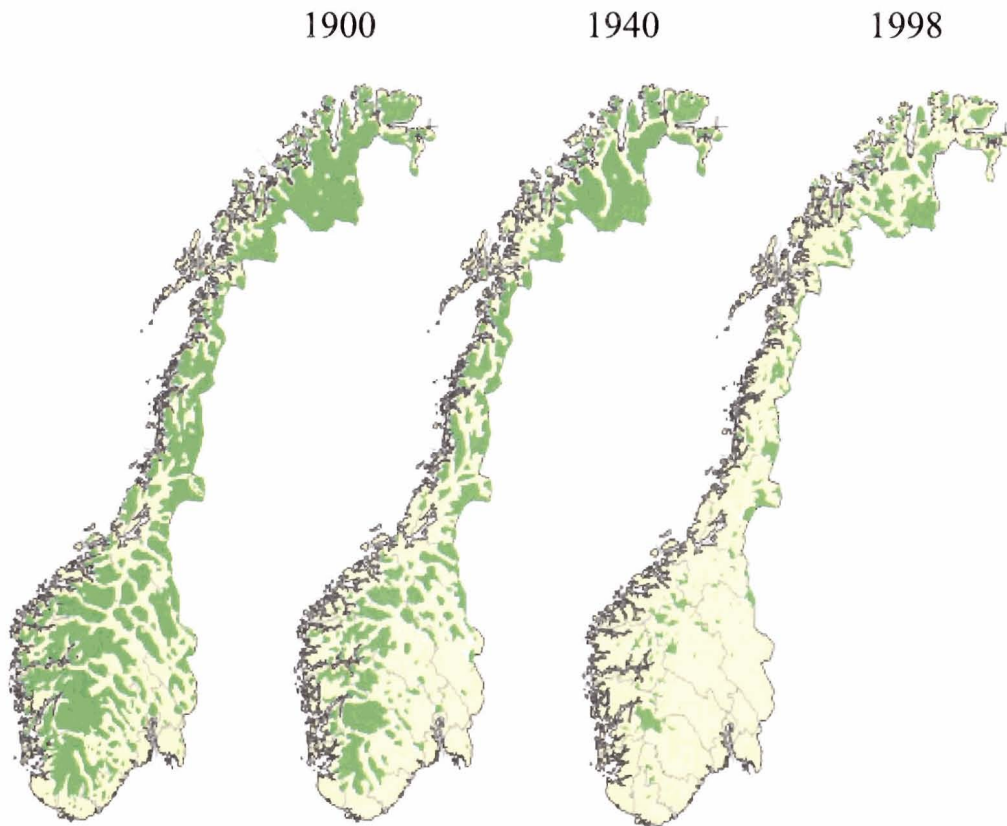




INNGREPSFRIE NATUROMRÅDER I NORGE (INON)
OG NATURFAGLIGE VERDIER

Per Gustav Thingstad



Dette notatet refereres som: Thingstad, P.G. 2003. Inngrepsfrie naturområder i Norge (INON) og naturfaglige verdier. – Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 2003, 1: 1-47.

Forside: Tre tidsbilder for gjenværende arealer med "villmarkspreg" (her definert som områder fri for "tyngre tekniske inngrep") i Norge. (Kilde: www.dirnat.no/INON/)

Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 2003-1

INNGREPSFRIE NATUROMRÅDER I NORGE (INON)
OG NATURFAGLIGE VERDIER

av

Per Gustav Thingstad

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet
Trondheim, mai 2003

ISBN 82-7126-669-1
ISSN 0803-0146

SAMMENDRAG

Thingstad, P.G. 2003. Inngrepsfrie naturområder i Norge (INON) og naturfaglige verdier. *Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 2003, 1: 1-47.*

Tiltak som kan redusere ytterligere tap av "inngrepsfrie" naturområder, områder som vil bli mer og mer etterspurte ettersom de fleste europeiske land ikke lenger har natur som oppfyller disse kriteriene, bør fortsatt ha høy prioritet for naturforvaltningen. Egenverdien av urørt natur, dens betydning for vår fysiske og psykiske helse, og dens naturfaglige referanseverdi i form av områder der de naturlige prosessene kan foregå mest mulig uten antropogene påvirkninger, underbygger klart berettigelsen av INON som et forvaltningsredskap. Bevarelse av "inngrepsfri" natur kan også være et viktig bidrag til å opprettholde sentrale deler av vårt biologiske mangfold, både med hensyn på rødlistearter og andre arter og naturtyper som vi har et spesielt internasjonalt ansvar ovenfor. Ikke minst har de fleste av våre aktuelle "karismatiske" fugle- og pattedyrartene, som kan benyttes til markedsføring av norske naturkvaliteter i reiselivssammenheng (økoturisme), en tilknytning til de "villmarkpregete" arealene. I reiselivssammenheng er det viktig å skåne de siste "inngrepsfrie" naturområdene, og spesielt mange av verneområdene våre, mot et for stort utnyttelsespress. Derfor bør disse aktivitetene helst legges til kulturlandskapet og til de "bufferområdene" i utmarka som ligger mer "inngrepsnært".

Det kan imidlertid framsettes naturfaglige argumenter både for og imot at INON er en egnet forvaltningsredskap når det gjelder å vareta ulike biologiske verdier. Våre vegetasjonstyper som er knyttet til de alpine og nordboreale sonene er rimelig godt varetatt innenfor INON; mens mange av de som finnes i tilknytning til mellomboreal og de mer sørlige og kystnære sonene har en mer utsatt status, og spesielt da de vegetasjonstypene som er kulturbetingete. INON kan derfor primært bidra til fortsatt å redusere presset på de alpine og nordboreale sonene. Skal en derimot ha forhåpninger om å bevare de truede vegetasjonstypene innen de øvrige vegetasjonssonene, som tildels er meget dårlig representerte innen INON, må en her erstatte INON med andre og mer spesifikke forvaltningstiltak.

Det er dessuten en nokså stor forskjell mellom ulike taxonomiske grupper når det gjelder INON sin egnethet som en redskap til å bevare artsmangfold. Av karplantene er f.eks. omlag 40 % av de som står på den norske rødlista truet på grunn av endringer i kulturlandskapet vårt, og følgelig blir INON-tilnærmingen uegnet i forhold til å kunne bevare dette mangfoldet. For fugl er situasjonen noe annerledes, ettersom det for denne gruppen finnes relativt mange rødlistete arter knyttet til skog og fjell (omlag 40 % av de 55 aktuelle). Fragmentering og tap av egnede habitater, forstyrrelse og faunakriminalitet er sentrale faktorer for å forklare den utsatte posisjonen som mange av disse "villmarksartene" har kommet opp i. Det samme er for øvrig også tilfellet for de arealkrevende pattedyrartene våre, spesielt "de fire store" rovdirene, men også for fjellrev og villrein. Trusselbildene til disse artene kan dempes ved en strikt håndheving av INON. INON vil imidlertid heller ikke være tilstrekkelig som det eneste forvaltningsverktøyet med hensyn til å bevare disse bestandene. INON bidrar til å redusere de negative konsekvensene av menneskeskapt forstyrrelse og til å opprettholde avstandene til etterstrebet viltlokaliteter i skog og fjell, og i mindre grad også langs kysten vår; - utenom dette har INON liten innvirkning på legale og illegale aktiviteter som måtte skade det biologiske mangfoldet i utmarka.

I selve premissgrunnlaget for INON ligger dessuten en svakhet, ettersom mange typer inngrep, som kan ha stor betydning for deler av det biologiske mangfoldet, ikke blir definerte som inngrep. Dette gjelder spesielt effektene av flatehogst, sterkt beitepress fra husdyr, reingjerder og andre typer gjerder, mindre (22 kV) kraftlinjer, forstyrrelse fra snøscooterkjøring, friluftsliv og turisme, som alle blir ignorerte som inngrepsfaktorer i INON-sammenheng. I diskusjonen omkring utviklingen av INON er det derfor viktig å huske at slik begrepet blir definert er ikke INON analogt med "wilderness".

Nøkkelord: inngrepsfrie naturområder – verdipotensiale – bevaringsbiologisk betydning

Per Gustav Thingstad; Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie, NO-7491 Trondheim

INNHold

SAMMENDRAG

FORORD.....	7
1 INNLEDNING	8
2 HISTORIKK.....	9
3 DEFINISJON OG UTVIKLING.....	10
4 INON OG ANDRE "VILLMARKER"; - EN MULIG ALLIANSE MELLOM BEVARINGSBIOLOGISKE HENSYN OG REISELIVSNÆRINGA?.....	12
5 MULIGE BIOLOGISKE KONSEKVENSER AV AKSEPTERTE OG IKKE AKSEPTERTE INNGREP I INON.....	17
6 BETYDNING AV VILLMARKSPREGETE OMRÅDER	23
7 INON OG VEGETASJON; - REPRESENTATIVITET OG TRUETHET	28
8 INON OG BEVARING AV BIOLOGISK MANGFOLD.....	31
9 LITTERATUR.....	42

FORORD

Dette notatet er en delutredning i prosjektet: *""Inngrepsfrie naturområder" som verktøy for arealforvaltning"*. Prosjektet er finansiert av Norges forskningsråd, område for bioproduksjon og foredling, program: Marked og samfunn, for perioden 2002 – 2004, og utføres i samarbeid mellom NTNU-Vitenskapsmuseet; Norges landbrukshøgskole, institutt for landskapsplanlegging; Østlandsforskning; Høgskolen i Nord-Trøndelag og Nord-Trøndelagsforskning. Prosjektansvarlig institusjon er Nord-Trøndelagsforskning med Terje Skjeggedal som prosjektleder.

Denne delutredningen belyser hvordan "inngrepsfrie naturområder" er egna til å ivareta naturfaglige verdier og er i hovedsak basert på litteraturstudier. Notatet er skrevet av Per Gustav Thingstad, NTNU-Vitenskapsmuseet, som har det faglige ansvaret for denne delen av prosjektet.

Steinkjer, mai 2003

Terje Skjeggedal
prosjektleder

Hvorvidt INON er egnet til å bevare de naturfaglige kvalitetene innen utmarksarealene våre blir spesielt utredet i denne rapporten. Seksjon for naturhistorie ved Vitenskapsmuseet har vært faglig ansvarlig for denne delutredningen, som er et bidrag til det tverrfaglige prosjektsamarbeidet omkring bruken av INON-kriteriet i forbindelse med arealplanlegging av utmarka. Nord-Trøndelagsforskning ved Terje Skjeggedal har det overordnede ansvaret for dette prosjektet. Ann Norderhaug og Asbjørn Moen har bidratt med konstruktive faglige innspill under denne skriveprosessen. Jeg takker herved alle samarbeidspartnere og håper at denne delutredningen kan komme til nytte i det videre prosjektarbeidet og for andre aktuelle brukergrupper.

Trondheim, mai 2003

Per Gustav Thingstad
fagansvarlig, biologi

1 INNLEDNING

Nord-Trøndelagsforskning har gjennom Norges forskningsråd fått ett 3-årig prosjekt der hovedmålet er å få belyst hvordan registreringene av inngrepsfrie naturområder blir brukt i arealforvaltningen og hvordan bruken av registreringene virker inn på naturen og naturbasert næringsvirksomhet. Til tross for den relativt store oppmerksomheten som er blitt via bevarelse av inngrepsfrie naturområder, finnes det svært lite dokumentasjon, vurderinger og diskusjoner av hvordan inngrepsfrie områder faktisk fungerer som verktøy for arealforvaltning. Hvordan blir kartene forstått og brukt og hvilke effekter har bruken av kartene for natur og samfunn? Hvordan styrer kartene oppmerksomheten så vel mot noe, som bort fra noe – som for eksempel utviklinga i områdene som brukes, eller utviklinga i urørte marine områder langs kyst og fjord? Kunnskapsgrunnlaget er spinkelt. Derfor har det igangsatte prosjektet ved Nord-Trøndelagsforskning en forholdsvis vid og åpen tilnærning.

Hovedmålsetningen med prosjektet er rettet mot anvendelsen av ”inngrepsfrie naturområder” i Norge (INON) som et forvaltningsverktøy når det gjelder å styre arealbruken av utmarka, og den kan presiseres i følgende tre tema og delmål:

- *Dokumentasjon: Hva viser egentlig registreringene (INON-kartene)?* Målet er å dokumentere hvilke landskapsendringer som blir fanga opp og hvilke som ikke blir fanga opp ved registreringer av de inngrepsfrie naturområdene, og å vurdere de naturfaglige konsekvensene av de registrerte inngrepene.
- *Effekter: Hvordan oppfattes og brukes registreringene?* Målet er å vurdere hvilke effekter bruken av registreringene av inngrepsfrie naturområder har for naturbasert næringsvirksomhet, her avgrensa til skogbruk og reiseliv.
- *Forbedringer: Hvilken status bør registreringene ha og bør de suppleres med andre registreringer?* Målet er å drøfte mulighetene for å forbedre registreringene av inngrepsfrie naturområder som verktøy for arealforvaltning, når det gjelder kriterier, status og idegrunnlag.

Inngrepsfrie naturområder i Norge (INON), slik den brukes av norsk naturforvaltning, er altså en måte å få kartfestet landskapsendringer på. Det er også lagt politiske føringer som tilsier at alle sektormyndigheter i sin virksomhet skal være oppmerksomme på disse arealene, og rapportere om sin virksomhet som måtte komme i berøring med dem. Hvorvidt INON er egnet til å avdekke de naturfaglige kvalitetene innen utmarksarealene våre, og spesielt da i forhold til å bevare det biologiske mangfoldet her blir spesielt utredet i denne rapporten.

2 HISTORIKK

På slutten av 1940-tallet skrev den amerikanske viltbiologen og filosofen Aldo Leopold en nekrolog over den siste skutte bjørnen i Arizona som tydelig understreker koblingen mellom det ville fjell-landskapet og de "naturlige innbyggerne" her: "Mt. Escudilla still hangs on the horizon, but when you see it you no longer think of bear. It's only a mountain now." (Leopold 1949:137). Begrepet "wilderness" kan da også best oversettes med "et sted for ville dyr", og for mange er det å bevare villmarksområder helt analogt med å bevare viltet, og da spesielt de store roviltartene; eller omvendt så er det viltet som gjør det verd å verne villmarka. Da Leopold skrev sine minneord til bjørnen hadde kampen for å bevare de siste store naturområdene i USA allerede pågått en tid, men med stadige tapte slag som resultat. Et vendepunkt til det bedre skjedde i 1964. Den 3. september dette året vedtar Kongressen "*The Wilderness Act*". I følge denne loven skal "jorda og dens livssamfunn være upåvirket mennesket, som bare skal opptre som en gjest" innen de få gjenværende "villmark"-arealene. "Wilderness" blir her definert som: "...arealer på statsgrunn som fortsatt har opprettholdt sin opprinnelige karakter og preg, uten permanente inngrep eller menneskelig bebyggelse, og som blir beskyttet og forvaltet slik at de naturlige tilstandene bevares..." Disse områdene skal:

- 1) Primært være påvirket av naturkrefter, hvor spor etter menneskelig aktivitet i det vesentligste er umerkbare
- 2) Inneha enestående muligheter for å kunne oppsøke ensomhet eller en enkel og fri rekreasjonsaktivitet
- 3) Ha minimumsareal på 22 km² (5 000 acres), eller være tilstrekkelig store til at det er mulig å bevare og oppleve de i upåvirket tilstand
- 4) Kan også inneholde økologiske, geologiske, eller andre elementer av vitenskapelig, pedagogisk, landskaps- eller historisk verdi

Denne loven forutsetter at det utarbeides kart og beskrivelser av "villmarksområdene", noe som har resultert i US Forest Service sin "Roadless area review and evaluation"(RARE). I den siste fullførte evalueringen fra 1979 ble 15 millioner acres anbefalt "wilderness"-status, og ytterligere 12 millioner acres ble utplukket til nærmere undersøkelser av sitt potensial som "wilderness" (http://fs.jorge.com/archives/History_National/WildernessAndRARE.htm).

"Wilderness is the raw material out of which man has hammered the artifact called civilization." (Leopold 1949:188). Mange land har nå forlenget kommet i en situasjon der de har mistet all natur som kan sies å være "wilderness", slik at de bare står igjen med "artefaktet", den kulturpåvirkete. England er f eks så tett befolket at knapt en m² er upåvirket av menneskelige aktivitet. Dessuten er nesten alt land privat grunn. Blant de landene som fortsatt har betydelige arealer som kan kalles "wilderness" finner vi Austeralia, New Zealand, Canada, USA, Russland, Sverige, Finland og Norge; noen land i østlige og sørlige Afrika; mange land i Sør-Amerika, deriblant deler av Amazonas nedbørfelt i Peru og Brasil og høyfjellområdene i Chile og Argentina; deler av sørøst-Asia inkludert deler av Stillehavslandene Borneo, Fillipinene, Papua New Guinea og Indonesia, der alle de sistnevnte har resterende tropiske regnskoger. I tillegg finner vi "wilderness" i de polare regionene (Botkin & Keller 1998: 273-274). Kanskje har derfor president Theodore Roosevelt sitt råd, som han ga sine landsmenn da han skulle oppsummerte hva han mente de skulle foreta seg med sin gjenværende villmark først på 1900-tallet, aldri vært mer gyldig enn i dag: "Leave it as it is. You cannot improve it."

Også mange andre land enn USA har i sin naturforvaltning benyttet seg av "wilderness"-begrepet, selv om hva som legges i "wilderness" kan variere nokså mye. Mange av ideene fra

den amerikanske "The Wilderness Act" synes også å ligge bak den norske naturforvaltningens senere bruk av "Inngrepsfrie områder", der den mest restriktive sonen benevnes "villmarkspreget". Både "Inngrepsfrie naturområder" (INON) og "wilderness" legger sterk fokus på veiløste områder. De støter også mot et felles problem i forhold til sine krav om "renhet", dvs. at det nesten ikke skal forekomme spor etter menneskelig aktivitet innen de aktuelle arealene. Kravet til uberørthet kan også overskygge andre viktige delmål i naturforvaltningen, f.eks. i forhold til målsetningen om bevare det totale biologiske mangfoldet best mulig (dette vil bli inngående drøftet senere).

En av årsakene til at INON (og "wilderness") blir benyttet i den praktiske forvaltningen har sammenheng med at det er relativt enkelt å kartfeste de arealene som oppfyller kriteriene for denne typen områder. Valget av de kriteriene som inngår i definisjonen av INON, og hvorvidt disse fanger opp andre uttrykte målsetninger ved forvaltningen av vår natur, mangler det imidlertid fortsatt en mer grundig evaluering av. De historiske fortolkningene over hvilke arealer som har vært inngrepsfrie burde også ha vært gjort gjenstand for en bredere tverrfaglig gjennomgang. Alt i alt har dette bidratt til at bruken av INON som en forvaltningsredskap har blitt unødvendig kontroversiell. Sett ut fra et naturfaglig ståsted er det imidlertid en uomstridt kjensgjerning at også utmarka i dag trenger en løpende forvaltning, eller forsvinner våre siste rester av "villmark" meget raskt, noe som INON i stor grad har greid å rette oppmerksomheten på. Også i Stortingsmelding nr 42 (2000-2001) *Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning* blir det satt fokus på at en stadig større andel av arealet i Norge er berørt av tekniske inngrep. I følge denne meldinga må vi derfor blant annet prioritere å sikre store sammenhengende naturområder som er lite berørte av inngrep; områder som inneholder truede og hensynkrevende naturtyper, områder som er særlig representative for vårt biologiske mangfold eller som inneholder truede, sårbare, sjeldne eller økonomisk viktige bestander.

3 DEFINISJON OG UTVIKLING

I Norge blir "Inngrepsfrie naturområder" definert som områder som ligger mer enn 1 kilometer i luftlinje fra tyngre tekniske inngrep. Offentlige veier, jernbanelinjer og skogsbilveier er eksempler på slike tyngre tekniske inngrep. Per januar 1998 lå ca. 177 000 km² eller 55 prosent av Norges areal mindre enn en kilometer i luftlinje fra tyngre tekniske inngrep. Store deler av disse såkalte inngrepsfrie naturområdene (jf definisjonen nedenfor) er høyfjell, breområder og uproduktiv mark. Men det haster også med å sikre disse siste "inngrepsfrie" områdene bedre, for i følge Direktoratet for naturforvaltning (DN) (<http://www.dirnat.no/wbch3.exe?p=1649>) var omlag halvparten av Norges areal skånet mot "tyngre tekniske inngrep" slik de blir definert i INON-sammenheng såpass seint som rundt det forrige århundreskiftet. Per januar 1998 var det bare 11,7 prosent igjen. Det har imidlertid oppstått en del forvirring ved at Direktoratet ofte opererer med "villmarkspreget" og "fri for tyngre tekniske inngrep" som to analoge begreper. At omlag 1/2-parten av utmarka var fri for "tyngre tekniske inngrep" rundt 1900 er trolig korrekt, men dette er ikke ensbetydende med at en like så stor andel var "villmarkspreget". Til det var utmarka vår alt for intensivt utnyttet på dette tidspunktet.

Oppstykkningen av de inngrepsfrie områdene skjer bit for bit over hele landet, men det er i Sør-Norge reduksjonen har vært størst. I løpet av 2003 vil derfor Direktoratet for naturforvaltning, i samarbeid med fylkesmennene, kommunene og Statens kartverk, foreta en ny kartlegging av inngrepsfri natur i Norge. Begrunnelsen for dette er at inngrepsfrie områder har

betydning for det biologiske mangfoldet generelt og at de representerer en del av vår naturarv; verdier som Stortinget har lagt klare føringer om å bevare mest mulig inntakt (<http://www.dirnat.no/wbch3.exe?ce=14992>).

