



Overvåking av kulturlandskapets biologiske mangfold


- aktuelle moduler for 3Q

*Jogeir N. Stokland, Gunnar Engan, Harald Bratli,
Wendy Fjellstad og Wenche Dramstad*



Overvåking av kulturlandskapets biologiske mangfold – aktuelle moduler for 3Q

Jogeir N. Stokland, Gunnar Engan, Harald Bratli
Wendy Fjellstad og Wenche Dramstad

Tittel: Overvåking av kulturlandskapets biologiske mangfold –aktuelle moduler for 3Q		NIJOS nummer: 12 /2004
Forfatter(e): Jogeir N. Stokland, Gunnar Engan, Harald Bratli, Wendy Fjellstad, Wenche Dramstad.		ISBN nummer: 82-7464-328-3
Oppdragsgiver: Landbruksdepartementet, Statens landbruksforvaltning, Norsk Bonde- og Småbrukarlag, Norges Bondelag, og Miljøverndepartementet.		Dato: 28. mai 2004
Prosjekt/Program: Tilstandsovervåking og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap ved hjelp av utvalgskartlegging		
Relatert informasjon/Andre publikasjoner fra prosjektet: 3Q: Tilstandsovervåking og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap. NIJOS-rapport nr. 11/03		
<p>Utdrag: Biologisk mangfold er ett av fire interesseområder som det rapporteres på i det norske overvåkingsprogrammet for jordbrukets kulturlandskap, det såkalte 3Q programmet. Denne rapporten beskriver hvordan håndtering av dette temaet i 3Q kan styrkes. Som bakgrunn for forslagene beskriver rapporten viktige aspekter ved kulturlandskapets biologiske mangfold. Basert på dette beskriver vi mulige tilleggsmoduler for 3Q-programmet for å forbedre overvåkingen. For å ha en høy sannsynlighet for å oppdage eventuelle negative endringer bør det inkluderes overvåking av et sett av indikatortaxa, i tillegg til overvåking av endringer i forekomster og struktur for naturtyper. I tillegg er det noen spesielle kulturlandskapstyper som ikke dekkes av 3Q per i dag, og programmet bør utvides for å fange opp endringer i disse.</p>		
<p>Abstract: Biological diversity is one of four main themes in the Norwegian monitoring programme for agricultural landscapes – the “3Q-programme”. This report describes how this part of 3Q can be strengthened. As background, the report describes important aspects concerning the biological diversity of agricultural landscapes. Based on this, we describe possible additional modules for 3Q that would improve the monitoring of biological diversity. In order to ensure a high probability of discovering negative trends of change, f.ex. a set of indicator taxa could be monitored in addition to monitoring of habitat quantity and landscape spatial structure. In addition, there are some special types of agricultural landscapes that are not currently included in 3Q, and extending the programme to also implement these would strengthen the 3Q-programme.</p>		
Emneord: Jordbruk, kulturlandskap, skjøtsel, biologisk mangfold, overvåking	Keywords: Agriculture, landscape, land management, biodiversity, monitoring	Sideantall + evt. vedlegg:
Geografisk sted: Norges jordbrukslandskap		Pris kr: 200,-
Ansvarlig underskrift: 		Kartmålestokk:
Utgiver: Norsk institutt for jord- og skogkartlegging Postboks 115, N - 1431 Ås Tlf.: + 47- 64 94 97 00 Faks: + 47- 64 94 97 86 E-post: nijos@nijos.no		Forsidebilde: Oskar Puschmann

