fra IPAT, er STIRPAT ikke en

3 Teori

regnskapslikning, men snarere en stokastisk modell for empirisk hypotesetesting (York et al., 2003). Den ser slik ut:

$$I = aP^b \times A^c \times T^d e \quad (3.20)$$

der konstanten a skalerer modellen, b , c og d er eksponentene til henholdsvis P , A og T som må estimeres, og e er restleddet. Setter man $a = b = c = d = e = 1$ får man den opprinnelige og proporsjonale IPAT-likningen.

Med (3.20) som utgangspunkt, vil en additiv regresjonsmodell der alle variabler er på logaritmisk form, muliggjøre estimering og hypotesetesting. I en enkel STIRPAT-modell, er det vanlig at T er inkludert i restleddet (T estimeres altså ikke separat, men den fremkommer residualt). Da kan modellen skrives:

$$\log I = \log a + b \log P + c \log A + \log e \quad (3.21)$$

For å bruke STIRPAT som et analytisk verktøy, er det nødvendig å gjøre to ting. Først utvikles konseptet *økologisk elastisitet* som muliggjør en presis tolkning av koeffisientene i STIRPAT. Deretter diskuteres hvordan modellen kan utvides til å inkludere andre faktorer.

Økologisk elastisitet er et kvantitativt mål som utvider begrepet *plastisitet* ovenfor. Mens plastisitet brukes om drivkreftenes iboende potensiale for endring, referer økologisk elastisitet til miljødegraderingens følsomhet på en endring i drivkreftene. *Elastisitet* er for øvrig viden brukt i økonomifaget, og brukes om den proporsjonale endringen (i prosent) i en avhengig variabel når en uavhengig variabel endres med 1 % og alle andre variabler holdes konstant. Økologisk elastisitet defineres derfor som den proporsjonale endringen i miljøpåvirkning som følge av en endring i en av drivkreftene. Dermed kan elastisitetene for hver drivkraft i STIRPAT-modellen regnes ut.

Populasjonselastisiteten, b , til I (miljøpåvirkning, «impact») gir hvor responderende miljøet er på en endring i befolkning. Tilvarende gir velstandselastisiteten, c , hvor responderende miljøet er på en endring i BNP per innbygger. Den samme tolkningen gjelder i utgangspunktet også for teknologielasticiteten, bare at T i praksis inkluderer alt som påvirker I som ikke er befolkning eller velstand. Disse elastisitetene er enkle å bestemme ved hjelp av tverrsnitts-, tidsserie- eller

paneldata. Når modellen er på log-form slik den er i (3.21), vil koeffisientene b og c indikere den prosentvise endringen i I som respons på en 1 % endring i den respektive drivkraften når andre faktorer holdes konstant.

Man kan i prinsippet også inkludere andre faktorer i (3.21). Disse kan eventuelt ses på som komponenter i T hvis de er antatt å påvirke miljødegradering per enhet produksjon.

STIRPAT-koeffisientene er enkle å tolke. Koeffisienter som er lik én indikerer et proporsjonalt forhold mellom drivkraften og I – en én prosent endring i drivkraften gir en én prosent endring i I . Koeffisienter > 1 indikerer et elastisk forhold – I øker hurtigere enn drivkraften. Koeff. < 1 , men > 0 indikerer et uelastisk forhold – I er mindre responderende på endringer i drivkraften. Verdier på -1 indikerer et proporsjonalt negativt elastisk forhold – I minker like mye som drivkraften øker. Verdier < -1 gir et negativt elastisk forhold – I minker fortere enn drivkraften øker. Koeff. < 0 , men > -1 betyr et negativt uelastisk forhold – I minker saktere enn drivkraften øker. Det er også mulig at elastisitetene varierer for ulike nivåer på populasjon og velstand. Det kan derfor være hensiktsmessig i en empirisk analyse å evaluere elastisitetene for ulike nivåer på disse.

3.4.3 IPAT på endringsform

Med utgangspunkt i den originale IPAT-identiteten gitt ved (3.18), uttrykkes så elementene i identiteten som vekstrater. Først formuleres relasjonen slik at hver av faktorene tillates å variere over tid:

$$I(t) \equiv P(t) \times A(t) \times T(t) \quad (3.22)$$

Tidsderivasjon av denne gir:

$$\dot{I}(t) \equiv \dot{P}(t) \times A(t) \times T(t) + \dot{A}(t) \times P(t) \times T(t) + \dot{T}(t) \times P(t) \times A(t) \quad (3.23)$$

der $\frac{\dot{I}(t)}{I(t)} = \frac{d I(t)}{dt}$ osv.

3 Teori

Identiteten på vekstrateform blir da:

$$\frac{\dot{I}}{I} \equiv \frac{\dot{P}}{P} + \frac{\dot{A}}{A} + \frac{\dot{T}}{T} \quad (3.24)$$

Identiteten kan nå skrives på endringsform, men den vil ikke gjelde eksakt siden det i prinsippet ikke lenger bare ses på små endringer:

$$\frac{\Delta I}{I} \approx \frac{\Delta P}{P} + \frac{\Delta A}{A} + \frac{\Delta T}{T} \quad (3.25)$$

3.4.4 IPAT for villmarksområder

Den originale IPAT-identiteten gitt ved likning (3.18) spesifiseres slik at den kan brukes til å analysere drivkreftene for økning i inngrepsnære områder:

$$NW \equiv P \times \frac{BNP}{P} \times \frac{NW}{BNP} \quad (3.26)$$

der NW er effekt (impact), målt i areal som ikke er villmark, P er befolkningsstørrelse (population), A er velstand (affluence) målt i BNP per innbygger og $\frac{NW}{BNP}$ er teknologi, målt i areal som ikke er villmark per produksjonsenhet.

På endringsform kan man benytte sammenhengen i (3.25), og (3.26) kan skrives som i (3.27), men den vil da bare gjelde som en tilnærming.

$$\frac{\Delta NW}{NW} \approx \frac{\Delta P}{P} + \frac{\Delta \left(\frac{BNP}{P} \right)}{\frac{BNP}{P}} + \frac{\Delta \left(\frac{NW}{BNP} \right)}{\frac{NW}{BNP}} \quad (3.27)$$

I Boks 3.1 vises et tenkt eksempel på hvordan disse beregningene ble forsøkt gjort i denne oppgaven. Siden endringen i forklaringsvariablene er for store til at sammenhengen blir nøyaktig, er det imidlertid gjort en korrigering av dette i resultatdelen. Det gis en nærmere forklaring på hvordan dette er gjort i Kapittel 6.

Et naturlig alternativ er at man ønsker å se på reduksjonen i *inngrepsfrie* naturområder istedenfor økningen i *inngrepsnære områder*. I Appendiks F vises det hvordan likning (3.27) kan gjøres om slik at den avhengige variabelen i stedet viser nettopp endringer i inngrepsfrie naturområder (WL). Denne omgjøringen ble forsøkt benyttet på datamaterialet, men den ble valgt bort fordi det oppsto problemer knyttet til tolkningen av variablene etter omgjøringen.

3 Teori

Boks 3.1: Eksempel på IPAT-beregning for et tenkt fylke X.

Anta at et fylke X er kjennetegnet ved følgende endringstall mellom tidspunkt $t = 0$ og $t = 1$:

Befolkningsendring: $\frac{\Delta P}{P} = 0.5 \%$

Endring i BNP per innbygger: $\frac{\Delta A}{A} = 3,0 \%$

Endring i inngrepsnær natur: $\frac{\Delta NW}{NW} = 0.05 \%$

Der:

Totalt areal i fylke X: $10\,000 \text{ km}^2$

Inngrepsnær natur t_0 : $8\,500 \text{ km}^2$

Inngrepsnær natur ved t_1 : 8075 km^2

IPAT-beregningene basert på tallene for inngrepsnær natur blir da:

$$\begin{aligned}\frac{\Delta NW}{NW} &\approx \frac{\Delta P}{P} + \frac{\Delta\left(\frac{BNP}{P}\right)}{\frac{BNP}{P}} + \frac{\Delta\left(\frac{NW}{BNP}\right)}{\frac{NW}{BNP}} \\ 0,05 \% &\approx 0,5 \% + 3,0 \% + \frac{\Delta T}{T} \\ \frac{\Delta T}{T} &= -3,45 \%\end{aligned}$$

Siden endring i de øvrige variablene er kjent, finnes teknologi-variabelen residualt. Endringstallet for denne faktoren forventes å være negativt, noe som trekker i retning av mindre inngrepsnær natur. Endringstallene for befolkning og BNP per innbygger forventes å være positivt, noe som trekker i retning av mer inngrepsnær natur.

Intuisjonen bak tallene er at økningen i inngrepsnær natur 0,05 % forklares med økt befolkning (0,5 %) og økt inntekt per innbygger (3,0 %), mens teknologisk fremgang (3,45 %) trekker i motsatt retning. I analysen i Kapittel 6 forklares dette nærmere.

4 Deskriptiv statistikk

4.1 Inngrepsfrie naturområder i Norge (INON)

Inngrepsfri natur er en arealbruksindikator definert av Miljødirektoratet (MD) med hensikt å vise status og utviklingstrekk for større sammenhengende naturområder i Norge. Kartleggingen omfatter per i dag data fra 1988 og frem til 2013. Det er planlagt å fortsette kartleggingen med et intervall på fem år slik det er gjort frem til nå. Boks 4.1.1 viser hvordan ulike kvaliteter for urørt natur defineres i Miljødirektoratets data.

Boks 4.1: Miljødirektoratets definisjoner på ulike arealkategorier. Kilde: Miljødirektoratet, 2015.

Villmarkspregede områder: Områder fem kilometer eller mer fra tyngre tekniske inngrep.

Inngrepsfri sone 1: Områder mellom tre og fem kilometer fra tyngre tekniske inngrep.

Inngrepsfri sone 2: Områder mellom én og tre kilometer fra tyngre tekniske inngrep.

Inngrepsnære områder: Områder mindre enn én kilometer fra tyngre tekniske inngrep.

Tallene for inngrepsfri natur er basert på en bufferanalyse av avstand fra inngrep i naturen. MD presiserer at kartleggingen ikke omfatter alle former for inngrep i naturen, men snarere inngrep av en viss størrelse, som er varige og ikke midlertidige. Dette innebærer eksempelvis at en skogsbilvei kan gro igjen over tid slik at de omkringliggende områdene går fra å være inngrepsnære til å bli inngrepsfrie. Hogst eller beite regnes ikke som inngrep. Boks 4.2 viser for øvrig hvilke tiltak og anlegg som er definert som tyngre tekniske inngrep. Det fremgår der at å kartlegge inngrepsfri natur ikke er en triviell oppgave, og det er derfor grunn til å diskutere muligheter for feil i datagrunnlaget. Dette gjøres i Kapittel 5.2.

4 Deskriptiv statistikk

Boks 4.2: Definisjon på tyngre tekniske inngrep. Kilde: Miljødirektoratet, 2015.

- Offentlige veier og jernbanelinjer med lengde over 50 meter, unntatt tunneler
- Skogsbilveier med lengde over 50 meter
- Traktor-, landbruks-, anleggs- og seterveier og andre private veier med lengde over 50 meter
- Gamle ferdselsveier rustet opp for bruk av traktor tilsvarende traktorvei klasse 7/8 eller bedre standard
- Godkjente barmarksløyper (Finnmark)
- Kraftlinjer bygd for spenning på 33 kV eller mer
- Massive tårn og vindturbiner
- Større steintipper, steinbrudd og massetak
- Større skitrekk, hoppbakker og alpinbakker
- Kanaler, forbygninger, flomverk og rørgater i dagen
- Magasiner (hele vannkonturen ved høyeste regulerte vannstand), regulerte elver og bekker
 - Gjelder regulerte elver og bekker der vannføringen enten er (vesentlig) senket eller økt
 - Gjelder i hovedsak magasiner der periodiske reguleringer gjennom året innebærer vannstandsøkninger og/eller senkning på en meter eller mer
 - Vannstrengen helt ned til sjø blir betegnet som inngrep
 - For kraftverk i elv/bekk uten magasinering, betegnes elvestrengen mellom vanninntak og utløp kraftstasjon som inngrep

Miljødirektoratets statistikk på arealbruken i Norge er delt opp i fire soner ref. Boks 4.1. Videre i denne oppgaven vil det i midlertid bli benyttet følgende definisjoner:

Boks 4.3: Definisjoner på arealkategorier benyttet i analysedelen og ellers.

WL: Inngrepsfrie naturområder («wilderness land»), villmark.

NW: Inngrepsnære områder (not wilderness»).

WL5: Områder fem kilometer *eller mer* fra tyngre tekniske inngrep. Omtales også som *villmarkspreget natur*. Motstykket er **NW5:** Områder mindre enn fem km fra inngrep.

WL3: Områder tre kilometer *eller mer* fra tyngre tekniske inngrep. Motstykket er **NW3:** Områder mindre enn tre km fra inngrep.

WL1: Områder én kilometer *eller mer* fra tyngre tekniske inngrep. Motstykket er **NW1:** Områder mindre enn én km fra inngrep.

Dette betyr at WL5 er en underkategori av WL3, som igjen er en underkategori av WL1. For å beregne eventuelt tap av villmarkspregede områder i en gitt periode, må det arealet som har gått over fra WL5 til WL3, WL1 og NW legges sammen.

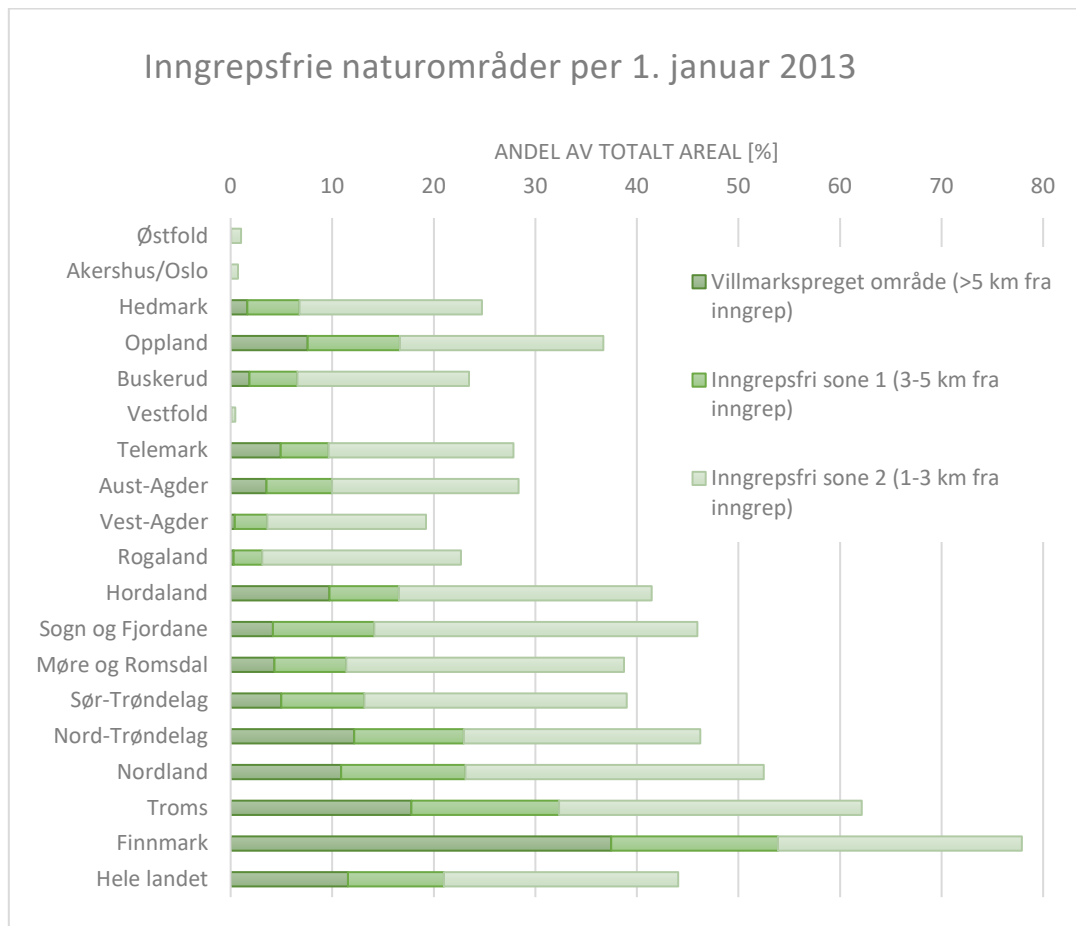
Kategoriseringen av inngrepsfri natur på denne måten tillater at det gjøres spesifikke analyser på hvilke typer inngrep som påvirker de ulike sonene mest, samt undersøke hvilke soner som er under størst press i de ulike fylkene. De tre kategoriene kan også tolkes som ulike kvaliteter på miljøet eller naturen. Villmarksområder av typen WL5 representerer da den beste miljøkvaliteten, men merk at det ikke foreligger andre kriterier på miljøkvaliteten til de ulike sonene utover avstanden fra definerte inngrep, og at naturområdene kan være påvirket av mennesker gjennom for eksempel hogst og beite.

I 1988 hadde Norge ca. 39 288 km² villmark mer enn fem km fra inngrep, eller 12,1 % av det totale landarealet. Ved siste måling, i 2013, var WL5 redusert til 37 531 km², eller 11,6 % av totalt landareal. Dette utgjør en gjennomsnittlig årlig reduksjon på 0,178 %. For WL3 (areal > 3 km fra inngrep) var de respektive andelene 22,0 % og 21,0 %, noe som utgjør en årlig reduksjon på 0,168 %. WL1 ble redusert fra 46,1 % i 1988 til 44,1% i 2013, en reduksjon på 0,174 % per år.

Det finnes bare grove estimater for villmarksområdene i Norge for årene 1900 og 1988. Fra 1988 og fremover er dataene mer nøyaktige. Basert på de grove estimatene fra 1900 til 1988, var den årlige reduksjonen i WL5 på om lag 0,9 % mellom 1900 og 1940, og på 2,1 % mellom

4 Deskriptiv statistikk

1940 og 1988 (DN-rapport, 1995-6). Reduksjonen i villmarkspregede områder har derfor fortsatt etter 1988 og frem til i dag, men i et lavere tempo. Det foreligger ikke data som gjør det mulig å analysere endringen i de to mindre strenge definisjonene av inngrepsfri natur for tiden før 1988. Status per år 2013 for alle kategorier av inngrepsfrie naturområder kan leses i Figur 4.1.1. Merk at inngrepsfri sone 2 tilsvare WL1, mens summen av inngrepsfri sone 2 og 1 tilsvare WL3 og summen av inngrepsfri sone 1, 2 og villmarkspreget område tilsvare WL5.



Figur 4.1.1: Fylkesoversikt over gjenværende inngrepsfrie soner som prosentandel av totalt areal per 1. januar 2013. Kilde: Nyvoll (2017), egne beregninger.

I Østlandsfylkene Akershus/Oslo, Østfold og Vestfold finnes det ikke villmark mer enn fem kilometer fra inngrep, ifølge siste måling fra 1. januar 2013. Disse arealene var riktignok borte allerede da kartleggingen begynte på starten av 1990-tallet, og følgelig er det ingen reduksjon å se i disse fylkene i perioden som undersøkes her. Hva gjelder områder mer enn 1 km fra inngrep, WL1, har bare 35 km² gått tapt, men siden arealene var så små i utgangspunktet, tilsvarer dette en reduksjon på hele 27 %. I de øvrige Østlandsfylkene Hedmark, Oppland og

Buskerud, har det til sammenlikning gått tapt 885 km² WL1 siden 1988, tilsvarende en reduksjon på 4,3 %.

Agder-fylkene er også kjennetegnet ved beskjedne størrelser på sine områder i den strengeste kategorien. Her utgjør de samlede WL5 i dag ca. 354 km², eller bare snaue 2 % av fylkenes areal. Det er også disse fylkene som relativt sett har mistet mest av denne type natur - ca. 14 % av WL5 har gått tapt i perioden 1988-2013, mens om lag 10 % WL1 har fått ny status som inngrepsnære områder.

På Vestlandet har tapet av WL5 vært nokså lite, ca. 140 km² har gått tapt de siste 25 årene. Med den minst strenge definisjonen av urørt natur, har derimot 7 % av Møre og Romsdal-, Sogn og Fjordane-, Hordaland- og Rogalands samlede arealer over én kilometer fra inngrep gått over til å bli inngrepsnære i 25-årsperioden som analyseres.

Det er nord i landet de største sammenhengende villmarksområdene befinner seg, og her utgjør de også størst andel av totalarealet. Nordland, Troms og Finnmark har i snitt andeler på 24 % WL5, og det er også disse fylkene som *relativt sett* har vært minst rammet av reduksjon i villmarksområder. Selv om denne landsdelen i absolutte tall har tapt mest WL5, nemlig 1099 km², tilsvarer dette et tap på under 4 % siden referanseåret 1988. Omtrent dobbelt så store arealer i kategorien WL1 har gått tapt, men tilsvarende bare 2,7 % reduksjon.

4 Deskriptiv statistikk

Tabell 4.1: Deskriptiv statistikk for villmarksområder, 1988, 1998, 2003, 2008 og 2013, 18 fylker. Kilde: Nyvoll (2017), egne beregninger.