De "Inngrepsfrie naturområder" i Norge (INON) deles videre inn i tre soner basert på avstand til nærmeste "tyngre tekniske inngrep" (<http://www.dirnat.no/wbch3.exe?p=1618>):

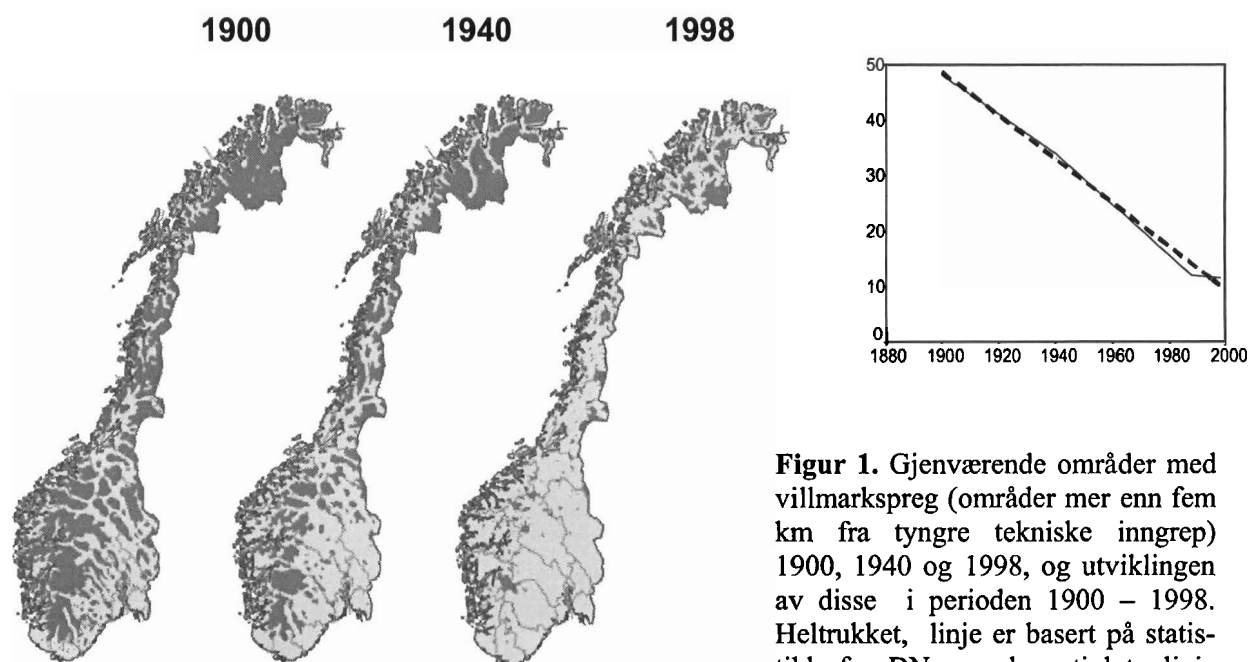
Inngrepsfri sone 2: 1-3 kilometer fra tyngre tekniske inngrep

Inngrepsfri sone 1: 3-5 kilometer fra tyngre tekniske inngrep

Villmarkspregede områder: > 5 kilometer fra tyngre tekniske inngrep

Offentlige veier og jernbanelinjer, unntatt tunneler, skogsbilveier, traktorveier, landbruksveier, anleggs- og seterveier med lengde over 50m, gamle ferdselsveier rustet opp for bruk av traktor og/eller terrenggående kjøretøy, godkjente barmarksløyper (Finnmark), kraftlinjer med spenning på 33 kV eller mer, magasiner (hele vannkonturen ved høyeste regulerte vannstand), regulerte elver og bekker og kraftstasjoner, rørgater, kanaler, forbygninger og flomverk er i denne forbindelsen definert som "tyngre teknisk inngrep". Dette innebærer at hytter, deriblant store turisthytter, samebyer, reinsgjerdar, snøscooterleder, det lokale kraftlinjenettet (22 KV-linjene) er eksempler på inngrep som ikke blir tillagt betydning, og at en skogsbilvei blir tillagt like stor vekt som en sterkt trafikkert riksvei. Områder som ligger mindre enn en kilometer fra tyngre tekniske inngrep betegnes som inngrepsnære.

Dersom en tar utgangspunkt i den etter hvert "klassiske" fragmenteringsillustrasjonen til DN (Figur 1), og forlenger den lineære trenden for perioden 1900- 1998 framover, finner vi at det ikke vil være "villmarkpregete" arealer igjen i Norge i år 2024 (den lineære modellen blir: $\text{Andel "villmark"} = - 0.3893\text{År} + 788,113$; denne forklarer 0,993 av samvariasjonen mellom andel "villmark" og år, $p < 0,001$). Det foreligger nå klare politiske føringer på at en nå ønsker å stanse denne utviklingen. Alle sektormyndigheter skal derfor i sin virksomhet være oppmerksomme på disse arealene, og rapportere om sin virksomhet som måtte komme i berøring med dem (<http://www.dirnat.no/wbch3.exe?ce=14992>).



Figur 1. Gjenværende områder med villmarkspregete (områder mer enn fem km fra tyngre tekniske inngrep) 1900, 1940 og 1998, og utviklingen av disse i perioden 1900 – 1998. Heltrukket linje er basert på statistikk fra DN, og den stiplede linja representerer den lineære tilnæringsmodellen (www.dirnat.no/INON/).

Det norske INON-kartet blir selvsagt i stor grad styrt av hvordan vi definerer ”tyngre tekniske inngrep”, og som vi senere skal komme tilbake til bør kanskje også andre inngrepsfaktorer enn de som er benyttet ha vært inkluderte. Begrensinger i forhold til hvilke inngrep som lar seg analysere, dvs at de finnes tilgjengelig som kartfestet informasjon, vil imidlertid til en viss grad være medbestemmende her. Et GIS-studie over ”wilderness area” innen Barentsregionen illustrerer hvordan kartene over gjenværende ”villmark” endres alt etter hvilken kartinnformasjon en legger inn (Aschehoug 2002:27).

I rapporten ”Naturens verdier og tjenester – en vurdering av norsk natur ved tusenårskiftet” har Direktoratet for naturforvaltning (2002) listet opp en del aktuelle problemstillinger knyttet til naturbaserte varer og tjenester. En del av disse går rett i i kjernen for INON-problematikken, og følgelig må vi ha dem i minnet i den etterfølgende gjennomgangen. Men norsk natur er også mer enn ”villmark”, der spesielt verdiene knyttet til det gamle, lysåpne kulturlandskapet med sin store variasjon og biologisk mangfold er et viktig element. Her følger imidlertid noen eksempler på noen problemstillinger som er nevnt i denne rapporten og som har relevans til INON-problematikken:

- Hvor er verdien av norsk natur som merkevare for norsk eksportindustri?
- Hva er kostnadene for norsk turistnæring av norsk rovviltproblematikk i forhold til kost-nytte av sauenæringa?
- Er det lønnsomt i forhold til helse-Norge å verne naturområder blott til friluftslivets gleder?
- Hvilken innvirkning har støy fra motorisert ferdsel i utmark på friluftsopplevelsen?
- Hva er effektene av fragmentering og reduksjon av sammenhengende naturområder for biologisk mangfold og friluftsliv?
- Hvordan vil en storstilt satsing på utmarksnæring kunne tjene på et rikt biologisk mangfold? [i skog og kulturlandskap]
- Med utgangspunkt i dagens skogbruk – hvordan vil skogen utvikles over tid?
- Hvilken betydning har kanalsert turisme for friluftslivet og biologisk mangfold og for turismen selv? [i fjell-landskap]

4 INON OG ANDRE ”VILLMARKER”; - EN MULIG ALLIANSE MELLOM BEVARINGSBIOLOGISKE HENSYN OG REISELIVSNÆRINGA?

I INON-begrepet er det verd å merke seg at turisme ikke blir definert som et inngrep i seg selv; - noe som kan åpne for muligheter, men også konflikter, i forhold til ”wilderness”-filosofien. Vi begynner derfor med å se litt nærmere på noen ”grønne” reiselivsprodukter.

Begreper som ”wilderness”, ”naturalness”, ”pristine”, ”virgin” og ”untouched” blir hyppig benyttet i markedsføringen av de reiselivsproduktene som ønsker å henge seg på den økende ”grønne” reiselivsnisjen, og da ikke minst den forholdsvis nye ”økoturismeretningen” (Sæþórsdóttir mfl 1998, Ceballos-Lascuráin 2002, Mulholland & Eagles 2002). Utsagn som: ”Seven *virgin* rivers run through the municipality.... This is "the last *wilderness* in Europe.”” (<http://www.kiruna.se/tourism/>), ”Vanuata: The *untouched* Paradise” (<http://www.paradise-adventures.com.au/vanuatu.htm>), ”Everglade..the *untouched wilderness*” (<http://www.florida-everglades.com/chamber/>), opplev ”the *pristine* areas” på kysten av Texas fra kano

(<http://www.kayakrockport.com/>), besøk "the vast *untouched*" ved Big Sky Estate i Montana (<http://bigskyproperty.com>) eller "the *pristine* and stunningly beautiful Southeast Asia..., one of the few remaining *untouched areas* on the earth..." (<http://burma-adventures.com/>) er typiske formuleringer en finner på nettsidene til slike reiseoperatører. Rekreasjon-, foto-, jakt- og fiske-muligheter tilbys også ofte i tilknytning til slike produkter i "*wilderness surrounds*" (jf f eks <http://www.fredwilliamshunting.com/>, <http://www.beartrailodge.com/fishing/fishing.html>, <http://w3.access.gpo.gov/blm/utah/pdf/ne139.pdf>, og http://www.malselv.kommune.no/WEB_Sider/Malselv_kommune/1Ressursetaten/). Det å kunne oppsøke steder med stillhet (ikke den lydløse, men der bare naturens lyder rår helt fritt for lyder fra menneskelig teknologi, som her defineres som støy), eller bare det å kunne dra ute i naturen en stund for seg sjøl, blir en stadig mer etterspurt ressurs i dagens jag. Reiselivets svar er å tilby produkter som er rettet mot de som søker "the peaceful solitude" (<http://www.virtualnorth.net/>) eller "relaxation and solitude" (<http://www.noto.net/>). Paradoksene oppstår imidlertid kanskje raskt her, ettersom det produktet som tilbys ofte nettopp i seg selv bidrar til å redusere den opplevelselsesverdien som markedsføres i forhold til å kunne oppsøke stillhet, ensomhet og avslapping i fredfulle naturomgivelser.

I den senere tid er også begrepet "wilderness"-terapi dukket opp, der en retning spesielt er rettet mot å gi "risikoutsatt" ungdom en mulighet til å få avregert med "villmarks"-opplevelser (jf f eks <http://www.wilderness-therapy-programs.com/>). Her har det også dukket opp en skandinavisk gren av Rediscovery International Foundation, kalt RAMP (Rediscovery Allsidig Miljø Program) (<http://www.ramp.as>).

I mange land rundt om i verden blir også nasjonalparker og andre typer verneområder hyppig markedsførte for å trekke til seg turister, jf f eks oppslag om å nyte Albertas parker og verneområder i Canada (http://www.cd.gov.ab.ca/enjoying_alberta/index.asp), forta en safari til Okavango deltaet i Botswana (<http://www.okavango-delta-safaris.com/>) eller opplevelser i Manu "National park and reserved Zone" som er "untouched by western man" i Peru (<http://www.mayuc.com/html/mlink12.html>). At reiselivet fokuserer på vernet naturområder i sin markedsføring er ikke videre overraskende i lys av at verdens første nasjonalpark, Yellowstone i USA, som ble opprettet allerede i 1872, ble vernet med det formålet at områdets mange naturlige "undre" skulle bevares for "the benefit and enjoyment of the people". "Villmarka" i Yellowstone med sitt dyre- og planteliv og geologiske fenomener er trekkplasket for alle disse besøkende i parken. I rekordåret 1992 var det mer enn 3 millioner (!) besøkende her (<http://www.yellowstone.net/>). Bare en meget strikt forvaltning, der en sterkt differensierer ferdselstrykket, kan sikre parken mot for mange unødvendige og uopprettelige skader fra et slikt ekstremt stort besøkspress. Det store besøkstallet er også muliggjort ved at Yellowstone har en velutviklet infrastruktur med campingplasser, overnattingssteder, veier og stinett. Samtidig blir andre deler av parken ikke tilrettelagt for besøkende i det hele tatt. Den samme differensieringen er det også gjort innen den langt mindre besøkte nasjonalparken Manu i Peru. Denne parken, som ligger i tåke- og regnskogen på vestsida av Andes, er primært vernet på grunn av sin ekstremt store biodiversitet. Transportårene inne i Manu er kun elvene. Parken består av en ytre kultursone, en "økoturismesone" og den største, indre strengt vernet sonen der bare forskere får tilgang i tillegg til de lokale indianerstammene som har tilhold i jungelen her. En slik differensiering er bare mulig når en har et stort nok sammenhengende vernet areal (Yellowstone er ca. 9000 km² og Manu knapt 20 000 km²), der "villmarksarealene" blir holdt utenom ferdelstrykket (få beveger seg utenom bilveiene i USA, og stort sett bare lokale indianerne utenom de farbare elvene i Manu).

For å lykkes med forvaltningen av verneområder med store besøkstall kreves inngående kunnskap om tolleransen til det naturmiljøet der denne aktiviteten foregår (jf f eks Moos

2002). Dersom dette ikke ligger i bunnen for turistaktiviteten kan det lett gå galt, slik som i Grand Canyon og Arrow Canyon i USA der for stort ferdselspress reduserer kvaliteten på den tiltenkte rekreasjonsopplevelsen som skulle være knyttet til det primitive friluftslivet i "villmarka" (<http://www.nature.com/nsu/030113/030113-1.html>, <http://www.wildnevada.org/SoNev-/complex/mvc/arrowcanyon.htm>). I verste fall kan for stort ferdselspress føre dette til ubotelige skader på naturmiljøet (Burkley & Pannell 1990). At det kun tillates adgang til de mer forstyrrelsesømfintlige naturområdene sammen med naturkyndige guider kan i mange sammenhenger være en fornuftig løsning (jf f eks Tershy mfl 1997, Damsgård 1999).

I mange utenlandske nasjonalparker er deler av arealet "ofret" for å gi de besøkende muligheter til å oppleve naturkvalitetene uten for store anstrengelser. Samtidig er de mest sårbare områdene ikke tilrettelagt, og dermed blir ferdselstrykket lite her. Utledninger som besøker våre nasjonalparker forventer å finne den samme differensieringen, men møter en situasjon som mer samsvarer med forvaltningen av "wilderness areas" i mange andre land. Det oppstår derfor konflikter når norske reiseutlivsutviklere ser på våre nasjonalparker som arenaer for en næringsutvikling på lik linje med den vi kan finne i mange utenlandske nasjonalparker (Bjurstedt 2002). Denne premissforskjellen mellom norske og mange utenlandske nasjonalparker må ligge i basis når vi diskuterer mulighetene for å bruke de norske nasjonalparkene som "motorer" i reiselivsutviklingen (jf f eks Claudius 2002, Dybwad 2002, Flognfeld 2002). En mulig løsning her hadde vært å "myke opp" bestemmelsene i den norske Naturvernloven fra 1970, slik at en også kunne fått inkorporert tilleggsarealer med noe eksisterende infrastruktur i verneområdene. I dag er det i følge § 3 bare "større urørte eller i det vesentligste urørte eller egenartede eller vakre naturområder"..."av statens grunn" eller "grunn av samme art som ikke er i statens eie", men som grenser inn til arealer som oppfyller kravene ovenfor, som kan vernes som nasjonalparker i Norge. Disse landskapene skal "vernes mot utbygging, anlegg, forurensning og andre inngrep". Dersom en "bufrer" disse uberørte landskapene med nye vernearealer der en tillater visse typer inngrep (gjerne i form av reiselivsprodukter med noe nødvendig infrastruktur) og innlemmer disse i nasjonalparkene, skulle det være mulig å imøtese noen flere av ønskene fra turistnæringa, slik at vi i Norge også kan tilbu noen reiselivsprodukter innen områder som har nasjonalparkstatus. Imidlertid må en her gå forsiktig fram å evaluere de naturfaglige konsekvensene for verneområdene underveis, for det er kjent at selv inngrep som foregår på utsiden av verneområdene, - dette gjelder spesielt menneskelig bosetning -, ofte har en uforholdsvis stor innflytelse på overlevelsen av artene innenfor verneområdet (Parks & Harcourt 2002). Dette har en tatt konsekvensene av for Yellowstone nasjonalpark sitt vedkommende. Denne nasjonalparken er blitt bufret med sju større "national forests" og andre reservater (Shafer 1990:77), arealer der en har en forutsigbar og styrt bruk uten for mange tekniske inngrep.

Det er viktig også å sikre en mer forutsigbar og naturfaglig fundert forvaltning av de arealene som grenser inn mot de eksisterende og planlagte norske nasjonalparkene. Dersom mer reiselivsaktivitet blir sluppet til i randomsonene til de parkene som blir tilrettelagt for dette, bør en fortsette med å forvalte kjernearealene, dvs. arealer vernet etter de nåværende kriteriene, på samme restriktive måte som i dag, dvs mer likt med forvaltningen av "wilderness areas" i mange andre land. I utgangspunktet er intensjonen for de eksisterende norske nasjonalparkene også noe forskjellig, ettersom noen primært er opprettet for å vareta det "enkle" friluftslivet, mens andre primært er vernet for å ta vare på store naturfaglige kvaliteter og mangler derfor ofte noen form for tilrettelegging (jf <http://www.dirnat.no/nasjonalparker/>); det er naturlig å tenke seg at det er den førstnevnte kategorien parker som har størst potensial i reiselivssammenheng.

Bevaringsbiologisk *kan* trenden vi i dag ser innen deler av reiselivet der en rettet søkelyset mot å oppleve det "uberørte" også ha en positiv betydning, ettersom det naturlige biologiske mangfoldet ofte blir en bærebjelke i dette konseptet. Spesielt blir de "karismatiske" store rovdyrene (jf oversettelsen av "wilderness") etterspurt; - jf f eks tilbud om bjørneopplevelser i Alaska (<http://www.beartrailodge.com/bearview/bearview.html>) og tilbud som fronter opplevelser med løver og andre store pattedyr i Afrika (<http://www.ngala.co.za/>, <http://www.safariestal.com/tours.html>). Ofte er dessuten det øvrige dyre- og plantelivet viktige brikker i markedsføringen av slike reiselivsprodukter.

Dersom turistvirksomheten kan innbringe tilstrekkelig med inntekter til de lokalsamfunnene som ligger i tilknytning til slike verneområder, vil dette kunne redusere presset fra lokalbefolkningen både på de store rovdyra som måtte finnes her og på de vernete arealene. Det å bygge allianser med lokalbefolkningen, inklusive urbefolkningen, kan også bidra til at en kan motstå press fra andre bruksinteresser av verneområdene, som dessverre ofte er meget attraktive til andre formål enn det som var forutsatt da de fikk sin vernestatus (Janzen 2001, Barrow & Fabricius 2002). En suksess i forhold til lokal aksept kan derfor være helt avgjørende for at mange av verneområdene skal kunne bestå over tid (Castro mfl 2001, Mitchell mfl 2002, Mulholland & Eagles 2002). F.eks. kan ingen afrikansk nasjonalpark i dag forvaltes som en isolert øy, - befolkningen og verneområdene kan ikke lenger betraktes separerte fra hverandre (Barrow & Fabricius 2002). Likevel er det nettopp det en nå har kommet fram til som eneste løsning for nasjonalparken Aberdare i Kenya. Her blir nå et 320 km langt elektrisk gjerde bygd for å hindre at truete arter streifer ut av verneområdet og inn i omliggende jordbruksområder der lokalbefolkningen skyter de for å beskytte avlingene sine (<http://www.newscientist.com/news/news.jsp?id=ns99993284>). Filosofien med å involvere lokalsamfunnet er f eks innbakt i økoturismetilbudet til Dream Camp i Kenya. Der har en knyttet den lokale Masai-befolkningen til sitt konsept i Masai Mara, for dermed å ha forhåpninger om å redusere deres beitebruk og treavvirkning (spesielt til brensel) i verneområdet (<http://www.eco-resorts.com/DreamCamp.php>). Tilsvarende brobygning mellom bevaringsinteressene og lokalsamfunnet har en også hatt en viss suksess med i andre land; - f eks i Nord-Amerika (Mitchell mfl 2002), i Periyar Tiger Reserve i India (Uniyal & Zacharias 2001, se også <http://www.jetairtours.com/periyar.htm>) og i Area de Conservación Guanacaste i Costa Rica (Janzen 2001, <http://www.acguanacaste.ac.cr/1997/acging.html>). Det er likevel ingen mirakelkur som sikrer at denne integreringsprosessen med lokalsamfunn og urbefolkning når det gjelder forvaltningen av verneområdene blir vellykket, men gitt dagens press mot å desentralisere statlige funksjoner finnes det få alternativer til å fortsette med disse forsøkene (Barrow & Fabricius 2002). En annen tilnærming, som er tuftet på en mer tradisjonell naturvernfilosofi, representerer samarbeidet mellom Tropical Birding (som i en reisekompani som har spesialisert seg på fugleturer til tropiske destinasjoner) og BirdLife International. Deres Tropical Birding/BirdLife International Conservation Tourism Initiative arrangerer turer til tropene der hele eller deler av overskuddet går til naturvernprosjekter i regi av BirdLife International (<http://www.tropicalbirding.com>). Slike initiativ fra ideelle organisasjoner og reiselivsoperatører vil det i overskuelig framtid også være stor bruk for.