Innholdsfortegnelse

1. Kulturlandskapets biologiske mangfold.....	1
1.1 I møtet mellom natur og kultur.....	1
1.2 Økosystem og livsmiljøer.....	1
Grunnleggende økologiske faktorer.....	2
Arealbruk som økologisk faktor.....	4
Beitemark.....	4
Slåttemark.....	4
Hagemark, lauveng og høstingsskog.....	4
Kultureng (dyrka eng).....	5
Åkermark.....	5
1.3 Artsmangfoldet.....	5
Artsrikdom.....	5
Plantelivet.....	6
Fuglelivet.....	6
Insektlivet.....	6
Beitemarksopp.....	6
1.4 Den genetiske variasjonen.....	7
2. Når hevden opphører og arealbruken endres.....	8
2.1 Gjengroing som trussel i kulturlandskapet.....	8
2.2 Nedbygging av kulturmark.....	11
2.3 Intensivert jordbruk.....	12
3. Kulturlandskapets historikk, overvåking og miljøindikatorer.....	15
3.1 Noen utviklingstrekk.....	15
3.2 Et overvåkingssystem med miljøindikatorer.....	16
3.3 Hva er en indikator?.....	16
3.4 Kriterier for en god indikator.....	17
3.5 Valg av indikatorer.....	18
4. Modul: Habitatregistrering og rødlistede arter.....	20
4.1 Hvorfor overvåke habitater i 3Q?.....	20
Faglige vurderinger.....	21
Forhold til kommunal naturtypekartlegging.....	21
4.2 Nasjonal og internasjonal harmonisering.....	22
4.3 Utprøving av habitatregistreringer i felt.....	23
Rødlistede arter på 3Q-flater.....	24
Etterarbeid – digitalisering av feltregistreringer.....	25
4.4 Modulbeskrivelse for 3Q.....	25
Stedfesting av arealer.....	25
Parametre for å beskrive arealene.....	25
Rødlistede arter.....	26
Digital felldatafangst.....	26
Etterarbeid - dataforvaltning.....	26
4.5 Praktisk organisering.....	26
Samarbeidsinstitusjoner.....	26
5. Modul: Overvåking av karplanter.....	27
5.1 Hvorfor overvåke karplanter?.....	27
5.2 Utvalg av overvåkingsflater.....	28
5.3 Prioriterte arealtyper.....	29
5.4 Metodikk for utvalg og etablering av analyseruter.....	29
5.5 Registreringsarbeid.....	32
5.6 Tidsbruk.....	32
6. Modul: Overvåking av fugler.....	33

6.1 Innledning.....	33
6.2 Fugler som overvåkingsgruppe	33
6.3 Hva er kulturlandskapsarter?	33
6.4 Erfaringer fra 3Q så langt	34
Metodikk	34
Resultater fra 3Q-takseringer i første omdrev.....	35
Statistiske styrkebetragtninger	35
Geografisk utbredelse	36
6.5 Modulbeskrivelse for 3Q.....	37
Antall flater og geografisk fordeling av 3Q-flatene (representativitet).....	37
Hvor hyppig bør flatene telles?	39
Koordinering med annen fugletaksering	39
Praktisk organisering og tidsbruk	39
7. Modul: Trelevende arter	41
7.1 Hvorfor overvåke trelevende arter i 3Q?	41
7.2 Ekstensiv overvåking av epifyttvegetasjon (moser og lav) på gamle edelløvtrær	43
7.3 Intensivovervåking av epifytter	44
7.4 Artsovervåking av utvalgte lav/moser	44
Insekter, sopp og lav på død ved.....	45
8. Modul: Andre elementer	45
8.1 Bearbeidet trevirke i skigarder og bygninger (løer, stabbur, med mer).....	45
8.2 Dammer	46
8.3 Steingjerder, kirkegårdsmurer og monumenter	47
8.4 Intensivovervåking av karplanter, moser og lav.....	47
9. Modul: Utvidelse av 3Q til å omfatte flere kulturlandskapstyper	48
9.1 Behov for utvidelse av 3Q.....	48
9.2 Nasjonalt verdifulle kulturlandskap	48
9.3 Seterlandskap.....	49
9.4 Modulbeskrivelse	49
10.Litteratur.....	50

Forord

Denne rapporten omtaler moduler under temaet biologisk mangfold som kan innarbeides i overvåkingsprogrammet 3Q. Hensikten med rapporten er å framheve ulike moduler som det vil være ønskelig å inkludere ut fra rent faglige vurderinger. Når vi har utarbeidet innholdet i disse modulene er det ikke lagt vesentlig vekt på budsjettmessige begrensninger.

3Q har imidlertid relativt faste budsjettammer og innenfor disse økonomiske rammene er det ikke realistisk å kunne gjennomføre alle de omtalte modulene i det omfanget denne rapporten beskriver. Den innbyrdes prioriteringen av disse modulene og dimensjonering av alternative omfang vil beskrives mer inngående i en teknisk rapport som blir utgitt våren 2005.

I 2004 er følgende moduler i operativ drift: Overvåking av karplanter (startet opp i 2004), Overvåking av fugler (startet i 1998).