Villmarksområder som %-andel av totalt landområde	Gjennomsnitt	Standardavvik	Variasjonskoeffisient	Minimum	Maksimum
WL5 88 (land mer enn 5 km fra inngrep, 1988)	7,1	9,4	131,7	0,0	38,4
WL3 88 (land mer enn 3 km fra inngrep, 1988)	14,3	13,8	96,3	0,0	54,8
WL1 88 (land mer enn 1 km fra inngrep, 1988)	34,7	21,2	61,2	0,7	78,8
WL5 98 (land mer enn 5 km fra inngrep, 1998)	6,9	9,3	134,1	0,0	37,9
WL3 98 (land mer enn 3 km fra inngrep, 1998)	13,8	13,6	98,0	0,0	54,3
WL1 98 (land mer enn 1 km fra inngrep, 1998)	33,5	21,0	62,7	0,5	78,3
WL5 03 (land mer enn 5 km fra inngrep, 2003)	6,8	9,2	134,4	0,0	37,7
WL3 03 (land mer enn 3 km fra inngrep, 2003)	13,8	13,5	98,2	0,0	54,1
WL1 03 (land mer enn 1 km fra inngrep, 2003)	33,3	21,0	63,0	0,5	78,2
WL5 08 (land mer enn 5 km fra inngrep, 2008)	6,8	9,2	134,7	0,0	37,6
WL3 08 (land mer enn 3 km fra inngrep, 2008)	13,7	13,5	98,4	0,0	54,0
WL1 08 (land mer enn 1 km fra inngrep, 2008)	33,0	20,9	63,3	0,5	78,1
WL5 13 (land mer enn 5 km fra inngrep, 2013)	6,8	9,1	134,9	0,0	37,5
WL3 13 (land mer enn 3 km fra inngrep, 2013)	13,6	13,4	98,9	0,0	53,9
WL1 13 (land mer enn 1 km fra inngrep, 2013)	32,7	20,8	63,6	0,5	77,9

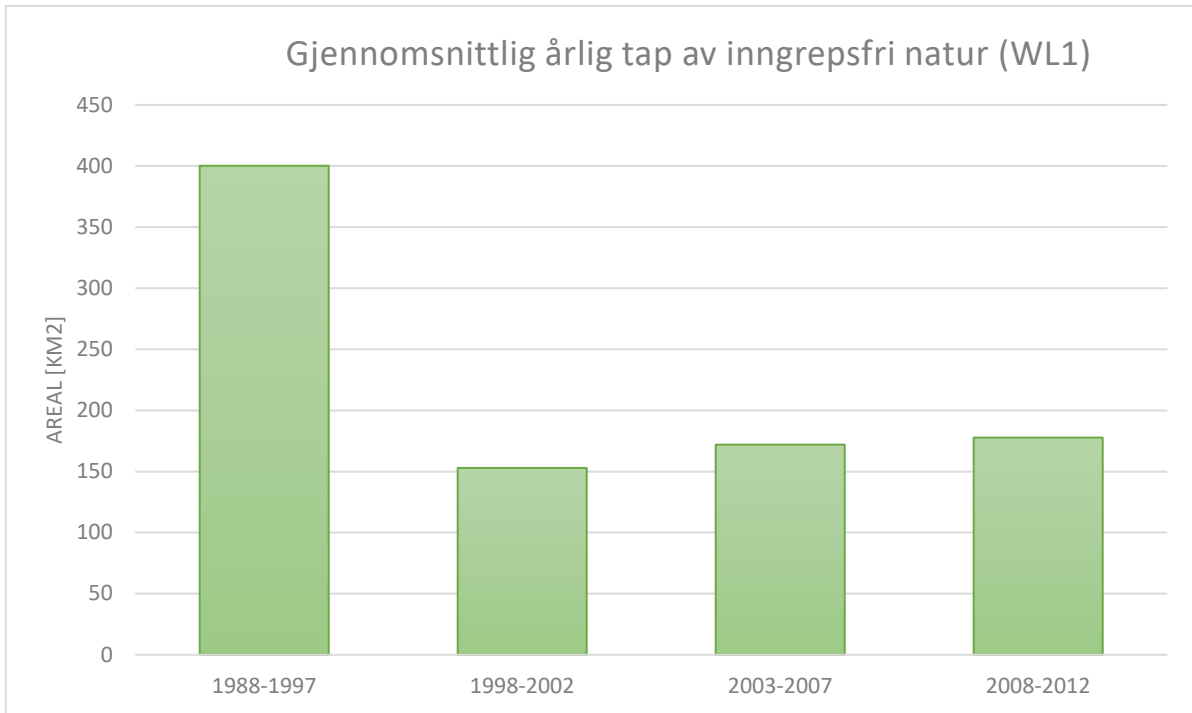
Tabell 4.1 gir et sammendrag av statistikken for inngrepsfrie naturområder på fylkesnivå for de fem målingene fra 1988 til 2013. Den viser at i gjennomsnitt faller litt over 7 % av det totale arealet i fylkene under den strengeste definisjonen av villmark, mens andelen er om lag dobbelt så stor for den mellomste kategorien. Med den mildeste definisjonen, altså natur mer enn én kilometer fra inngrep, så mer enn fordobles denne andelen igjen. Videre er det verdt å merke at tabellen gir de uvektede gjennomsnittene for inngrepsfri natur, og at disse derfor avviker fra tallene oppgitt i innledningen til kapittelet og i Figur 4.1.1 da disse gjelder for landet som helhet, og i så måte representerer et vektet gjennomsnitt.

Det er stor variasjon i inngrepsfri natur mellom de 18 fylkene. Ut fra kolonnen med standardavvik, ser det ut til at variasjonen i villmarksområder er større jo mindre strengt villmark er definert. Grunnen til dette er antakelig den overlappende definisjonen av de tre kategoriene. Noe av variasjonen i WL5 inkluderes dermed i WL3 og WL1 (og noe av variasjonen i WL3 vil på samme måte inkluderes i WL1). Det er derfor mer hensiktsmessig å se på variasjonskoeffisientene, siden dette vektes med den gjennomsnittlige størrelsen på de respektive arealene. Variasjonskoeffisientene forteller da at variasjonen er størst for WL5 og minst for WL1, og at dette bildet er konsistent (og nesten identisk) for alle de fem målingene. Det betyr at det er størst variasjon mellom fylkene i natur lengst unna tekniske inngrep.

I datasettet INON, som denne oppgaven bygger på, er det benyttet fem målinger for inngrepsfrie naturområder i Norge (1988, 1998, 2003, 2008, 2013). Dette gir fire sett med endringstall. De siste målingene er gjort med et femårig intervall, mens det er ti år mellom første og andre måling. Miljødirektoratet har også en måling for 1994, men denne har de valgt å gå bort fra i senere tid av to grunner: For det første vurderer de denne målingen til å være av dårligere kvalitet enn de øvrige målingene da den ikke er oppgradert eller kvalitetssikret de 10-15 siste årene. For det andre, måtte de av kostnadmessige grunner velge bort noe data i de nyeste beregningene. I det følgende ses det derfor på den gjennomsnittlige *årlige* endringen i disse dataene, slik at data fra den nevnte tiårsperioden mellom 1988 og 1998 er sammenlignbare med data fra de øvrige femårsperiodene.

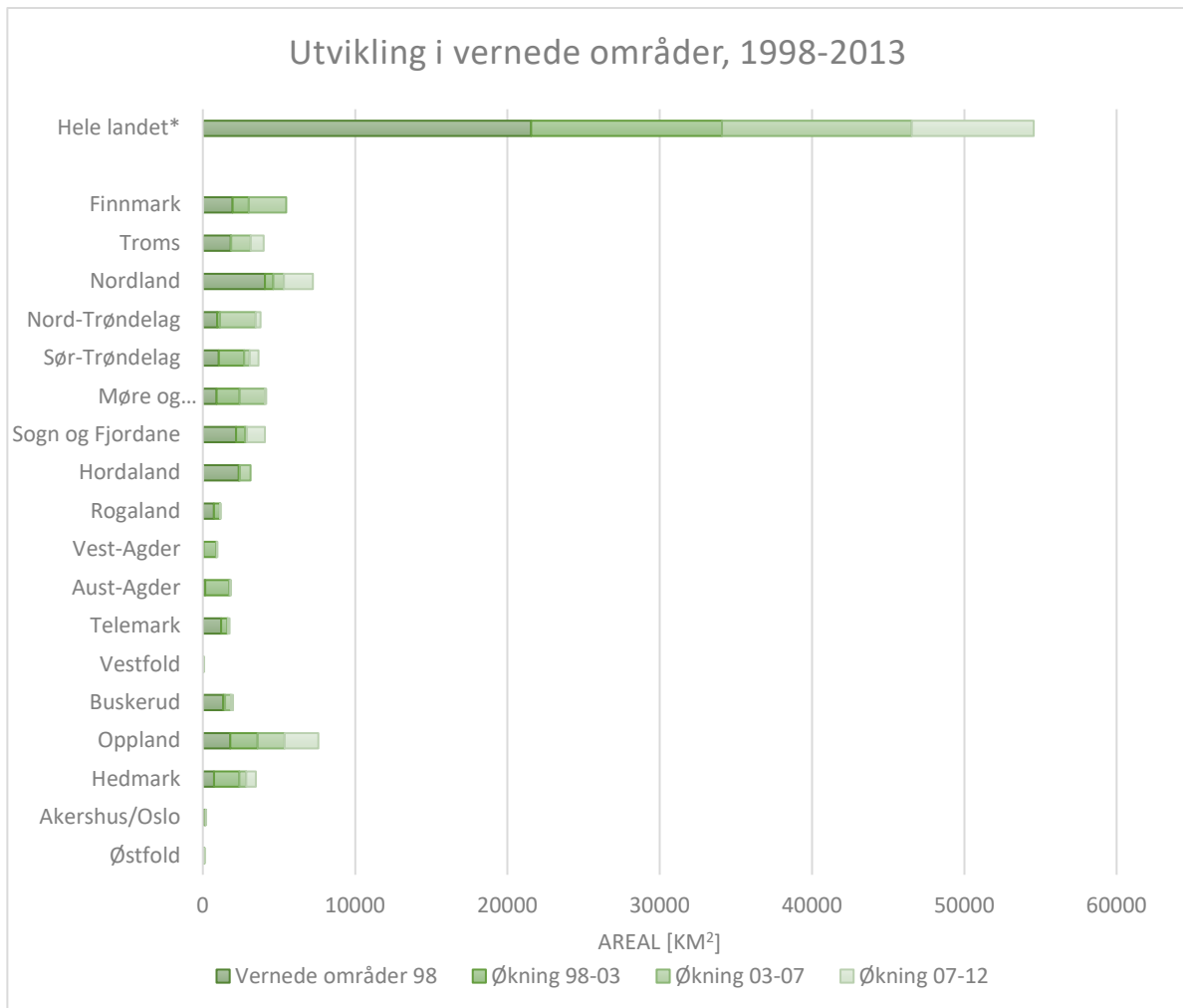
Det overordnede bildet er at alle landets fylker jevnt over har opplevd en tilbakegang i alle kategorier villmark, men at tilbakegangen har gått relativt sakte i forhold til hva den ser ut til å ha gjort særlig mellom 1900 og 1980, men også saktere enn mellom 1988 og 1998. I den sistnevnte perioden viser målingene at totalt 400 kvadratkilometer villmark mer enn én km fra inngrep gikk tapt hvert år i fastlands-Norge. Den årlige reduksjonen sank til 150 km² i påfølgende periode, for så å øke svakt i perioden 2003-2008 og enda en liten økning opp til 178 km² per år i perioden 2008-2013, illustrert i Figur 4.1.2.

4 Deskriptiv statistikk



Figur 4.1.2: Årlig gjennomsnittlig tap av arealer mer enn 1 km unna tyngre tekniske inngrep, fastlands-Norge, fire perioder. Kilde: Nyvoll (2017), egne beregninger.

Samtidig som reduksjonen i uberørt natur har bremset opp, har det vært en kraftig økning i vern av naturområder i Norge. Når vernede områder defineres som summen av nasjonalparker, landskapsvernområder, naturreservater og andre vernede områder, har disse arealene blitt mer enn fordoblet i femtenårsperioden 1998-2013. Mens snaue 6,5 % av fastlands-Norges areal var vernet i 1988, var andelen nesten 17 % i 2013. Mest vernet areal finnes i fylker med relativt stor andel inngrepsfri natur, slik som Finnmark, Nordland og Oppland, mens det er lite vernet areal i urbane fylker i Sør-Norge, se Figur 4.1.3.



Figur 4.1.3: Utvikling i vernede områder fra 1998 til 2013, 18 fylker. *Fastlands-Norge med øyer, ekskludert Svalbard og Jan Mayen. Kilde: SSB (2017a), egne beregninger.

Villmarksarealene går fortsatt ned, men i et mye saktere tempo enn tidligere. Samtidig har det vært en betydelig økning i vernede områder. Fylkene som er kjennetegnet ved lavest andel vernet areal, er også de fylkene som har tapt mest inngrepsfri natur i forhold til deres initiale andel i 1988. Diskusjon rundt dette tas opp i Kapittel 6.

4.2 Befolkningstall fra Fylkesfordelt Nasjonalregnskap

Befolkningstallene er beregnet per 1. januar i de respektive årene fra 1988 og 2013. Befolkningsveksten i denne 25-årsperioden har i all hovedsak tilfalt sentrale områder på Østlandet og Vestlandet, mens de mer rurale fylkene har opplevd svak vekst i antall innbyggere. Fordelingen av vekst i landet har vært nokså lik gjennom hele perioden som undersøkes, mens det enkelte fylke har hatt større eller mindre variasjoner i vekstraten fra år til år. Grunnen til dette er at nettoinnvandring for første gang var større enn den naturlige tilveksten i 1987 (og har nesten uten unntak vært det i hele perioden frem til 2013), og disse menneskene har en tendens til å bosette seg i større byer og tettsteder. Det er også fylkene med størst befolkningsvekst som har høyest befolkningstetthet. Se Appendiks D for detaljer.

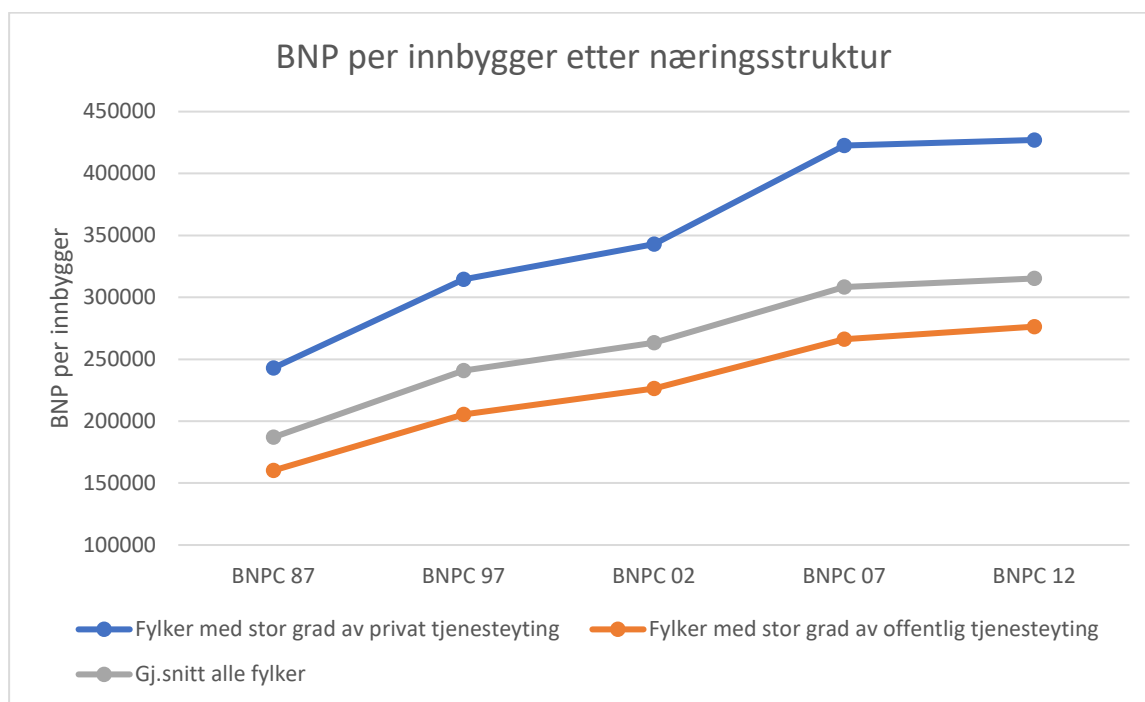
4.3 Inntektstall fra Fylkesfordelt Nasjonalregnskap

Inntektstall fra fylkesfordelt nasjonalregnskap finnes dessverre kun i løpende priser. Det betyr at eventuelle fastpristall må beregnes selv. Hvordan dette ble gjort vises i Appendiks D.

Næringsstrukturen/sammensetningen kan være avgjørende for fylkesfordelingen på BNP. Tallene for alle år i denne analysen viser at Oslo og Akershus topper nivået på bruttoprodukt per sysselsatt. Dette er fordi nærings sammensetningen i disse fylkene i stor grad består av finansiering- og forskningsvirksomhet, omsetning og drift av fast eiendom, faglig vitenskapelig og teknisk tjenesteyting og virksomhet knyttet til informasjon og kommunikasjon (SSB, 2017b). Disse områdene har høyt bruttoprodukt per sysselsatt sammenliknet med andre næringer. På samme måte er bruttoproduktet høyere enn landsgjennomsnittet i fylker med oljerelaterte tjenester, elektrisitetsproduksjon og fiskerinæring. I Figur 4.3.1 representerer fylkene Akershus/Oslo, Rogaland og Hordaland denne kategorien.

Fylker som er preget av en stor andel offentlig tjenesteproduksjon kjennetegnes ved relativt lavt bruttoprodukt per innbygger. Oppland, Hedmark, Nord-Trøndelag og Finnmark er i denne kategorien i Figur 4.3.1. Deres gjennomsnittlige nivå på BNP per innbygger ligger under gjennomsnittet for alle fylker, og har også hatt en jevnt over svakere vekst enn fylkene med stor grad av privat tjenesteyting har hatt. Varehandelen har også et lavt bruttoprodukt per sysselsatt,

men siden denne næringssektoren er sterkt representert i alle fylker, så gir ikke dette alene store utslag i ulikhetene i BNP per innbygger i fylkene.



Figur 4.3.1: Gjennomsnittlig BNP per innbygger for fastlands-Norge etter næringsstruktur. BNP per innbygger for fylker med stor grad av offentlig tjenesteyting beregnet som gjennomsnittet for Oppland, Hedmark, Nord-Trøndelag og Finnmark. BNP per innbygger for fylker med stor grad av privat tjenesteyting beregnet som gjennomsnittet for Akershus/Oslo, Rogaland og Hordaland. Kilde: SSB (2017b), egne beregninger.

4.4 Feilkilder

Det er umulig å kartlegge inngrepsfrie naturområder i Norge uten unøyaktigheter i tallene datamengdene som skal prosesseres er svært omfattende. I rapporten DN (1995) er det listet opp følgende mulige feilkilder:

- Ikke alle traktorveier er registrert, særlig veier som er finansiert privat av grunneier.
- Noen traktorveier er digitalisert ut fra håndtegnede kart.
- Data tilknyttet ulike vassdragsinngrep kan ha mangler.
- Forsvaret har betydelige veinett som av sikkerhetsmessige årsaker ikke er kartfestet.
- Det er begrenset inngrepsdata fra Sverige, særlig skogsbilveier og traktorveier, slik at data fra grenseområdene er usikre.

4 Deskriptiv statistikk

Per 2013 har imidlertid prosjektet pågått i 25 år og omfattende forbedringer har skjedd underveis. I tillegg til at de nyere dataene er mer nøyaktige, har man også kunnet gå tilbake og oppdatert data fra de eldre kartleggingene. Et problem som har oppstått i kjølvannet av mer detaljerte kartlegginger, er at datagrunnlaget har blitt så stort og omfattende at det kan oppstå feil i beregningene av modellen som brukes. De fleste av eventuelle feil vil imidlertid ligge i nærheten av andre tekniske inngrep, og i så måte ikke ha stor betydning for det endelige resultatet. Det er også rimelig å anta at eventuelle feil trekker i begge retninger – noen traktorveier kan ha grodd igjen, men andre kan ha kommet til. Samlet sett er det likevel mest sannsynlig at de inngrepsfrie naturområdene overestimeres noe på grunn av feilkildene som er nevnt ovenfor.

Hva gjelder tallene for bruttonasjonalproduktet på fylkesnivå, så må det også antas en viss usikkerhet. Grunnen er at det ikke finnes fylkesfordelte tall for BNP i faste priser, men kun i løpende priser. Det betyr at faste priser må beregnes selv, og hvordan dette gjøres mest nøyaktig, er ikke nødvendigvis gitt. Måten det er gjort på i denne oppgaven åpner for en viss feilberegning siden det er benyttet BNP-tall i faste priser for fastlands-Norge som helhet til å beregne fylkesfordelte tall ut ifra hvert enkelt fylkes løpende indeks-verdi (der hele landet =100). Det kan da forekomme avvik dersom nærings sammensetningen i fylkene er ulik. Med fylkesfordelte prisindekser ville dette problemet være løst. De beregnede BNP-tallene legges som følge av dette i Appendiks D slik at det er mulig å sammenlikne dem med tall basert på andre beregningsmetoder på et senere tidspunkt.