Også den norske reiselivsnæringa bør ha egeninteresser i å bevare våre siste "villmarker" og dermed de biologiske kvalitetene her. Et oppslag i Nationen den 5. mai 1999 tyder da også på at Norges Turistråd har innsett at "uberørt" natur gir oss et konkurransefortrinn i reiselivssammenheng, for her advarer de blant annet mot utbygging av Øvre Otta, ettersom dette kan få nasjonale følger for turismen. Det er likevel primært reiselivsprodukter som innretter seg etter retningslinjene for økoturisme, gitt blant annet av Nordisk Ministerråd (Sæþórsdóttir mfl 1998), som kan ha forhåpninger om å realisere en økologisk profil på sine produkter. Nordisk

Ministerråd trekker fram hvalsafariene fra Andenes som et eksempel på et godt norsk økoturismeprodukt; der spesielt dette produktets samarbeide med forskningen, og formidling av denne fra gode guider, blir positivt omtalt (Sæþórsdóttir mfl 1998). For øvrig har også norsk reiseliv begynt å markedsføre produkter rettet mot flere av de "karismatiske" store dyrene våre, og tilbyr nå forutenom hvalsafariene blant annet moskus- og elg-safarier knyttet til Dovre (<http://www.dovreadventure.com/moskusen.htm> og <http://www.dovreadventure.com/elgsafari.htm>), bjørnesafari på Finnskogen (<http://www.villmarksenter.no/bjornes.htm>), og havørnsafari i Bodø (<http://www.stella-polaris.no/aktiviteter.html>). En forutsetning for å lykkes er at en kvalitets-sikrer slike produkter med en fagbiologisk evaluering forut for at de settes ut i livet, noe som ikke alltid har vært gjennomført i praksis (Warnken & Buckley 1998, Buckley 2001). I mange sammenhenger kan det likevel slås fast at det er klare sammenfall mellom de naturfaglige interessene av å sikre verneområder og andre "inngrepsfrie naturområder" og reiselivsnæringas behov for å markedsføre seg i forhold til nettopp disse naturkvalitetene. Samtidig må vi heller ikke glemme at vanlige turister nok gjerne forbinder norsk natur med kulturlandskapet vårt; - eller mer korrekt det gamle, lysåpne landskapet med sin seminaturlige vegetasjon der det inngår et mangfold av kulturmarker, der variasjon heller enn monotonitet preget bildet. Derfor bør en også satse på å bevare variasjonen innen denne delen av våre naturområder, og med det sikre det store artsmangfoldet som er knyttet nettopp til det gamle kulturlandskapet (Ihse & Norderhaug 1995, Norderhaug mfl 1999).

I reiselivssammenheng vil ofte produkter som tilbyr en kombinasjon av opplevelser i tilknytning til det tradisjonelle kulturlandskapet og i utmarka for øvrig ha størst suksesspotensiale. Selve "villmarka" danner da bare bakteppet, men den vil være viktig nok både i forhold til den konkrete opplevelsesverdien og til markedsføringen av produktet. Dermed unngår en mulige konflikter knyttet til for intensiv bruk og forstyrrelser av sårbare "inngrepsfrie naturområdene", samtidig som at verdiene knyttet til INON bidrar til å "sukre" produktene. Innen INON bør regelen være at det kun tilbys enkle nisjeprodukter med utgangspunkt i filosofien bak "økoturismen", og spesielt må en være restriktiv og kvalitetssikre spesielt godt reiselivsprodukter som ønsker å benytte seg av verneområdene våre. Det siste blir ekstra viktig og aktualisert nå som det gis klare politiske signaler på at det er ønskelig med økt verdiskapning i fjellområdene, og at økt bruk av nasjonalparkene her kan være et virkemiddel (se også Claudiu 2002, Flognfold 2002). Skal en åpne opp for dette, og samtidig unngå at den "urørte" naturen og dens biologiske mangfold blir ytterligere belastet, er det nødvendig å høyne innsatsen omkring forvaltningen av våre INON og verneområder i betydelig grad. Det vil i så fall i seg selv skape nye arbeidsplasser og lokal verdiskapning, jf den nylig utgitte NINA-utredningen (Aas mfl 2003). Differensiering i forhold til hvilke arealer som blir benyttet, tilrettelegging, informasjon, faglig innhold og styring med aktivitetene vil her være sentrale stikkord for å kunne lykkes i forhold til disse målsetningene.

5 MULIGE BIOLOGISKE KONSEKVENSER AV AKSEPTERTE OG IKKE AKSEPTERTE INNGREP I INON

Vi har allerede omtalt at noen former for turistaktiviteten kan tolereres innenfor de definisjonene som er satt for at et område skal være "inngrepsfritt", noe som muliggjør en allianse mellom en næringsaktivitet basert på filosofien bak "økoturismen" og naturforvaltningens ønsker om å bevare utmarka. Det er imidlertid klare begrensninger på hvilket omfang og hvilke aktiviteter denne reiselivsnæringa kan legge opp til uten at dette kommer i konflikt med andre målsatte verdiene innenfor disse utmarkområdene, og da spesielt de naturvitenskapelige kvalitetene. En del eksempler på konkrete tekniske inngrep og forstyrrelsesrelaterte inngrep som kan påvirke de biologiske verdiene negativt blir omtalt nedenfor; - noen av disse fører til at arealene ekskluderes fra de "inngrepsfrie naturområdene" mens andre tillates i følge den gjeldende definisjonen for INON. Det må igjen presiseres at det kan være et stort sprang mellom at en område kan defineres som fritt for tyngre tekniske inngrep og at det representerer noe "wilderness". For eksempel preget seterlandskapet store deler av fjellet vårt sist på 1800-tallet, noe som medførte sterk bruk av fjellskogen, tildels intensiv beitebruk og utnyttelse av fjellmyrene til myrslått. I en periode var nok denne bruken så intensiv at den hadde vel så mange negative som positive følger for det biologiske mangfoldet, uten at dette "inngrepet" kommer fram på INON-kartene. Samtidig har vi også sett at pendelen har dreid så langt at et stort antall arter som var knyttet til et tradisjonelt drevete kulturlandskap i dag har problemer med å overleve. En midlere form for "inngrep" synes å være ideelt for mange av disse artene, dvs. verken "wilderness" eller arealer med "tyngre tekniske inngrep" (og her bør dagens monokulturer i skogbruket og jordbruket inndeferes).

La oss starte med to typer motorferdsel, der den ene defineres som inngrep mens den andre ikke gjør det. En bilvei vil i følge INON føre til ekskludering av areal uansett standard og trafikkgrunnlag, mens en snøscooterløype ikke har noen slik konsekvens. I sin bok om Sarek beskriver Edvin Nilsson (1980:66), som var oppsynsmann i området, hvor skremt en bjørn kan bli fra bare lyden av en snøscooter. "Våren 1968 kom jeg med snøscooter fra Perikjaure ned gjennom Rapadalen. Da vi passerte Alkatsjåkkå fikk jeg øye på en bjørn øverst i bjørkeskogen i lia her. Den virket skremt. For ikke å uroe den unødige stanset vi på en åskam og holdt den under oppsikt. Så lenge vi så den løp den vekk fra oss det den kunne. Det bør understrekes at vindretningen var gunstig og avstanden sikkert en kilometer, så den kunne umulig ha tatt været av oss. Det måtte altså være snøscooteren den var redd for. Det var en skremmende oppdagelse, i og med at samene driver en oppfattende og ukontrollert snøscootertrafikk - også innenfor nasjonalparken."

Dyr kan imidlertid til en viss grad tilvenne seg motorisert ferdsel, dersom denne ikke blir satt i sammenheng med farlige situasjoner sett fra dyrene sin side (f eks ved at de ved tidligere anledninger er blitt kjørt etter eller kjørt for nært opp til, noe som kan ha skjedd med bjørnen i Sarek). Forutsigbarhet i forhold til hvordan de snøscooter-farende oppfører seg, og at denne trafikken kun skjer innenfor faste traséer, vil derfor kunne redusere betydelig stress- og fluktnesponsene til dyrene. Dette er blant annet avdekket i villreinsområder der det foregår slik motorisert ferdsel (Reimers 1991). En bør derfor håndheve en strikt ferdsel etter fastsatte traséer innenfor de arealene motorisert ferdsel tillates, og generelt være meget restriktiv med å legge opp traséer gjennom terreng der en kan komme i kontakt med viktige viltområder. Under disse forutsetningene kan viltet bli mindre forstyrret av en kontrollert snøscooter-trafikk enn ved utstrakte hundekjøring eller skigåing (se f eks oppsummeringen av ulike undersøkelser referert i Skår & Vistad 2001). Et spesielt problem med snøscooteren er imidlertid den potensielt store aksjonsradiusen som bruk av dette framkomstmidlet gir, og dermed faren for

forstyrrelser ved ukontrollerte kjøringar spredt ute i terrenget over store arealer¹. I så måte skulle den mer forutsigbare trafikken langs veiene våre være enklere å tilpasse seg for viltet.

Når det gjelder etterstrebeta arter, og da spesielt visse rovfuglarter, kan imidlertid stor avstand fra vei og vanskelig tilgjengelighet være den viktigste beskyttelsen mot forstyrrelse, reirplydring og falkonervirksomhet i seg selv (Moksnes & Ringen 1978); - sjansen for tilfeldig å oppdage en lokalitet minsker med kvadratet av avstanden fra utgangspunktet (arealet som må gjennomføres øker med r^2). I følge kriteriene bak INON fører da også en skogsbilvei, selv om den nesten ikke trafikkeres, til ekskludering.

En hogstflate, som måtte strekke seg langt ut fra nærmeste vei, blir derimot ikke regnet som en inngrep i INON-sammenheng. For mange viltarter vil tapet av egnet habitat på grunn av utstrakt flatehogst være meget merkbart (jf f eks Esseen mfl 1992, Edenius & Elmberg 1996, Andréén 1997), mens selve habitattapet forårsaket av skogsbilveiene er langt mindre omfattende. Skogarealer som blir avvirket, i alle fall i form av flatehogster, bør derfor defineres sammen med de andre "tyngre inngrepene" inntil det avvirkete arealet igjen har nådd et stadium der det har vokset opp "skikkelig" skog på flata. Kartinformasjon omkring avvirkningsgraden av skogen er imidlertid i beste fall vanskelig tilgjengelig, noe som medfører at denne inngrepskategorien vanskelig lar seg innarbeide på INON-kartene. Dessuten vil de avvirkete områdene være i kontinuerlig utvikling, og vil over tid forhåpentligvis på nytt bli dekket av skog, slik at den avvirkete tilstanden er begrenset i tid. I bevaringsbiologisk sammenheng oppstår det ofte likevel et problem ettersom den nye skogen som vokser opp etter en flatehogstavvirkning ofte blir ensaldret og monoton, og skiller seg derfor kvalitetsmessig betydelig ut fra eldre naturskog.

Noe av kritikken omkring de historiske framstillingene av inngrepsfrie områder går ut på at tidligere former for skogavvirkninger ikke er inkludert som inngrep på de historiske kartene. I tilknytning til denne tidligere skogsdriften finner vi fortsatt mange spor etter menneskelig aktivitet i utmarka. Hadde f eks fløtingsdammene blitt inkludert på lik linje med vannkraftmagasinene, og hesteslepene på lik linje med skogsbilveiene, så ville nok ikke omlag halvparten av Norges areal framstått som villmarkspreget såpass seint som rundt det forrige århundreskiftet, noe det gjør i følge DNs historiske framstillingen av "Inngrepsfrie naturområder" i Norge (<http://www.dirnat.no/INON/bak-grunn>). I dag oppfattes helst rester av fløtingsdammer m.m. bare som kulturspor i utmarka, på lik linje med setervoller. De biologiske konsekvensene av fløtingsdammene, som skulle skaffe nok vatn til tømmerfløtingen i de nedenforliggende vannstrengene, kan da heller ikke likestilles med de negative konsekvensene som kan forvoldes på viltet fra de inkluderte vannkraftreguleringer (jf f eks Nilsson & Dynesius 1994, Reitan & Thingstad 1999).

Det kan imidlertid diskuteres om ikke også andre former for menneskelig bruk av utmarka, nåværende så vel som historiske, burde ha vært inkludert som inngrep på INON-kartene fra de ulike tidsperiodene. I 1850 hadde vi f eks omlag 52 900 setre i Norge. Så seint som i 1939 var det fortsatt 30 300 setre i drift, men i 1993 var det bare 1900 igjen (Moen 1998a). Parallelt med seterdriften ble det også foretatt omfattende myrslåtter på mange fjellmyrer. I Trøndelag regner en med at på det meste var 2-4 % av landarealet benyttet til utmarksslått (Moen & Øien 1998); her ble det da også under et begrenset registreringsarbeid innenfor den foreslåtte nasjonalparken i Snåsa og Verdal sommeren 1997 registrert 82 slåttemyer i Verdal og 163 i Snåsa (Nilsen mfl 1997). Selv om disse ressursanvendelsene av utmarka ikke er tillagt vekt i

¹ Motorferdselloven setter begrensinger på denne ferdselen, men irregulære kjøringar er fortsatt et problem, og reindriftnæringas kjøring i utmarka blir ikke regulert etter denne loven

INON-sammenheng (kartdatagrunnlaget vil også her vært meget ufullstendig), så representerte de inngrep i det "naturlige" miljøet. Om de representerte positive eller negative påvirkningsfaktorer i biologisk sammenheng kan det være ulike oppfatninger omkring. En kombinasjon med husdyr på utmarksbeite, - så lenge beitetrykket ikke blir for stort -, og myrslått har uten tvil bidratt til å øke det biologiske mangfoldet innen skoglandskapet. Etter krigen opphørte imidlertid myrslått-tradisjonen de fleste steder. Etter at den f.eks. opphørte på Sølendet i Røros (her så seint som rundt 1950) begynte dette rikmyrlandskapet å gro igjen med kratt og småskog. I 1974 ble Sølendet (1,6 km²) fredet som naturreservat, og en skjøtselplan som skulle sikre det artsrike plantelivet, - blant annet er det kjent 25 "typer" med orkideer -, ble utarbeidet. Denne skjøtselplanen innebærer blant annet at en restaurerer gamle løer og buer og skjøtter deler av reservatet etter den gamle måten, dvs med slått hvert andre eller tredje år. Dette skal virke begunstigende på vilkårene for slåtteeavhengige arter, der det også inngår sjeldne orkideer (Moen & Øien 1998).

Det kan virke som et aldri så lite paradoks når vi fokuserer på *mangel* på menneskelig aktivitet som en trussel for deler av det biologiske mangfoldet. Det gamle varierte kulturlandskapet, med sine styvete trær, beitemarker og slåtteeenger, rommet mange verdier, og var meget artsrikt. Dette til stor forskjell til dagens jordbrukslandskap som er dominert av store homogene flater som betinger sprøyning og kunstgjødsel for å holde produksjonen oppe. Dette gir få livsmuligheter for mange organismer, og ikke overraskende har nærmere 60 % av våre rødlistete sommerfugler tilknytning til kulturlandskapet (Direktoratet for naturforvaltning 1999). Videre er mange beitemarkssopper avhengig av kulturmarker, og mer enn halvparten av våre 140 registrerte arter står oppført på "rødlista" (Norderhaug 2001). Endelig er omlag 40 % av våre karplanter oppført her på grunn av endringer i kulturlandskapet (Ann Norderhaug pers medd). Husdyr på utmarkbeite påvirker vegetasjonen, og dette beite er en nødvendighet for at visse deler av det biologiske mangfoldet, som har sin naturlige tilhørighet i kulturlandskapet, skal kunne opprettholdes. Hvorvidt beitetrykket skal regnes som positivt eller negativt for det biologiske mangfoldet, eller som et inngrep eller ikke, kan imidlertid være avhengig av hvor stort beitetrykk disse dyra representerer og hvilken taxonomisk gruppe vi undersøker. Husdyr på utmarkbeite bidrar til å holde områdene mer åpne, de endrer artsammensetningen i plantesamfunnet og de kan bedre næringskvaliteten på vegetasjonsdekket. Dette vil igjen bidra til at det blir flere smånagere, flere insekter, tettere fugle- og småviltbestander innen de beitearealene (Prop mfl 1998, Warren 1998). Setertradisjonen i utmarka har derfor til tider uten tvil bidratt til å øke det biologiske mangfoldet her. Blir imidlertid beitepresset blir for sterkt, vil dette føre til tap av flere beitesvake planter, deriblant blåbærlyng (Welch 1998) og mange truede plantearter (Ann Norderhaug pers medd), og overgang til en grasdominert vegetasjon som består av arter som i liten grad utnyttes av husdyra (Hartly 1997), som f.eks. finnskjegg *Nardus stricta* (Bergmann 1997). Dette gir dårligere næringsforhold for herbivore dyr, inklusive for husdyra selv. Plantene kan dessuten svare på for sterkt beitetrykk med å produsere ulike antibeiteresponser (Nedkvitne mfl 1995:100, Hester 1996). Blant annet antibeitestoffer som blokkere for næringsopptaket hos dyr med enklere fordøyelsessystem enn drøvtyggere, noe som kan føre til at de får lavere reproduksjon og høyere dødelighet (Baines mfl 1995, Baines 1996, Seldal mfl 1994). Blåbærlyngen blir dessuten dårligere som beiteplante ved for mye lys (Hjeljord 1993). I områder med for sterkt beitepress får vi derfor færre insekter, smånagere og fugl (Seldal 1998), noe som i neste omgang også rammer rovviltartene på toppen av næringskjeden (se også Fleischner 1994). Ut fra dette kan det derfor argumenteres med at f.eks. også det gamle seterlandskapet til tider burde vært definert som "inngrepsnært", som under den mest intensive bruken midt på 1800-tallet. Det samme kan innvendes for visse fjellområdene som i dag har et høyt beitetrykk av sau og tamrein. Spesielt alvorlig er situasjonen

på Finnmarksvidda der overbeite av tamrein representerer at akutt miljøproblem (Evans 1996, Loeffler 2000).

I INON-sammenheng synes reindrifta helt å bli ignorert, selv om det ikke bare er effektene av beitetrykket som her kan være aktuelle inngrepselementer. Næringa benytter seg i dag av motorisert ferdsel i utmarka både på sommer- og vinterføre, det er snakk om oppsetting av gjetterhytter, anlegg og gjerder. Disse inngrepene står i nokså sterk kontrast til den historiske bruken som Sverre Fjellheim beskriver i sitt forord til rapporten om samiske kulturminner innen de foreslåtte verneområdene i trønderske sørsamiske bruksområder (Fjellheim 1998:5): "Disse planene omfatter store og sentrale samiske områder. I samisk historisk perspektiv er disse områdene verken "villmark" eller urørte naturområder. Dette kulturlandskapet har samer bebodd og brukt i århundrer. I lange historiske epoker har samene i alt vesentlig vært alene om bruk av de områdene som det nå utarbeides verneplaner for. Samene kan vise til kontinuitet i bruk av dette landskapet fra fangstsamfunn via reindriftnomadisme fram til dagens reindrift. Næringsstilpassing, livsform og materialebruk gjør at sporene etter denne virksomheten i dag er svake, ja i stor grad usynlige." Kulturminnene vi måtte finne igjen fra denne tidligere virksomheten, i form av gamle fangstanlegg og ledegjerder, offerplasser og hellige fjell, kan vel neppe karakteriseres som tyngre inngrep, slik at disse nok lett kan bortdefineres som inngrep i forhold til INON; men større problemer oppstår når INON også ignorerer de tidligere påpekte påvirkningne fra dagens ekstensive og sterkt motoriserte reindrift. Reingjerdene vil dessuten fungere minst like effektivt som viltbarrierer som inngrepsdefinerte vannkraftmagasiner og infrastruktur, og de kan representere en stor kollisjonsrisiko, spesielt for hønsefugler (jf Bevanger & Brøseth 2000). Dessuten kan de medføre alvorlige tråkkskader på markvegetasjon, med tap av beiteressurser og jorderosjon som konsekvens (Loeffler 2000).

Likevel er det interessant å merke seg at det i alle fall er en tilsynelatende alliansen mellom verneinteressene og de samiske interessene i disse områdene. For som Prestbakmo (1998) påpeker, uten vern må en forvente at dagens utvikling når det gjelder press på utmarka bare vil fortsette (jf f eks Skjeggedal mfl 2001), og all erfaring tilsier at Naturvernloven gir sterkere vern mot inngrep og aktiviteter som kan skade reindrifta enn noe annet lovverk.

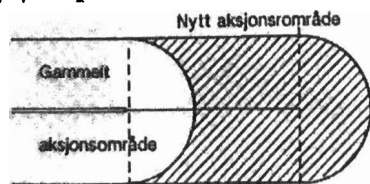
Kraftlinjer med spenning på 33 kV eller mer blir definert som et inngrep i INON-sammenheng. For fugl er det blitt fokusert på faren for at de skal kollisjonere med eller kortslutte dette kraftlinjenettet (Bevanger & Thingstad 1988, Bevanger 1994,1998). Spesielt utsatte fuglegrupper hos oss er svaner, dagrovfugler, hønsefugler, trane og ugler. Imidlertid blir ikke det lokale 22 kV linjenettet definert som et inngrep, og i forhold til kollisjonsrisikoen kan dette nettet være vel så farlig som de mer synlige høyspentlinjene (Bevanger & Thingstad 1988).