Sammendrag

Bakgrunn

Denne rapporten beskriver hovedtrekk ved det biologiske mangfoldet i jordbrukets kulturlandskap og potensielle moduler i 3Q for overvåking av dette mangfoldet.

Kulturlandskapets biologiske mangfold

Det biologiske mangfoldet i jordbrukets kulturlandskap er betinget av grunnleggende økologiske faktorer som klima, topografi, berggrunn og jordsmonn (markfuktighet, mineralsammensetning). I tillegg er det betinget av arealbruk og ulike skjøtselsformer. Dette gjelder så vel livsmiljøer (habitater) som artssammensetning. Ulike arealbruksformer som beitemark, tradisjonell slåttemark, hagemark/høstingsskog, kultureng (dyrka eng), åker og gårdstun/hager modifierer betingelsene for vegetasjon og artsforekomster, og forårsaker ytterligere variasjon i det biologiske mangfoldet. Rapporten gir en kort karakteristikk av noen artsgrupper som er viktige elementer i kulturlandskapet (planter, fugler, insekter, beitemarksopp).

Påvirkningsfaktorer

Det er en rekke faktorer som forårsaker endringer i jordbrukets kulturlandskap. Noen av disse er så omfattende at hele landskapet med livsmiljøer og artssammensetning endrer karakter. En konsekvens av dette er at mange arter forsvinner. De viktigste påvirkningsfaktorene for det biologiske mangfoldet er gjengroing pga. opphør i hevd, nedbygging og intensivt jordbruk. Rapporten utdypet disse faktorene og gir eksempler på omfang av endringer.

Kulturlandskapets historikk og indikatorer på endring

Det norske kulturlandskapet har gjennomgått store endringer de siste hundre år, og det er ingenting som tyder på at disse endringene er i ferd med å stoppe opp. Sentrale trekk i denne utviklingen er bl.a. mekanisering, reduksjon i antall aktive gårdsbruk, urbanisering og arealpress. Slike utviklingstrekk representerer både konsekvenser av en generell samfunnsutvikling og årsaker til endring i det biologiske mangfoldet. For å fange opp utviklingstrekk i større sammenhenger og som mer avgrensede problemstillinger, benyttes et internasjonalt system for å definere indikatorer – det såkalte DPSIR-systemet. Dette systemet omfatter indikatorer for drivkrefter (D), påvirkningsfaktorer (P), tilstander (S), effekter (I) og responser fra samfunnet (R). 3Q er i særlig grad innrettet mot å registrere endringer i tilstander og effekter, men vil også kunne benyttes til å kvantifisere omfang av en del påvirkningsfaktorer.

Modul A – habitatregistrering og rødlistede arter

Denne modulen innebærer at viktige habitater (livsmiljøer) kartlegges som naturtyper og vegetasjonstyper som en en-gangs registrering på alle 3Q-flater. Viktige habitater omfatter alle beitemarker, slåttemark, villenger, gårdstun m/store trær samt skogarealer hvor det påvises hagemarksskog eller styvingstrær. I tillegg til klassifisering av arealene som naturtype og vegetasjonstype, klassifiseres også hevdstatus/gjengroing, beitepåvirkning, nitrogenpåvirkning vurdert ut fra signalarter, samt verdi (A,B,C) i henhold metodikk for kommunal kartlegging av verdifulle naturtyper. Videre kvantifiseres tresjikt og antall grove trær og styvingstrær. I tillegg til karakterisering av arealer som livsmiljøer registreres også forekomst av rødlistede arter etter metodikk utviklet gjennom Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. Registreringene kan med fordel gjennomføres i samarbeid med fagmiljøer ved universiteter, høyskoler og institusjoner som har spesialkompetanse på kulturlandskap.

Modul B – overvåking av karplanter

Denne modulen innebærer overvåking av karplanter på et utvalg av 100 3Q-flater som er geografisk fordelt over hele landet. Det legges opp til at disse flatene undersøkes med 5-årig syklus. Innen hver overvåkingsflate etableres det permanente analyseruter på 8 x 8 m innen følgende prioriterte arealstyper; beitemark, kultureng med usikker hevdstatus, kulturpreget villeng og kulturpreget utmarksbeite. Antall analyseruter per overvåkingsflate vil variere noe. På 3Q-flater med tilstrekkelig areal av disse arealstypene skal det etableres minst 5 analyseruter. Innen hver analyserute registreres alle karplantearter med dekningsgrad. Videre registreres en rekke egenskaper som markfuktighet, jorddybde, kornstørrelse i jorda,

helningsgrad og –retning, kronedekning av trær og busker, beitetrykk m.v. Det tas også jordprøver for mer spesifikke målinger som pH, N, m.fl.