5 Hypoteser

Den økonomiske teorien fremlagt i Kapittel 3.4 gir innsikt i hvordan reduksjon av villmarksarealer blir påvirket av underliggende økonomiske drivkrefter. Selv om den generelle IPAT-modellen ikke gir mulighet for statistisk hypotesetesting, er det likevel hensiktsmessig å formulere hypoteser om tidstrendene til variablene for å få et grunnlag for diskusjonen som følger. De første hypotesene må naturlig nok dreie seg om de ulike drivkreftenes betydning for reduksjonen i villmarksarealer, eller ekvivalent økningen i inngrepsfri natur: Økt inntektsnivå og befolkning i fylkene fører til mer inngrepsnær natur. Teknologisk fremgang vil gjøre at det trengs mindre utbygget landareal per produserte enhet, slik at denne faktoren vil trekke i motsatt retning av inntekt og befolkning.

Ut ifra den deskriptive statistikken observeres det at befolkningsveksten i 25-årsperioden som undersøkes kan sies å ha vært beskjeden, og økningen i inngrepsnære områder har også vært nokså beskjeden. Inntektsøkningen har vært litt større. Det gir grunnlag for følgende hypotese: Teknologisk fremgang vil isolert sett være den sterkeste drivkraften, mens når befolkningsvekst og økonomisk vekst slås sammen, vil disse dominere den teknologiske fremgangen slik at det blir en reduksjon i inngrepsfrie områder.

I miljøøkonomifaget er det kjent teori at den marginale opprydningskostnaden av forurensning er stigende. Det vil si at i geografiske områder med initialt mye forurensning, vil det være billig å redusere forurensningen sammenliknet med områder med initialt lite forurensning. Ettersom miljøet blir renere og renere, blir det vanskeligere og dermed dyrere å for hver enhet som skal reduseres. Dette har vist seg å være statistisk signifikant i empiriske analyser, se for eksempel Selden and Song (1995) eller Maradan Vassiliev (2005). Det er av interesse å undersøke om det finnes en tilsvarende sammenheng mellom den initiale størrelsen på de inngrepsnære naturområdene i fylkene og økningen i årene som følger. En slik hypotese kan formuleres på denne måten: Fylker med initialt liten andel inngrepsnære naturområder i forhold til totalt areal vil oppleve en relativt liten økning i denne andelen. Dette er logisk siden i fylker med små inngrepsnære arealer vil selv et lite inngrep i naturen føre til store relative endringer i disse arealene.

5 Hypoteser

I Kapittel 1.2 ble det argumentert for at miljødegradering kan frikobles fra økonomisk vekst med bakgrunn i den såkalte Kuznets-kurven. Selv om de empiriske analysene på dette området er sprikende i sine konklusjoner, er det i noen tilfeller vist at den marginale effekten av inntektsøkninger på miljødegradering er positiv for lave inntektsnivåer og negativ for tilstrekkelig høye inntektsnivåer. I den enkle IPAT-formuleringen som er benyttet i denne oppgaven, antas det a priori at dette ikke er mulig da inngrep i naturen er irreversible. Under denne forutsetningen vil man altså ikke finne en Kuznets-sammenheng (omvendt U-kurve) mellom økonomisk vekst og inngrepsnær natur. Da følger hypotesen: Endringstallene for inngrepsnær natur (NW) vil være større eller lik null for alle fylker i alle perioder. Dette er irreversibilitetshypotesen.

Oppsummering over hypoteser som vil undersøkes i Kapittel 6:

- Befolknings- og inntektsvekst har en positiv effekt på inngrepsnære naturområder. Teknologisk fremgang trekker i motsatt retning.
- Teknologi vil være den sterkeste av de tre drivkreftene, men slått sammen vil økonomisk vekst og befolkningsvekst dominere teknologifaktoren.
- Utvikling og utbygging av inngrepsfri natur er en irreversibel prosess. Det vil derfor være negative endringstall for villmarksområdene. Det vil følgelig ikke være en Kuznets-sammenheng.
- Økning i inntekt eller befolkning vil i større grad redusere villmarksområder i absolutte verdier for fylker som initialt har store områder inngrepsfri natur enn i fylker med initialt lite av slik natur.
- Fylker med relativt mye vernet natur vil oppleve mindre økning i inngrepsnære områder.

Hypotesene undersøkes enten ved at det ses på nivåendring i forklaringsvariablene eller at disse måles på endringsform, altså den relative endringen over tid.

6 Resultater

I dette kapittelet gjennomføres den empiriske analysen med mål om å vurdere hypotesene presentert i Kapittel 5. Styrken til den enkle IPAT-formuleringen er som nevnt at den peker på sammenhengen mellom miljødegradering og *underliggende* makroøkonomiske variabler. Det er nettopp å belyse en slik sammenheng som er denne oppgavens anliggende. Det er viktig å understreke at modellen som benyttes i denne analysen ikke alene forklarer endringen i arealallokeringen, og at resultatene som legges frem ikke er statistisk gyldige og må tolkes innenfor modellens rammer.

Som det er lagt mye vekt på tidligere i oppgaven, antar IPAT a priori en proporsjonal sammenheng mellom forklaringsvariablene, og det er ikke mulig å gjøre statistiske tester av hypoteser med denne enkle formuleringen. Videre er det også forsøkt å bruke IPAT-modellen på endringsform i denne analysen. Mens IPAT på differensiert form per definisjon er nøyaktig, så ser man ikke nødvendigvis på små endringer når man bruker IPAT på endringsform, og derfor kan det oppstå unøyaktigheter hvis endringstallene er store. Dette problemet diskuteres i Kapittel 6.2.

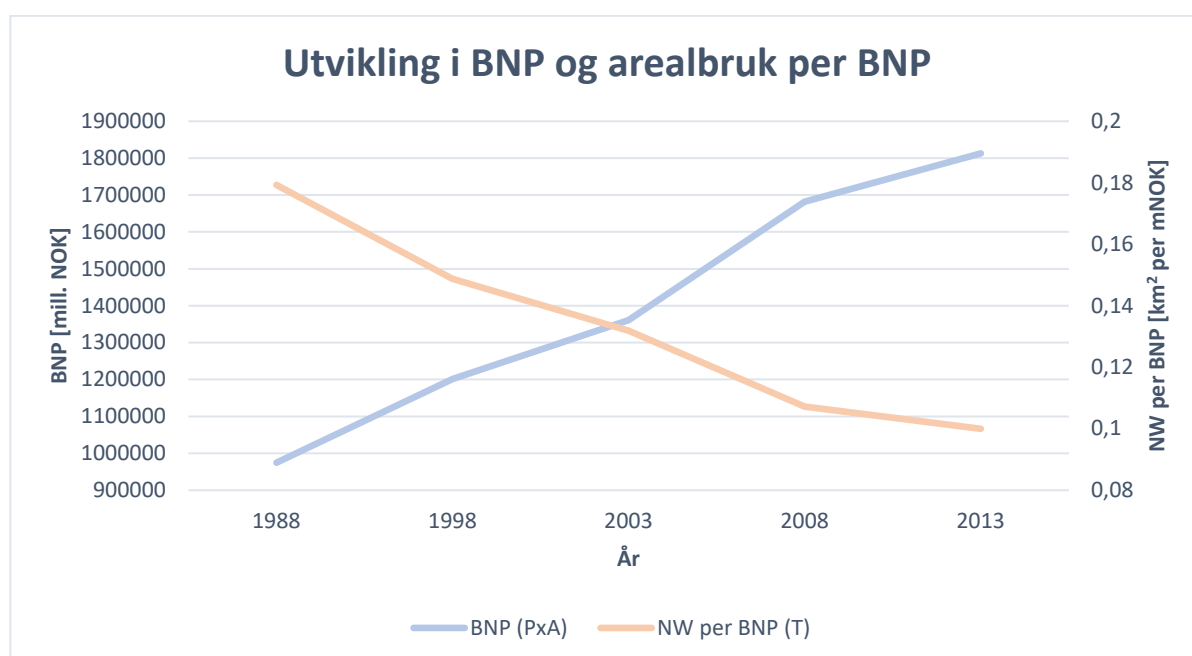
Til å begynne med benyttes IPAT på sin originale, multiplikative form ($I \equiv P \times A \times T$) for å si noe om drivkreftenes tidstrend i perioden som undersøkes. Først presenteres noen generelle resultater for Norge som helhet, og disse brukes til å predikere potensielle fremtidige scenarier for villmarksarealene. Deretter følger en mer spesifikk analyse av to representative fylker med IPAT på endringsform som utgangspunkt. Her inkluderes analyser for alle kategorier inngrepsnær natur, altså NW1, NW3 og NW5.

Deretter vil irreversibilitets-hypotesen undersøkes for de tre kategoriene av inngrepsfri natur. Dette gjøres ved å plote andelen inngrepsfri natur i hvert av fylkene i 2013 opp mot andelen i 1988. Hvis tekniske inngrep i naturen er irreversible, vil ingen av punktene i diagrammet vil ligge over en tenkt 45°-linje som indikerer at andelen inngrepsfri natur er lik i 2013 som den var i 1988. Ved å tegne en lineær regresjonslinje basert på punktene, blir det også mulig å analysere hvor mye villmark som forventes tapt ut ifra fylkenes initiale andel villmark. Dette gjøres for alle kategorier inngrepsfri natur.

6 Resultater

6.1 IPAT-beregninger

I den deskriptive delen ble det vist at det har vært en reduksjon i inngrepsfrie naturområder, eller ekvivalent en økning i inngrepsnære områder, gjennom hele perioden som undersøkes. Likevel ser det ut til at denne prosessen har bremsset relativt kraftig opp sammenliknet med hva som har skjedd i et lengre historisk perspektiv. Samtidig har det vært vekst i både i antall innbyggere og i BNP per innbygger slik at trykket fra disse drivkreftene har økt på miljøet og villmarksarealene, alt annet likt. IPAT-teorien postulerer dermed at det reduserte tapet av villmarksarealer skyldes at effektiviteten har økt, altså at det produseres mer per km² utbygget areal. I Figur 6.1.1 er absolutte tall for BNP og arealbruk per produserte enhet plottet.



Figur 6.1.1: Utvikling i BNP for fastlands-Norge målt i millioner kroner og arealbruk per BNP målt i km² NW per millioner BNP. Kilde: Nyvoll (2017) og SSB (2017a), egne beregninger.

Den blå kurven gir den økonomiske drivkraften i modellen, det vil si antall innbyggere multiplisert med verdiskapning per innbygger ($P \times A$). Kurven, som dermed gir BNP for fastlandet som helhet, viser en forholdsvis jevn og rask økonomisk vekst over 25-årsperioden.

Den oransje kurven viser det som omtales om «teknologifaktoren» i IPAT-modellen. I dette tilfellet, representerer denne faktoren altså hvor stort landareal som benyttes (arealer som er inngrepsnære) per produserte enhet, eller per BNP. Ettersom teknologien forbedres er det forventet at dette tallet vil synke. Tenk for eksempel at effektiviteten til vindmøller forbedres

slik at det trengs færre vindmøller til å produsere samme mengde strøm, og at man derfor slipper å bygge ut like mye av den inngrepsfrie naturen. I IPAT-modellen er det selvfølgelig en rekke andre faktorer som er bakt inn i denne teknologi-faktoren, og dette diskuteres nærmere i Kapittel 6.2. Figur 6.1.1 viser en jevn nedgang i inngrepsnære områder per produserte enhet.

Dekomponering av de underliggende makroøkonomiske drivkreftene tillater en nærmere forståelse av tidstrenden som skissert i Figur 6.1.1. Tallene som ligger til grunn der viser at befolkningen i fastlands-Norge har økt fra drøyt 4,2 millioner i 1988 til om lag 5,1 millioner i 2013. BNP per innbygger har økt fra ca. 230 000 til 359 000 kr i faste 2005-priser (merk at inntekter fra oljenæringen her ikke inngår). I samme periode har inngrepsnære eller utbyggede områder (NW1) økt med 6500 km². IPAT-beregningene viser dermed at mens det i 1988 krevdes 0,18 km² utbygget areal kategori NW1 per million kroner verdiskapning, krevdes det i 2013 bare 0,10 km², se Tabell 6.1.1.

For å illustrere en måte IPAT kan brukes på, er det i Tabell 6.1.1 beregnet noen ulike scenarier for utviklingen til drivkreftene. SSBs hovedestimat på befolkningen i Norge i år 2038, dvs. 25 år frem i tid og tilsvarende tidsspenn som fra 1988 til 2013, tilsvarer en 30 % økning fra dagens nivå (SSB, 2016). Den første rekken av framskrivninger i tabellen bruker T-tall fra dagens nivå (per 2013) til å vise implikasjonene av en slik økning i befolkningen for konstante nivåer på BNP per innbygger og teknologi. IPAT-beregningen viser da at det vil være igjen bare 27,32 % inngrepsfrie områder av typen WL1, mens det med dagens nivå på befolkningen er igjen 44,09 % WL1. SSBs høye alternativ er en befolkningsvekst på 50 %, og da viser den andre rekken i tabellen at det i dette tilfellet vil være igjen 16,13 % WL1. I siste rekke er det satt opp et annerledes scenario. Der forutsettes det at mengden inngrepsnær natur holdes fast på dagens nivå mens befolkningen øker med 30 % og BNP per innbygger øker med 50 %. Veksten i BNP per innbygger i fremtiden er usikker, men det er her lagt til grunn at veksten de neste 25 årene vil være tilsvarende veksten de foregående 25 årene. For at dette skal være mulig, må teknologien forbedres slik arealbruken reduseres til halvparten av dagens nivå, eller fra 0,10 til 0,05 km² utbygget natur per produserte enhet.

6 Resultater

Tabell 6.1.1: Historiske IPAT-beregninger og fremtidige scenarier for utviklingen 25 år frem i tid av inngrepsfri natur i kategori WL1. Fastlands-Norge. Kilde: Nyvoll (2017) og SSB (2017a), egne beregninger.

	P	A	T	I	
	Bef. [1000 innbyggere]	BNP/P [1000 kr]	NW1 [km ² / mill. BNP]	NW1 [km ²]	WL1 [%-andel av tot. areal]
1988	4198,29	232,15	0,18	174724,14	46,10 %
1998	4417,60	272,02	0,15	178726,10	44,86 %
2003	4552,25	298,99	0,13	179490,66	44,63 %
2008	4737,17	355,05	0,11	180350,72	44,36 %
2013	5051,28	358,89	0,10	181239,56	44,09 %
Framskrivning, 2038:					
1) P×1,3 (hovedestimat)	6566,66	358,89	0,10	235611,43	27,32 %
2) P×1,5 (høyt alternativ)	7576,91	358,98	0,10	271859,34	16,13 %
3) P×1,3 og A×1,5 med I på dagens nivå	6566,66	538,98	0,05	181239,56	44,09 %

Denne måten å tenke på rundt reduksjonen av villmarksarealer kaster lys på konsekvenser av ulike produksjonsscenarioer for fremtiden. Gitt at økonomisk vekst er et varende politisk mål, og at befolkningen i landet er stigende i overskuelig fremtid, er det nødvendig å forbedre teknologien for å kunne bevare noe av dagens villmarksområder. De historiske dataene fra 1988 til 2013 viser at det er inntekt per innbygger og teknologi som hatt størst relativ endring, mens befolkningsveksten har vært forholdsvis lav. Som det ble nevnt i teoridelen, er det viktig å legge vekt på at ingen av forklaringsvariablene alene kan holdes ansvarlig for reduksjonen i villmarksarealer. Hvis man tar utgangspunkt i det første scenarioet i tabellen, der Norge opplever at P øker mens A og T holdes konstant over en tidsperiode, vil det ikke være riktig å tilskrive P hele effekten på villmarksarealene siden både A og T er med på å skalere effekten av endringen i P . Norge kan sies å ha et høyt nivå på A , og dermed må dette faktum tas med i vurderingen av effekten av befolkningsveksten.

6.2 IPAT-beregninger på endringsform

IPAT er i denne oppgaven bruk på en original måte i den forstand at miljødegradering er definert som en økning i inngrepsnære områder, eller ekvivalent en reduksjon i inngrepsfrie områder. Modellen på endringsform gjør det mulig å analysere endringen i andelen inngrepsnær natur i forhold til fylkenes totale areal. Ulempen med denne formuleringen av IPAT er at tapet av andel villmark ikke kommer eksplisitt frem. Tapet av villmark vil derfor oppgis i tillegg til økningen i inngrepsnære områder. På denne måten blir det enklere å se hvilken kvalitet på villmark som er under størst press i de enkelte fylkene. Videre er det verdt å merke seg at endringen i villmarksområder gis som vektete andeler, og det tas dermed ikke i betraktning at små fylker i absolutte verdier kan oppleve svært beskjedne reduksjoner i inngrepsfri natur sammenliknet med store fylker, mens deres uvektede tap inngrepsfri natur likevel kan være stort. For det overordnede bildet, er det mest relevant å undersøke vektete tap, men det kan argumenteres for at det er nettopp det uvektede tapet inngrepsfri natur som er mest relevant å forholde seg til for innbyggerne og beslutningstakerne i de enkelte fylkene. Se derfor Kapittel 6.3 og Appendiks H for en slik presentasjon av dataene.

Til analysen som følger er det valgt ut to fylker som er typiske for landet, men som representerer ulike vekstrater for forklaringsvariablene: Hordaland og Nordland. Disse fylkene brukes som referansepunkter til å forklare hva som har skjedd i fylker med likhetstrekk. Til slutt ses det på IPAT for landet som helhet. I Appendiks E finnes beregninger for samtlige fylker. Det undersøkes kun endringstall for perioden mellom ytterpunktene 1988 og 2013 i denne analysen, men datamaterialet gir i utgangspunktet mulighet til å undersøke fire endringstall: 1988-'98, 1998-'03, 2003-'08 og 2008-'13. Endringene i inngrepsnære områder ble vurdert til å være for små i mellom hver av målingene til at det er mulig å se noen klare sammenhenger med endringen i drivkreftene.

Innledningsvis i Kapittel 6 ble det nevnt at mens IPAT på differensiert form per definisjon er nøyaktig, gjelder IPAT på endringsform kun som en tilnærming. Grunnen er at det på den differensierte formen kun ses på marginale endringer i forklaringsvariablene, mens det på endringsformen i prinsippet ses på endringer i enhver størrelsesorden. En konsekvens av å se på endringstallene til forklaringsvariablene mellom ytterpunktene 1988 og 2013, er at disse tallene nødvendigvis kan være store. Når så teknologivariabelen finnes residualt $\left(\frac{\Delta T}{T} = \frac{\Delta I}{I} - \right.$

6 Resultater

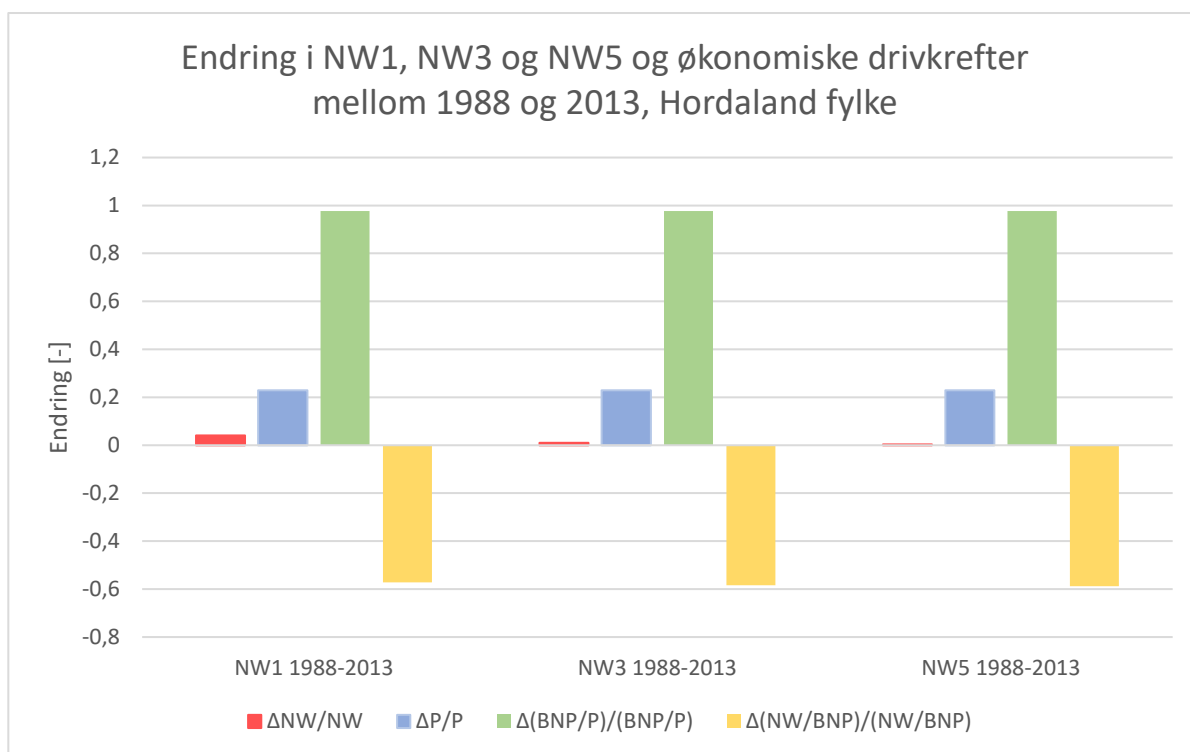
$\frac{\Delta P}{P} - \frac{\Delta A}{A}$), blir denne variabelen beregnet mer og mer unøyaktig jo større de øvrige og kjente endringstallene er.