En skogsbilvei blir som tidligere nevnt definert som et "tyngre teknisk inngrep" i forhold til INON. De bidrar til å forandre landskapets struktur og funksjon og letter tilgangen for ulike menneskelige aktiviteter (Saunders mfl 2002). Selv om trafikken på skogsbilveiene ikke skulle være spesielt stor, og at de heller ikke bidrar direkte til større beslag av skogareal, så bidrar de til en ytterligere fragmenteringen av skoglandskapet (McGarigal mfl 2001). Dette innebærer blant annet at de reduserer størrelsen av sammenhengende gammelskogsarealer, de gir nye kanteffekter, og de gjennomlufte skogen og endrer lokalklimaet. En skogsbilvei er dessuten ofte premisen for at store skogarealer blir avvirket. På lik linje med andre veier "fortjener" de derfor å bli definert som et inngrep; ikke minst ettersom de bidrar de til å fange opp deler av den etterlyste effekten av alle de flatehogstene vi vanligvis finner i tilknytning til disse veiene. Dessuten åpner de opp for et økt ferdselpress inn i nye områder, gjerne da innenforliggende

fjelltrakter, ved at de letter tilgangen til nye "dagsturområder" i friluftssammenheng og utvider aksjonsradiusen til jegere i utmarka (se Boks 1). Et studie fra hjortejakta i USA viser at mesteparten av jaktaktiviten her var forutbestemt på grunnlag av nærværet av veier (Lyon & Burchman 1998; se også om jaktpresset ut fra hytter nedenfor). For mange hjorteviltarter er det vist at lettere tilgang til jaktområdene har hatt negativt påvirkning på tetthetene av disse bestandene (Fraser & Sweetapple 1992, Rempel mfl 1997). At jakthytter inne i fjellet påvirker jaktrykket på rypene er også godt dokumentert (Brøseth & Pedersen 2000). Jegeraktiviten i løpet av 50 jaktdøgn ut fra en slik hytte ble studert ved at en monterte GPS ("global positioning system") på jegerne. Selv om topografiske forhold og fordelingen av habitattypene modifiserte aktivitesmønstret til jegerne, viste peilingene at 82 % av jaktrykket skjedde innenfor en radius på 2,5 km fra hytta, og at jaktrykket ble redusert med økende avstand fra hytta. Jaktrykket forutsa også godt rypenes overlevelsesjansje. Det kan derfor diskuteres om ikke jakthytter bør inkluderes som en inngrep, i alle fall dersom en tar hensyn til jaktas påvirkning på økosystemet rundt. Rypa er på mange måter en nøkkelart i dette systemet, ikke minst som matkilde for flere rødlistete rovdyrarter.

Utenom jakthyttene finnes diverse turisthytter og andre hytter innenfor de "inngrepsfrie" arealene, og da spesielt i fjellstrøkene våre. Den senere tids utbygging av moderne hyttefeltkomplekser med fullt utbygd infrastruktur har da også skapt debatt. I bevaringsøkologisk sammenheng er det i Norge spesielt blitt satt fokus på faren for ytterligere fragmentering av våre siste sammenhengende villreinområder (Skogland 1994, Jordhøy 2001). Reinen har et sesongmessig næringstrekk, der vanligvis de østligste arealene har de beste vinterbeitene mens fjelltraktene lenger vest er mer attraktive som sommerbeite (f eks på Hardangervidda og Nordfjella). Vinterbeitearealene med sine lavmatter i øst forekommer gjerne i tilknytning til fjell-"tanger" som strekker seg inn mot lavereliggende fjelldaler. Dersom det bygges hyttekonsentrasjoner med helårsveier inn til disse tangene, kan dette føre til uforholdsmessige store reduksjoner i områdets bæreevne for villreinen, ettersom dyrene blir presset bort fra sine viktige vinterbeitearealer (Jordhøy & Strand 1999). Villreinenes fluktavstand fra mennesker til fots varierer fra stamme til stamme, der Rondane Nord/Snøhetta Vest er en av de stammene som lettest tar til flukt (med en "sikkerhetsavstand" på 250 til 350 meter om sommeren og høsten, og ytterligere en ¼ km om vinteren), og når dyrene først har startet opp legger de langt av gårde i dette området (Reimers mfl 2000). Forstyrrelsesmomentet fra faste installasjonene som hyttefelt, veier og kraftlinjer er også spesielt undersøkt for villreinen sitt vedkommende (Jordhøy mfl 2000, Vistnes & Nellemann 2000). Generelt unngår villreinen, og da spesielt simler og kalver, "nærkontakt" (dvs sonen mellom 0 og 1 km), mens bukker og ettåringer er mer tolerante, overfor slike installasjoner. Det er derfor ikke spesielt overraskende at det er avdekket at økt menneskelig aktivitet kan føre til at villreinen helt eller delvis kan rømme fra tidligere benyttede områder, eller at den får redusert sin beiteutnyttelse, får økt sitt energiforbruk, redusert reproduksjonssuksessen, redusert ammingen og økt risiko for kalvedød (Klein 1971, Harrington 1996, Baskin & Skogland 1997, Blehr 1997, Jordhøy mfl 2000, Nellemann mfl 2001, Vistnes & Nellemann 2001). Også andre arter, deriblant fjellrev (Strand 1997) og mange dagrovfugler, ugler og våtmarktilknyttede fuglearter er sårbare for forstyrrelse, og da spesielt i forplatingstiden (Fremming 1980, 1983, Haga 1980, Carmelo & Paz 1993, Carney & Syde-man 1999, Krüger 2002). Generelt synes viltarter knyttet til åpne habitater å være mindre tolerante overfor forstyrrelse enn de som lever i mer "lukkete" landskap, - en villrein som blir skremt løper langt, mens en elg stikker seg sakte bort i skogen.

I: $v > r$

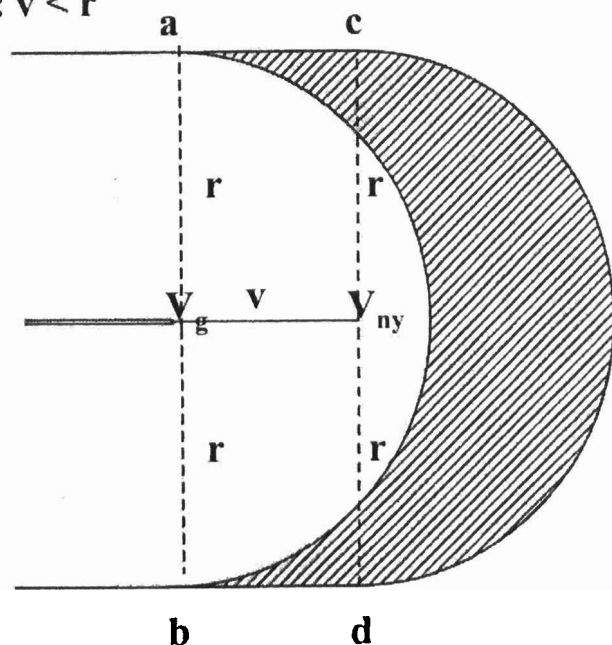


v = lengde ny vei
 r = aksjonsradius

— Eksisterende vei

— Ny anleggsvei

II: $v < r$



Boks 1. En ny vei inn i et tidligere "urørt" område åpner opp nytt letttilgjengelig terreng (skravert areal). Arealet (A) av dette nye tilgjengelige terrenget er avhengig av to parametre:

- lengden av den nye veien, v
- "aksjonsradiusen", r , til de som måtte bevege seg ut i terrenget fra denne veien

For tilfelle I, der $v > r$, ser vi lett at nytt "aksjonsområde" (A) blir det samme som arealet innenfor rektanglet fra enden av den gamle veien og ut til enden av den nye, der vi når avstanden r ut fra hver side av veien, dvs $A = 2rv$. Dette ser vi lettest ved å flytte den ytre skraverte halvsirkelen, som representerer nytt tilgjengelig areal, inn i den gamle hvite, som vi nådde allerede fra den gamle veien. Er f.eks $v = 5$ km og $r = 2$ km, så åpner veien opp 20 km^2 med nytt terreng.

For tilfelle II, der $v < r$, blir også $A = 2rv$. Dette ser vi ved først å betrakte alt tilgjengelig areal ut fra enden av den gamle veien (V_g) og framover i terrenget. Dette arealet blir rektanglet $abcd$ med sidekanter $2r$ og v og halvsirkelen med radius r utenfor enden av ny vei (V_{ny}). Men nå har vi tatt med også deler av det gamle aksjonsområdet, dvs den hvite halvsirkelen med radius r utenfor V_g . Derfor blir nytt tilgjengelig areal $A: 2rv + \frac{1}{2} \pi r^2 - \frac{1}{2} \pi r^2 = 2rv$.

En dagstur på 7 km ut fra veien vil være nokså normalt. Under denne forutsetningen vil en nye veibit på 5 km åpne 70 nye km^2 for økt ferdsel. Dette innebærer at betydelige arealer kan bli åpnet opp selv med relativt korte nye veier inn i tidligere "urørt" terreng, selv under forutsetning av relativt normale aksjonsradiuser. I INON-sammenheng er "villmarkspregete områder" gitt med en r -verdi på > 5 km, noe som innebærer at med en aksjonsradius på 7 km så vil en tildels bevege seg innenfor arealer tilhørende "villmark"-kategorien på selv slike dagsturer.

6 BETYDNING AV VILLMARKSPREGETE OMRÅDER

Før vi går inn på de naturfaglige drøftingene gjengis noen antroposentriske argumenter for at det er viktig å bevare "urørt" natur:

- Som inntektskilde knyttet til økoturisme
- Rekreasjon, - bevarelse av vår egen mentale og fysiske helse
- Kilde for kunst og kultur, - den "utemmete naturen" har stått sterkt opp gjennom tiden i alle kulturer (Cobb 1989, Lovelock 1989, Bratton 1997)
- For å sikre oss mot tap av uoppdaget "nyttig" genetisk materiale (Ehrlich 1989, Botkin & Keller 1998:229-231)

Eller som Daniel H. Janzen, som har fått mange internasjonale utmerkelser for sitt økologiske arbeid i grensesnittet mellom samfunn og bevaringsbiologi, uttrykker sitt motto for bevarelse av villmarka og dens biodiversitet: "know it, use it, save it, - reversal of the classical save it, know it, use it" (Janzen 2003); eller også "..use it or lose it, ..what people use they keep". Utfordringen i følge Janzen består i å få "humanity to welcome the nature".

Utenom disse antroposentriske, nytterelaterte aspektene blir også økosentriske eller reint etiske betraktninger omkring naturens egenverdi trukket fram som argumenter for bevaring av villmarkspregete områder (jf f eks Næss 1986, Callicott 1997), eller som Leopolds berømte regel for en god økologisk tilnærming uttrykker det: "A thing is right when it tends to preserve the integrity, stability, and beauty of the biotic community. It is wrong when it tends otherwise." (Selv om en i dag stiller spørsmål om stabiliteten av biologiske samfunn, så rårker dette ikke med fundamentet i Leopolds bevaringsfilosofi.)

Globalt ser vi at den klart alvorligste enkeltstående trusselen mot biologisk mangfold er ødeleggelse av "naturlige" habitater, med habitatendringer, fragmentering av store sammenhengende habitater til små isolerte habitatøyer. Dette har medført raske og ofte irreversible endringer av de naturgitte plante- og dyresamfunnene. Våre "wilderness"-områder representerer derfor noen av de siste stedene der vi kan studere naturlige prosesser. De er også velegnet som referanseområder ved studier av konsekvenser av ulike typer menneskelige inngrep. Sist, men ikke minst, fungerer de som uforstyrrede habitater for en rekke planter og dyr, og dermed bidrar de til å beskytte den totale biodiversiteten på jorda mot en alt for sterk utarming (jf f eks Wilson 1989, Shafer 1990, Miller 1998: 659-661).

Ettersom det norske INON-begrepet er så nært knyttet til "wilderness-tradisjonen", som først og fremst henspeler på "et sted for ville dyr", vil det i den videre naturfaglige gjennomgangen bli lagt vekt på habitatkravene til viltet, og da særlig de arealkrevende artene (rovdyr og villrein); men der det er naturlig vil også andre taxonomiske grupper bli trukket inn, spesielt da rødlistete arter (jf Direktoratet for naturforvaltning 1999). Den naturfaglige verdien av å opprettholde store "wilderness"-områder skulle være uomtvistelig. I norsk sammenheng kan konsekvensene av fragmenteringen av utmarka vår, som følge av de moderne "tyngre inngrepene", langt på vei leses direkte ut fra jaktstatistikkene (Figur 2). Sammenholder vi utviklingen av "inngrepsfrie" arealer i perioden mellom 1900 og 1998 (se også Figur 1 s. 11) med tilgjengelig norsk fangststatistikk for ulike viltarter fra midten av 1800-tallet og fram til i dag, bør det gi nokså entydige signaler på at det må være sammenhenger mellom tilgang til "inngrepsfrie" arealer og bestandsstørrelsene til mange av disse viltartene (Figur 2). Likevel er det like selvsagt at det også må ha vært mange andre faktorer som har påvirket disse viltbestandene over den aktuelle tidsperioden.

For elg og rødrev har øyensynlig forandringene i utmarka vår i løpet av siste hundre år vært fordelaktige (jf Figur 2). Ved forrige hundreårskiftet var elgbestanden på et lavmål her i landet. Dette skyldtes nok flere forhold, men stort jaktpress og høy menneskelig utnyttelse av utmarka generelt, i kombinasjon med en meget stor rovviltbestand, var nok hovedårsakene. Innføringen av bestandsskogbruket midt på 1900-tallet (noe som ga et rikt elgbeite), og like etter innføringen av en jaktstrategi som sparte de produserende kyrene, samtidig som at de store rovdyrene nå nesten var helt fraværende, medførte at elgbestanden nærmest eksploderte. I dag er elgbestanden blitt så stor at den utgjør en trussel for deler av det biologiske mangfoldet i skoglandskapet. Økologiske generalister, som rødrev, har også hatt klare fordeler av bestandsskogbrukets framvekst. På hogstflatene finner den rikelig tilgang på smånagere, noe som ga en meget sterk bestand på 1960-tallet. I følge jaktstatistikken har rødrevbestanden avtatt noe igjen (Figur 2 øverst). Dette hadde nok sammenheng med det store utbruddet av reveskabb vi fikk på slutten av 1970-tallet. Ettersom rødreveskinnene også er blitt mindre etterspurte, har vi dessuten fått færre som aktivt driver med jakt på rødrev. INON er uansett ikke egnet som et forvaltningsverktøy i forhold til økologiske generalister eller andre arter som blir begunstiget av fragmenteringen av "villmarka" vår. Men så representerer da heller ikke opprettholdelse av disse bestandene noe bevaringsbiologisk problem, snarere tvert i mot.

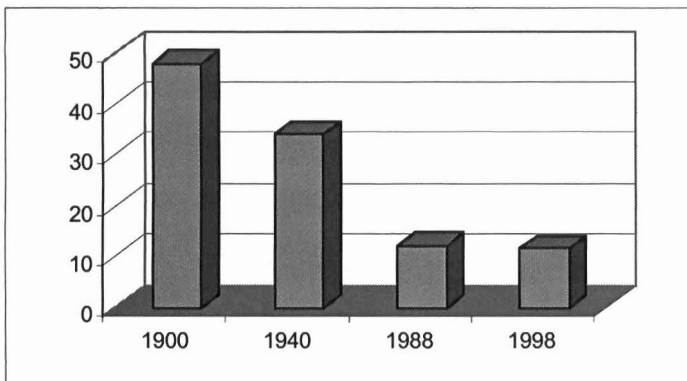
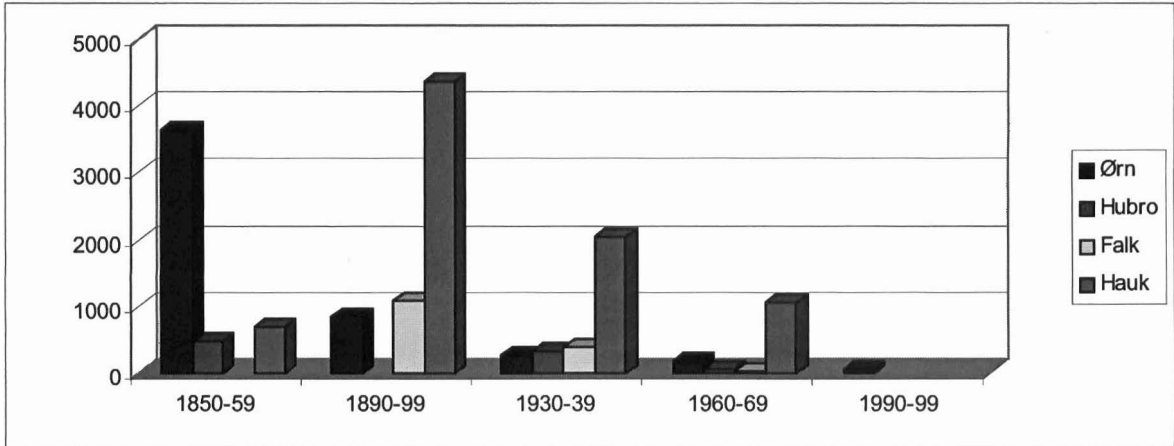
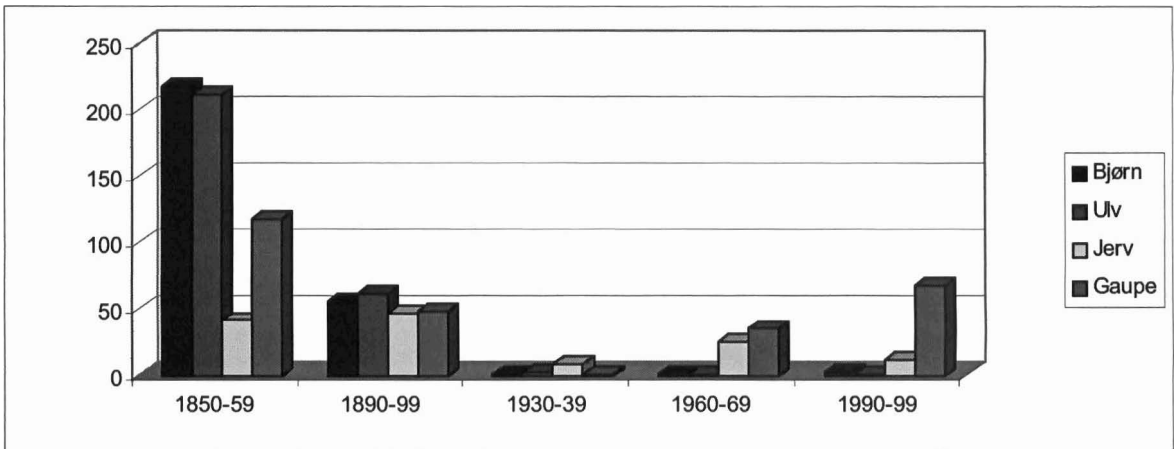
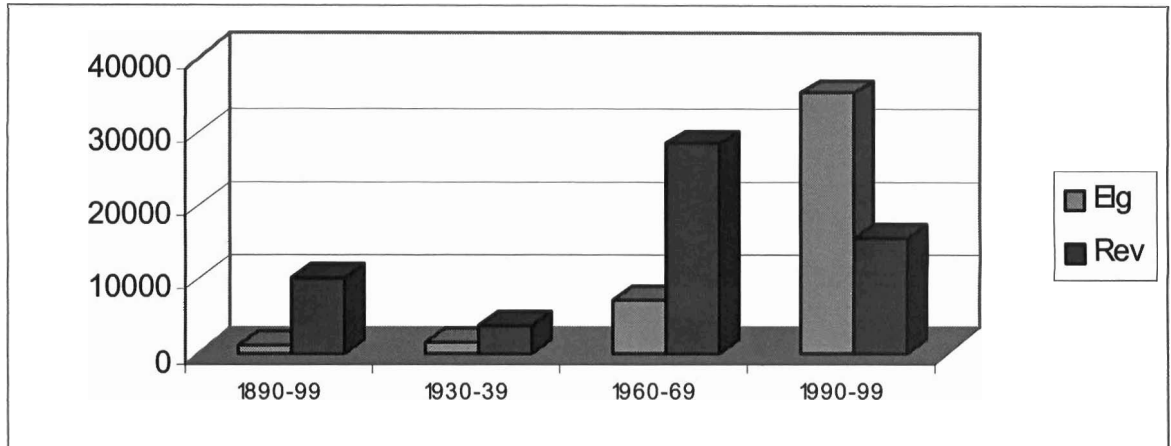
For andre arter, som vi også har lange fangstdataserier av, er situasjonen en helt annen. Deres bestandsutviklinger synes å ha være meget parallelle med utviklingen av INON (jf "de fire store" samt de fire gruppene rovfugl med andelen INON på Figur 2). Årsaksammenhengene er likevel ikke fullt så enkle, ettersom søylene angir de individene som er blitt fangstet, og denne fangststatistikken avspeiler nødvendigvis ikke utviklingen til bestandsstørrelsene til enhver tid. For eksempel var det en politisk målsetning å utrydde mest mulig rovvilt både i Norge og Sverige sist på 1800-tallet. I Norge betalte staten skuddpremier fra 1845 og fram til begynnelsen på 1930-tallet, og deretter ble det opprettholdt lokale skuddpremier helt til artsfredningene som kom på 1960 og 1970-tallet. Også etter dette er det opprettholdt kvotejakt på gaupe og lisensjakt på jerv, og debatten om avlaving av "problemindivider" av bjørn, ulv og ørn skulle være velkjent. Derfor inngår disse artene på fangststatistikken også for perioden 1990-99. Uansett om jakttrykket har vært forskjellig til ulike tider så gjenspeiler en årlig avskyning på mer enn 200 individer bjørn og ulv i perioden 1850-59, og mer enn 50 individer per år enda så seint som i perioden 1890-99, at rovviltsituasjonen var en helt annen på dette århundre. I dag er ulven klassifisert som direkte truet på vår rødliste, og selv etter en tid med oppgang i bestanden hadde vi bare totalt 62-78 ulver i Skandinavia vinteren 1998/99 (Wabakken 1999). Gaupebestanden har tilsynelatende tatt seg bra opp, noe som sees i sammenheng med rådyrets ekspansjon. Fangststatistikken avspeiler imidlertid også en hard beskatning av bestanden på 1990-tallet. I 1997 ble f eks jaktkvoten satt til 140 dyr, selv om den totale bestanden bare var estimert til 600 dyr på dette tidspunktet (Kvam 1997); - bestanden har da også blitt betydelig redusert etter dette. Fangststatistikken for rovfugl indikerer at vi også må ha hatt en ganske så stor bestand av ørn (havørn, kongeørn og fiskeørn?) midt på 1800-tallet. Her må en imidlertid anta at mange andre rovfuglarter også har sneket seg med, ettersom artskunnskapen både til de som jaktet og de som betalte ut skuddpremiene ofte var så som så på dette tidspunktet. Falker ble ikke tilkjent skuddpremie midt på 1800-tallet, og på slutten av dette hundreåret ble det ikke utbetalt skuddpremier på hubro (heller ikke på falker; - den angitte søylen for perioden 1890-99 angir antall falker per år som det ble utbetalt skuddpremier for under den påfølgende 10-års-perioden). Derimot ble det årlig utbetalt skuddpremier for omlag 4400 hønsehauker (angitt som hauk uspesifisert på Figur 2, men i følge jaktstatistikken er dette hønsehauk) og omlag tusen falker under tiårperioden 1890-99. Fra 1900 ble det også utbetalt skuddpremier på spurvehauk, men fortsatt ble det under det neste 10-året årlig avlivet 4 200 hønsehauker, noe som er på størrelsesorden med hele den nåværende norske hekkebe-

standen (Gjershaug mfl 1994). Bestandsstørrelsene til de rovfuglene som ga grunnlaget for en slik stor fangst må ha vært betydelig større enn de vi har i dag. (Dette på tross av at vi nå har hatt en lang fredningsperiode, og enkelte arter har igjen vist en oppgang.) Disse tidligere så store rovfuglbestandene må også reflektere at det har vært rikelige matressurser i form av betydelige mengder med småvilt.