Modul C – overvåking av fugler

Denne modulen innebærer overvåking av fugler på et utvalg av ca. 150 3Q-flater som er geografisk fordelt over hele landet. Det legges opp til at disse flatene undersøkes med 2-årig syklus og med ett registreringsbesøk per registreringsår. Innen hver overvåkingsflate registreres alle fugler fra 9 tellepunkter og det registreres i 5 minutter på hvert punkt. Registreringene bør koordineres med registreringer i et nasjonalt nettverk for overvåking av hekkefulger i Norge dersom et slikt kommer i gang. De praktiske registreringene organiseres og utføres av Norsk Ornitologisk Forening.

Modul D – trelevende arter

Med trelevende arter menes i denne sammenheng epifyttiske moser og lav. Slike arter vokser fremfor alt på grove trær og finnes på tuntrær, allétrær, eldre trær i hagemarkskog, styvingstrær og frittstående trær i jordbrukslandskapet. Modulen beskriver en ekstensiv del der det velges ut 125 flater som registreres hvert 5. år. På hver flate velges det ut ca. 10 trær og på hvert tre registreres arters forekomst på stammen opp til 2 m med en enkelt mengdeangivelse. I tillegg beskrives en intensiv del for dybdestudier på et lite antall 3Q-flater (om lag 10 flater). Her velges det ut 50 trær hvor mengden av ulike arter overvåkes med en mer detaljert teknikk (faste oppmerkede flater på 25x25 cm på trestammen).

Modul E – andre elementer

Denne modulen omfatter registreringer av følgende elementer: bearbeidet trevirke i skigarder og bygninger (løer, stabbur, mm.), dammer, steingjerder, kirkegårdsmurer og monumenter. Denne modulen er ikke utviklet i detalj. Hvis finansiering til slik overvåking kan sikres, må man regne med noe videre metodeutvikling før oppstart.

Modul F – utvidelse av 3Q til flere kulturlandskapstyper

Denne modulen innebærer å utvide 3Q med nye flater i kulturlandskaper som er lite representert i dagens 3Q-nett. Det er særlig ønskelig å etablere flere flater i nasjonalt verdifulle kulturlandskap og i seterlandskap. Modulen er ikke utviklet i detalj, og det påpekes at en grundigere metodeutredning er svært viktig for å avklare hva som skal registreres, hvordan og hvor.

1. Kulturlandskapets biologiske mangfold

I dette innledende kapitlet beskriver vi viktige aspekter ved kulturlandskapets biologiske mangfold. Formålet er å gi en viss oversikt som bakgrunn for hvordan vi tenker en videre utvikling av dette temaet i 3Q.

Det finnes mange definisjoner av biologisk mangfold, og felles for disse er at de vektlegger variasjon på økosystemnivå, på artsnivå og på genetisk nivå. En slik inndeling benyttes også i dette kapitlet. Økosystemer er i stor grad preget av naturlige faktorer som klima, berggrunn, topografi og jordsmonn, og så vel produksjonsevne som biologisk mangfold kan forstås i lys av disse faktorene. Dette gjelder også for kulturlandskapet, men til forskjell fra naturlige økosystemer er kulturlandskapets biologiske mangfold i stor grad også betinget av arealbruken og ulike skjøtselsformer. Derfor omtaler dette kapitlet både de naturbetingede faktorenes innvirkning på det biologiske mangfoldet og betydningen av skjøtsel. I kapittel 2 ser vi nærmere på hva som skjer når skjøtselen opphører.

1.1 I møtet mellom natur og kultur

For å forstå hvordan det biologiske mangfoldet framstår i et konkret landskap må man både ta i betraktning de grunnleggende økologiske forholdene i området, og hva slags arealbruk og skjøtselsformer som har vært benyttet gjennom tidene. Dette gjør kulturlandskapet mer komplekst enn andre økosystemer, og derfor svært spennende og interessant.