Siden det i denne oppgaven betraktes historiske data, er det mulig å undersøke hvor mye utbygget natur det var per BNP i 1988 sammenlignet med i 2013, og beregne endringstallet for teknologivariabelen på samme empiriske måte som for de øvrige variablene i modellen. Dette representerer i så måte en fasit på hvor stor endringen i denne variabelen har vært. «Fasiten» ble sammenliknet med den residualt beregnede endringen, og det ble slått fast at den residuale metoden kraftig overestimerer størrelsen på endringen i teknologi. I den følgende analysen er det derfor ikke de residualt beregnede endringstallene som ligger til grunn, men i stedet de empirisk beregnede tallene. Implikasjonen av dette er at likningen $\frac{\Delta I}{I} = \frac{\Delta P}{P} + \frac{\Delta A}{A} + \frac{\Delta T}{T}$ ikke lenger er gyldig, men det vil fortsatt være mulig å analysere endringen i variablene både isolert og i forhold til hverandre.

6.2.1 Hordaland

Både befolkningsvekst og økonomisk vekst har vært positiv i Hordaland, og trekker i retning av reduserte inngrepsfrie naturområder. Veksten i BNP per innbygger fra 1988 til 2013 (98 %) har vært fire ganger så stor som befolkningsveksten (23 %). Sammen trekker disse to drivkreftene i retning av mer inngrepsnær natur, mens den teknologiske utviklingen har ført til at det trengs 57 % mindre inngrepsnær natur per produserte enhet i 2013 sammenliknet med i 1988, og trekker dermed i motsatt retning. Befolkningsveksten og veksten i BNP per innbygger ser likevel ut til å ha dominert den teknologiske drivkraften, uansett arealkategori. Resultatet er derfor at den relative endringen i inngrepsnære områder er positiv for alle arealkategorier – noe som representerer en miljødegradering, se Figur 6.2.1.

På grunn av måten kategoriene av inngrepsnære områder er definert på, vil det alltid være slik at endringstallet for NW1-områder er større enn for NW3-områder – som igjen er større enn for NW5-områder. Det er fordi en økning i inngrepsnære områder av typen WL5 også impliserer en økning i inngrepsnære områder type WL3 og WL3. Det er derfor nødvendig å kommentere disse endringstallenes konsekvens for de *inngrepsfrie* områdene for å kunne si noe om hvilken type villmark som er under størst press i de enkelte fylkene.



Figur 6.2.1: Relativ endring i inngrepsfrie områder kategori NW1, NW3 og NW5 og drivkreftene befolkning, BNP per innbygger og arealbruk per produserte enhet sin vektete effekt på WL mellom 1988 og 2013. Hordaland fylke. Kilde: Nyvoll (2017) og SSB (2017a), egne beregninger.

I 1998 hadde Hordaland 8714 km² natur som lå mindre enn én kilometer fra tyngre tekniske inngrep. I 2013 var tallet økt til 9073 km². Dette betyr at Hordaland har opplevd en økning på 4,1 % i sin andel inngrepsnære natur i kategorien NW1, noe som tilsvarer et tap på 5,3 % WL1. Jo strengere *inngrepsfrie* områder defineres, jo mindre er disse andelene redusert. Hordalands 12795 km² NW3 har økt med omlag 1 % på 25 år, og det tilsvarer et tap på 4,8 % WL3, mens økningen i NW5 har bare vært på 0,3 % (tilsvarende et tap på 2,8 % WL5).

Resultatene fra Hordaland tegner et bilde som synes å gjelde for flere fylker som er kjennetegnet ved at en relativt stor andel av befolkningen bor i byer og tettsteder og som har en relativt høy befolkningstetthet. Dataene viser at fylker som Akershus/Oslo, Vestfold og Rogaland passer denne beskrivelsen godt, og at fylker med mer spredt befolkning, som Nordland, Finnmark og Nord-Trøndelag, opplever det motsatte – disse fylkene har hatt størst relativt tap av WL5-villmark. Et klart unntak er Østfold som, ifølge dataene, har mistet hele 46 % andel inngrepsfri natur mer enn fem kilometer fra inngrep. Tekniske inngrep i naturen for fylker som initialt har svært små andeler inngrepsfri natur slår hardt ut i endringstallene for de relative andelene. I slike enkelttilfeller kan det være problematisk å forklare endringen ut fra makroøkonomiske forhold, og det kan være mer interessant å se på de *direkte* årsakene til inngrepene. Det er

6 Resultater

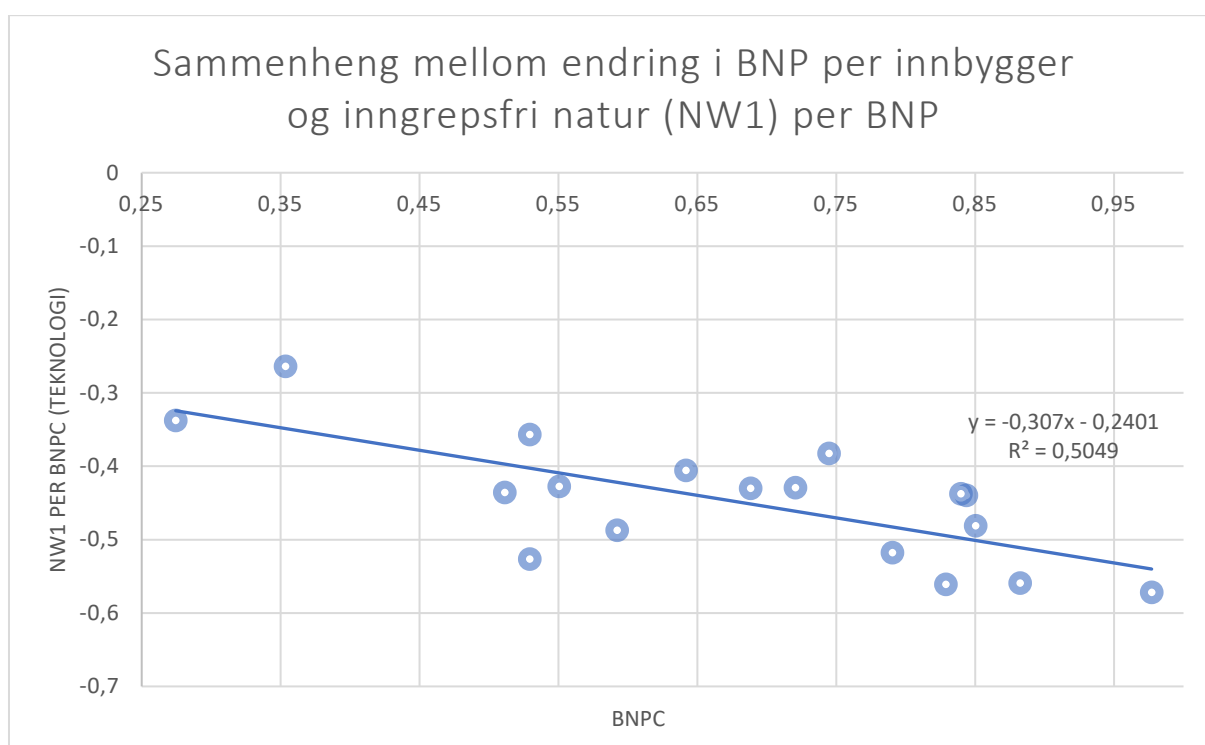
imidlertid utenfor denne oppgavens bredde. I stedet vil det i Kapittel 6.3 undersøkes om det finnes en sammenheng mellom initial andel inngrepsfri natur i de ulike villmarkskategoriene og endringstallene for disse.

Solem (1998) finner at befolkningstetthet har en signifikant negativ effekt på andel inngrepsfri natur, og at effekten er sterkere jo mindre strengt inngrepsfri natur er definert. Observasjonene diskutert ovenfor underbygger Solems resultater på dette området. Forklaringen kan være, som formulert i hypotesen, at utbygging av boliger skjer nær allerede utbyggende områder fordi det er der etterspørselen etter boliger er størst, og det tjener utbygger økonomisk å ha tilgang til eksisterende infrastruktur. For arealkategoriene WL3 og WL5 vil utbygging være assosiert med mindre etterspørsel og større utbyggingskostnader, og befolkningstettheten vil dermed ha minst betydning for disse områdene.

Slik teknologifaktoren er definert i denne oppgaven, uttrykker den hvor mye inngrepsnær natur det er i fylket per produserte enhet, eller per BNP. Som det er diskutert tidligere, blir det for enkelt å forklare teknologisk utvikling bare som at maskiner har blitt mer effektive og at det derfor kan produseres mer per enhet utbygget areal. Det anses som lite sannsynlig at det har skjedd mye på dette området i Hordaland som ikke har skjedd i andre fylker, eller motsatt. Hadde tverrsnittsenhetene vært land i stedet for fylker, kunne man kanskje sett på forskjeller i teknologisk utvikling og investeringer. Det betyr ikke at mer effektive maskiner ikke er en komponent i T-variabelen og kan ha betydning for arealallokeringen, men det er altså forskjellen mellom fylkene som kan være vanskelig å si noe fornuftig om uten å studere hvert fylke på et veldig detaljert nivå. I analysen for Nordland fylke og for Norge som helhet vil det drøftes andre mulige komponenter som er inkludert i teknologivariabelen.

Den teknologiske fremgangen i Hordaland for kategori NW1 har vært på 57 %. Mens det i 1988 var 0,13 km² inngrepsnær natur i kategori NW1 per million BNP, var tallet nede i 0,056 km² i 2013. Dette tilsvarer en arealreduksjon tilsvarende nesten sju fotballbaner á 90×120 meter per million kroner verdiskapning i fylket. Den gjennomsnittlige teknologiske fremgangen for alle fylker har til sammenligning vært på 45 %. I mer tradisjonelle IPAT-analyser, hvor man for eksempel ser på miljødegradering som målt i tonn CO₂-utslipp, problematiseres det ofte at variablene *A* og *T* kan være endogent bestemt. Som forklart i Kapittel 4, kan en økning i BNP per innbygger føre til økt miljøpåvirkning (direkte effekt), men også stimulere til økt teknologisk utvikling (indirekte effekt). Ved å se på korrelasjonen mellom endringen i BNP per

innbygger og endringen i inngrepsnær natur per BNP for alle fylker, er det mulig å få en indikasjon på om det finnes en indirekte effekt av økt BNP per innbygger. Figur 6.2.2 viser en negativ sammenheng mellom endringstallet for teknologi og endringstallet for BNP per innbygger. Det betyr at jo større økonomisk vekst et fylke har hatt, jo sterkere har den teknologiske utviklingen vært. Nærmere bestemt vil en ekstra 10 % økning i BNP-vekst føre til en reduksjon i arealbruk per BNP på ca. 3,1 %. At $R^2 = 0,5$ betyr at halvparten av variasjonen i endringen av teknologivariabelen forklares av endringen i BNP per innbygger. Dette kan altså forklares med at teknologivariabelen er en funksjon av BNP per innbygger i den forstand av vekst i BNP per innbygger stimulerer til vekst i teknologien.



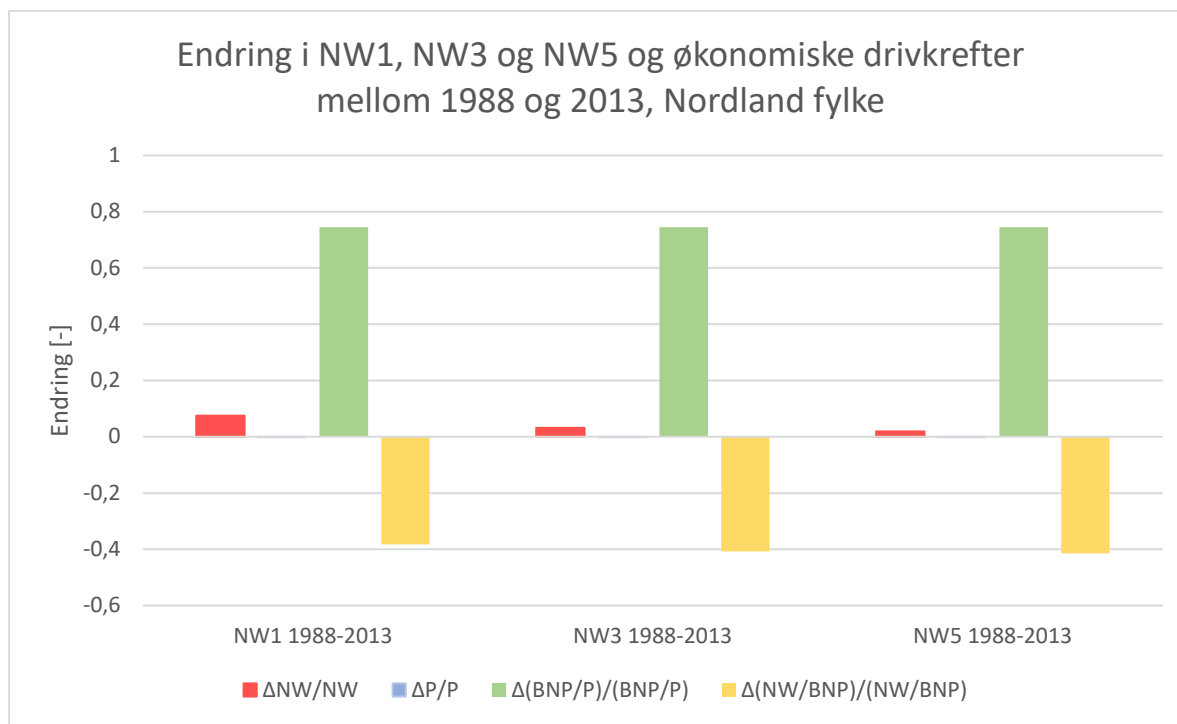
Figur 6.2.2: Sammenheng mellom endring i BNP per innbygger (BNPC) og inngrepsfri natur kategori NW1 per BNP. Kilde: Nyvoll (2017) og SSB (2017a), egne beregninger.

6.2.2 Nordland

Nordland representerer en gruppe fylker som er preget av færre store byer og tettsteder, og færre innbyggere per kvadratkilometer areal. Blant disse fylkene er blant annet Finnmark, Nord-Trøndelag og Møre og Romsdal. Utviklingen i inngrepsfrie naturområder har vært annerledes her enn i de mest sentraliserte fylkene. Her ser det ut til at det er den strengeste definisjonen av villmark som er hardest rammet av menneskelige inngrep. Nordland har tapt andeler på om lag

6 Resultater

6 % WL1, 9 % WL3 og 13 % WL5 i løpet av de 25 årene mellom 1988 og 2013. Igjen er det slik at en økning i inngrepsnære områder av type NW5 og NW3 også impliserer en økning i NW1, slik at økningen i type NW1 har vært størst, og NW5 har vært minst, se Figur 6.2.3.



Figur 6.2.3: Relativ endring i inngrepsfrie områder kategori NW1, NW3 og NW5 og drivkreftene befolkning, BNP per innbygger og arealbruk per produserte enhet sin vektete effekt på WL mellom 1988 og 2013. Nordland fylke. Kilde: Nyvoll (2017) og SSB (2017a), egne beregninger.

En økning i inngrepsnære områder observeres til tross for en marginalt *negativ* befolkningsvekst i Nordland. Økningen i NW kan altså ikke være en konsekvens av økt befolkning og befolkningstetthet i dette fylket, men snarere av økt inntekt per innbygger og/eller svakere teknologisk utvikling. Ingen andre fylker har hatt negativ befolkningsvekst, men fylker som Nord-Trøndelag, Telemark og Hedmark har hatt svak vekst. I disse fylkene har veksten i BNP per innbygger vært noe lavere enn gjennomsnittet, mens reduksjonen i inngrepsfri natur per BNP samtidig har vært lav sammenliknet med fylkesgjennomsnittet. Det betyr at teknologivariabelen spiller en relativt større rolle i IPAT-beregningene for disse fylkene. Igjen kan det være slik at den indirekte effekten av økonomisk vekst gjennom teknologivariabelen blir svakere for fylker med svakere økonomisk vekst, men det er nærliggende å tro at det er flere faktorer som spiller inn.

Modellen som benyttes gir rom for at mange komponenter inngår i teknologivariabelen. I EKC-analyser argumenteres det ofte for at oppbremsingen, og i noen tilfeller reverseringen, av miljødegradering skyldes at bevisstheten rundt miljøet øker når befolkningens eller landets inntekt når et visst punkt. Dette henger trolig sammen med at mennesker i første rekke fokuserer på å dekke sine primære behov, slik som mat, husly og arbeid, før blikket heves litt opp. Det kan tenkes at noen av disse mekanismene er representert i teknologifaktoren i IPAT-modellen. Norge har de siste 25 årene blitt et veldig rikt land, og det kan hevdes at miljøbevegelsen har blitt stadig sterkere i samme periode. Dette har beslutningstakerne i samfunnet måttet forholde seg til, og det har igjen materialisert seg blant annet i en økning i vernede naturområder. På denne måten kan det argumenteres for at det er en «holdnings-komponent» i teknologifaktoren i modellen som er benyttet i denne oppgaven, og at en viss del av reduksjonen i arealbruk per produserte enhet må tilskrives økt miljøbevissthet.

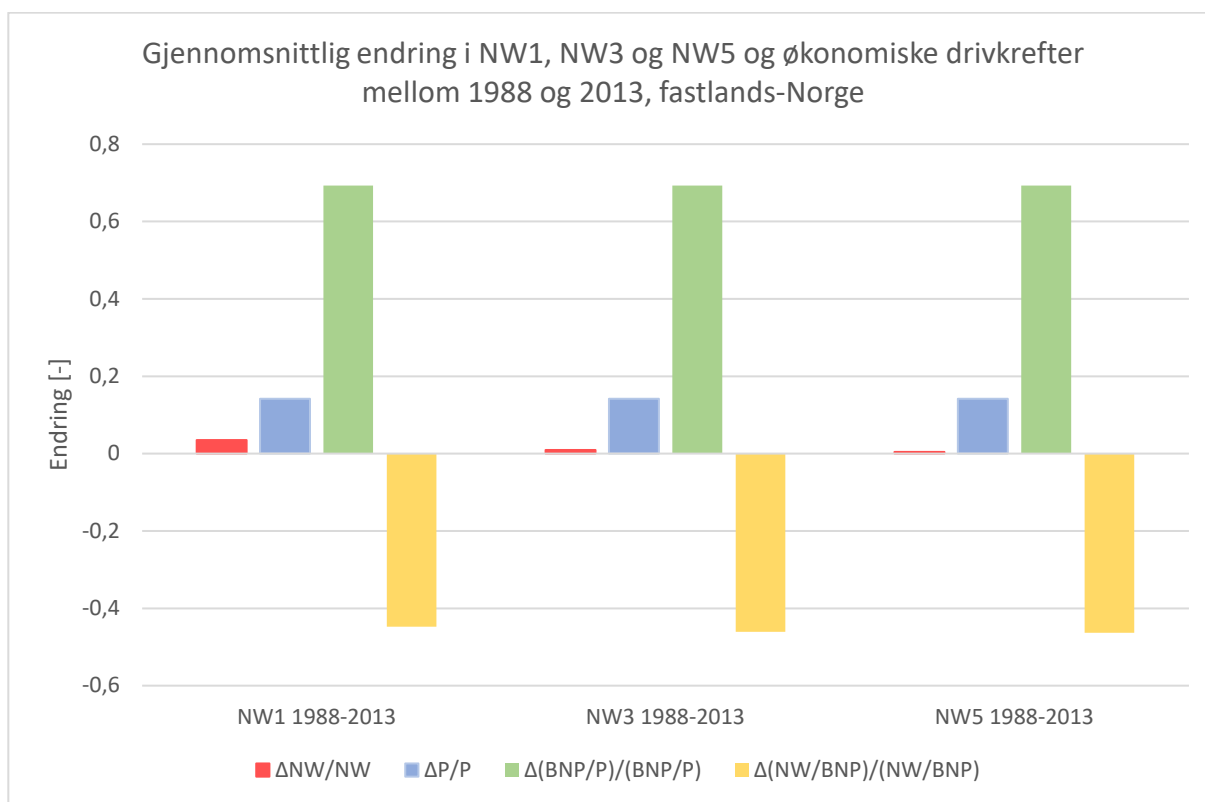
For Nordland var samlet vernet areal omlag 77 % større i 2013 enn det var i 1988. Dette kan altså representere en holdningskomponent i teknologifaktoren, men det er vanskelig å si hvilken kategori villmark dette har hatt størst betydning for uten mer detaljerte data. En mer nærliggende forklaring på hvorfor Nordland har tapt en relativt større andel av villmark mer enn fem km fra inngrep er at dette fylket hadde initialt store slike arealer i 1988. Det betyr at det potensielle tapet av WL5-områder er større når det for eksempel bygges infrastruktur som kraftlinjer og veier i dette fylket i forhold til fylker som i utgangspunktet har lite av denne type villmark og i hovedsak vil tape WL1-områder ved slike inngrep. Ved måten de inngrepsfrie områdene er definert i denne oppgaven, er det slik at tap av WL5-områder samtidig betyr tap av WL1-områder, om enn i relativt mindre grad. Det motsatte gjelder ikke, og det er dermed med på å forklare dynamikken. I Kapittel 6.3 undersøkes det om det finnes en slik sammenheng mellom initiale andeler villmark og tap av disse områdene.