De store mengdene med rovvilt som ga grunnlaget for de store tallene i fangststatistikkene fra 1800-tallet lar seg vanskelig, for ikke å si umulig, gjenskapes, - om det måtte være noen målsetning. Under dagens situasjon der INON-arealene opptre som små og tildels isolerte fragmenter i et "hav" av utmarksarealer som er påvirket av "tyngre tekniske inngrep", er det primært de økologiske generalistene som blir begunstiget (som rødrev og kråke). Vi kan derfor ikke forvente å få tilbake de store bestandene vi hadde på 1800-tallet og først på 1900-tallet av mange av våre mer spesialiserte "villmarksarter", deriblant mange av småviltartene som representerte næringsgrunnlaget for de store rovviltbestandene på dette tidspunktet. Situasjonen er likevel ikke verre enn at f eks de fleste av våre rovviltarter fortsatt vil kunne eksistere med livskraftige bestandsstørrelser også under dagens forhold i utmarka vår, forutsatt at de for øvrig blir forvaltet på en "bærekraftig" måte. På slutten av 1960-tallet ble for eksempel de norske rovfuglene fredet. Likevel felles det fortsatt en del "skadeørn" (jf Figur 2).

Nødvendigheten av å opprettholde store "inntakte" habitater for å kunne bevare mange viltpopulasjoner har naturlig nok blitt et gjennomgangstema i moderne vilt-forskning og forvaltning. I bevaringsbiologisk forskning benytter en ofte termen minste levedyktig populasjonsstørrelse (MVP = "minimum viable population"). MVP for en gitt art i et gitt habitat er den minste isolerte populasjonen som har en gitt sjans (vanligvis minst 90 %) for å overleve over et gitt tidsrom (f eks 1000 år) når en tar hensyn til forutsigelige effekter av demografisk, miljømessig eller genetiske tilfeldighet og naturlige katastrofer. For å oppnå en slik målsetning sier deg seg selv at en trenger store populasjonsstørrelser; men hvor stor de må være vil variere alt etter hvilken taxonomiske gruppe eller art en betrakter. For fugl har en funnet at omkring 1000 individer synes å være tilstrekkelig for arter som har en "normal" variasjon i sin populasjonsstørrelse, mens for insektpopulasjoner må en opp i minst 10 ganger så mange individer (Thomas 1990). For mer arealkrevende arter kan slike populasjonsstørrelser bare bli opprettholdt innenfor store arealer, noe som f eks gjelder for de store rovpattedyrene. Tar en imidlertid ikke hensyn til de parametrene som inngår i MVP-analysene vil det ofte gå galt for arealkrevende arter, slik som de store rovdyra. I India har f eks løva blitt en sterkt truet art. I 1957 forsøkte de å reintrodusere den innenfor et 95 km² stort vernet område, der den var blitt elimenert ved jakt og endret arealbruk. En hann og ei hunn ble sluppet ut her, og fram til 1965 syntes dette eksperimentet å være vellykket ettersom det da ble påvist 11 løver her; men like etter forsvant alle dyrene for aldri mer å bli sett. Hva skjedde? En hanne av den indiske løven har et territorium på 130 km², og innenfor dette lever også hunnene og ungene. En løvepopulasjon som skal overleve over tid må bestå av mange slike territorier, så et tilstrekkelig stort areal for en løvepopulasjon må minst være 640-1300 km²; noe som viser at uansett hva som forårsaket at disse løvene forsvant, så var det avsatte vernearealet alt for lite (Botkin & Keller 1998:248).

For at arealkravene ikke skal bli helt urealistiske må en i praksis likevel ofte operere med en mindre "sikker" tidsperiode enn 1000 år i slike MVP-analyser. F eks beregnet Suchy mfl (1985) at MVP for grizzly-bjørnene i Yellowstone-systemet (som er langt større enn bare selve nasjonalparken) var 125, da under den forutsetningen at denne populasjonen skulle ha en 95 % sjans til å overleve over 100 år. Også enkelte rovfugler og ugler er arealkrevende, noe som kontroversene omkring den truede flekkugla (*Strix occidentalis caurina*) i barskogene på vest-



Figur 2. Over: Gjennomsnittlig antall skutte/fangstete individer per år i ulike tiårsperioder av elg og rev (rødrev) i fire perioder fra 1890 og fram til 1999, samt av "de fire store" og for fire grupper rovfugl i fem perioder siden 1850 og fram til i dag (1999). (Statistisk sentralbyrå 1978, 1993, 1996, 1999, 2001). Til venstre: Gjenværende "ingrepsfrie" arealer (i % av totalt landareal) i Norge på ulike tidspunkter (www.dirnat.no/INON/)

kysten av USA tydelig illustrerer. Flekkugla finnes knyttet til store sammenhengende arealer med gammel barskog (> 200 år), og kan bare overleve i større regioner der minst 21 % av arealet består av egnet habitat (Lande 1988). Under dagens forhold har en kommet fram til at dersom en skal ha 95 % sikkerhet for at flekkugla fortsatt skal eksistere innenfor sitt nåværende utbredelsesområde de neste 100 årene, må det opprettes et nettverk av gammelskogblokker som hver er i stand til å underholde minst 20 par (Meffe mfl 1997:432-441). Når en så legger til at "home range" for et par flekkugle kan variere alt fra 3 km² (740 acres) der det er helt optimale habitatene med gammel barskog til 33,5 km² (8300 acres) i skogsterreng med mange hogstinngrep (lavkvalitative, "sink" habitater) (Salwasser 1986), tilsier dette at betydelige skogarealer må forvaltes "uglevennlig" innen hver slik blokk. Tilstedeværelse av ulike predatorer som kan beite på de herbivore artene lengre nede i næringskjeden kan dessuten være nøkkelen til at skogen som økosystem skal bestå over tid (Terborgh mfl 2001), dermed vil "ofrene" for å berge topp-predatorene gi langt større positive effekter enn "bare" å bevare disse karismatiske artene.

Ifølge den landskapsøkologiske tilnærmingen er andelen av gjenværende attraktive vilthabitater (fragmentene), deres størrelse og innbyrdes avstand viktige egenskaper i forhold til om et landskap skal kunne opprettholde sin "naturlig" biodiversitet eller ikke (Andrén 1994). F eks vil mange fuglearter som har skog som sitt primære habitat bli skadelidende dersom de gjenværende skogfragmentene blir for små (Andrén 1997, Beier mfl 2002, Groom & Grubb 2002). Likevel synes forekomsten av mange fugler og pattedyr i skog å være best korrelert med egenskaper på landskapsnivå (% av gammel skog i landskapet og isolasjonsgraden av fragmentene), i motsetning til mange planter og sommerfugler der deres forekomst er mer direkte korrelert med størrelsen av de gjenværende skogfragmentene (Bailey mfl 2002). Et skoglandskap der en har en naturlig skogdynamikk og mosikk skapt av brann og/eller stormfelling har en helt annen sammensetning, alder og struktur enn det homogene skoglandskapet skapt av menneskelige inngrep (produksjonsskogen). Den nåværende sterke overvekten av produksjonsskog i det boreale fennoskandiske skoglandskapet har ført til store negative konsekvenser for det artsinventaret som naturlig hører heime her, og følgelig har mange arter nå kommet opp i en situasjon der de er truet med utryddelse (Esseen mfl 1997). INON vil være av begrenset verdi i forhold til å kunne redusere fragmenteringen av skoglandskapet, ettersom mesteparten av flatehogsten skjer i relativt nær tilknytning til det store skogsbilnettet, og følgelig utføres disse hogstinngrepene innenfor arealer som allerede er definerte som inngrepsnære i INON-sammenheng.

De arealene som oppfyller kravene til INON vil dessuten ofte egne seg som økologiske referanseområder, dvs at de kan representere "uforstyrrete" kontrollområder der de naturlige prosessene foregår med minst mulig påvirkning fra antropogene forstyrrelser (men se Uotila mfl 2002). Slike referanseområder er spesielt viktige i studier der en undersøker effektene av ulike typer inngrep eller der en prøver å gjenskape habitater med et "naturlig" artsmangfold (Niemela 1999, Kitching mfl 2000, Kuuluvainen 2002). Mange land er i dag i en situasjon der de mangler gode "naturlige" referanseområder uten særlig påvirkning fra menneskelig aktivitet (Newton mfl 2001). Bevarelse av våre "inngrepsfrie områder" kan derfor også være viktig for å opprettholde egnete referanseområder sett i et internasjonalt perspektivt.

Disse eksemplene gir oss et fundament for at påstanden om at "wilderness" (les: "et sted for ville dyr"), og følgelig "inngrepsfrie områder", er viktige i forhold til å bevare vitale deler av det biologiske mangfoldet. I hvor sterk grad arealene må være helt "inngrepsfrie" eller fullstendig "villmark" for å fungere som habitater for de involverte artene vil imidlertid være artsavhengig; men for alle arter som ikke er rene generalister vil visse mer spesifikke habitat-

egenskaper måtte være oppfylt for at de skal finne seg til rette. I tillegg må vi også huske på arts mangfoldet som er knyttet til kulturlandskapet og de tradisjonelle driftsformer her. I dette "rørte" landskapet finnes det mange seminaturlige vegetasjonstyper, og arter knyttet til disse, som er i sterk tilbakegang både nasjonalt og internasjonalt (Ihse & Norderhaug 1995).

INON-begrepet er mest aktuelt for fjell og fjellnære landskap, og følgelig blir det primært fokusert på disse naturtypene i denne utredningen. Sammen med kysten vår kan en vel også med en viss rett påstå at det er nettopp disse naturtypene som Norge har et spesielt internasjonalt ansvar for å vareta. I hvor stor grad de "villmark"-assosierte artene får sine habitatpreferanser oppfylt innenfor våre "inngrepsfrie områder" må derfor stå helt sentralt når en skal evaluere bruken av INON som en egnet redskap for naturforvaltningen. Først skal vi imidlertid se litt på fordelingen av vegetasjonstypene og deres status i Norge generelt og innenfor INON spesielt.

7 INON OG VEGETASJON; - REPRESENTATIVITET OG TRUETHET

Vegetasjonsfordelingen i Norge viser klare soneinndelinger fra nord til sør og fra vest til øst. Dette henger sammen med de ulike plantene sitt klimakrav, og da spesielt variasjon i varmemengde i vekstsesongen. Vårt langstrakte land strekker seg gjennom 3 hovedsoner, fra den arktiske/alpine sonen i nord (og i høyfjellet i sør), via den boreale og ned til den nemorale (sommergrønn løvskog) i sør (Moen 1998b). Av Norges samlede areal på vel 320 tusen km² utgjør vegetasjonssonen alpint omlag 32 %, nordborealt 28 %, mellomborealt 20 %, sørborealt 12 %, boreonemoralt 7 % og nemoralt < 1 % (Asbjørn Moen pers medd, se også Kart 70 i Moen 1998b). Innen disse sonene finner vi et varierende antall med truede vegetasjonstyper (Fremstad & Moen 2001). Vi skal spesielt gå litt nærmere inn på et par vegetasjonstyper som kan illustrere problematikken omkring i hvor stor grad INON kan være et aktuelt bidrag til å vareta truede vegetasjonstyper. Skog består i følge Fremstad (1997) av 24 vegetasjonstyper; disse har igjen et ulikt antall undergrupper (utforminger). Noen av disse skogvegetasjonstypene er truede som helhet, mens det innen andre kun er en eller flere undergrupper (utforminger) som er truede. Dersom det innen en vegetasjonstype finnes 5 utforminger, og 2 av disse er vurdert som truede, medfører dette at andelen truet for denne aktuelle vegetasjonstypen blir 2/5; for hele vegetasjonstyper som er truet blir andelen naturligvis angitt som 1. Videre angis i Tabell 1 andelen i forhold til hvilken vegetasjonssone den aktuelle vegetasjonstypen/utformingen tilhører. De 14 vegetasjonstypene som er knyttet til kulturbetinget engvegetasjon er enklere å forholde seg til, for her er alle truet på vegetasjonstype-nivå (Tabell 1).

Fjellvegetasjonen består av 25 vegetasjonstyper; 8 tilknyttet rabbene, 7 lesidene og 10 snøleiene (Fremstad 1997); bare én av disse (4 %) blir vurdert som truet (Fremstad & Moen 2001). - I fjellet finnes imidlertid også andre vegetasjonstyper, blant annet i tilknytning til myr og kilder. Blant disse inngår flere truede typer, der spesielt "ekstremrik i høyereliggende områder" lokalt kan dekke relativt store arealer i fjellet (jf Fremstad & Moen 2001). - I kontrast til de lave antallet truede typer innen fjellvegetasjonen er 44 % av de 24 vegetasjonstypene knyttet til skog vurdert som truet, og hele 71 % av de 14 typene i tilknytning til kulturbetinget eng (jf Tabell 1). For øvrig framkommer det en nokså øyenfallende trend for vegetasjonskategorien skog i retning av at det er en økende andel med truede typer dess mer "sørlig" de aktuelle vegetasjonssonene blir; de nordboreale og mellomboreale sonene har mellom 15 og 19 % truede skogtyper, mens hele 50 % av de knyttet til nemoral sone er truet (Tabell 1). For vege-

tasjonstypene som finnes innenfor de kulturbetingete engene er situasjonen enda mer kritisk ettersom det her er en nokså lik, og høy andel (varierende fra 50 til 67 %) med truede typer innen alle de 6 aktuelle vegetasjonssonene. Det er også mulig å sette opp en tilsvarende oversikt for våre øvrige sju aktuelle vegetasjonskategoriene, men avvik i angivelsene av vegetasjonstypene og utforminger i Fremstad (1997) og Fremstad & Moen (2001) gjør at disse sammenstillingene ikke like lett lar seg produsere. Gjennomgående ser en imidlertid av Fremstad & Moen (2001) at det er en klar overrepresentasjon av truede vegetasjonstyper innen de "sørlige" vegetasjonssonene, med et visst unntak for de kulturbetingete; samtidig dekker altså den alpine sonen omlag 32 % av landarealet og den nordboreale 28 %, mens den boreonemorale bare utgjør 7 % og den nemorale mindre enn 1 %.

Ifølge Direktoratet for naturforvaltning (www.dirnat.no/INON) er omlag 11,7 % av Norges landarealet "villmarkspreget" (dvs > 5 km fra INON-definerte inngrepskategorier) i 1998; i Nord-Trøndelag er 12,9 % av arealet "villmarkpreget" (Kveli 2002). Vi mangler en nasjonal oversikt over hvor godt representert de ulike vegetasjonssonene er innenfor de aktuelle INON-kategoriene, men en slik finnes for Nord-Trøndelag (Kveli 2002). Selv om fordelingen av vegetasjonssonene i Nord-Trøndelag ikke er like representativt som andelen "villmark" (jf Tabell 2 og de nasjonale overslagene ovenfor), skulle likevel Nord-Trøndelag være ett av de fylkene som best skulle kunne representere landsgjennomsnittet også her. Det er riktignok en mindre andel alpine arealer i Nord-Trøndelag enn i landet som helhet, det er noe mer nordboreale og mellomboreale arealer; nærmest lik fordeling av sørboreale arealer, mens borenemoralen er dårlig representert og nemoralen er helt fraværende. Det må imidlertid presiseres at både tallene i Tabell 2 og de nasjonale anslagene er beheftiget med usikkerheter, for kartframstillinger av fordelingen av vegetasjonssonene representerer grove forenklinger, blant som følge av begrensinger i presisjonsnivået der det er store høydenivåforskjeller over korte avstander (Asbjørn Moen pers medd)². Disse unøyaktighetene rårker imidlertid ikke ved de mer overordnede sammenligningene som er aktuelle her.

De nordtrønderske utmarksarealene som oppfyller kravet for å være "villmarkspreget" er i følge INON sterkt overrepresenterte innen den alpin vegetasjonssonen (utgjør nærmere 2/3 her mot bare 20 % i fylket som helhet); innen den nordboreale sonen er "villmarka" representert med en andel som er mer i samsvar med situasjonen for Nord-Trøndelag og for landet som helhet (33% i forhold til henholdsvis 39 og 28 %). Innen de øvrige vegetasjonssonene er "villmarka" nærmest fraværende (Tabell 2). Skal en i INON sammenheng fange inn vesentlige bidrag av arealet innenfor den mellomboreale sonen må en fokusere på forvaltningen innenfor INON sone 2, dvs. de arealene som ligger 1-3 km fra inngrep. Innen denne sone 2 finnes det fortsatt også *litt* sørborealt areal i Nord-Trøndelag (Tabell 2). Dersom vi antar at Nord-Trøndelag er rimelig representativ for situasjonen i som helhet, noe som sikkert ikke er så langt fra sannheten, finner vi at de "villmarkpregete" arealene bare kan forventes å fange opp truede vegetasjonstyper som finnes i tilknytning til alpin og nordboreal sone. Som eksemplet med fordelingen av vegetasjonskategoriene innen skog i Tabell 1 viser, tilsier dette at kun et mindretall av de truede typene i det hele tatt *kan* forekomme innenfor INON (2 ¼ av vel 10 ½ truede skogtyper), og innenfor den alpine vegetasjonskategorien finnes det kun én truet type. Dersom en gjør en tilsvarende analyse av i hvor stor grad INON kan fange opp et representativt utvalg av våre vegetasjonsseksjoner, dvs. den geografiske variasjonen mellom kyst

² I bakgrunns materialet til fordelingen av vegetasjonssoner (kart 70 s. 94-95 i Moen 1998b) framkommer det noen avvikende relative fordelinger i forhold til de oppgitte verdiene i Tabell 2 (som baserer seg på anslag gitt av Kveli 2002) når det gjelder de 5 aktuelle vegetasjonssonene som finnes i Nord-Trøndelag. Størst var avviket for alpint der det i følge kartgrunnlaget til Moen (1998b) bare skal være vel 16 % dekning i dette fylket, mens det i Tabell 2 blir angitt 20 %.

og innland som hovedsakelig er styrt av nedbør og vintertemperatur (jf kart 88 i Moen 1998b), finner en innen INON en tilsvarende dårlig representasjon av de mest oseaniske seksjonene.

Ut fra dette er det naturlig å spørre seg om INON i det hele er en egnet redskap til å fange opp truede vegetasjonstyper? Disse truede vegetasjonstyper representerer habitatene for spesifikke deler av det biologiske mangfoldet som vi i følge internasjonale avtaler har forpliktet oss til å forvalte på en "bærekraftig måte". Svaret her må bli negativt, ettersom vi selv innen INON sone 2 (som omfatter terrenget som ligger fra 1 til 3 km fra nærmeste tekniske inngrep) fortsatt finner dårlig representert de mer "sørlige" sonene, selv om noe areal fra den mellombo-reale sonen nå blir inkludert. Spesielt de kulturbetingete vegetasjonstypene, som tilhører en av de mest truede vegetasjonskategoriene, vil i liten grad kunne forvaltes innenfor en INON-strategi, ettersom det ofte er nettopp fraværet av "inngrep" (opphør av husdyr på beite og utmarksslåtter) som er trusselbilde for disse. Mange er riktignok også truet på grunn av nye driftsformer i jordbruket, som gjødsling, sprøyning, oppløying m m, men disse inngrepene skjer alle utenom INON og vil følgelig ikke bli diskutert nærmere her. I utmarka, også innenfor arealer som er definerte som INON, finner vi imidlertid også en del kulturbetingete vegetasjonstyper som er truet. Sett i lys av den historiske bruken av norsk utmark er ikke dette spesielt overraskende, for på siste halvdel av 1800-tallet var utmarksarealene mange steder nærmest totalt utnyttet. Skog var mangelvare og i mange seterområder ble skoggrensa presset så langt ned at setrene måtte flyttes. I løpet av 1900-tallet ble bruken av utmarka gradvis redusert, og mange seminaturlige engsamfunn holder nå på å gro igjen med en naturlig vegetasjon (Fremstad & Moen 2001). I INON-sammenheng skulle denne utviklingen være uproblematisk og direkte ønskelig, for denne reduksjonen av inngrep i utmarka medfører at mange arealer som i en tidsperiode ikke kunne sies å være "inngrepsfrie" nå gjennomgår en prosess mot en stadig mer naturlig tilstand. Få om noen ønsker seg vel tilbake til de økonomiske og sosiale tilstandene som framtvang den intensive bruken av utmarka under siste halvdel på 1800-tallet? Imidlertid fører den pågående raske omformingen av tidligere kulturpåvirkete arealer til en del bevaringsbiologiske og kulturhistoriske utfordringer (jf situasjonen på Sølendet som er omtalt tidligere). Skal vi bevare en del av sporene fra tidligere kulturbruk av utmarka må en snarest utarbeide en egen verneplan for kulturmarka. Her bør en legge opp til en aktiv skjøtsel av visse objekter, slik at en kan sikre det biologiske mangfoldet som er avhengig av antropogen påvirkning, og så får de naturlige prosessene i størst mulig grad styre utviklingen ellers i utmarka.