Noen eksempler kan tjene som bakgrunn for å belyse samspillet mellom naturgrunnet og skjøtselsformer. I et ravinelandskap som benyttes til beite vil man raskt kunne fastslå at markfuktigheten varierer mellom tørre rygger og fuktige forsenkninger hvor det ofte renner bekker eller en elv i ravinens hovedløp. Denne variasjonen er betinget av naturgrunnet. Hvis området ikke hadde vært kulturpåvirket ville man isteden hatt en skog med tilsvarende variasjon i markfuktighet. Når skogen er fjernet og beitedyr holder området åpent, får man et helt annet lysregime som favoriserer andre planter enn dem som trives i den skyggefulle skogen. I tillegg påvirker beitingen også artssammensetningen av planter. Ulike gressarter og urteplanter favoriseres av beitingen på grunn av sin vekstform. Det samme gjelder en rekke insekter som favoriseres på ulike måter grunnet beitedyrene. Disse relasjonene mellom beitedyr og artsmangfold av planter og insekter omtales nærmere lengre ut i kapitlet.

Et annet eksempel er tradisjonelle slåtteenger på kalkrik og kalkfattig grunn. Det naturbetingende utgangspunktet for disse engtypene er henholdsvis kalkfurskog (evt. kalkbjørkeskog) og mer ordinær barskog eller løvskog. Her finner man forskjellig artsammensetning på grunn av jordas mineralsammensetning. Videre har igjen skjøtselsformen en betydning i tillegg til naturgrunnet: det lysåpne miljøet gjør at skogsarter er fraværende. Dessuten har slått andre effekter enn beite. Slåtteredskapen er ikke selektiv i forhold til ulike planteslag, mens beitedyra velger de mest smakfulle planteslagene i vegetasjonen, og unngår sterkt kiselholdige planter som finnskjegg og sølvbunke, eller tornete planter som tistler og nypebusker.

Et tredje eksempel på kulturlandskapsareal er åkermark som pløyes hvert år. Slike arealer kan ved første øyekast se ut som en monokultur med den avlingstypen som dyrkes. Ved nærmere ettersyn kan man finne en rekke åkerugras som jordrøyk, linbendel, meldestokk, vassarve, osv. Dette er hovedsakelig ettårige planter som har en livsstrategi tilpasset mark som er preget av gjentatte forstyrrelser og ustabil jordsmonn. Fra naturens side forekommer slike livsmiljøer i rasmark, langs elvekanter, eller på strandarealer som regelmessig eller med ujevne mellomrom utsettes for ras, flom og bølger. På åkermark er pløgen en lignende forstyrrelsesfaktor, og her finner man kulturplanter som ikke klarer seg i konkurranse med de flerårige artene i beite- og slåttemark.

1.2 Økosystem og livsmiljøer

I de tre eksemplene over ble ulike økologiske faktorer omtalt direkte eller indirekte. I dette delkapitlet skal disse økologiske faktorene omtales mer systematisk for å belyse karakteristiske mønstre og forskjeller i

artssammensetning mellom ulike typer kulturmarker. For å kunne opprettholde variasjonsbredden i kulturlandskapets arter og livsmiljøer er det nødvendig å identifisere slike miljøer og forstå hvilke faktorer som favoriserer ulike arter.

Grunnleggende økologiske faktorer

Markfuktighet

Man skal ikke ha vandret mye i kulturlandskapet før man legger merke til at artssammensetningen av planter varierer fra tørre partier, gjerne der bergknauser stikker opp i dagen, til friskere mark hvor vegetasjonen er frodig, og videre til fuktenger eller bekkkanter som utgjør den andre ytterligheten. I tørr vegetasjon er ofte engtjæreblom, stemorsblom og sauesvingel karakterarter. I friskere engvegetasjon kommer det inn arter som prestekrage, blåklokke, engsoleie og engsyre. Her trives også grasarter som gulaks, rødsvingel, engrapp og engkvein – ikke rart at nettopp slik mark utgjør attraktive beitearealer. I fuktenger og langs bekkedar finner man arter som hanekam, bekkeblom, slåttestarr og myrtistel.