6.2.3 Fastlands-Norge

Gjennomsnittstall for alle landets fylker viser at de tre kategoriene villmarksområder har blitt redusert tilnærmet like mye – ca. 4,3 % har gått tapt av både WL1, WL3 og WL5. Ut fra dette er det dermed ikke mulig å skille ut en kategori inngrepsfri natur som er under størst press i Norge, og det er derfor dataene på fylkesnivå er nyttige. Det man imidlertid kan merke seg, er at likt tap av andeler WL1, WL3 og WL5 betyr at tapet i absolutte verdier er størst for den minst

6 Resultater

streng definisjonen av villmark (WL1) siden det er desidert mest av denne type arealer i utgangspunktet.



Figur 6.2.4: Relativ endring i inngrepsfrie områder kategori NW1, NW3 og NW5 og drivkreftene befolkning, BNP per innbygger og arealbruk per produserte enhet sin vektete effekt på WL mellom 1988 og 2013. Gjennomsnitt for Fastlands-Norge. Kilde: Nyvoll (2017) og SSB (2017a), egne beregninger.

Figur 6.2.4 viser at den gjennomsnittlige befolkningsveksten for alle fylkene er på 14 %, mens veksten i BNP per innbygger har vært på 69 %. Dataene viser at det er mye større variasjon mellom fylkene i befolkningsvekst enn det er i veksten i BNP per innbygger. Siden nettoinnvandringen i Norge har vært større enn den naturlige befolkningsveksten i nesten hele perioden som undersøkes, har befolkningsveksten vært størst i de store byene fordi det er her majoriteten av innvandrere bosetter seg. Dette ser ut til å være hovedgrunnen til at fylker med slike store byer har opplevd en mye større økning i folketallet enn fylker med kun små byer og tettsteder. Dette faktum brukes som nevnt som en del av forklaringen på hvorfor fylker med relativt stor befolkningsvekst har opplevd størst reduksjoner i villmarksområder nærmest allerede eksisterende bebyggelse.

Variasjonen i veksttallene for BNP per innbygger forholdsvis lav. Dels kan grunnen til dette være måten tallene for BNP per innbygger er beregnet på. Det har her blitt brukt en felles

deflator for alle fylker basert på BNP for fastlands-Norge som helhet. Et mulig problem med denne metoden er at det da ikke tas hensyn til ulik nærings sammensetning i fylkene, og at variasjonen i virkeligheten er noe større, se Appendiks D. Det antas likevel at en eventuell korrigerende av disse tallene ikke vil være av avgjørende betydning for resultatene og analysen i en generell IPAT-modell som er benyttet i denne oppgaven. Dataene viser at jo høyere nivå på den økonomiske aktiviteten, jo mindre villmark eksisterer i fylkene. Videre ser det ut til å være en negativ sammenheng mellom veksten i BNP per innbygger og bevaringen av villmark. Det er imidlertid ikke klart hvilken kategori villmark som reduseres mest på grunn av økonomisk vekst.

Gjennomsnittstallene for reduksjon i arealbruk per BNP har vært større jo strengere villmark defineres. Hvilke mekanismer som ligger bak teknologifaktoren er et gjennomgangstema i IPAT-analyser, og må derfor drøftes ut i fra hvordan faktoren er definert i den enkelte modellspesifikasjon. Hvis det i denne sammenheng legges til grunn at tilbøyeligheten til å verne naturområder er størst for områder som ligger langt unna befolkningen, så kan dette være med på å forklare hvorfor arealbruken er redusert mest for villmark av typen WL3 og WL5. Mulige argumenter for denne mekanismen er at verdsettingen av natur lengst unna bebyggelse er større for eksempel på grunn av et større artsmangfold eller en større eksistensverdi, og at det dermed er større insentiver til å verne området. I tillegg vil det være slik at, som det er diskutert tidligere, utbygging av næringsvirksomhet generelt er billigere nær allerede eksisterende bebyggelse og at det dermed vil være mindre populært å verne områder av typen WL1 enn WL3 og WL5.

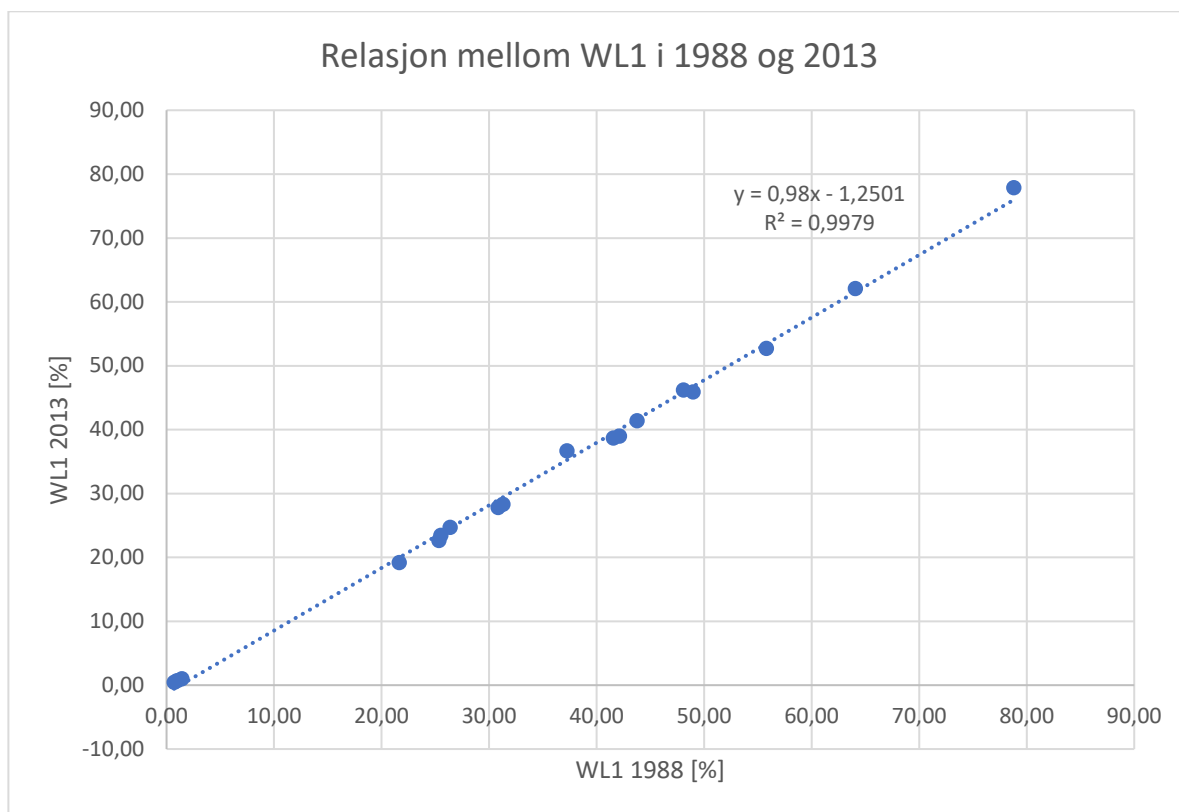
6.3 Irreversibilitet

I Kapittel 5 ble det formulert en hypotese om at inngrep i naturen er irreversible siden dette er en forutsetning i IPAT-modellen. Videre ble det argumentert for muligheten at fylker med en initialt stor andel inngrepsfrie naturområder i forhold til totalt areal vil oppleve en relativt liten reduksjon i inngrepsfrie områder. Analysen har til nå allerede pekt i retning av at det kan være dekning for disse hypotesene, og i det følgende undersøkes derfor dette mer spesifikt.

Det er naturligvis slik at fylkene som hadde en stor prosentandel inngrepsfrie naturområder av totalt fylkesareal i 1988, fortsatt hadde en stor prosentandel i 2013. Dette impliserer at en regresjon vil gi en tilnærmet perfekt lineær sammenheng mellom WL1 i 2013 og WL1 i 1988,

6 Resultater

slik at $R^2 = 0,998$ – noe som betyr at nesten all variasjonen i villmarksarealer i 2013 er forklart av villmarksarealene i 1988. Hvis det ikke har blitt mer uberørt natur i noen av fylkene, vil ingen av punktene i Figur 6.3.1 ligge over en tenkt 45°-linje som indikerer stauts quo. Dette ser ut til å stemme, og det er i tråd med at det ikke var tegn til negative endringstall for *inngrepsnære* områder i IPAT-analysen.



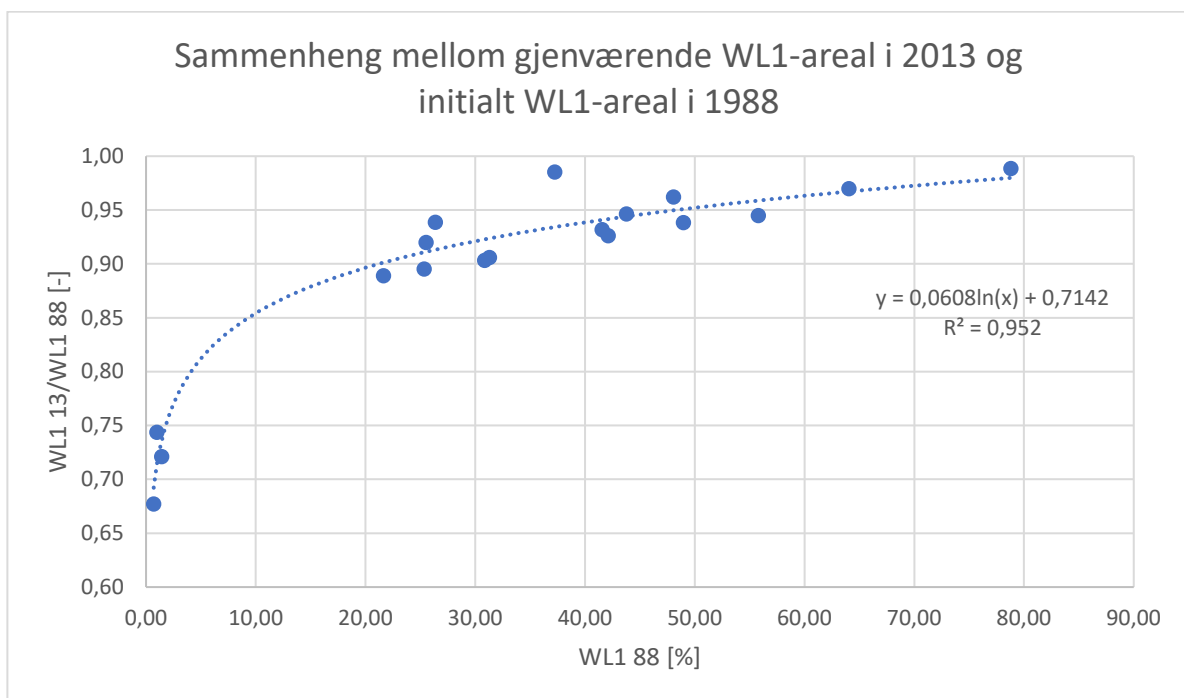
Figur 6.3.1: Punktene representerer alle fylkers andel WL1 som prosent av totalt fylkesareal i 2013 sammenlignet med andelen i 1988. Kurven er en lineær regresjonslinje basert på punktene. Kilde: Nyvoll (2017), egne beregninger.

Regresjonslinja viser at en økning på 1 prosentpoeng initial andel WL1, forventes det at 0,98 % av økningen er igjen i 2013. Det betyr at fylker med initialt store andeler WL1, slik som Finnmark og Nord-Trøndelag, er forventet å tape mer av sine WL1-områder enn fylker med små initiale andeler WL1. Igjen er det viktig å gjøre oppmerksom på at dette er uvektede tall, slik at et fylke som går fra 2 % WL1 i 1988 til 1 % WL1 i 2013 er sidestilt med et fylke som går fra 78 % til 77 % i samme periode, selv om det første fylket unektelig har mistet halvparten av sin inngrepsfrie natur mens det andre fylket bare har tapt litt.

Til sammenlikning viser tilsvarende sammenheng for de strengere definisjonene av urørt natur (WL3 og WL5) et lignende bilde. For WL3 er stigningstallet 0,976 - litt slakere enn for WL1.

For WL5 er stigningstallet 0,973. Figurer for WL3 og WL5 tilsvarende Figur 6.3.1 er gitt i Appendiks H. Disse resultatene kan tolkes i retning av at jo strengere villmark er definert, jo hardere rammes fylker med høye initiale andeler slik natur av menneskelige inngrep (målt som vektete tap av WL3 og WL5). Dette kan igjen ses i sammenheng med det faktum at mesteparten av utbyggingen foregår i nærheten av allerede eksisterende bebyggelse, slik at fylker med stor grad av utbygging i 1988 kan antas å ha mistet relativt mer WL1 enn WL3 og WL5 frem til 2013.

I Figur 6.3.2 vises sammenhengen mellom forholdet mellom WL1 i 2013 og 1988 ($\frac{WL1_{2013}}{WL1_{1988}}$) og initial WL1-andel i 1988. Her kommer det frem at alle fylker ha et forholdstall som er lavere enn én, som igjen viser at irreversibilitetsbetingelsen holder. Tall lavere enn én impliserer altså at det er mindre inngrepsfri natur i 2013 enn det var i 1988. Fordelen med denne måten å fremstille dataene på, er at det her tas hensyn til tapet av villmarksområder ut ifra hvor store disse områdene var i utgangspunktet, altså det uvektede tapet. Da vil et fylke som har svært små villmarksområder i utgangspunktet og som opplever en liten reduksjon i disse arealene i absolutte verdier presenteres ut i fra den prosentvise reduksjonen i villmarksområder uavhengig av hvor store disse områdene er i absolutte verdier.



Figur 6.3.2: Sammenheng mellom forholdet mellom WL1 i 2013 og i 1988 og den initiale andelen WL1 i 1988. Kilde: Nyvoll (2017)), egne beregninger.

6 Resultater

En logaritmisk regresjon ser ut til å passe bra for disse dataene. Figur 6.3.2 viser at fylker med initialt liten andel WL1 har et lavere forholdstall enn fylker med høy andel WL1. Det betyr igjen at disse fylkene har hatt det største vektete tapet av WL1. Ikke overraskende er det fylkene Oslo/Akershus, Østfold og Vestfold som ligger lengst ned og til venstre i diagrammet da dette også er de mest urbaniserte fylkene. Disse fylkene er kjennetegnet ved veldig små villmarksarealer i utgangspunktet, og deres uvektede tap av WL1 som følge av relativt små økninger i inngrepsnær natur blir følgelig stort. Det er også som nevnt villmarksområder nærmest eksisterende bebyggelse som er under størst press i disse fylkene.

I kategorien WL3 og WL5 er det ingen klar sammenheng mellom forholdstallene $\frac{WL_{2013}}{WL_{1988}}$ og initial andel urørt natur i 1988, se figurer tilsvarende 6.3.2 i Appendiks G. To av fylkene, henholdsvis Akershus/Oslo og Østfold, har samme andel WL3 i 2013 som de hadde i 1988. For Oslo/Akershus er dette fordi de ikke hadde arealer av typen WL3 og WL5 i 1988 og kan følgelig heller ikke ha mistet noe. I slike tilfeller med såkalte «out layers» kan gjøre det vanskelig å finne en passende regresjonslinje, og det kan i noen tilfeller være hensiktsmessig å ekskludere disse observasjonene fra regresjonen. På grunn av oppgavens begrensning er det valgt å ikke dykke dypere inn i denne problematikken.

7 Oppsummering og konklusjoner

Målet med denne oppgaven var å analysere betydningen av underliggende makroøkonomiske drivkreftene som fører til endring i villmarksarealer i Norge. Innledningsvis var det viktig å begrunne hvorfor dette er relevant både sett fra et økonomisk og miljømessig ståsted. Dette ble gjort ved å vise vanskelighetene med prising av naturgoder og økosystemtjenester, og at den totale samfunnsøkonomiske verdien til for eksempel villmarksarealer ikke internaliseres i prisene i tradisjonelle nytte-kostnadsanalyser. Aktørene tar dermed ikke tilstrekkelig hensyn til kostnadene forbundet med ødeleggelse av inngrepsfri natur. I forlengelsen av dette ble det i Kapittel 3 presentert to økonomiske modeller hvor det tas hensyn til denne type kostnader. Løsningene på modellene pekte i retning av at private aktørers beslutninger vil generelt kunne føre til mer utbygging av villmarksarealer enn det som er samfunnsøkonomisk lønnsomt fordi det ikke tas hensyn den totale samfunnsøkonomiske verdien til naturressurser og en eventuell økning over tid i denne. Videre ble det argumentert for at inngrep i naturen er en irreversibel prosess, og at det følgelig ikke vil være mulig å observere en Kuznets-sammenheng for miljødegradering i form av reduksjon i villmarksarealer. Med utgangspunkt i dette teoretiske grunnlaget ble hypotesene i Kapittel 5 formulert.

Hovedfunnet i oppgaven er at reduksjonen i inngrepsfri natur har bremset opp de siste 25 årene sammenliknet med hva som var tilfelle i det 20. århundret sett under ett. Målt i absolutte verdier har reduksjonen i villmarksområder på landsbasis vært størst for områder mer enn én kilometer fra tyngre tekniske inngrep. Målt som vektete andeler, har de tre villmarkskategoriene blitt redusert tilnærmet like mye. Irreversibilitetsantakelsen holder for tidsperioden som er undersøkt i denne oppgaven – ifølge datasettet har ingen fylker fått økte villmarksarealer i noen av kategoriene innenfor tidsperioden 1988 til 2013. I praksis finnes det dog eksempler på områder som ryddes for menneskelige inngrep og som får ny status som villmark på sikt, men dette vises altså foreløpig ikke i dataene.

Det er en tendens at fylker med høy befolkning og høyt BNP har lavere andeler av alle kategorier inngrepsfri natur, og at denne sammenhengen er sterkere jo strengere inngrepsfri natur defineres. Videre ser det ut til at vekst i disse variablene trekker i retning av mindre villmarksområder, eller *mer inngrepsnære* områder. Dette er empirisk undersøkt i Skonhøft og

7 Oppsummering og konklusjoner

Solem (2001), hvor det konkluderes med at økonomisk vekst har en sterkere negativ effekt på villmarksområder nær allerede eksisterende bebyggelse (WL1), og svakere effekt på de strengere kategoriene villmark (WL3 og WL5).

Tolket innenfor modellens rammer, kan oppbremsingen i økningen inngrepsnære områder tyde på at teknologisk utvikling spiller en viktig rolle for nedbyggingen av inngrepsfri natur på et helt generelt grunnlag. Det fremstår som tydelig at tidstrenden peker i retning av at fremtidig vekst i befolkningen og BNP per innbygger i mindre og mindre grad vil skje på bekostning av villmarksarealer. Det vies mye oppmerksomhet til teknologifaktoren og hva den representerer når den er definert som mengde inngrepsnær natur per produserte enhet. Siden Norge er et svært utviklet land, med forholdsvis stor grad av industri- og tjenesteøkonomi, er det sannsynlig at teknologisk utvikling er en langt mindre viktig faktor for arealallokeringen enn den vil være i for eksempel et fattig land med nesten utelukkende jordbruksøkonomi og som her i en ekspansiv fase. I et slikt land vil man forvente at en litt forbedret teknologi fører til en mye bedre arealutnyttelse. Diskusjonen av hva som ligger bak endringen arealbruken per BNP blir derfor en mer krevende øvelse for et land som Norge. Med bakgrunn i teorien om The Environmental Kuznets Curve, er det i denne oppgaven forsøkt å forklare deler av endringen i teknologifaktoren som en konsekvens av endrede holdninger til miljødegradering.

Det ser ut til å være en korrelasjon mellom andel vernet natur i fylkene og deres tap av inngrepsfri natur. Vern av natur som en proxy-variabel på endrede holdninger hos beslutningstakere kan være en komponent i teknologifaktoren. Hvis det er slik at beslutninger som omhandler inngrep i urørt natur i større grad enn tidligere ligger hos en «samfunnsplanlegger» via endrede holdninger, taler dette for at det vil tas mer hensyn til naturressursenes totale verdi og dermed at flere vurderinger vil helle i retning av å bevare villmarka, ref. Skonhoft-modellen i Kapittel 3.3. Den teknologiske utviklingen synes å være en sterkere drivkraft jo strengere villmarksområdene er definert, og det kan derfor diskuteres hvorvidt tilbøyeligheten til å verne natur er større for naturområder som ligger lengst unna eksisterende bebyggelse.