Til slutt bør en spørre seg om det ikke er like riktig å snu det innledende spørsmålet på hodet: Indikerer ikke den beskjedne andelen av truede vegetasjonstyper innen de vegetasjonssonene vi finner rikelig representert i INON (og nasjonalparkene våre) at det nettopp er fraværet av tyngre tekniske inngrep her som har bidratt til å vareta disse vegetasjonstypene? F eks er kun én av 25 alpine vegetasjonsstyper klassifisert som truet. For arealkrevende fugl- og pattedyrarter er imidlertid ikke situasjonen like uproblematisk selv for arter med habitattilhørighet innenfor de mest upåvirkete vegetasjonssonene våre. Dette vil det bli fokusert nærmere på i neste kapittel. Forvaltningsutfordringene i forhold til å vareta det biologiske mangfoldet viser seg derfor å være store nok selv innen INON.

Tabell 1. Antall vegetasjonskategorier innen skog og kulturbetinget eng (fra Fremstad 1997) og antall truede vegetasjonstyper/utforminger (fra Fremstad & Moen 2001) innen de to samme kategoriene fordelt på de 6 aktuelle norske vegetasjonssonene. N = antall vegetasjonstyper (brøkangivelsene blir forklart i teksten). En og samme vegetasjonstype/utforming forekommer vanligvis innenfor flere vegetasjonssoner, derfor blir summen for de 6 sonene langt større enn N.

vegetasjons-kategori	N	alpin	nord-boreal	mellom-boreal	sør-boreal	boreo-nemoral	nemoral
skog	24	0	12	15	20	21	10
skog, truede enheter	10 37/60	0	2 ¼	2 ¼	6 11/12	8 7/60	5
skog, andel truet (%)	44	0	19	15	35	39	50
kulturbetinget eng	14	4	9	12	11	11	8
kult.-eng, truede enheter	10	2	6	8	7	7	5
kult.-eng, andel truet (%)	71	50	67	67	64	54	63

Tabell 2. Arealoversikt over aktuelle vegetasjonssoner i Nord-Trøndelag; total areal, areal innenfor inngrepsnære områder (0-1 km fra definerte inngrepslementer), INON sone 2 (1-3 km fra inngrep), INON sone 1 (3-5 km fra inngrep) og villmarkpregete areal (> 5 km fra inngrep). (Omarbeidet fra Kveli 2002).

Sone:	Alpint	Nord-boreal	Mellom-boreal	Sør-boreal	Boreo-Nemoral	Totalt
• areal totalt (km ²)	4435	8674	6232	2764	101	22 206
relativ andel	20,0	39,1	28,1	12,4	0,4	100,0
• inngrepsnært (km ²)	255	3165	5299	2678	100	11 497
relativ andel inngrep	2,2	27,5	46,1	23,3	0,9	100,0
rel. andel inngrep av totalt	1,1	14,3	23,9	12,1	0,4	51,8
• INON sone 2 (km ²)	1120	3345	812	65	1	5343
relativ andel sone 2	21,0	62,6	15,2	1,2	0,0	100,0
rel. andel sone 2 av totalt	5,1	15,1	3,7	0,3	0,0	24,2
• INON sone 1 (km ²)	1159	1219	93	17	0	2488
relativ andel sone 1	46,6	49,0	3,7	0,7	0,0	100,0
rel. andel sone 1 av totalt	5,2	5,5	0,4	0,1	0,0	11,2
• villmarkpreget (km ²)	1881	945	28	4	0	2858
relativ andel villmark	65,8	33,1	1,0	0,1	0,0	100,0
rel. andel villm. av totalt	8,5	4,3	0,1	0,0	0,0	12,9

8 INON OG BEVARING AV BIOLOGISK MANGFOLD

I sin bok "Villrein – fra urinnvåner til miljøparameter" gir Terje Skogland en meget aktuell sammenstilling av de problemene menneskelige inngrep kan føre med seg i utmarka, og da spesielt i fjellområdene våre. Han reflekterer omkring villreines status og framtidsutsikter i den norske "villmarka" (Skogland 1994:133-134): "Nesten daglig skjer det lokalt noen nye inngrep i villreinområdene. Det som kjennetegner situasjonen, er mangel på helhetstenkning når det gjelder planlegging av nye hytteområder, vinterbrøyning av fjellveier, nye driftsveier i fjellet etc, nye merkede eller oppkjørte skiløyper inn i villreinområder. I denne sammenheng er allmenningens tragedie regelen heller enn unntaket." ... "Friluftslivet og turistnæringen må få bedre økologisk forståelse for villreines levesett og arealbehov, slik at vi kan lære oss å

tilpasse ferdsel og friluftsliv i høyfjellet på en måte som gjør at villreinen ikke mister enda mer terreng.” ... ”Reinen var urinnvåneren som la grunnlaget for bosetning og kultur i landet etter siste istid. Nå er den fullstendig prisgitt vår bruk av naturen for å overleve som art. ”. Den er blitt ”nomaden satt på bås, fange av sin egen evolusjon og kan ikke lenger løpe fra sine fiender...”

Villreinen er et eksempel på en norsk ansvarsart, dvs en art der minst 25 % av den europeiske bestanden befinner seg hos oss (jf Direktoratet for naturforvaltning 1999:142), og som vi følgelig har et spesielt stort forvaltningsansvar ovenfor. Beskrivelsen til Skogland om villreinens skjebne tyder ikke på at vi så langt har vært spesielt dyktige i forhold til dette forvaltningsansvaret.

Utenom ansvarsartene opererer vi med såkalte rødlistearter, dette er arter som på en eller annen måte er truet av utryddelse eller utsatt for en betydelig bestandsreduksjon. I norsk sammenheng er bare arter som har forekommet i landet i løpet av de siste 150 årene som blir vurdert, og vanligvis omhandles bare arter som naturlig vokser eller yngler i landet. Truethetskategoriene er inndelt i 6 kategorier; fra utryddet, via direkte truet og ned til hensynkrevende og bør overvåkes (Boks 2).

Når det gjelder forvaltningen av disse rødlisteartene og ansvarsartene har vi internasjonalt forpliktet oss ved at vi har ratifisert ulike konvensjoner. I følge Konvensjonen om biologisk mangfold (*Convention on Biodiversity*) skal vi så langt som mulig identifisere viktige typer biologisk mangfold, og overvåke virksomheter som kan true dette mangfoldet. Her er rød- og ansvarslistene egnete verktøy. Videre skal det iverksettes vern, rehabilisering og ”bærekraftig bruk” av biologisk mangfold. En annen aktuell internasjonal konvensjon er Bernkonvensjonen (*Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats*). Den har som sin primære målsetning å verne europeiske planter og dyr og deres livsmiljø, der det særlig legges vekt på å beskytte truede og sårbare arter og truede naturtyper. Hver enkelt land har i følge denne ansvar for å sikre levedyktige bestander av slike arter (som finnes navngitt på ulike lister), noe som blant annet gir føringer i forhold til vår forvaltning av de store rovdyra og deres livsmiljø. Per dato er det angitt omlag 3000 rødlistete arter i Norge (Tabell 3). Arealbruk og fysiske inngrep er hovedtrussel for 90 prosent av disse (se Tabell 4). Det er derfor naturlig å spørre om ikke INON også her kan bidra som en nyttig redskap i bestrebelsene på å sikre dette mangfoldet?

Som en ser av Tabell 3 er det spesielt mange arter som er knyttet til skog som er rødlistet, deretter følger kulturmarka og fjellet. Kanskje indikerer Tabell 3 også at det er en mulig nærmere kobling mellom rødlista og INON, ettersom omlag 50 % av de rødlistete artene har skog eller fjell som sitt primære levested, naturtyper som spesielt godt fanges inn i INON? Ved nærmere gjennomgang av utbredelsen til de aktuelle artene som er rødlistet innen mange dyre-taxa viser det seg imidlertid at deres aktuelle habitater ikke er særlig godt representert innen INON. For eksempel avdekket en kartlegging av biologisk mangfold innen dammer (i Tabell 3 må disse dammen gjenfinnes under kategoriene skog, våtmark/myr og ferskvann, naturtyper en skulle tro var relativt klart knyttet til INON) i 8 nordtrønderske kommuner at nesten samtlige verdifulle lokaliteter fantes innen de boreonemorale eller sørboreale vegetasjonssonene (Dolmen & Aagaard 2003).

Mange av de rødlistete artene finnes innen flere habitattyper, og deres trusselfaktorer kan være mange og sammensatte, og flere enn de som er inkludert i Tabell 4. De fysiske inngrepene som er angitt som trusler i Tabell 4 innbefatter ulike typer bygg- og anleggsvirksomhet,

som f.eks. husbygging, veibygging, vassdragsmagasiner og tørrlegging av vassdrag, masseuttak og kraftlinjer; dvs inngreps-elementer som langt på vei samsvarer med de som virker ekskluderende i forhold til INON. Når det gjelder trusselfaktorer innenfor kategorien arealbruk er disse i første rekke knyttet til jordbruk og skogbruk; - kunstgjødsling, sprøyning og pløying av tidligere ikke slikt behandlede arealer, opphør av beite med påfølgende gjengroing, opphør av styving av trær, grøfting og annen tørrlegging, fjerning av tørre og råtnende trær, planting av fremmede treslag, hogst, forstyrrelse ved økt ferdsel m.m. (Direktoratet for naturforvaltning 1999). Disse består stort sett av inngrepskategorier som ikke ble innde-finerte i INON.

Av Tabell 4 framgår det at 31,8 % av de rødlistete artene har trusselkategorien *fysiske* som oppgitt årsak til sin truethetsstatus. Denne kategorien inneholder stort sett de samme inngreps-elementene som de som førte til eksklusjon av arealer i INON. *Arealbruk* bidrar i følge samme tabell som en trussel for nesten 60 % av rødlistartene. På samme måte som når vi diskuterte INON kunne nok en del av de aktuelle inngreps-elementer som inngår innen arealbruk like gjerne vært definert som fysiske inngrep, men samtidig er opphør av ulike tradisjonelle bruksmøter også en trussel for omlag 1/3 av artene på rødlista vår. Fugl og pattedyr vil stå i fokus ved den videre diskusjonen av koblingen mellom INON og rødlistene. I følge Tabell 4 har disse gruppene et noe annet trusselbilde enn gjennomsnittet. Kategoriene *fysiske* blir angitt som en trussel for 2 av 55 rødlistete fuglearter, og ingen pattedyr. *Arealbruk* blir oppført som en aktuell trusselkategori for 9 fuglearter, og fortsatt for ingen pattedyr. *Overbeskatning* blir derimot angitt som en trusselkategori for nærmere 2/3 av fugleartene og 3/4 av pattedyrartene. Denne fortolkningen kan bestemt være gjenstand for diskusjon, og det kan synes som om også Direktoratet for naturforvaltning her ikke er helt enig i seg selv, for i Tabell 5, som presenterer den samlede rødlista for fugl, blir overbeskatningstrusselen sterkt nedtonet. I Tabell 5 kan likeledes det angitte primære levestedet for enkelte av fugleartene være diskutabelt, og spesielt den finere graderingen her mellom skog og gammel skog. Denne graderingsforskjellen kan ha relevans i forhold til fortolkningen av skogbrukets innvirkning på det biologiske mangfoldet, ettersom flere arter bør knyttes til gammel skog (jf Thingstad 1997). Uansett blir skog- og jordbruket utpekt som de to største trusselfaktorene for fugl. Ettersom mesteparten av de naturinngrepene disse to næringene representerer ikke er tatt med som ekskluderende faktorer i INON-sammenheng kan de synes som om at INON-verktøyet i mindre grad kan avhjelpe situasjonen for de rødlistete fugleartene.

I sin statusrapport over fuglelivet i Europa angir Tucker & Heath (1994) at 38 % av artene har en ugunstig bevaringsstatus. Innen de europeiske jordbrukshabitatene er denne andelen nesten 60 %, den klart største for noe habitat (våtmark- og skoghabitater følger deretter). Av de 251 fugleartene som var funnet hekkende i Norge utenom Svalbard per 1993, kan 222 betraktes som regelmessig hekkende (Gjershaug mfl 1994); 55 arter (22 %) er rødlistete (Direktoratet for naturforvaltning 1999). (Mye av det faglige premissgrunnlaget for den ornitologiske rødlista er for øvrig angitt i Myklebust 1996.) I perioden 1970-1990 hadde vi påvist 244 hekkende arter og underarter, av disse ble 20,5 % antatt å ha hatt en negativ utvikling i løpet av dette tidsrommet (Gjershaug mfl 1994). Størst andel med negativ utvikling er registrert for de fugleartene som har jordbrukets kulturlandskap som sitt primære habitat, selv om riktignok bare 6 er vurdert til å ha en slik status at de er ført opp på vår rødliste (rapphøne, kornspurv, åkerrikse, sørlig gulerle, engelsk gulerle og hortulan). For to av disse synes imidlertid den negative utviklingen allerede å ha gått for langt (rapphøne og kornspurv kommer inn under kategorien utryddet, jf Tabell 5). Både endringer i selve jordbrukslandskapet, driftsformene og effekter av miljøgifter er vesentlige forklaringsfaktorer her. Det er likevel innenfor mer typiske rurale "levestedene" vi finner de fleste fuglearter som viser en negativ utvikling (vurdert til minst 20 % nedgang, jf Gjershaug mfl 1994), f.eks. innen skoglandskapet der bestands-

skogbrukets har ført til at mange arter knyttet til gammelskogen går tilbake (Virkkala 1991, Edenius & Elmberg 1996).

Noen av våre rødlistete barskogstilknyttete fuglearter (f eks hønschauk og kongeørn), flere av de som forekommer innen skog- og fjelltilknyttete våtmarker (små- og storlom, sædgås, sangsvane, bergand, havelle, svartand, sjøorre, trane og fiskeørn), og noen av de som primært finnes i fjellet (myrhauk, jaktfalk, snøugle) er dessuten spesielt sårbare ovenfor forstyrrelse og faunakriminalitet (Fo og Fk i Tabell 5). Totalt representerer disse "villmarksassosierte" artene (der noen også inngår blant våre ansvarsarter, jf Direktoratet for naturforvaltning 1999:136) omlag 40 % at artsutvalget på den ornitologiske rødlista. INON kan være et nyttig verktøy for å redusere risikoen for en ytterligere tilgjengelighet av hekkeplasser til disse artene, som er spesielt sårbare i hekketiden.

I Nord-Trøndelag forekommer 27 av de 55 norske rødlistete arter mer eller mindre vanlige som hekkfugler. Deres vegetasjonssone-tilknytning under hekketiden er vist i Tabell 6 (de aller fleste artene forekommer innen flere soner). Dersom vi summerer opp forekomsten av disse rødlistete arter innenfor de 5 aktuelle sonene (gir halv verdi for de som er angitt med parenteser i tabellen), finner vi at hekkehabitatene er fordelt på 16,7 % innen alpin, 31,7 % innen nordboreal, 21,7 % innen mellomboreal, 20 % innen sørboreal og 10 % innen boreonemorale sone. I forhold til de ulike vegetasjonssonenes forekomst i Nord-Trøndelag (12,4 % sørborealt og bare 0,4 % nemoralt i følge Tabell 2) er det igjen en overvekt av rødlistete (true) arter innen de to "sørligste" sonene. Denne skjevfordelingen er likevel langt nær så stor som den som tidligere er påpekt for de true vegetasjonstypene sitt vedkommende. De fleste true fugleartene finnes for øvrig innen den nordboreale sonen i Nord-Trøndelag, og denne er rikelig representert innen INON-sonene "villmarkpreget" og "sone 1" (3-5 km fra inngrep). Verre er det for de som har tilhørighet innen mellomborealt, og helt uegnet blir igjen INON tilnærmingen i forhold til å forvalte de artene som har sine hekkehabitater innen de sørboreale og boreonemorale sonene (jf Tabell 2).

Av pattedyr har vi 22 rødlistete arter i Norge (Tabell 7); i tillegg til disse har vi også noen ansvarsarter, der spesielt marint tilknyttete arter supplerer artsutvalget i rødlista (jf Direktoratet for naturforvaltning 1999:140-141). Det faglige grunnlaget for denne rødlista er oppsummert av Isaksen mfl (1998). Både biologien og utbredelsen for mange av de rødlistete pattedyrene er langt dårligere kjent enn for fugl. Dette gjelder spesielt de to store gruppene spissmus og flaggermus. Følgelig blir det også vanskelig å fokusere på hvilke trusselbilder som er mest reelle for disse artsgruppene, men i følge Direktoratet for naturforvaltning (1999) er overbeskatning altså anført som trusselfaktor for nærmere $\frac{3}{4}$ av de rødlistete pattedyrene (se også Tabell 4). Holder vi de to "usikre" småpattedyrgruppene utenom den videre diskusjonen ser vi at vi står igjen med ulv, fjellrev, bjørn, jerv, piggsvin, bjørkemus, ilder, oter og gaupe som "aktive" forvaltningsutfordringer i følge rødlista. Av disse 9 artene har $\frac{2}{3}$ skog eller fjell som sitt primære levested, bare piggsvinet og ilderen har kulturlandskapet som sitt hovedhabitat. Ettervirkninger av tidligere tiders fangst er angitt som et trusselbilde for 5 av de 6 skog/fjelltilknyttete artene, mens etterstrebelse er angitt som en av flere trusselbilder for 4 av dem (jf Tabell 7). Risikoen for press fra fangst og etterstrebelse er som tidligere diskutert sterkt korrelert med tilgjengeligheten av arealene. Utenom de to kulturtilknyttete artene er det bare bjørkemusa som unngår disse trusselkategoriene. For øvrig blir arealbrukrelaterte trusselfaktorer anført for piggsvin, delvis for ilder og oter og usikkert for bjørkemus, samt for ansvarsarten villrein. INON kan derfor primært være en god styringsredskap for å unngå ytterligere press på våre arealkrevde rovpattedyr (ulv, bjørn, jerv og gaupe), og for fjellreven som yngler in-

nen våre minst tilgjengelige høyfjellsområder. At en unngår ytterligere inngrep i fjellområdene er dessuten ikke minst viktig for den tidligere omtalte villreinen.

Til slutt kan det være betimelig å etterlyse om det ikke er på høy tid at det blir foretatt forsøk på å gjenskape "inngrepsfrie" arealer? Dette kan være en framtidsrettet forvaltningsstrategi for blant annet en mer langsiktig sikring av deler av vårt biologiske mangfold, spesielt i forhold til "villmarksartene" våre. Selv om vi her har fokusert mye på skog- og fjellarter, finnes det fortsatt også noen "inngrepsfrie områder" (spesielt innenfor INON sone 2) langs kysten vår. I forhold til målsetningen om å vareta vårt biologiske mangfold er det minst like viktig å bevare disse arealene med tilhørende buffersone mot nye inngrep. Samtidig må vi heller ikke glemme de oppgavene som er knyttet til å bevare det biologiske mangfoldet (av både planter og dyr) innen vårt tradisjonelle, sterkt mosaikkpregete kulturlandskap, og ikke minst til de "inngrepsnære" arealene innenfor de mer "sørlige" vegetasjonssonene. Utenom de tidligere omtalte taksonomiske gruppene blir denne utfordringen illustrert spesielt godt med oversikten over hvor de nasjonalt rødlistete karplantene forekommer i Nord-Trøndelag (Fremstad 1998:27). Her finnes en meget stor overvekt av de kjente rødliste-lokalitetene i tilknytning til de sørboreale og boreonemorale vegetasjonssonene, selv om de, som tidligere påpekt, er relativt dårlig representerte i det aktuelle fylket. Enda dårligere representert er de aktuelle rødliste-lokalitetene innen INON.

Tabell 3. Antall rødlistete arter innen ulike taxominiske gruppene og deres tilknytning i forhold til en del klassifiserte hovedhabitater. K-lsk = kulturlandskap, F-vann = ferskvann, % = relativ andel i forhold til totalt antall rødlistete arter. (Fra Direktoratet for naturforvaltning 1999:19).