Betydningen av jevn vanntilgang er åpenbar i tørre somrer som forårsaker at vegetasjonen tørker inn og gulner. Dette er en betydelig mortalitetsfaktor som plantene ikke har mulighet til å rømme unna der de står rotfaste. Gjennom utviklingshistoriens gang har planter utviklet forskjellige strategier for å overleve perioder med tørkestress. Noen planter er ettårige med tidlig frøspiring og rask vekst, slik at de rekker å produsere nye frø før sommertørken setter inn. Vårrubloom, vårpengueurt og dvergforglemmeie er slike arter. Flerårige planter har gjerne kraftig rotsystem med mye næring slik at de kan produsere nytt bladverk etter kraftige tørkeperioder som har ”svidd av” overjordisk plantevev. Sauesvingel med sin kraftige rorstokk er et godt eksempel på denne strategien. Atter andre planter har utviklet bladverk og stengler som i stor grad tåler kraftig tørke. Fra utlandet kjenner vi kaktus og andre sukkulenter med denne strategien. Her hjemme er bergknapp-artene karakteristiske representanter som klarer de strenge betingelsene på tørrmark og bergknauser. Felles for alle disse plantene er at de tåler uttørking – de er *tørkestresstolerante*.

Jordas mineralsammensetning

På samme måte som man kan gruppere kulturmark i tørr – frisk – fuktig, kan man også gjøre en tredeling i baserik, intermedier og basefattig mark. Denne økologiske faktoren forårsaker store forskjeller i vegetasjonens artssammensetning. På kalkrike enger forekommer arter som enghavre, fagerknoppurt, knollmjødur og aksveronika, og disse er helt fraværende på kalkfattig mark. I tørre, basefattige slåtte-enger finner man bl.a. typiske arter som finnskjegg og sauesvingel. I middels baserike enger finner vi mange planter som folk flest kjenner – her er det gode betingelser for arter som blåklokke, prestekrage, ryllik, rødkløver, engknoppurt, forskjellige perikum-arter, osv.

Bakgrunnen for disse forskjellene i artsinventar er å finne i jordas pH og tilgangen på kalsiumkarbonat (CaCO_3). Om man sammenligner kalkrik jord med silikatjord er kalsiuminnholdet ofte mer enn hundre ganger høyere, og det er også forskjeller i mengden jern (mindre i kalkjord) og mangan (noe mer), mens fosformengden er omtrent den samme i de to jordtypene (Ekstam & Forshed 2002). Selv om det delvis er tilstrekkelig mineralnæring i jorda lider likevel plantene større mangel på jern, mangan og fosfor på kalkrik jord enn på silikatjord. Dette skyldes forskjeller i konsentrasjon av plantenæringsstoffer oppløst i jordvannet som er tilgjengelige for røttens næringsopptak. I den kalkrike jorda er konsentrasjonen av kalsiumioner (Ca^{++}) meget høy og det er særlig disse som står for basemetningen, mens jern-, mangan- og fosforioner i langt mindre grad finnes oppløst i jordvannet. Kalkjorda har også mangel på magnesium og en rekke sporstoffer som er nødvendige for plantenes vekst. Det råder med andre ord en mineralnæringsmangel i den kalkrike jorda, noe som kan synes paradoksalt ettersom vi vet at artsrikdommen av planter er større her enn på kalkfattig mark. De forskjellige konsentrasjonene av mineraler (eller snarere grader av mineralmangel) er plantene tilpasset å tolerere i ulik grad, og dette slår ut i en systematisk variasjon i artssammensetning som reflekterer jordas mineralsammensetning.

Også for insektlivet i kulturlandskapet er markegenskapene viktig. Bl.a. er jordsmonnets *partikkelstørrelse* en viktig egenskap for insektlivet i engene. Insektkjennere har i alle år erfart at enger på sandjord har en spesiell insektfauna. Dette skyldes sannsynligvis flere forhold, men en viktig faktor er at slik jord er løs nok

til at voksne insekter og larver kan grave seg ned i jorda, i motsetning til mer finkornet jord som har høyere markfuktighet og et tettere nett av planterøtter. En lang rekke insekter har den strategien at larvene graver seg ned i jorda og forpupper seg her hvor de er beskyttet mot rovinsekter og insektspisende fugler. En rekke sommerfuglarter i gruppen nattfly har denne strategien også på larvestadiet. Om dagen graver de seg ned i sandjorda for å gjemme seg for predatorer, og nattetid kryper de opp i vegetasjonen for å spise. Ettersom sandjord er svært lett drenert, oppstår det raskt vannmangel på slik grunn. Dette gjør at vegetasjonsdekket blir mer sparsomt og bakketemperaturen blir vesentlig høyere enn i frodige enger hvor vegetasjonen fullstendig skygger til bakken. Dette er også av stor betydning for insektlivet.