Alt i alt fremstår det som tydelig at økonomisk vekst fører til at urørt natur bygges ut som følge av økt etterspørsel etter innsatsfaktorer i produksjon. Dette er i tråd med kjent og allment anerkjent økonomisk teori. Politikere er derfor nødt til å forholde seg til at beslutningen knyttet til inngrep i naturen må være behandlet som et kompromiss mellom ønsket om vekst i

økonomien og bevaring av villmark og dens verdier. Mens det første alternativet er konkret og enkelt å forholde seg til, er verdien ved bevaring av villmark mer diffust. Økonomer oppfordres derfor å vie større oppmerksomhet til verdsettingsanalyser av naturens totale samfunnsøkonomiske verdi, og politikere og beslutningstakere oppfordres til å inkludere denne verdien i sine nytte-kostnadsanalyser knyttet til inngrep i naturen. Det er imidlertid ikke slik at bevaring av villmarka alltid er det riktige svaret. Det kan for eksempel argumenteres for at en del inngrep, som for eksempel kraftlinjer, ikke er i konflikt med hensynet til biologisk mangfold og rekreasjonsmuligheter. I denne sammenheng er det viktig å gjøre oppmerksom på at vern og utbygging av natur ikke nødvendigvis er gjensidig utelukkende handlinger. I naturmangfoldloven opereres det med ulike typer vern, og politikere kan bruke de ulike typene som en verktøykasse til å treffe de beste samfunnsøkonomiske beslutningene.

I arbeidsprosessen med oppgaven ble det beregnet IPAT-tall for hvert enkelt fylke i alle de fire delperiodene mellom 1988 og 2013. På grunn av at endringen i arealallokeringen har vært såpass liten, ble det vanskelig å oppnå noen dypere innsikt ved å se på IPAT-beregninger for disse femårsperiodene enn ved å bare ta utgangspunkt i ytterpunktene 1988 og 2013. Siden det foreligger et såpass rikt og unikt datasett som det gjør for villmarksarealene i Norge, finnes det mange mulige innfallsvinkler for analyse av dataene.

Erfaringene ved valget av en generell IPAT-modell som analyseverktøy på disse dataene er delte. På den ene siden er det alltid interessant å bruke en kjent modell på nye måter, og IPAT har i dette tilfellet gitt grunnlag for å diskutere reduksjonen i villmarksområder på fra et litt annet perspektiv. På den andre siden gir dette en begrenset mulighet til å sammenlikne resultatene med andre studier. I tillegg blir modellen veldig generell, og siden det heller ikke er en statistisk modell, det kan være vanskelig å få noe konkret ut av resultatene. Ved å bruke den utvidede, stokastiske IPAT-modellen fra Kapittel 3.4.2, «STIRPAT», vil man kanskje få mer ut av dataene da denne modellen muliggjør empiriske beregninger av befolknings- og inntektselastisiteter for de ulike periodene. Et annet godt alternativ er selvfølgelig multippel regresjonsanalyse med villmarksarealer som avhengig variabel og ulike spesifikasjoner på forklaringsvariablene. Dette ble gjort i Solem (1998) og Skonhoft & Solem (2001), men det foreligger i dag et mye bedre datagrunnlag enn det gjorde den gang, og det vil nå være mulig å estimere mer nøyaktige sammenhenger.

Referanser

- Arrow, K. J., & Fisher, A. C. (1974). Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility. *Classic Papers in Natural Resource Economics*, 76-84. Springer.
- Brundtland, G. H. (1987). Our common future – Call for action. *Environmental Conservation*, 14(4), 291-294.
- Chertow, M. (2001). The IPAT equations and its variants - Changing Views of Technology and Environmental Impact. *Journal of Industrial Ecology* (4), 13-29.
- Cole, M. A., Rayner, A. J., & Bates, J. M. (1997). The environmental Kuznets curve: an empirical analysis. *Environment and development economics* (4), 401-416.
- Dietz, T., & Rosa, E. A. (1994). Rethinking the environmental impacts of population, affluence and technology. *Human ecology review* (2), 277-300.
- Dietz, T., & Rosa, E. A. (1997). Effects of population and affluence on CO₂ emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* (1), 175-179.
- Dinda, S. (2004). Environmental Kuznets curve hypothesis: a survey. *Ecological Economics*, 49(4), 431-455.
- Direktoratet for Naturforvaltning (1995). Inngrepsfrie naturområder i Norge. Registrert med bakgrunn I avstand fra tyngre tekniske inngrep. *DN-rapport 1995-6*.
- Ehrlich, P. R., & Holdren, J. P. (1971). Impact of population growth. *Science* 3977 (171), 1212-1217.
- Fisher, A. C., & Krutilla, J. V. (1975). Resource conservation, environmental preservation, and the rate of discount. *The quarterly journal of economics*, 358-370.
- Fisher, A. C., Krutilla, J. V., & Cicchetti, C. J. (1972). The economics of environmental preservation: A theoretical and empirical analysis. *The American Economic Review*, 62(4), 605-619.
- Flåten, O., & Skonhoft, A. (2014). Naturressursenes økonomi. *Gyldendal Norsk Forlag AS*.
- Forsvarsbygg. (2016, 21. april 2017). Norgeshistoriens største naturrestaurering på Hjerkin. Hentet fra <https://www.forsvarsbygg.no/no/miljo/rive-og-ryddeprosjekt/hjerkin/om-hjerkin/>.
- Framstad, E. (2015). Naturindeks for Norge - Tilstand og utvikling for biologisk mangfold.
- Grossman, G. M., & Krueger, A. B. (1991). Environmental impacts of a North American free trade agreement. *NBER working paper series*, nr. 3914.

Referanser

- Grossman, G. M., & Krueger, A. B. (1995). Economic growth and the environment. *The quarterly journal of economics*, 110(2), 353-377.
- Gudding, P. A., Skonhoft A. (2008). Utbygging og miljøkostnader. Krutilla etter 40 år. *Samfunnsøkonomen* nr. 5, 24-35.
- Henriksen, S., & Hilmo, O. (2015). Norsk rødliste for arter 2015. *Artsdatabanken*, Norge.
- Henry, C. (1974). Investment decisions under uncertainty: the "irreversibility effect". *The American Economic Review* (6), 1006-1012.
- Krutilla, J. V. (1967). Conservation reconsidered. *The American Economic Review* (4), 777-786.
- Krutilla, J. V., & Fisher, A. C. (1985). The economics of natural environments: studies in the valuation of commodity and amenity resources. *Resources for the Future*.
- Kuznets, S. (1955). Economic growth and income inequality. *The American Economic Review*, 45(1), 1-28.
- Lov 19. juni om forvaltning av naturens mangfold, (2009).
- Lov 27. juni om planlegging og byggesaksbehandling, (2008).
- Maradan, D. & Vassiliev, A. (2005). Marginal Cost of Carbon Dioxide Abatement: Empirical Evidence from Cross-Country Analysis. *Revue Suisse d'Economie et de Statistique*, 141(3), 377.
- Miljødirektoratet (2015). Inngrepsfrie naturområder i Norge (INON). Hentet fra: <http://www.miljodirektoratet.no/inon/>
- Millennium ecosystem assessment (2005). Ecosystems and human wellbeing: a framework for assessment. *Washington, DC: Island Press*.
- Norling, I. (2001). Rekreation och psykisk hälsa: dokumentation och analys av forskning om hur rekreationens inriktning och kvalitet kan förbättra psykisk hälsa och behandlingen av psykisk ohälsa: *Sahlgrenska universitetssjukhuset*.
- NOU 1986:13. Ny landsplan for nasjonalparker.
- NOU 2009:16. Globale miljøutfordringer - norsk politikk.
- Nyvoll, O. T. (2017). Inngrepsfrie naturområder i Norge (INON). Upubliserte rådata.
- Panayotou, T. (1993). Empirical tests and policy analysis of environmental degradation at different stages of economic development. *ILO Working papers, International Labour Organization*.
- Perman, R. (2003). Natural resource and environmental economics. Pearson.
- Perman, R., Ma, Y., McGilvray, J., & Common, M. (2003a). Cost-benefit analysis and the environment. Fra *Natural Resource and Environmental Economics* (3 ed.): Pearson.

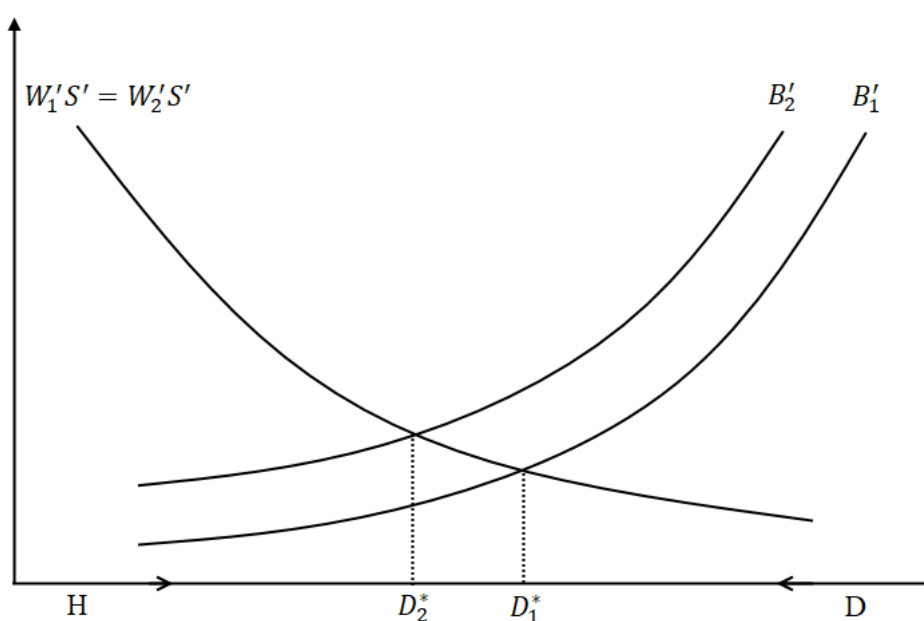
- Perman, R., Ma, Y., McGilvray, J., & Common, M. (2003b). The Origins of the Sustainability Problem. Fra *Natural Resource and Environmental Economics*: Pearson.
- Porter, R. C. (1982). The new approach to wilderness preservation through benefit-cost analysis. *Journal of Environmental Economics and Management*, 9(1), 59-80.
- Selden, T. M., & Song, D. (1994). Environmental quality and development: is there a Kuznets curve for air pollution emissions? *Journal of Environmental Economics and Management*, 27(2), 147-162.
- Statistisk sentralbyrå (2016). Befolkningsframskrivninger, 2016-2100. Hentet fra <https://www.ssb.no/befolkning/statistikker/folkfram/aar/2016-06-21?fane=tabell&sort=nummer&tabell=270425>
- Statistisk sentralbyrå (2017a). Vernede områder. Hentet fra <https://www.ssb.no/arealvern>
- Statistisk sentralbyrå (2017b). Nasjonalregnskap og konjunkturer. Hentet fra <https://www.ssb.no/nasjonalregnskap-og-konjunkturer/artikler-og-publikasjoner/oslo-har-hoyest-bruttoproduct-per-sysselsatt>
- Shafik, N., & Bandyopadhyay, S. (1992). Economic growth and environmental quality: time series and cross-country evidence. *World Bank Publications* (Vol. 904).
- Skonhoft, A. (1995). Tap av biologisk mangfold og utryddelse av arter. Hvilken innsikt gir økonomisk teori? *Norsk Økonomisk Tidsskrift*, 231-254.
- Skonhoft, A. & Solem, H. (2001). Economic Growth and Land-use Changes: The Declining Amount of Wilderness land in Norway. *Ecological economics* 37, 289-301.
- Solem, H. (1998). En empirisk analyse av reduksjon i inngrepsfrie naturområder i Norge. *Masteroppgave, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet*.
- Solow, Robert M. (1956) contribution to the theory of economic growth. *The quarterly journal of economics*, 70.1: 65-94.
- Solow, Robert M. (1974) The economics of resources or the resources of economics. In: *Classic papers in natural resource economics*, 257-276.
- Watson, J. E., Shanahan, D. F., Di Marco, M., Allan, J., Laurance, W. F., Sanderson, E. W., Venter, O. (2016). Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets. *Current Biology* (21), 2929-2934.
- York, R., Rosa, E. A., & Dietz, T. (2003). STIRPAT, IPAT and ImPACT: analytic tools for unpacking the driving forces of environmental impacts. *Ecological Economics* (3), 351-365.

Appendiks A

Utelatt fra Skonhoft-modellen:

Hvis arealbrukssranken ikke er effektiv og $(D_2 - D_1) > 0$ holder slik at Kuhn-Tucker-betingelsen gir $\varphi = 0$, reduseres førsteordensbetingelsene (FOB) til $B'_1 - W'_1 S' = 0$ og $B'_2 - W'_2 S' = 0$. Marginalprofitten av de to typene områder skal altså være lik i begge perioder. For at dette skal være mulig samtidig som arealbruken til produktive formål øker, må profitt av produktiv aktivitet ha steget relativt til verdsettingen av biodiversitet.

Figur A1 illustrerer dette tilfellet hvor D_1^* og D_2^* gir den optimale arealbruken. Konklusjonen er altså at hvis verdsettingen av artsmangfold faller relativt over tid, vil habitatsområdet reduseres. Via FOB ses det derfor at det vil være optimalt med redusert artsmangfold i denne situasjonen.



Figur A.1: Arealbrukslikevekt. D^* angir initial optimal arealallokering. Relativ verdistingning på produktiv aktivitet skifter kurven for marginalverdi av utviklet land opp, mens kurven for marginalverdi av villmark holdes konstant. Den nye likevekten, D_2^* , innebærer at en større andel av det totale arealet anvendes til produktive formål i periode 2.

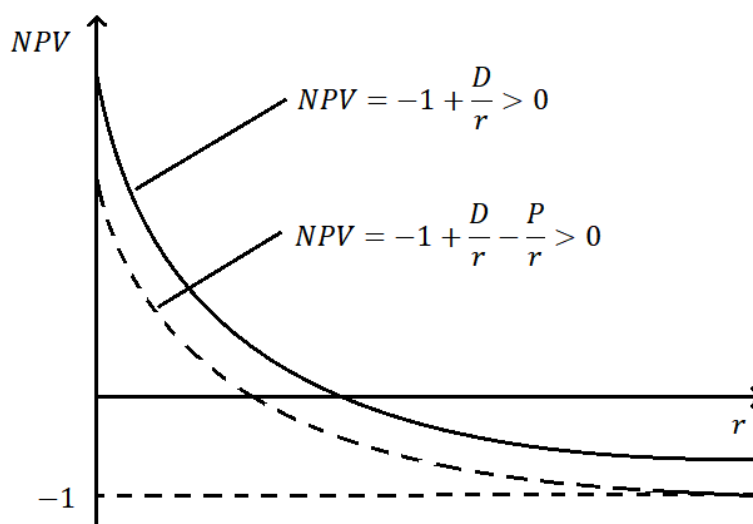
Appendiks B

Nåverdikrav og inkludering av kostnaden knyttet til tap av villmark

Figur B.1 viser hvordan kurven for sammenhengen mellom nåverdi og diskonteringsraten skifter nedover når kostnaden som følge av tap av villmark, P , inkluderes i nytte-kostnadsanalysen. Kravet for at prosjektet skal iverksettes er positiv nåverdi:

$$NPV = -1 + \frac{D}{r} - \frac{P}{r} > 0 \quad \Rightarrow \quad D > r + P \quad (\text{B.1})$$

Her er C_0 normalisert til 1. Inkluderingen av P gjør kravet strengere enn det som er tilfellet i tradisjonelle nytte-kostnadsanalyser, som er $D > r$. Se Figur B.1.



Figur B.1: Sammenhengen mellom nåverdi og diskonteringsrente. Heltrukken linje representerer tradisjonelle nytte-kostnadsanalyser hvor kostnader knyttet til tap av villmark ikke er inkludert. Stiplede linje inkluderer disse kostnadene, og viser derfor et negativt vertikalt skift for nåverdikurven

Når ρ inkluderes, vil formen på kurven ovenfor endres og kravet til positiv nåverdi blir strengere:

$$NPV = -1 + \frac{D}{r} - \frac{P}{r - \rho} > 0 \quad \Rightarrow \quad D > P \left(\frac{r}{r - \rho} \right) + r \quad (\text{B.2})$$

Diskonterings tillegg for teknologitjenester

Det antas i modellen at det som produseres på utviklet område har relativt nære substitutter. Videre har denne substituerbarheten en tendens til å øke over tid på grunn av teknologisk utvikling. Ta for eksempel vannkraft: Det er åpenbart at denne formen for kraft har mange gode substitutter slik som fossilt brennstoff, kjernekraft, etc., og at teknologisk fremgang har økt disse substitusjonsmulighetene de siste tiårene, og vil helt sikkert fortsette å gjøre det fremover også (Perman et al. 2014). Det er også rimelig å anta at økende etterspørsel etter godet som utvinnes på utviklet areal kan møtes med avtakende realkostnader over tid ettersom energiproduksjon og utvikling av villmarksområder drar nytte av teknologisk utvikling.

Utbygging «nå eller aldri» fra Porter-modellen:

Porter (1982) viser at ved å anta at prosjektet skal igangsettes på tidspunkt T ($T > 0$), vil nåverdien av prosjektet være gitt ved:

$$NPV = -e^{-rT} + \int_{t=T}^{\infty} D e^{-(r+\delta)t} dt - \int_{t=T}^{\infty} P e^{-(r-\rho)t} dt \quad (\text{B.3})$$

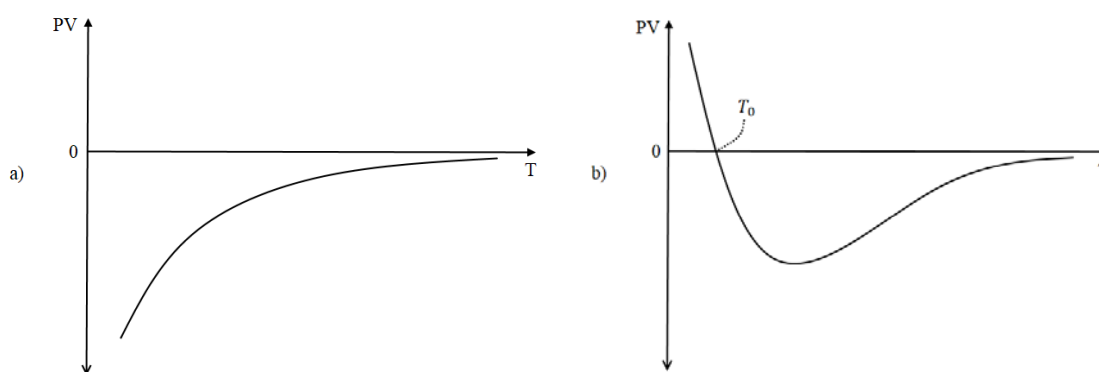
$$\Rightarrow NPV = -e^{-rT} + \frac{D}{r+\delta} e^{-(r+\delta)T} - \frac{P}{r-\rho} e^{-(r-\rho)T} \quad (\text{B.4})$$

der $-e^{-rT}$ er investeringskostnaden på tidspunkt T . Det antas her at prosjektets levetid er uendelig, og også at kostnadene ved tap av villmark løper over hele prosjektets levetid, altså fra $t = T$ til $t = \infty$. I figuren nedenfor presenteres to mulige baner for nåverdien for ulike verdier på T . Disse kurvene finnes ved å derivere (B.4) med hensyn på T :

$$\frac{dNPV}{dT} = e^{-rT} [r - D e^{-\delta T} + P e^{\rho T}] \quad (\text{B.5})$$

Dersom den deriverte er positiv for $T = 0$, vil det samme gjelde for alle $T > 0$. Nåverdien av prosjektet vil da nærme seg null asymptotisk fra et negativt utgangspunkt. Prosjektet vil aldri være lønnsomt, og realiseres derfor heller ikke. Dette er illustrert i Figur B.2 a).

Dersom den deriverte er negativ for $T = 0$, vil (B.5) bli positiv for en positiv verdi på T siden D avtar mer enn r og P . Også her vil nåverdien nærme seg null asymptotisk, og må derfor krysse T -aksen ved T_0 i Figur B.2. Denne figuren illustrerer da at prosjektet er lønnsomt på tidspunkt null, men avtar i verdi ettersom T øker og vil etter tidspunkt T_0 aldri bli lønnsomt. Det betyr at hvis utviklingen av villmarksarealene skal skje, må det skje «nå» eller aldri. Essensen i dette er igjen antagelsen om at verdien av utbygging avtar over tid relativt til verdien av villmark. Lønnsomheten til et utbyggingsprosjekt vil derfor reduseres jo lenger igangsettingen utsettes.