Levesteder									
	Skog Forest	Våtmyr Wetlands	K-lsk Agric. land	Fjell (berg) Mountains	F.vann Freshwater	Kyst Coast	Ukjent Unknown	Andre Other	n rødlistet n red listed
Sopp	619	15	189	11	-	17	-	7	763
Kransalger	-	6	-	-	18	-	-	-	21
Lav	36	-	5	(40)	-	-	-	46	74
Moser	28	56	54	(80)	13	8	1	-	216
Planter	41	61	94	28(+19)	51	56	-	-	255
Svamp	-	-	-	-	2	-	-	-	2
Bløtdyr	-	-	-	-	16	-	-	-	15
Igler	-	-	-	-	7	-	-	-	7
Storkreps	-	-	-	-	6	-	-	-	6
Døgnfluer	-	-	-	-	9	-	-	-	9
Steinfluer	-	-	-	-	4	-	-	-	4
Rettvinger	-	-	7	(1)	-	-	-	-	5
Øyestikkere	-	-	-	-	21	-	-	-	21
Teger	27	8	28	3	10	6	-	-	82
Biller	389	74	141	3	87	48	46	-	778
Nettvinger	9	-	1	-	4	2	-	-	13
Vårfluer	-	3	-	-	66	-	-	-	49
Sommerfugler	151	126	312	42	-	45	-	17	540
Soppmygg	61	-	-	-	-	-	-	-	61
Årevinger	6	2	22	-	-	24	9	-	56
Fisk	-	-	-	-	3	-	-	-	3
Amfibier	4	4	-	-	4	-	-	-	1
Krypdyr	-	-	-	(1)	-	1	-	-	4
Fugler	19	5	9	9	15	9	-	2	55
Pattedyr	15	-	12	5	1	1	-	-	22
Tot.	1405	360	874	101(+141)	337	217	56	72	3062
%	45,9	11,7	28,5	3,3(+4,6)	11	7,1	1,8	2,3	

Tabell 4. Fordelingen av de rødlistete artene innen de ulike taxominiske gruppene på ulike trusselkategorier. Overbesk. = overbeskatning, Forur = forurensing, % = relativ andel i forhold til totalt antall rødlistete arter. (Fra Direktoratet for naturforvaltning 1999:20).

Trusler								
	Fysiske <i>Physical</i>	Arealbruk <i>Use of areas</i>	Overbesk. <i>Overexploited</i>	Forur <i>Pollution</i>	Fremmede arter <i>Alien species</i>	Andre <i>Other</i>	Ukjent <i>Unknown</i>	n rødlistet <i>n red listed</i>
Sopp	35	200	-	-	-	3	57	763
Kransalger	-	12	-	12	-	1	7	21
Lav	40	81	5	12	-	2	13	74
Moser	79	153	-	37	-	-	40	216
Planter	213		-	16	-	-	98	255
Svamp	-	-	-	2	-	-	-	2
Bløtdyr	5	8	1	19	-	-	-	15
Igler	-	4	-	7	-	-	-	7
Storkreps	-	-	-	6	2	-	-	6
Døgnfluer	-	2	-	3	-	-	6	9
Steinfluer	-	1	-	1	-	-	3	4
Rettvinger	5	10	-	-	-	-	-	5
Øyenstikkere	-	26	-	14	-	-	6	21
Teger	32	68	-	-	-	-	8	82
Biller	350	704	-	15	-	-	26	778
Nettvinger	14	11	-	1	-	-	3	13
Vårfluer	7	28	-	42	-	-	3	49
Sommerfugler	171	373	-	15	8	-	171	540
Soppmygg	-	61	-	-	-	-	-	61
Årevinger	15	43	-	-	-	-	34	56
Fisk	-	-	1	3	-	2	-	3
Amfibier	4	4	-	-	-	4	-	4
Krypdyr	1	1	-	-	-	-	-	1
Fugler	2	9	35	3	11	4	6	55
Pattedyr	-	-	16	7	8	1	6	22
Tot.	973	1799	58	215	29	17	487	3062
%	31,8	58,7	1,9	7	0,9	0,5	15,9	

Tabell 5. Den norske rødlista for hekkende fuglearter. (Fra Direktoratet for naturforvaltning 1999:134). Status er forklart i Boks 2.

Rødliste for hekkefugler 1998

Red list for breeding birds 1998

FUGLER	AVES	Status	Levesteder	Trusler
Glente	<i>Milvus milvus</i>	Ex	Slb	Jh, Tm, Jo
Rapphøne	<i>Perdix perdix</i>	Ex?	Kb, Kk	Jo, Bc
Hvitbrystlo	<i>Charadrius alexandrinus</i>	Ex	Ksa, Ke	Fo, Ub, Pi, Jo
Klippedue	<i>Columba livia</i>	Ex	Kf	Jh, Pi
Topplerke	<i>Galerida cristata</i>	Ex?	Ur	An, Jo, Bc, Ub
Kornspurv	<i>Miliaria calandra</i>	Ex	Kb	Jo, Bc
Dverggås	<i>Anser erythropus</i>	E	My	Jh, Jo, Fo
Åkerrikse	<i>Crex crex</i>	E	Kb	Jo, Sk, Kr, Jn
Sørlig myrsnipe	<i>Calidris alpina schinzii</i>	E	Ke, Kb, Kh	Jo, Sk
Nordlig sildemåke	<i>Larus fuscus fuscus</i>	E	Kh	An, Uk
Sørlig gulerle	<i>Motacilla flava flava</i>	E	Jo	Kb
Engelsk gulerle	<i>Motacilla flava flavissima</i>	E	Jo	Kb
Hortulan	<i>Emberiza hortulana</i>	E	Jo, Jn	Kb, Kk, Sg
Hønsehauk	<i>Accipiter gentilis</i>	V	Sgb, Sgl	Sk, Fk, Jh, Kr
Jaktfalk	<i>Falco rusticolus</i>	V	Fj, Ff	Fk, Kr, Fo, Jn
Vandrefalk	<i>Falco peregrinus</i>	V	Kf	Tm, Fk, Jn, Fo
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	V	Ff	Fm, Fi, Of
Skogdue	<i>Columba oenas</i>	V	Sgl, Sl	Sk
Hubro	<i>Bubo bubo</i>	V	Ff, Fj	Jh, Sk, Fo, Kr, Fk
Snøugle	<i>Nyctea scandiaca</i>	V	Fj	Fk, Jh, Fo
Vendehals	<i>Jynx torquilla</i>	V	Sb, Sl	Jo, Bc, Kl
Hvitryggspett	<i>Dendrocopos leucotos</i>	V	Sgl, Sgb	Sk
Fjellerke	<i>Eremophila alpestris</i>	V	Fj	Uk
Sangsvane	<i>Cygnus cygnus</i>	R	Ve, Vo	Fo, Kr, Jh, Tm
Stjertand	<i>Anas acuta</i>	R	Ve	
Skjeand	<i>Anas clypeata</i>	R	Ve	Jo, Og
Lappfiskand	<i>Mergus albellus</i>	R	Vo, Vl, Sb	Fk, Sk, Jo, Pi
Myrhauk	<i>Circus cyaneus</i>	R	Fj, My	Fk
Kongeørn	<i>Aquila chrysaetos</i>	R	Fj, Sb, Kf	Fk, Fo, Kr, Jh
Fiskeørn	<i>Pandion haliaetus</i>	R	Vo, Sb	Sk, Fo, Fk, Fs, Tm
Lerkefalk	<i>Falco subbuteo</i>	R	Sb	Fk, Mg
Vannrikse	<i>Rallus aquaticus</i>	R	Ve	Jo, Ub, Og
Myrrikse	<i>Porzana porzana</i>	R	My, Ve	Jo, Vr
Dverglo	<i>Charadrius dubius</i>	R	An, Ur	Vr, Fo, Ub
Svarthalespove	<i>Limosa limosa</i>	R	Kb	Jo, Ub
Slagugle	<i>Strix uralensis</i>	R	Sb	Sk, Kr, Fk
Lappugle	<i>Strix nebulosa</i>	R	Sgb	Sk, Fk
Trelerke	<i>Lullula arborea</i>	R	Sb, Sg	Kl, Jo, Tm
Smålom	<i>Gavia stellata</i>	DC	Vo	Vr, Fo, Jo, Sk, Jh
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	DC	Vo	Vr, Fo, Jh
Sædgås	<i>Anser fabalis</i>	DC	Sb, My, Vl	Jh, Jo, Fo
Havørn	<i>Haliaeetus albicilla</i>	DC	Kf, Sb, Kh	Kr, Fo, Fk, Jh, Tm
Vepsevåk	<i>Pernis apivorus</i>	DC	Sl	Sk, Jo, Jn, Bc
Fjellmyrløper	<i>Limicola falcinellus</i>	DC	My	Vr, Jo, Sk, Jh
Dobbeltbekkasin	<i>Gallinago media</i>	DC	My, Kb	Jo, Ub, Jh
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	DC	Ff	Fi, Fm, Of
Gråspett	<i>Picus canus</i>	DC	Sl, Sb	Sk
Dvergspett	<i>Dendrocopos minor</i>	DC	Sgl	Sk
Bergand	<i>Aythya marila</i>	DM	Vo, Ve	Fo, Uk
Havelle	<i>Clangula hyemalis</i>	DM	Vo	Pi, Fo,
Svartand	<i>Melanitta nigra</i>	DM	Vo/Ve	Fo, Uk
Sjøre	<i>Melanitta fusca</i>	DM	Vo/Ve	Fo, Uk
Trane	<i>Grus grus</i>	DM	Vo, My, Ve	Kr, Fo, Vr, Sk
Teist	<i>Cepphus grylle</i>	DM	An, Ff	Pi, Fm, Of
Nattravn	<i>Caprimulgus europaeus</i>	DM	Sb, Sg	Sk, Bc

Tabell 5. Fortsettelse neste side...

Tabell 5. Fortsettelse fra forrige side

Tegnforklaring - Trusler

1. Arealmodifisering

Jo= Jordbruk, Sk= Skogbruk, Vb= Veibygging, VR= Vassdragsreguleringer, Mu= Masseuttak (torv, grus, sand o.l), Ub= Utbygging (indurtsiomr., boligfelt, idrettsanlegg, båthavner o.l)

2. Direkte høstingseffekter

Fi= Overfiske, Fm= Fiskemetoder (eks. garn), Kr= Kraftlinjer, Tr= Trafikkdød, Fk=Faunakriminalitet, Jh=Uregulert legal jakt (historisk), Jn= Uregulert legal jakt (nyere tid), Fo= Forstyrrelser fra ferdsel, friluftsliv, trafikk, støy o.l

3. Kjemisk tilstandsendring

Tm= Tungmetaller, Of= Oljeforurensning, Fs=Forsuring, Og= Overgjødning med påfølgende anaerobisering og gjengroing, Bc= Biocider (sprøytemidler)

4. Eksotisk inntreden

Ki= Konkurransen med innførte arter, Pi= Predasjon fra innførte arter

5. Klimaendringer (Kl)

6. Ukjente årsaker til tilbakegang (Uk)

7. Andre årsaker til tilbakegang (An)

Tegnforklaring – Levesteder

1. Skog

Sg= Glenner, skogkanter, hogstflater, Sb= Barskog, Sl= Løvskog,

2. Kulturmark

Sgl= Gammel løvskog, Sgb= Gammel barskog

3. Urbane områder

Kb= Beitamark, slåtteenger, grasmark, Kk= Kornåkre

4. Myr

Ur= Urbane områder (omfatter boliger, hager, ruderatmark, industriområder osv)

5. Fjell

My= Myr (alle typer, inklusive tundra)

6. Kyst

Fj= Fjell (alpine habitater utenom myr, vann og skog)

7. Vann

Ke= Strandenger og strandsumper, Ksa= Sandstrender, Kss= Steinstrender,

Kh= Kystheier, Kf= Fuglefjell, bergvegger, klipper

Vm= Marine områder, Ve= Næringsrike (eutrofe) vann,

Vo= Næringsfattige (oligotrofe) vann, Vl= Vannløp (elver og bekker)

8. Andre (An)

**Boks 2. Norske
truethetskategorier
(Fra Direktoratet for
naturforvaltning
1999:16).**

Utryddet	Ex (Extinct) Arter som er utryddet som reproduserende i landet. Det vil vanligvis omfatte arter som er forsvunnet for mer enn 50 år siden. Ex? angir arter som er forsvunnet for mindre enn 50 år siden.
Direkte truet	E (Endangered) Arter som er direkte truet og som står i fare for å dø ut i nærmeste framtid dersom de negative faktorene fortsetter å virke.
Sårbar	V (Vulnerable) Sårbare arter med sterk tilbakegang, som kan gå over i gruppen direkte truet dersom de negative faktorene fortsetter å virke
Sjelden	R (Rare) Sjeldne arter som ikke er direkte truet eller sårbare, men som likevel er i en utsatt situasjon pga. liten bestand eller med spredt og sparsom utbredelse.
Hensynskrevende	DC (Declining, care demanding species) Hensynskrevende arter som ikke tilhører kategori E, V eller R, men som pga. tilbakegang krever spesielle hensyn og tiltak.
Bør overvåkes	DM (Declining, monitor species) Kategorien bør overvåkes omfatter arter som har gått tilbake, men som ikke regnes som truet. For disse artene er det grunn til overvåkning av situasjonen.

Tabell 6. Vegetasjonssonetilhørighet og forekomst i Nord-Trøndelag av de rødlistete fugleartene som kan hekke her. Strikt kystbudne arter er ekskluderte.

Sone:	Alpint	Nord-boreal	Mellom-boreal	Sør-boreal	Boreo-nemoral	Forekomst
Smålom	(+)	+	+	+		vanlig
Storlom	+	+	+	+	(+)	vanlig
Sangsvane		+	+			meget sj.
Sædgås		+				meget sj.
Stjertand	+	+	+	+		fåtallig
Skjeand			+	+	+	fåtallig
Bergand	+	(+)				fåtallig
Havelle	+					fåtallig
Svartand	+	+				rel.vanlig
Sjørre	(+)	+		(+)	(+)	fåtallig
Havørn				+	+	rel.vanlig
Myrhauk	+	+				sjelden
Hønehauk		+	+	+		fåtallig
Kongeørn	(+)	+	+	(+)		fåtallig
Fiskeørn		+	+			sjelden
Jaktfalk	+	(+)				fåtallig
Åkerrikse				+		meget få
Trane		+	+			rel. vanlig
Fjellmyrløper		+				sjelden
Dobbeltbekkasin	(+)	+				fåtallig
Hubro		+	+	+		fåtallig
Slagugle		+				meget sj.
Vendehals		+	+	+	+	fåtallig
Gråspett				+	+	fåtallig
Hvitryggspett			+			meget sj.
Dvergspett		+	+	+	+	fåtallig
Fjellerke	+					meget sj.

Tabell 7. Den norske rødlista for pattedyr. (Fra Direktoratet for naturforvaltning 1999:140). Se Boks2 for forklaring av status.

PATTEDYR	MAMMALIA	Status	Levesteder	Trusler
Svartrotte	<i>Rattus rattus</i>	Ex?	Urb	Andre/Konkur.?
Ulv	<i>Canis lupus</i>	E	Skog/Fjell	Tidl.fang/Etterstreb/ Andre?
Fjellrev	<i>Alopex lagopus</i>	E	Fjell	Tidl.fang/Næring/ Konkur?/Andre?
Bjørn	<i>Ursus arctos</i>	V	Skog/Myr/Fjell	Tidl.fang/Etterst/Forstyr
Storflaggermus	<i>Nyctalus noctula</i>	R	Skog/Kult	Ukjent/Forur?/Jordbr?/Skogbr?
Jerv	<i>Gulo gulo</i>	R	Fjell /(Skog)	Tidl.fang/Etterst
Piggsvin	<i>Erinaceus europaeus</i>	DM	Kult/Urb	Konfl/Jordbr
Liten dvergspissmus	<i>Sorex minutissimus</i>	DM	Skog/Fjell/Kult/Myr	Ukjent
Lappspissmus	<i>Sorex caecutiens</i>	DM	Skog/Myr	Ukjent
Taigaspissmus	<i>Sorex isodon</i>	DM	Skog/Kult	Forur?/Skogbr?
Børsteflaggermus	<i>Myotis nattereri</i>	DM	Skog/Kult	Ukjent/Forur?/Jordbr?/Skobr?
Skjeggflaggermus	<i>Myotis mystacinus</i>	DM	Skog/Kult	Ukjent/Forur?/Jordbr?/Skogbr?
Brandtflaggermus	<i>Myotis brandtii</i>	DM	Skog/Kult	Ukjent/Forur?/Jordbr?/Skogbr?
Skimmelflaggermus	<i>Vespertilio murinus</i>	DM	Kult/Urb	Ukjent/Forur?/Jordbr?
Dvergflaggermus	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	DM	Kult/Urb	Etterstreb/Forur?/Jordbr?
Trollflaggermus	<i>Pipistrellus nathusii</i>	DM	Kult?	Ukjent
Langøreflaggermus	<i>Plecotus auritus</i>	DM	Skog/Kult	Ukjent/Forur?/Jordbr?/Skogbr?
Bredøreflaggermus	<i>Barbastella barbastellus</i>	DM	Skog/Kult	Ukjent/Jordbr?/Næring?
Bjørkemus	<i>Sicista betulina</i>	DM	Skog/Fjell/Kult/Myr	Jordbr?/Skogbr?
Ilder	<i>Mustela putorius</i>	DM	Kult	Jordbr/Dren/Andre
Oter	<i>Lutra lutra</i>	DM	Kyst/Ferskv	Tidl.fang/Forur/Konfl/Dren
Gaupe	<i>Lynx lynx</i>	DM	Skog	Tidl.fang/Etterstreb

Tegnforklaring – Levesteder

<i>Urb.</i>	Urbane områder: bebyggelse, hager, parker og industriområder
<i>Skog</i>	Alle typer skog Kult. Kulturmark: åker, eng og beitemark
<i>Myr</i>	Alle typer myr Fjell Fjell og arktiske landområder
<i>Ferskv.</i>	Elver, bekker, vann og tjern Kyst Kyst og kystnære farvann
<i>Hav</i>	Åpent hav og områder med drivis

Tegnforklaring - Trusler

<i>Tidl. fang.</i>	Ettervirkninger av tidligere tiders fangst
<i>Etterstreb.</i>	Jakt, fangst m.m.
<i>Konfl.</i>	Utilsiktet konflikt med menneskelig aktivitet, f.eks. drukning i fiskeredskaper og påkjørsler
<i>Forstyr.</i>	Forstyrrelse fra menneskelig aktivitet
<i>Utbyg.</i>	Utbygging; omfatter bl.a. bygg og installasjoner som veier og kraftlinjer
<i>Jordbr.</i>	Intensivering av jordbruket, endringer i jordbruksmetoder, bruk av sprøytemidler og ny-dyrking; inkluderer også endringer i hagebrukspraksis
<i>Dren.</i>	Utbygging og regulering av vassdrag, og drenering og gjenfylling av våtmark
<i>Skogbr.</i>	Hogst (spesielt flatehogst) og treslagsskifte
<i>Forur.</i>	Alle typer forurensning, inkludert sur nedbør, radioaktivitet og kjemisk behandling av trevirke
<i>Næring</i>	Næringssvikt som følge av overfiske eller andre endringer i byttedyrforekomster
<i>Konkur.</i>	Konkurranse med andre arter
<i>Andre</i>	Klimaendringer, innavl, sykdommer, parasittangrep m.m.
<i>Ukjente</i>	

9 LITTERATUR

- Aschehoug, M. 2000. Using GIS to map wilderness areas in the Barents region. – MSc. Dis., Univ. Stirling, Dep. Environ. Sci.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. – *Oikos* 71: 355-366.
- Andrén, H. 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. – *Ecol. Bull.* 46: 171-181.
- Bailey, S.-A., Haines-Young, R.H. & Watkons, C. 2002. Species presence in fragmented landscapes: modelling of species requirements at the national level. – *Biol. Conserv.* 108: 307-316.
- Baines, D. 1996. The implications of grazing and predator management on the habitats and breeding success of black grouse *Tetrao tetrix*. – *J. Appl. Ecol.* 33: 54-62.
- Baines, D., Baines, M.M. & Sage, R.B. 1995. The importance of large herbivore management to woodland grouse and their habitats. – *Proc. Int. Symp. Grouse* 6:93-100.
- Baskin, L.M. & Skogland, T. 1997. Direction of escape in reindeer. – *Rangifer* 17: 37-40.
- Beier, P., Drielen, M. van & Kankam, B.O. 2002. Avifaunal collapse in West African forest fragments. – *Conserv. Biol.* 16: 1097-1111.
- Bergmann, C. 1997. Villreinen og rygjasauens bruk av sommerbeite i Setesdal Vesthei-Ryfylkeheiene. – Hovedfagsoppgave NLH.
- Bevanger, K. 1994. Bird interaction with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigating measurements. – *Ibis* 136: 412-425.
- Bevanger, K. 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. – *Biol. Conserv.* 86: 67-76.
- Bevanger, K. & Brøseth, H. 2000. Reindeer *Rangifer tarandus* fences as a mortality factor for ptarmigan *Lagopus* spp. – *Wildl. Biol.* 6: 121-127.
- Bevanger, K. & Thingstad, P.G. 1988. Forholdet fugl - konstruksjoner for overføring av elektrisk energi. – Økoforsk utredning 1988, 1: 1-100 + vedlegg.
- Bjurstedt, C.S. 2002. Sacrificed areas i utenlandske nasjonalparker - argument for tung tilrettelegging i våre nasjonalparker - eller...? – *Utmark* 2002 (2). <http://www.utmark.org/>
- Blehr, O. 1997. Energy-expending behaviour in frightened caribou when dispersed singly or in small bands. – *Rangifer* 17: 44-49.
- Botkin, D.B. & Keller, E.A. 1998. Environmental science. Earth as a living planet. 2nd ed. – John Wiley & sons, Inc., New York.
- Bratton, S.P. 1997. Monks, temples, and trees. The spirit of diversity. S. 45-46 i: Meffe, G.K., Carroll, R.C. & contributors (red.). Principles of conservation biology. 2nd ed. – Sinauer associates Inc. Publ., Sunderland.
- Brøseth, H. & Pedersen, H.Ch. 2000. Hunting effort and game vulnerability studies on a small scale: a new technique combining radio-telemetry, GPS and GIS. – *J. Appl. Ecol.* 37: 182-190.
- Buckley, R.C. 2001. Environmental impacts of ecotourism. I: Weaver, D. (red.). Encyclopaedia of Ecotourism. – CABI, Oxford.
- Buckley, R.C. & Pannell, J. 1990. Environmental impacts of tourism and recreation in national parks and conservation reserves. – *J. Tourism. Stud.* 1: 24-32.
- Callicott, J.B. 1997. Conservation values and ethics. S. 29-56 i: Meffe, G.K., Carroll, R.C. & contributors (red.). Principles of conservation biology. 2nd ed. – Sinauer associates Inc. Publ., Sunderland.
- Carmelo, F. & Paz, A. 1993. Human disturbances effects parental care of march harriers and nutritional status of nestlings. – *J. Wildl. Manage.* 57: 602-608.

- Carney, K.M. & Sydeman, W.J. 1999. A review of human disturbance effects on nesting colonial waterbirds. – *Waterbirds* 22: 68-79.
- Castro, G., Alfaro, L. & Werbrouck, P. 2001. A partnership between government and indigenous people for managing protected areas in Peru. – *Parks* 11 (2): 6-13.
- Claudius, D. 2002. Bærekraftig turisme i Jotunheimen nasjonalpark. – *Utmark* 2002 (2). <http://www.utmark.org/>
- Cebellos-Lascuráin, H. 2002. Environmentally-friendly design and planning of suitable tourism facilities in protected areas. – *Parks* 12 (1): 11-16.
- Cobb, J.B. jr. 1989. A christian view of biodiversity. S. 481-485 i: Wilson, E.O. (red.). *Biodiversity*. 4th ed. – National Academy Press, Washington D.C.
- Damsgård, B. 1999. Galápagos - som turist i Darwins fotspor. – *Fauna* 52: 136-145.
- Dolmen, D. & Aagaard, K. 2003. Biologisk mangfold. Dammer i Nord-Trøndelag 2001 og 2002. – NINA Temahefte 23: 1-32.
- Direktoratet for naturforvaltning 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. – DN Rapp. 1999, 3: 1-161.
- Direktoratet for naturforvaltning 2002. Naturens verdier og tjenester - en vurdering av norsk natur ved tusenårsskiftet. Pilotstudie 2000. – DN Rapp. 2002,1: 1-98 + vedlegg.
- Dybwad, T. 2002. Naturvern og næringsutvikling. Presentasjon av Naturbruksprosjektet vern, bruk og næring med særlig vekt på Jostedalbreen nasjonalpark i Sogn og Fjordane. – *Utmark* 2002 (2). <http://www.utmark.org/>
- Edenius, L. & Elmberg, J. 1996. Landscape level effects of modern forestry on bird communities in North Swedish boreal forests. – *Landscape Ecol.* 11: 325-338.
- Ehrlich, P.R. 1989. The loss of diversity: Causes and consequences. S. 21-27 i: Wilson, E.O. (red.). *Biodiversity*. 4th ed. – National Academy Press, Washington D.C.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992. Boreal forest - the focal habitats of Fennoscandia. S. 252-325 i: Hansson, L. (red.) *Ecological principles of nature conservation*. – Elsevier Applied Science, London.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. – *Ecol. Bull.* 46: 16-47.
- Evans, R. 1996. Some impacts of overgrazing by reindeer in Finnmark, Norway. – *Rangifer* 16: 3-19.
- Fjellheim, S. 1998. Samiske kulturminner innen planområder for nasjonalpark i Nord-Trøndelag, Nordland (Børgefjell) og Sør-Trøndelag (Rotldalen). – Fylkesmannen i Nord-Trøndelag Miljøvern. Rapp. 1998,1: 1-46 + vedlegg.
- Fleischner, T.L. 1994. Ecological costs of livestock grazing in Western North America. – *Conserv. Biol.* 8: 629-644.
- Flognfeld, T. jr. 2002. Nasjonalparker, merkevarestrategi og lokal jobbskaping. – *Utmark* 2002 (2). <http://www.utmark.org/>
- Fraser, K.W. & Sweetapple, P.J. 1992. Hunters and hunting patterns in a part of the Kaimanawa recreational hunting area. – *New Zealand J. Zool.* 19: 91-98.
- Fremming, O.R. 1980. Kongeørn i Norge. – *Viltrapport* 1: 1-63.
- Fremming, O.R. 1983. Registrering av hubrottilhold. – *Fauna* 36: 73-81.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – NINA Temahefte 12: 1-279.
- Fremstad, E. 1998. Nasjonalt rødlistede karplanter i Nord-Trøndelag. – *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser.* 2098,3: 1-37.
- Fremstad, E. & Moen, A. 2001. Truede vegetasjonstyper i Norge. – *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser.* 2001,4: 1-231.
- Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.). 1994. Norsk fugleatlas. – Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.

- Groom, J.D. & Grubb, T.C. jr. 2002. Bird species associated with riparian woodland in fragmented, temperate-deciduous forest. – *Conserv. Biol.* 16: 832-836.
- Haga, A. 1980. Forvaltning av smålom og trane i Sørøst-Norge. – *Fauna* 33: 129-136.
- Harrington, F.H. 1996. Human impacts on George River caribou: An overview. – *Rangifer*, Special Issue 9: 277-278.
- Hartley, S.E. 1997. The effects of grazing and nutrient inputs on grass-heather competition. – *Bot. J. Scotland* 49: 315-324.
- Hester, A.J. 1996. Overgrazing in upland habitats: a literature review. - Report for Countryside Council for Wales. – Macaulay Research & Consultancy Service Ltd., Aberdeen.
- Hjeljord, O. 1993. Lys og skygge i framtidsskogen - viktig for viltets livsmiljø. – *Norsk Skogbruk* 2: 24-26.
- Höjer, J. (red.) 1995. Hotade djur och växter i Norden. – Nordisk Ministerråd. TemaNord 520: 1-142 + vedlegg.
- Ihse, M. & Norderhaug, A. 1995. Biological values of the Nordic cultural landscape: different perspectives. – *Intern. J. Heritage Stud.* 1: 156-170.
- Isaksen, K., Syvertsen, P.O., Kooij, J. van der & Rinden, H. (red.) 1998. Truete pattedyr i Norge: faktaark og forslag til rødliste. – *Norsk Zoologisk Forening Rapp.* 5: 1-182.
- Janzen, D.H. 2001. Good fences make good neighbours; Area of Conservación Guanacaste, Costa Rica. – *Parks* 11 (2): 41-49.
- Janzen, D.H. 2003. Finding the organisms in the global garden.- S. 3 i notat fra Flora- och faunavård 2003, ArtDatabanken, Uppsala.
- Jordhøy, P. 2001. Snøhettareinen. – Snøhetta forlag a.s.
- Jordhøy, P. & Strand, O. 1999. Tunnellegging av Bergensbanen vest for Finse. Biologiske problemstillinger knyttet til reetablering av villreintrekk. – *Villreinen* 1999: 31-45.
- Jordhøy, P., Nellemann, C., Støen, O.-G. & Strand, O. 2000. Reinen reduserer bruken av store beiteområder nær veier og hyttefelt. – *Villreinen* 2000: 60-67.
- Kitching, R.L., Orr, A.G., Thalig, L., Mitchell, H. Hopkins, M.S. & Graham, A.W. 2000. Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. – *J. Appl. Ecol.* 37: 284-297.
- Klein, D. R. 1971. Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. – *Science* 173: 393-398.
- Krüger, O. 2002. Analysis of nest occupancy and nest reproduction in two sympatric raptors: common buzzard *Buteo buteo* and goshawk *Accipiter gentilis*. – *Ecography* 25: 523-432.
- Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. – *Silva Fennica* 36: 97-125.
- Kvam, T. 1997. Gaupa – Nordens tiger. S. 9-41 i: Brox, K.H. (red.). *Natur* 97/98. – Tapir forlag, Trondheim.
- Kveli, J. 2002. Skogforhold i inngrepsfrie naturområder i Lierne kommune. – HiNT, Prosjektoppgave Ge608: 1-28 + vedlegg.
- Lande, R. 1988. Demographic models of the northern spotted owl (*Strix occidentalis caurina*). – *Oecologia (Berl.)* 75: 601-607.
- Loeffler, J. 2000. High mountain ecosystems and landscape degradation of northern Norway. – *Mount. Res. Develop.* 20: 356-363.
- Leopold, A. 1949. A sand county almanac and sketches here and there. – Oxford University Press, New York.
- Lovelock, J.E. 1989. The earth as a living organism. S. 486-489 i: Wilson, E.O. (red.). *Biodiversity*. 4th ed. – National Academy Press, Washington D.C.
- Lyon, L.J. & Burchman, M.G. 1998. Tracking elk hunters with the global position system. – Research Paper RMRS-RP-3. US Dep. Agric., Forest Serv., Rocky Mountain Research Station, Oden, UT.

- McGarigal, K., Romme, W.H., Christ, M. & Roworth, E. 2001. Cumulative effects of roads and logging on landscape structure in the San Juan Mountains, Colorado (USA). – *Landscape Ecol.* 16: 327-349.
- Meffe, G.K., Carroll, R.C. & contributors 1997. *Principles of conservation biology*. 2nd ed. – Sinauer associates Inc. Publ., Sunderland.
- Miller, G.T. jr. 1998. *Living in the environment: principles, connections and solutions*. 10th ed. – Wadsworth Publ. Company, Belmont.
- Mitchell, N., Slaiby, B. & Benedict, M. 2002. Local community leadership: building partnerships for conservation in North America. – *Parks* 12 (2): 55-66.
- Moen, A. 1998a. Endringer i vårt varierte kulturlandskap. S. 18-33 i: Framstad, E. & Lid, I.B. (red.). *Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier*. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Moen, A. 1998b. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon – Statens kartverk, Hønefoss.
- Moen, A., Øien, D.-I. 1998. Utmarksslåttens effekter på plantelivet. S. 77-86 i: Framstad, E. & Lid, I.B. (red.). *Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier*. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Moksnes, A. & Ringen, S. 1978. Vurdering av ornitologiske verneverdier og skadevirkninger i forbindelse med planene om tilleggsreguleringer i Neavassdraget, Tydal kommune. – *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Zool. Ser.* 1978,3: 1-28.
- Moss, R. 2002. Ontario parks - a successful business operating model. – *Parks* 12 (1): 17-25.
- Mulholland, G. & Eagle, P.F.J. 2002. African parks: combining fiscal and ecological sustainability. – *Parks* 12 (1): 42-49.
- Myklebust, M. 1996. Truete fuglearter i Norge. – *Norsk Ornitologisk Forening Rapp.* 5: 1-78.
- Nedkvitne, J.J., Garmo, T.H. & Staaland, H. 1995. Beitedyr i kulturlandskap. – Landbruksforlaget, Oslo.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P. & Strand, O. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. – *Biol. Conserv.* 101: 351-360.
- Newton, A.C., Muir, S. & Crowell, M. 2001. Current approaches to native woodland restoration in Scotland. – *Bot. J. Scotland* 53: 169-195.
- Niemela, J. 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. – *Forest Ecol. & Manage.* 115: 127-134.
- Nilsen, L.S., Moen, A. & Solberg, B. 1997. Botaniske undersøkelser av slåttmyrer i den foreslåtte nasjonalparken i Snåsa og Verdal. – NTNU, Vitensk.mus. Rapp. Bot. Ser. 1997,3: 1-33 + vedlegg.
- Nilsson, C. & Dynesius, M. 1994. Ecological effects of river regulation on mammals and birds: a review. – *Regul. Riv.* 9: 45-53.
- Nilsson, E. 1980. Sarek - Skandinavias største villmark. – Grøndahl & Søn forlag AS, Oslo.
- Norderhaug, A. 2001. Kampen mot gjengroing og tap av arter. S. 115-128 i: Hågvar, S. & Berntsen, B. (red.). *Norsk naturarv. Våre naturverdier i internasjonalt lys*. – Andresen & Butenschøn, Oslo.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. 1999. *Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*. – Landbruksforlaget, Oslo.
- Næss [Naess], A. 1986. Intrinsic values: Will the defenders of nature please rise? S. 504-515 i: Soulé, M.E. (red.). *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*. – Sinauer associates Inc. Publ., Sunderland.
- Parks, S.A. & Harcourt, A.H. 2002. Reserve size, local human density, and mammalian extinction in U.S. protected areas. – *Conserv. Biol.* 16: 800-808.
- Prestbakmo, H. 1998. Konsekvenser for reindrift/samisk næring ved opprettelse av nye nasjonalparker m.v. Verdal-Snåsa-Lierne og Hartkjølen i Nord-Trøndelag. – *Fylkesmannen i N-Tr.lag, Miljøvernadv. Rapp.* 1998,5: 1-44 + vedlegg.

- Prop, J., Black, J.M., Shimmings, P. & Owen, M. 1998. The spring range of barnacle geese *Branta leucopsis* in relation to changes in land management and climate. – Biol. Conserv. 86: 339-346.
- Reimers, E. 1991. Økologiske konsekvenser av snøscootertrafikk - en litteraturstudie. – Fauna 44: 255-268.
- Reimers, E., Colman, J.E., Dervo, L., Eftestøl, S., Kind, J. & Muniz, A. 2000. Flukt- og fluktavstander hos villrein. – Villreinen 2000: 76-80.
- Reitan, O. & Thingstad, P.G. 1999. Responses of birds to damming - a review of the influence of lakes, dams and reservoirs on bird ecology. – Ornis Norv. 22: 3-37.
- Rempel, R.S., Elkie, P.C., Rodgers, A.R. & Gluck, M.J. 1997. Timber-management and natural-disturbance effects on moose habitat: landscape evaluation. – J. Wildl. Manage. 61: 517-524.
- Salwasser, H. 1986. Conserving a regional spotted owl population. S. 228-245 i: Ecological knowledge and environmental problem-solving. – National Academy Press, Washington D.C.
- Saunders, S.C., Mislivets, M.R., Chen, J. & Cleland, D.T. 2002. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of Northern Great Lakes region, USA. – Biol. Conserv. 103: 209-225.
- Seldal, T. 1998. Sauebeite i fjellet. – Villreinen 1998: 64-67.
- Seldal, T., Andersen, K.-J. & Högstedt, G. 1994. Grazing-induced proteinase inhibitors: a possible cause for lemming population cycles. – Oikos 70: 3-11.
- Shafer, C.L. 1990. Nature reserves. Island theory and conservation practice. – Smithsonian Inst. Press, Washington.
- Skjeggedal, T., Arnesen, T., Markhus, G., Saglie, I-L. & Thingstad, P.G. 2001. Regimenes slagmark. Om arealutnytting og forvaltningsregimer i LNF-områder. – NTF-rapport 2001,3: 1-266 + vedlegg.
- Skogland, T. 1994. Villrein - fra urinnvåner til miljøbarometer. – Teknologisk forlag.
- Skår, M. & Vistad, O.I. 2001. Motorferdsel i utmark - oppsummering av faglig og forvaltningssmesig status. – NINA Fagrapport 46: 1-46.
- Strand, O. 1997. Hvorfor yngler ikke fjellreven? S. 189-197 i: Brox, K.H. (red.). Natur 97/98. – Tapir forlag, Trondheim.
- Statistisk sentralbyrå 1978. Jaktstatistikk 1846-1977. - Norges offentlige statistikk A 995.
- Statistisk sentralbyrå 1993. Jaktstatistikk 1992. - Norges offentlige statistikk C 92.
- Statistisk sentralbyrå 1996. Jaktstatistikk 1995. - Norges offentlige statistikk C 331.
- Statistisk sentralbyrå 1999. Jaktstatistikk 1998. - Norges offentlige statistikk C 548.
- Statistisk sentralbyrå 2001. Jaktstatistikk 2000. - Norges offentlige statistikk C 682.
- Stortingsmelding nr 42 2002-2001. Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. - Miljøverndepartementet.
- Suchy, W.L., McDonald, K.E., Strickland, M.D. & Anderson, S.H. 1985. New estimates of minimum viable population size of grizzly bears of Yellowstone ecosystem. – Wild. Soc. Bull. 13: 223-228.
- Sæþórsdóttir, A.D., Gísladóttir, G., Grönningsæter, G., Zettersten, G. & Högmander, J. 1998. Ekoturism i Norden. – Nordisk Ministerråd, Nord 1998,3: 1-113 + vedlegg.
- Terborgh, J., Lopez, L., Nuñez V, P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lumbert, T.D. & Balbas, L. 2002. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. – Science 294: 1923-1926.
- Tershy, B.R., Breese, D. & Croll, D.A. 1997. Human perturbations and conservation strategies for the San Pedro Matir Island, Islas del Golfo de California Reserve, Mexico. – Environ. Conserv. 24: 261-270.

- Thingstad, P.G. 1997. Challenges to conservation of biological diversity in boreal forestry landscape; a case study using bird guilds as environmental indicators. – *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 20: 49-68.
- Thomas, C.D. 1990. What do real population dynamics tell us about minimum viable population sizes? – *Conserv. Biol.* 4: 324-327.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. – BirdLife International, Cambridge.
- Uniyal, V.K. & Zacharias, J. 2001. Periyar Tiger Reserve - building bridges with local communities for biodiversity conservation. – *Parks* 11 (2): 14-23.
- Uotila, A., Kouki, J., Kontkanen, H. & Pulkkinen, P. 2002. Assessing the naturalness of boreal forests in eastern Fennoscandia. – *Forest Ecol. & Manage.* 161: 257-277.
- Virkkala, R. 1991. Population trends of forest birds in a Finnish Lapland landscape of large habitat blocks: Consequences of stochastic environmental variation or regional habitat alternation? - *Biol. Conserv.* 56: 223-240.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. 2000. Tap av kalvingsland som følge av forstyrrelse fra hyttefelt og kraftlinjer. – *Villreinen* 2000: 106-110.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. 2001. Når mennesker forstyrrer dyr. En systematisering av forstyrrelseseffekter. – *Villreinen* 2001: 53- 55.
- Wabakken, P. 1999. Ulven i Skandinavia ved tusenårsskiftet. S. 9-18 i: Brox, K.H. (red.). *Brennpunkt Natur 99*. – Tapir forlag, Trondheim.
- Warnken, J. & Buckley, R. 1998. Scientific quality of tourism environmental impact assessment. – *J. Appl. Ecol.* 35: 1-8.
- Warren, J.T. 1998. Sau, villrein og arts mangfold. – *Villreinen* 1998: 70-73.
- Welsh, D. 1998. Response of bilberry *Vaccinium myrtillus* L. stands in the Derbyshire peak district to sheep grazing, and implications for moorland conservation. – *Biol. Conserv.* 83: 155-164.
- Wilson, E.O. 1989. The current state of biological diversity. S. 3-18 i: Wilson, E.O. & Peter, F.M. (red.). *Biodiversity*. 4th ed. – National Academy Press, Washington D.C.
- Aas, Ø. (red.), Vistad, O.I, Dervo, B., Eide, N. E., Kaltenborn, B. P., Haaland, H., Andersen, O., Svarstad, H., Skår, M. & Nellemann, C. 2003. *Bruk og forvaltning av nasjonalparker i fjellet - Internasjonale erfaringer med forvaltning av menneskelig virksomhet i nasjonalparker; - Kartlegging av næringsaktivitet i Dovrefjell-Sundalsfjella, Femundsmarka og Reisa nasjonalparker; - Litteraturstudie av økologiske, kulturfaglige og sosiale effekter av turisme i verneområder*. – NINA Fagrapport 72: 1-83.

VITENSKAPSMUSEET ZOOLOGISK OPPDRAGSTJENESTE

Utredning og forskning innen anvendt zoologisk miljøproblematikk

Helt siden 1969 har Vitenskapsmuseet, NTNU, påtatt seg oppdrag innen anvendt zoologisk miljøproblematikk. Et laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) ble da tilknyttet Zoologisk avdeling. Siden har en også fått en terrestrisk oppdragsenhet.

Vitenskapsmuseet har derfor i dag et utrednings- og forskningsmiljø som blant annet tar sikte på å bistå ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner og kommuner med miljøkonsekvensanalyser. Vi påtar oss også forsknings- og utredningsoppgaver (FoU) i forbindelse med planlagte naturinngrep fra interesserte private bedrifter m.m.

Oppdragsvirksomheten påtar seg:

- **forskningsoppgaver i forbindelse med naturinngrep og naturforvaltning**
- **konsekvensutredninger ved planlagte naturinngrep**
- **for- og etterundersøkelser ved naturinngrep**
- **alle typer faunakartlegging**
- **biologiske overvåkingsprosjekter**

Oppdragsvirksomheten har i dag faglig kapasitet innenfor fagfeltene:

- **ferskvannsekologi**
- **fiskeribiologi**
- **ornitologi (fugl) og mammalogi (pattedyr)**
- **viltøkologi**
- i samarbeid med andre forskningsinstitusjoner ved NTNU/SINTEF dekkes også andre fagfelt, deriblant marinøkologi

Vitenskapsmuseets geografiske arbeidsfelt vil normalt være innenfor fylkene Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland. Så fremt vi har kapasitet bistår vi imidlertid også innen andre landsdeler.

Vi har lang erfaring i FoU innen våre fagfelt og bred erfaring fra samarbeid med forvaltningsmyndighetene på ulike plan. Dette medfører at vi kan tilby alle våre kunder et ferdig produkt:

- av faglig høy standard
- til avtalt tid
- til konkurransedyktige priser

For å sikre dette, er det ønskelig at oppdrag blir bestilt i så god tid som mulig på forhånd. Spesielt er dette viktig ved arbeidsoppgaver som krever større feltinnsats.

Adresse: NTNU
Vitenskapsmuseet
Institutt for naturhistorie
7491 Trondheim

Tlf.nr.: 73 592280
Telefax.: 73 592295
E-mail: Zoo@vm.ntnu.no

ISBN 82-7126-669-1
ISSN 0803-0146