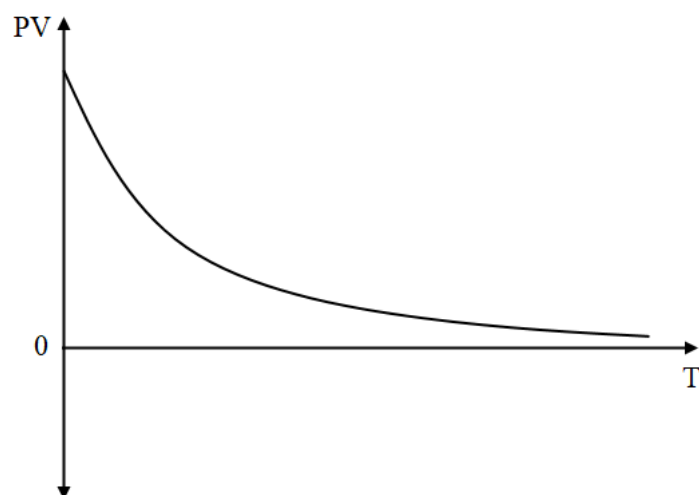
Figur B.2: Sammenhengen mellom nåverdi og starttidspunkt for utbygging. a) gjelder hvis den deriverte er positiv, og b) gjelder hvis den deriverte er negativ.

Hvis det i stedet antas at verdsettingen av de to ulike arealanvendelsene utvikler seg symmetrisk, slik at $\delta = \rho = 0$, vil (B.5) være gitt som:

$$\frac{dNPV}{dT} = e^{-rT}(\delta - D + P) \quad (\text{B.6})$$

Hvis den deriverte er positiv for $T = 0$, vil situasjonen være som illustrert i Figur B.2. Men hvis den deriverte er negativ for $T = 0$, vil den forbli negativ for alle T siden utviklingen i nytten av arealanvendelsene er konstante. Nåverdien vil gå mot null, og det vil da lønne seg å bygge ut så raskt som mulig i et samfunnsøkonomisk perspektiv. Videre vil det her lønne seg å bygge ut så lenge helninga på nåverdikurven er negativ for $T = 0$. Grunnen til dette er at nytten av villmark diskonteres like mye som nytten av utviklet land, samtidig som nytten av utviklet areal er høyere enn nytten av villmark, se Figur B.3.

Appendiks B



Figur B.3: Sammenhengen mellom nåverdi og starttidspunkt for utbygging når utviklingen i verdsetting av arealanvendelsene er symmetrisk.

Appendiks C

Alternativ formulering av IPAT

Ettersom interessevariabelen i denne oppgaven er endringen i villmarksarealer, kan en mulig omformulering av IPAT gjøres på denne måten:

La Norges totale areal betegnes L . Dette er gitt, og må kategoriseres som enten villmark (WL) eller ikke-villmark (NW), slik at:

$$WL + NW = L \quad (\text{C.1})$$

Differensiering av denne gir:

$$dWL + dNW = 0 \Leftrightarrow \frac{dWL}{WL} = -\frac{dNW}{NW} \quad (\text{C.2})$$

Setter inn at $WL = L - NW$ i nevneren på høyre side og multipliserer med NW over og under brøkstrekken:

$$\begin{aligned} \frac{dWL}{WL} - \frac{dNW}{L - NW} \frac{NW}{NW} &\Leftrightarrow \frac{dWL}{WL} = -\frac{NW}{L - NW} \frac{dNW}{NW} \Leftrightarrow \\ \frac{dWL}{WL} &= -\frac{NW}{WL} \left(\frac{dP}{P} + \frac{d\left(\frac{BNP}{P}\right)}{\frac{BNP}{P}} + \frac{d\left(\frac{NW}{BNP}\right)}{\frac{NW}{BNP}} \right) \end{aligned} \quad (\text{C.3})$$

På endringsform gjelder igjen sammenhengen bare tilnærmet:

$$\frac{\Delta WL}{WL} \approx -\frac{NW}{WL} \left(\frac{\Delta P}{P} + \frac{\Delta\left(\frac{BNP}{P}\right)}{\frac{BNP}{P}} + \frac{\Delta\left(\frac{NW}{BNP}\right)}{\frac{NW}{BNP}} \right) \quad (\text{C.4})$$

Forklaringsvariablene vektes nå med det initiale forholdet mellom inngrepsnære og inngrepsfrie arealer i fylket. Endringstallene for befolkning og BNP per innbygger forventes gjerne å være positivt, og noe som trekker i negativ retning for villmarksarealene. Endringstallet for teknologi er negativt, noe som trekker i positiv retning for villmarksarealene.

Appendiks D

Befolkningstall fra Fylkesfordelt Nasjonalregnskap

Tabell D.1 viser befolkningstallene hentet fra SSBs statistikkbank; Tabell: 07459: Folkemengde, etter kjønn og ettårig alder. 1. januar (K).

*Tabell D.1: Befolkningstall per 1. januar i årene 1988, 1998, 2003, 2008 og 2013, 18 fylker. *Fastlands-Norge med øyer, ekskludert Svalbard og Jan Mayen.*

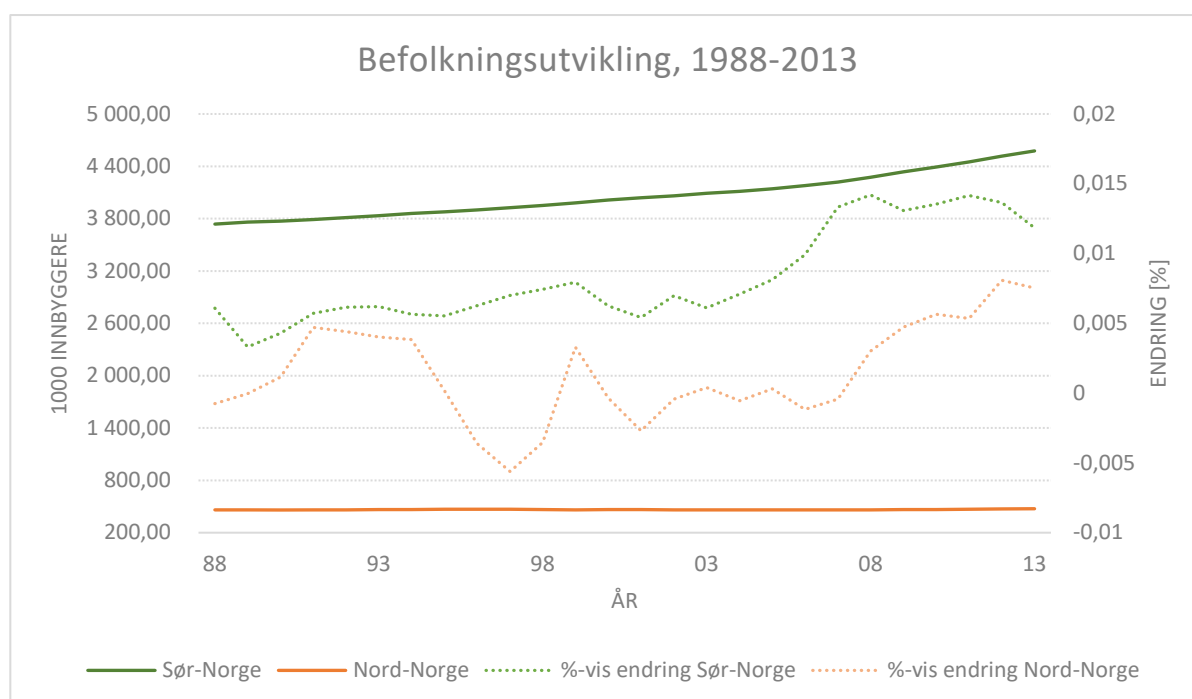
Fylke	Bef. 88	Bef. 98	Bef. 03	Bef. 08	Bef. 13
Østfold	237 045	243 585	255 122	265 458	282 000
Akershus/Oslo	859721	953183	1000684	1079051	1190365
Hedmark	186 418	186 118	188 281	189 289	193 719
Oppland	182 341	182 162	183 582	183 637	187 254
Buskerud	223 266	232 967	241 371	251 220	269 003
Vestfold	194 477	208 687	218 171	226 433	238 748
Telemark	163 240	163 857	165 855	166 731	170 902
Aust-Agder	96 011	101 152	103 195	106 130	112 772
Vest-Agder	142 015	152 553	159 219	165 944	176 353
Rogaland	329 542	364 341	385 020	412 687	452 159
Hordaland	405 063	428 823	441 660	462 674	498 135
Sogn og Fjordane	106 066	107 790	107 274	106 259	108 700
Møre og Romsdal	237 599	241 972	244 309	246 772	259 404
Sør-Trøndelag	248 076	259 177	268 188	282 993	302 755
Nord-Trøndelag	126 769	126 785	127 610	129 856	134 443
Nordland	240 078	239 280	236 950	234 996	239 611
Troms	146 489	150 288	152 247	154 642	160 418
Finnmark	74 073	74 879	73 514	72 399	74 534
Hele landet*	4 198 289	4 417 599	4 552 252	4 737 171	5 051 275
Gjennomsnitt	233 238	245 422	252 903	263 176	280 626
Variasjonskoeffisient	76	81	83	86	90

I første periode, mellom 1988 og 1998, hadde fylkene en gjennomsnittlig befolkningsvekst på 0,37 % per år. Hedmark, Oppland og Nordland hadde en svak nedgang i denne perioden, mens fylkene med de store byområdene opplevde desidert sterkest vekst i befolkning. I Akershus/Oslo, Rogaland og Hordaland vokste befolkningen i gjennomsnitt med 0,85 % hvert år, hvor Oslo er den største bidragsyteren. Det er sannsynlig at denne utviklingen til dels skyldes

Appendiks D

positiv nettoinnvandring og den økende andelen av befolkningsveksten innvandring utgjør (nettoinnvandring var større enn den naturlige tilveksten for første gang i 1987). Disse menneskene har en tendens til å bosette seg i større byer eller tettsteder.

I de påfølgende ti årene, mellom 1998 og 2008, har befolkningsveksten i all hovedsak tilfalt Østlandet og Vestlandet. Noen fylker har hatt særlig lav, og i noen tilfeller negativ befolkningsvekst. Blant disse er Finnmark, Nordland, Nord-Trøndelag og Møre og Romsdal. I siste periode, fra 2008 til 2013, har samtlige fylker positiv vekst i befolkningen. Igjen er fordelingen av vekst over landet nokså lik som i de foregående periodene. I Rogaland økte befolkningen mest i landet med 8,7 % i denne femårsperioden, tilsvarende en årlig vekst på 1,7 %. Svingningene i den årlige befolkningsveksten for landet som helhet, skyldes i hovedsak en varierende innvandringsstrøm. Generelt har fylkene i Sør-Norge en større befolkning, og det er også her befolkningsveksten har vært størst, se Figur D.1.



Figur D.1: Befolkningstall per 1. januar og årlig prosentvis befolkningsendring etter landsdel. Kilde: SSB (2016), egne beregninger.

Det er også i de sentrale Østlandsfylkene en finner høyest befolkningstetthet. Vestfold hadde for eksempel 91 innbyggere per kvadratkilometer landområde i 1988, og ti år senere var tallet 97. Til sammenlikning har Finnmark ligget mer eller mindre stabilt på 1,5 innbyggere per km²

fra 1988 og frem til i dag. For landet som helhet, var befolkningstettheten om lag 12 personer/km² i 1988, og hadde økt til 14 personer/km² i 2013.

Inntektstall fra Fylkesfordelt Nasjonalregnskap

Tabell D.2 viser bruttonasjonalprodukt på fylkesnivå, målt i faste 2005-priser.

Tabell D.2: Bruttonasjonalprodukt i kroner per innbygger (BNPC), faste 2005-priser, 18 fylker. Kilde: SSB (2017a), egne beregninger.

Fylke	BNPC 87	BNPC 97	BNPC 02	BNPC 07	BNPC 12
Østfold	195 002	209 457	236 204	266 290	251 225
Akershus/Oslo	313 396	397 152	436 529	504 176	484 505
Hedmark	167 144	206 737	233 214	255 638	258 403
Oppland	148 573	193 135	227 234	262 739	258 403
Buskerud	197 323	242 099	263 113	301 795	301 470
Vestfold	169 466	220 338	260 123	273 391	272 758
Telemark	201 966	231 218	236 204	301 795	276 347
Aust-Agder	167 144	214 897	236 204	262 739	261 992
Vest-Agder	181 073	250 260	269 093	337 301	344 537
Rogaland	225 181	282 903	304 972	394 109	416 315
Hordaland	190 359	263 861	287 033	369 255	380 426
Sogn og Fjordane	169 466	263 861	278 063	298 245	315 825
Møre og Romsdal	188 037	250 260	284 043	337 301	351 715
Sør-Trøndelag	190 359	239 379	278 063	330 200	344 537
Nord-Trøndelag	157 859	212 177	212 284	237 886	261 992
Nordland	164 823	220 338	227 234	280 492	290 703
Troms	178 752	233 939	251 153	269 840	305 059
Finnmark	160 180	201 296	218 264	266 290	297 881
Hele landet	232 145	272 022	298 992	355 053	358 893
Gjennomsnitt	187 006	240 739	263 279	308 305	315 227
Variasjonskoeffisient	20	19	19	21	20

Appendiks D

Inntektstall fra fylkesfordelt nasjonalregnskap er beregnet på følgende måte:

Boks D.1: Beregningsmetode for fylkesfordelte inntektstall.

1. Bruker SSBs [Årlig nasjonalregnskap 1970-2016. Tabell 3. Makroøkonomiske hovedstørrelser. Faste 2005-priser. Millioner kroner] og finner tall for Fastlands-Norge (basisverdi) for årene 1987, 1997, 2002, 2007 og 2012.
2. Dividerer disse tallene på folketall per 1. januar i påfølgende respektive år, slik at vi får BNP/innbygger i Norge i faste 2005-priser.
3. Bruker SSBs [Fylkesfordelt Nasjonalregnskap. Hele landet ekskl. Svalbard og kontinentalsokkelen] til å finne indeks for BNP per innbygger i løpende priser.
4. Gjør følgende beregninger for alle fylker: Østfold har en indeks på 77 i år 1997 ifølge FNR. Multipliserer da tallet for BNP/innbygger i Norge i faste 2005-priser fra punkt (2.) med 0,77, og får da et tall på BNP/innbygger i Østfold i faste 2005-priser.

Her er det altså deflatert med samme prisindeks for alle fylker. Man kan imidlertid forvente avvik fra disse tallene dersom man deflaterte på næringsnivå (industri i fylke X med prisindeks for industri, varehandel i fylke X med prisindeks for varehandel etc.). I dette tilfellet ville man fått variasjon i prisutviklingen i de ulike fylkene på grunn av (og bare på grunn av) variasjon i nærings sammensetning på tvers av fylkene. Man kunne eventuelt justert BNP-deflatoren for Norge med lønnsutvikling i de ulike fylkene og funnet fylkestall for BNP i faste priser på denne måten.

Alternativ metode, foreslått av Magnus Kvåle Helliesen ved SSB:

- 1) Finne prisvekstraten (i bruttoproduktet fra Årlig nasjonalregnskap) mellom året t og 2015 (la oss si t=2012 gir 1,1; altså en prisvekst på 10 prosent fra 2012 til 2015).
- 2) Beregne fylke X sitt bruttoprodukt i faste 2015-priser som: $\text{BNP faste priser fylke X} = \text{BNP løpende priser fylke X} / 1,1$.
- 3) Beregne fylke X sitt bruttoprodukt i faste 2015-priser per innbygger som $\text{BNP faste priser fylke X} / \text{innbyggere fylke X}$.

Appendiks E

Empirisk spesifikasjon

Variabel	Navn	Definisjon	Enheter	Kilde
Inngrepsnære områder kategori NW1 / Natur mindre enn 1 km fra inngrep.	NW1 88 NW1 98 NW1 03 NW1 08 NW1 13	NW = «not wilderness». Naturområder mindre enn én km fra tyngre tekniske inngrep, per 1. jan. i de respektive år.	Km ² eller prosentandel av totalt areal i kommunen	Nyvoll (2017), egne beregninger
Inngrepsnære områder kategori NW3 / Natur mindre enn 3 km fra inngrep.	NW3 88 NW3 98 NW3 03 NW3 08 NW3 13	Naturområder mindre enn tre km fra tyngre tekniske inngrep, per 1. jan. i de respektive år.	Km ² eller prosentandel av totalt areal i kommunen	Nyvoll (2017), egne beregninger
Inngrepsnære områder kategori NW5 / Natur mindre enn 5 km fra inngrep.	NW5 88 NW5 98 NW5 03 NW5 08 NW5 13	Naturområder mindre enn fem km fra tyngre tekniske inngrep, per 1. jan. i de respektive år.	Km ² eller prosentandel av totalt areal i kommunen	Nyvoll (2017), egne beregninger
Natur mer enn 1 km fra inngrep.	WL1 88 WL1 98 WL1 03 WL1 08 WL1 13	Naturområder mer enn én km fra tyngre tekniske inngrep, per 1. jan. i de respektive år.	Km ² eller prosentandel av totalt areal i kommunen	Nyvoll (2017), egne beregninger
Natur mer enn 3 km fra inngrep.	WL3 88 WL3 98 WL3 03 WL3 08 WL313	Naturområder mer enn tre km fra tyngre tekniske inngrep, per 1. jan. i de respektive år.	Km ² eller prosentandel av totalt areal i kommunen	Nyvoll (2017), egne beregninger
Natur mer enn 5 km fra inngrep.	WL5 88 WL5 98 WL5 03 WL5 08 WL5 13	Naturområder mer enn fem km fra tyngre tekniske inngrep, per 1. jan. i de respektive år.	Km ² eller prosentandel av totalt areal i kommunen	Nyvoll (2017), egne beregninger
Relativ endring i NW mellom 1988 og 2013.	$\frac{\Delta NW}{NW}^{88-13}$	Relativ endring i NW mellom 1988 og 2013.	Prosent	Nyvoll (2017), egne beregninger
Bruttonasjonalprodukt per innbygger.	BNPC 88 BNPC 98 BNPC 03 BNPC 08 BNPC 13	Bruttonasjonal-produkt per innbygger i førgående år, dvs. 1987, 1997, 2002, 2007 og 2012.	Norske kroner målt i faste 2005-priser	SSB, egne beregninger
Relativ endring i BNPC.	$\frac{\Delta BNPC}{BNPC}^{88-13}$	Relativ endring i BNPC i mellom 1988 og 2013.	Prosent	SSB, egne beregninger
Relativ endring i befolkning.	$\frac{\Delta P}{P}^{88-13}$	Relativ endring i folketall per 1. jan. mellom 1988 og 2013. P = «population».	Prosent	SSB, egne beregninger

Appendiks F

INON-data

Tabell F.1-F.3 viser inngrepsfri natur (WL) for de tre kategoriene som prosentandel av totalt fylkesareal per 1. januar i 1988, 1998, 2003, 2008 og 2013.

Tabell F.1: Naturområder >1 km fra inngrep (WL1) som prosentandel av totalt areal. Kilde: Nyvoll (2017), egne beregninger.

Fylke	WL1 88	WL1 98	WL1 03	WL1 08	WL1 13	Totalt areal [km ²]
Østfold	1,42	1,15	1,11	1,09	1,02	4175,03
Akershus/Oslo	0,98	0,78	0,77	0,75	0,73	5457,37
Hedmark	26,36	25,19	25,11	24,94	24,74	27401,01
Oppland	37,24	36,92	36,88	36,80	36,70	25228,81
Buskerud	25,51	24,22	24,03	23,85	23,47	14938,48
Vestfold	0,70	0,50	0,48	0,48	0,47	2148,45
Telemark	30,83	29,01	28,29	28,06	27,85	15331,01
Aust-Agder	31,28	29,59	29,31	28,98	28,34	9186,09
Vest-Agder	21,63	20,05	19,76	19,49	19,23	7306,21
Rogaland	25,32	23,75	23,43	23,06	22,68	9420,28
Hordaland	43,75	42,55	42,18	41,77	41,42	15492,22
Sogn og Fjordane	48,95	47,37	46,99	46,48	45,94	18692,51
Møre og Romsdal	41,55	39,83	39,47	39,08	38,73	15140,29
Sør-Trøndelag	42,10	40,48	40,03	39,57	39,00	18838,92
Nord-Trøndelag	48,05	46,78	46,60	46,47	46,24	22381,81
Nordland	55,79	53,57	53,31	52,97	52,72	38351,28
Troms	64,04	62,96	62,69	62,33	62,12	25880,81
Finnmark	78,78	78,32	78,25	78,08	77,90	48784,68
Hele landet	46,10	44,86	44,63	44,36	44,09	324155,26
Gjennomsnitt	34,68	33,50	33,26	33,01	32,74	
Variasjonskoeffisient	61,21	62,71	63,03	63,25	63,61	

Appendiks F

Tabell F.2: Naturområder >3 km fra inngrep (WL3) som prosentandel av totalt areal. Kilde: Nyvoll (2017), egne beregninger.

Fylke	WL3 88	WL3 98	WL3 03	WL3 08	WL3 13	Totalt areal [km ²]
Østfold	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	4175,03
Akershus/Oslo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5457,37
Hedmark	7,34	6,93	6,93	6,86	6,78	27401,01
Oppland	16,88	16,85	16,72	16,70	16,67	25228,81
Buskerud	6,81	6,72	6,70	6,69	6,58	14938,48
Vestfold	0,09	0,09	0,09	0,09	0,08	2148,45
Telemark	10,36	9,82	9,80	9,70	9,65	15331,01
Aust-Agder	10,90	10,24	10,17	10,13	9,98	9186,09
Vest-Agder	3,93	3,71	3,69	3,66	3,61	7306,21
Rogaland	3,65	3,27	3,23	3,21	3,12	9420,28
Hordaland	17,41	17,09	16,81	16,67	16,55	15492,22
Sogn og Fjordane	15,35	14,63	14,55	14,42	14,15	18692,51
Møre og Romsdal	11,99	11,64	11,56	11,46	11,39	15140,29
Sør-Trøndelag	14,26	13,66	13,51	13,38	13,17	18838,92
Nord-Trøndelag	24,37	23,56	23,46	23,32	22,96	22381,81
Nordland	25,47	23,81	23,66	23,53	23,36	38351,28
Troms	33,28	32,73	32,59	32,43	32,32	25880,81
Finnmark	54,84	54,30	54,13	54,03	53,89	48784,68
Hele landet	21,96	21,37	21,26	21,17	21,03	324155,26
Gjennomsnitt	14,28	13,84	13,76	13,68	13,57	
Variasjonskoeffisient	96,32	97,98	98,18	98,44	98,94	

Tabell F.3: Naturområder >5 km fra inngrep (WL5) som prosentandel av totalt areal. Kilde: Nyvoll (2017), egne beregninger.

Fylke	WL5 88	WL5 98	WL5 03	WL5 08	WL5 13	Totalt areal [km ²]
Østfold	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	4175,03
Akershus/Oslo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5457,37
Hedmark	2,01	1,71	1,71	1,65	1,64	27401,01
Oppland	7,91	7,91	7,59	7,59	7,58	25228,81
Buskerud	1,90	1,88	1,87	1,87	1,85	14938,48
Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2148,45
Telemark	5,15	4,96	4,96	4,93	4,93	15331,01
Aust-Agder	4,01	3,59	3,58	3,57	3,53	9186,09
Vest-Agder	0,58	0,43	0,42	0,42	0,41	7306,21
Rogaland	0,31	0,30	0,30	0,29	0,29	9420,28
Hordaland	10,02	10,01	9,75	9,74	9,72	15492,22
Sogn og Fjordane	4,60	4,26	4,25	4,21	4,16	18692,51
Møre og Romsdal	4,36	4,34	4,34	4,32	4,31	15140,29
Sør-Trøndelag	5,31	5,22	5,14	5,07	4,99	18838,92
Nord-Trøndelag	12,98	12,45	12,43	12,33	12,17	22381,81
Nordland	12,52	11,28	11,24	11,20	11,14	38351,28
Troms	18,27	18,01	17,92	17,85	17,79	25880,81
Finnmark	38,38	37,91	37,66	37,60	37,47	48784,68
Hele landet	12,12	11,77	11,67	11,63	11,58	324155,26
Gjennomsnitt	7,13	6,90	6,84	6,81	6,78	
Variasjonskoeffisient	131,75	134,11	134,38	134,68	134,93	

Appendiks G

IPAT-beregninger

Tabell G.1-G.3 viser endringstall for de fire variablene som inngår i IPAT-modellen, samt endringstall for inngrepsfri natur.

Tabell G.1: Endringstall for NW1 (natur < 1 km unna inngrep), befolkning (P), BNP per innbygger (A) og arealbruk per produserte enhet (T) mellom 1988 og 2013, 18 fylker. Kilde: Nyvoll (2017) og SSB, egne beregninger.

Fylke	I	P	A	T	
	$\frac{\Delta NW1}{NW1}$	$\frac{\Delta P}{P}$	$\frac{\Delta \left(\frac{BNP}{P}\right)}{\frac{BNP}{P}}$	$\frac{\Delta \left(\frac{NW1}{BNP}\right)}{\frac{NW1}{BNP}}$	$\frac{\Delta WL1}{WL1}$
Østfold	0,004	0,190	0,288	-0,338	-0,279
Akershus/Oslo	0,003	0,385	0,546	-0,527	-0,256
Hedmark	0,022	0,039	0,546	-0,357	-0,061
Oppland	0,009	0,027	0,739	-0,429	-0,015
Buskerud	0,027	0,205	0,528	-0,436	-0,080
Vestfold	0,002	0,228	0,610	-0,487	-0,323
Telemark	0,043	0,047	0,368	-0,264	-0,097
Aust-Agder	0,043	0,175	0,567	-0,428	-0,094
Vest-Agder	0,031	0,242	0,903	-0,559	-0,111
Rogaland	0,035	0,290	0,849	-0,561	-0,104
Hordaland	0,041	0,230	0,998	-0,572	-0,053
Sogn og Fjordane	0,059	0,025	0,864	-0,440	-0,061
Møre og Romsdal	0,048	0,092	0,870	-0,481	-0,068
Sør-Trøndelag	0,053	0,220	0,810	-0,518	-0,074
Nord-Trøndelag	0,035	0,061	0,660	-0,406	-0,038
Nordland	0,075	-0,002	0,764	-0,383	-0,060
Troms	0,053	0,095	0,707	-0,430	-0,030
Finnmark	0,041	0,006	0,860	-0,437	-0,011
Variasjonskoeffisient	57,856	77,292	27,088	-17,943	-87,194
Gjennomsnitt	0,035	0,142	0,693	-0,447	-0,101

Appendiks G

Tabell G.2: Endringstall for NW3 (natur < 3 km unna inngrep), befolkning (P), BNP per innbygger (A) og arealbruk per produserte enhet (T) mellom 1988 og 2013, 18 fylker. Kilde: Nyvoll (2017) og SSB, egne beregninger.

Fylke	I	P	A	T	
	$\frac{\Delta NW3}{NW3}$	$\frac{\Delta P}{P}$	$\frac{\Delta \left(\frac{BNP}{P}\right)}{\frac{BNP}{P}}$	$\frac{\Delta \left(\frac{NW3}{BNP}\right)}{\frac{NW3}{BNP}}$	$\frac{\Delta WL3}{WL3}$
Østfold	0,000	0,190	0,288	-0,340	0,000
Akershus/Oslo	0,000	0,385	0,546	-0,528	0,000
Hedmark	0,006	0,039	0,546	-0,367	-0,076
Oppland	0,003	0,027	0,739	-0,433	-0,013
Buskerud	0,002	0,205	0,528	-0,449	-0,034
Vestfold	0,000	0,228	0,610	-0,488	-0,033
Telemark	0,008	0,047	0,368	-0,289	-0,069
Aust-Agder	0,010	0,175	0,567	-0,445	-0,084
Vest-Agder	0,003	0,242	0,903	-0,571	-0,079
Rogaland	0,006	0,290	0,849	-0,574	-0,148
Hordaland	0,010	0,230	0,998	-0,585	-0,048
Sogn og Fjordane	0,014	0,025	0,864	-0,463	-0,078
Møre og Romsdal	0,007	0,092	0,870	-0,502	-0,050
Sør-Trøndelag	0,013	0,220	0,810	-0,537	-0,076
Nord-Trøndelag	0,019	0,061	0,660	-0,415	-0,058
Nordland	0,032	-0,002	0,764	-0,408	-0,093
Troms	0,014	0,095	0,707	-0,451	-0,029
Finnmark	0,021	0,006	0,860	-0,448	-0,017
Variasjonskoeffisient	87,901	77,292	27,088	-17,127	-66,741
Gjennomsnitt	0,009	0,142	0,693	-0,461	-0,055

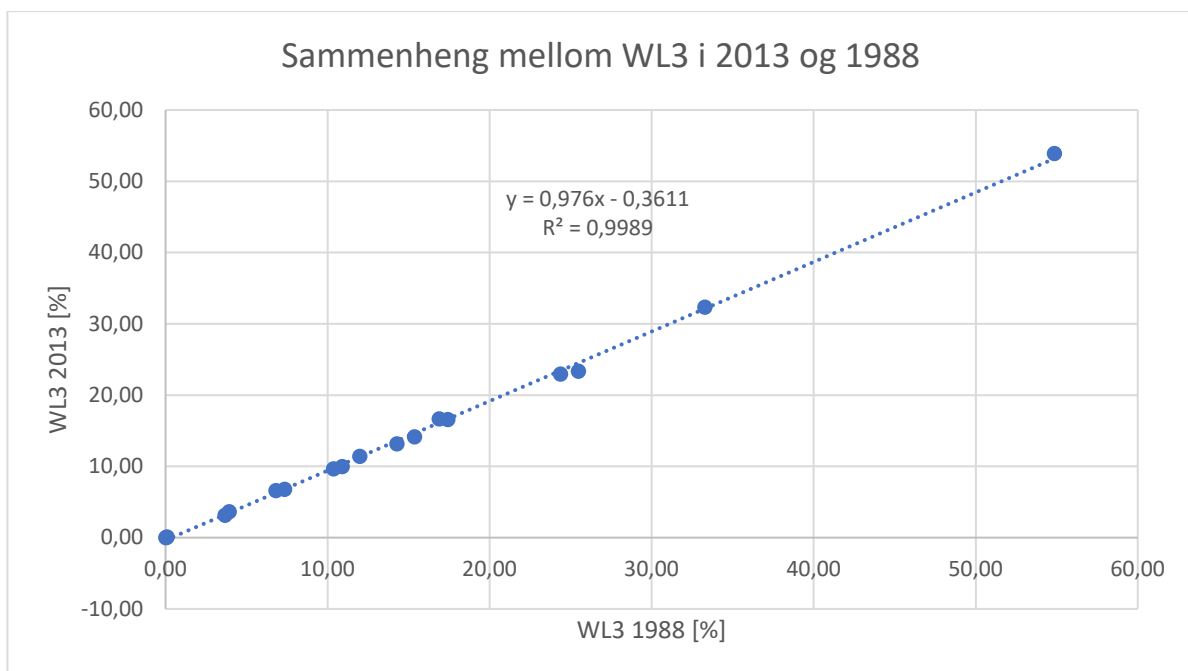
Tabell G.3: Endringstall for NW5 (natur < 5 km unna inngrep), befolkning (P), BNP per innbygger (A) og arealbruk per produserte enhet (T) mellom 1988 og 2013, 18 fylker. Kilde: Nyvoll (2017) og SSB, egne beregninger.

Fylke	I	P	A	T	
	$\frac{\Delta NW5}{NW5}$	$\frac{\Delta P}{P}$	$\frac{\Delta \left(\frac{BNP}{P} \right)}{\frac{BNP}{P}}$	$\frac{\Delta \left(\frac{NW5}{BNP} \right)}{\frac{NW5}{BNP}}$	$\frac{\Delta WL5}{WL5}$
Østfold	0,000	0,190	0,288	-0,340	-0,467
Akershus/Oslo	0,000	0,385	0,546	-0,528	0,000
Hedmark	0,004	0,039	0,546	-0,368	-0,181
Oppland	0,004	0,027	0,739	-0,432	-0,041
Buskerud	0,000	0,205	0,528	-0,451	-0,024
Vestfold	0,000	0,228	0,610	-0,488	0,000
Telemark	0,002	0,047	0,368	-0,293	-0,042
Aust-Agder	0,005	0,175	0,567	-0,448	-0,120
Vest-Agder	0,002	0,242	0,903	-0,571	-0,291
Rogaland	0,000	0,290	0,849	-0,576	0,057
Hordaland	0,003	0,230	0,998	-0,587	-0,028
Sogn og Fjordane	0,005	0,025	0,864	-0,468	-0,096
Møre og Romsdal	0,001	0,092	0,870	-0,505	-0,011
Sør-Trøndelag	0,003	0,220	0,810	-0,541	-0,060
Nord-Trøndelag	0,009	0,061	0,660	-0,420	-0,062
Nordland	0,019	-0,002	0,764	-0,415	-0,131
Troms	0,006	0,095	0,707	-0,456	0,026
Finnmark	0,015	0,006	0,860	-0,452	-0,024
Variasjonskoeffisient	118,021	77,292	27,088	-16,969	-146,993
Gjennomsnitt	0,004	0,142	0,693	-0,463	-0,083

Appendiks H

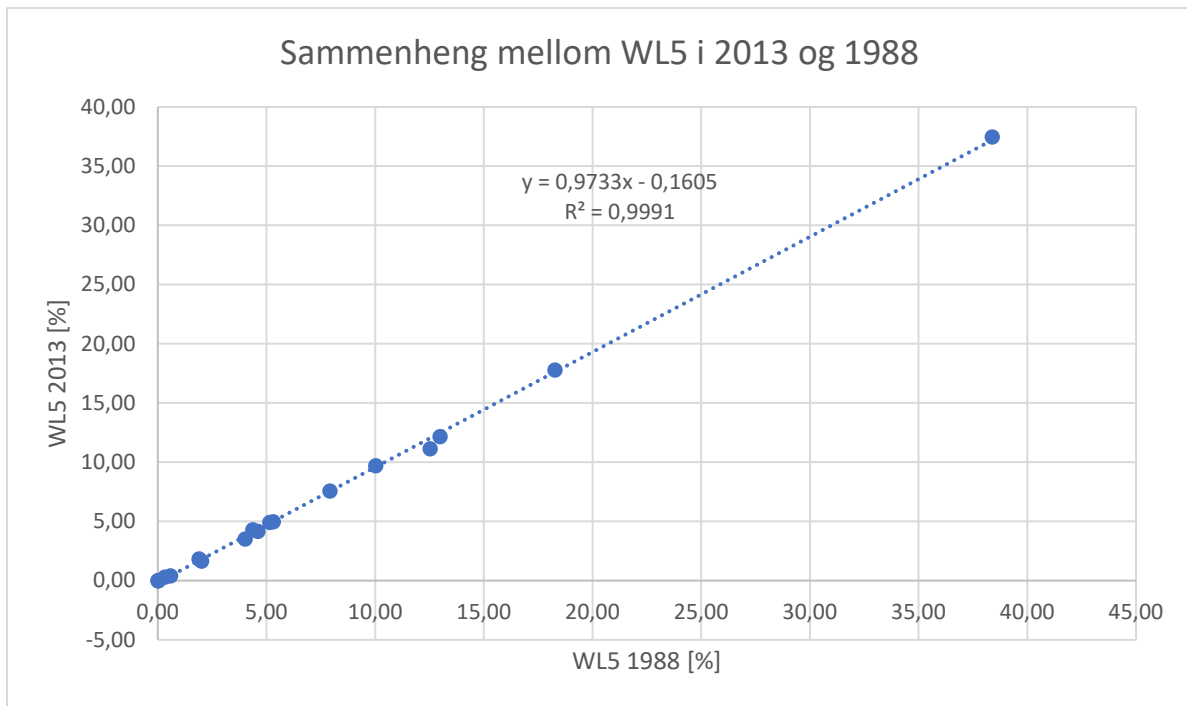
Endring i villmarksområder

Figur H.1 og H.2 viser sammenhengen mellom villmarksområder i 1988 og 2013 for henholdsvis inngrepsfri natur type WL3 og WL5.



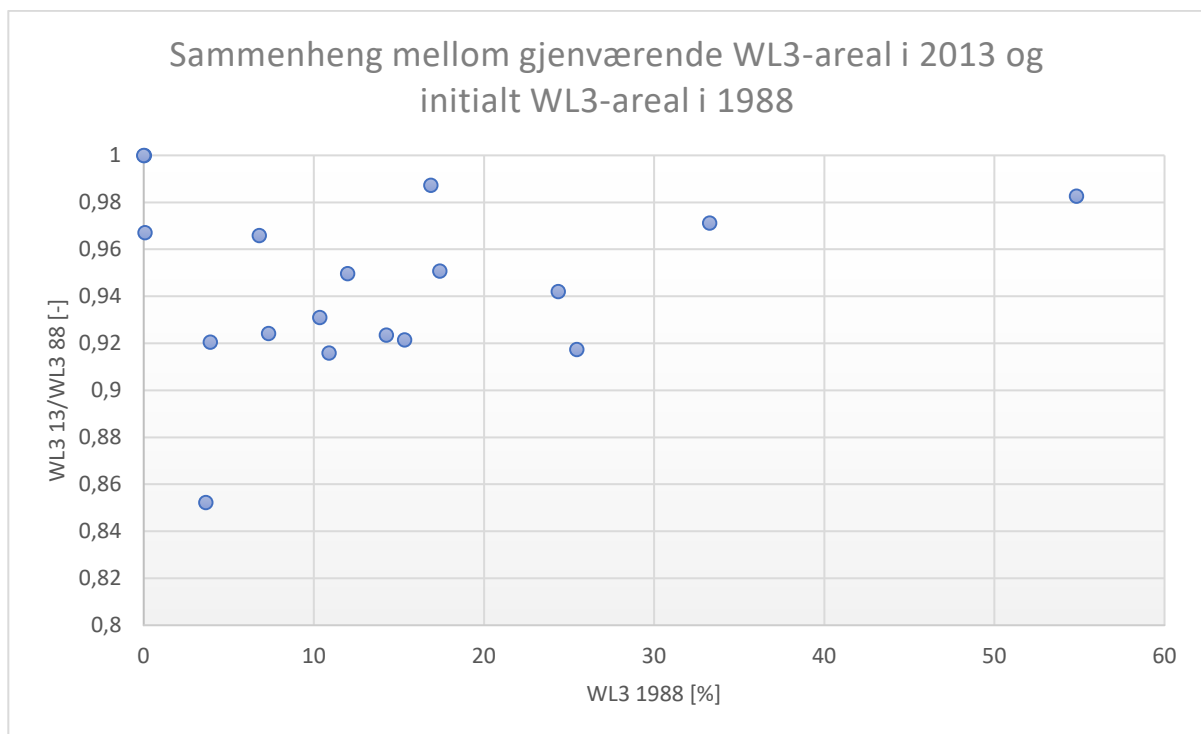
Figur H.1: Relasjon mellom W3-områder for alle fylker i 1988 og 2013. Kilde: Nyvoll (2017), egne beregninger.

Appendiks H

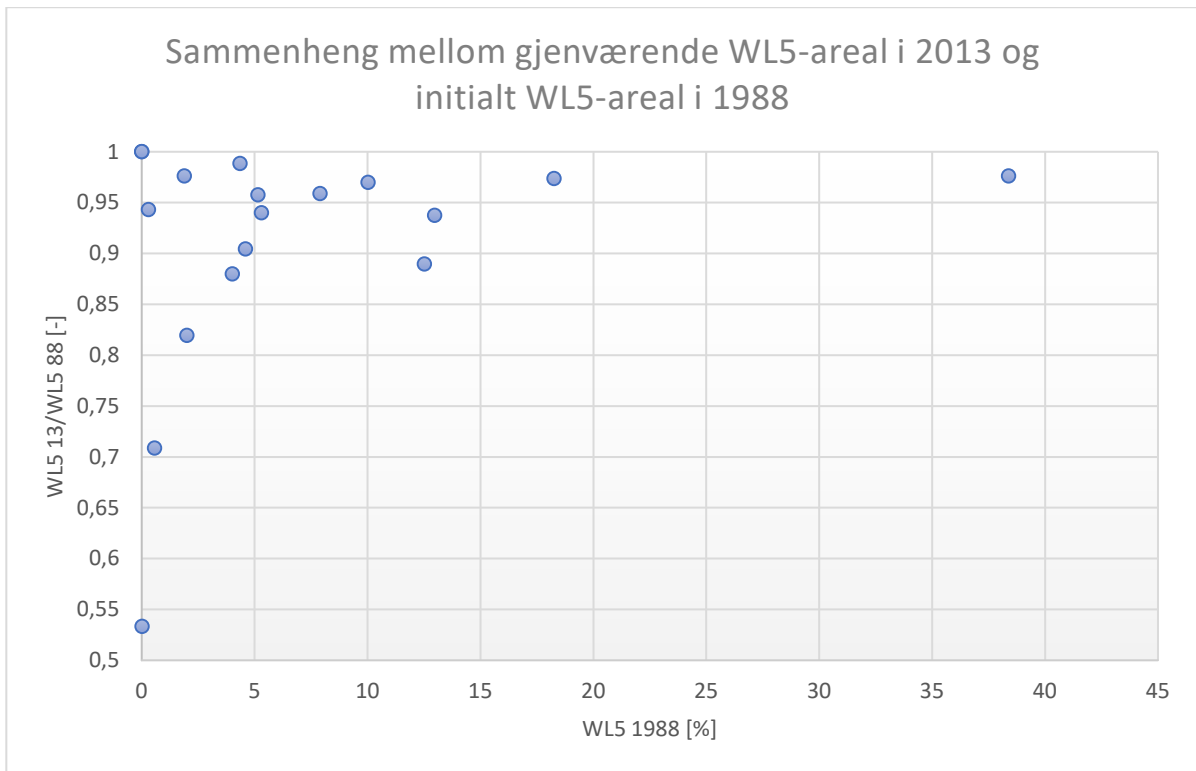


Figur H.2: Relasjon mellom WL5-områder for alle fylker i 1988 og 2013. Kilde: Nyvoll (2017), egne beregninger.

Figur H3. og H.4 viser sammenhengen mellom gjenværende villmarksarealer i 2013 som en funksjon av villmarksarealer i 1988 for henholdsvis inngrepsfri natur type WL3 og WL5.



Figur H.3: Sammenheng mellom forholdet mellom WL3 i 2013 og i 1988 og den initiale andelen WL3 i 1988. Kilde: Nyvoll (2017), egne beregninger.



Figur H.4: Sammenheng mellom forholdet mellom WL5 i 2013 og i 1988 og den initiale andelen WL5 i 1988. Kilde: Nyvoll (2017), egne beregninger.