Ser man de to fundamentale markegenskapene fuktighet og baserikhet i sammenheng, kan man sammenfatte mye av kulturlandskapets vegetasjonstyper og plantesammensetning i en matrise som vist i Tabell 1. Her ser man hvordan de to økologiske faktorene spenner ut mye av variasjonsmønsteret (den komposisjonelle diversiteten) i kulturlandskapets seminaturalige grasmarker. Skal man forvalte dette mangfoldet er det viktig å kjenne til hvor mye vi har av de forskjellige vegetasjonstypene, hvor de forekommer i landet, og ikke minst hva slags hevdstatus de har. Som det framgår av kapittel 2, er aktiv hevd en direkte forutsetning for mye av det biologiske mangfoldet i kulturlandskapets enger. Det må også nevnes at ekstra næringstilførsel i form av nitrogen-gjødsel påvirker engvegetasjonen i et slikt omfang at hele vegetasjonstypen endrer karakter. I Tabell 1 ser vi dette midt i skjemaet der vegetasjonstypen G14 (næringsrik gammeleng) ofte er en gjødslet utgave av G4 (frisk fattigeng).

Tabell 1: Kulturlandskapets vegetasjonstyper og eksempler på arter satt inn i et økologisk skjema som viser deres forekomst i forhold til markfuktighet og baserikhet.

	Baserik	Intermediær	Basefattig
Tørr	G6 Enghavre-eng G7 Dunhavre/dunkjempe-eng G10 Hestehavre-eng Knollmjørdurt	G7a Engtjæreblom-eng Engtjæreblom, stemorsblom	G5 Finnskjepp-eng fattig sauesvingel-eng Hårsveve, finnskjepp
Frisk	G11 Vekselfuktig baserik eng Blåstarr, engstarr	G4 Frisk fattigeng G13 Skogstorknebb/ballblomeng G14 Næringsrik gammeleng Prestekrage, blåklokke,	G3 Sølvbunke-eng Sølvbunke
Fuktig	Hårstarr,	G12 Våt-fuktig middels næringsrik eng Hanekam, bekkeblom, engkarse	G1 Fattig fukteng G2 Blåtopp/blåknapp-eng Blåtopp

Klima

Det er stor klimatisk variasjon innen Norge - fra fjord til fjell, fra Lindesnes til Finnmark, og fra regnfulle strøk i vest til tørre regioner på Østlandet. Dette gjelder også kulturlandskapet der både plante- og dyrearter har forskjellige tilpasning og toleranse for ulike klimafaktorer. Derfor er det ikke overraskende at vi finner store regionale variasjoner i artssammensetning og utforming av ulike vegetasjonstyper. Det vil gå for langt å utdype slike forskjeller i denne rapporten, men det er på sin plass å gi noen eksempler for å illustrere viktige trekk.

Det første som bør nevnes er variasjonen fra lavlandet til seterregionen opp mot og over tregrensa. I seterregionen kommer det inn en rekke fjellplanter i kulturlandskapet, og her er arter som fjellmarikåpe, fjellarve, seterfrytle, fjelltimotei og seterrapp karakteristiske alpine innslag. Et interessant fenomen er at seterdrift og beite/slått i høyereliggende dalstrøk tillater disse artene å ekspandere til vesentlig lavere høyddag enn hva naturgitte betingelser tilsier. Dette bør man kanskje ta med seg i vurderingene når det er logisk å tenke at fjellfloraen (og faunaen) kan bli presset høyere som en effekt av forventede klimaendringer. Også dyrelivet oppviser slike regionale forskjeller. Gulerle og småspove er arter som forekommer i høyereliggende strøk og i nord, mens arter som åkerrikse, vaktel og fasan er kulturlandskapsarter med en sørlig utbredelse.

En annen viktig variasjon er mellom den relativt fuktige og vintermilde regionen på Vestlandet og langs kysten av Midt-Norge og sydlige deler av Nord-Norge. Kystlynghei som kulturmarkstype er i sin helhet

knyttet til denne regionen, og det er også spesielle kulturmarksplanter som helt eller nesten utelukkende er å finne her. Blant disse kan nevnes purpurlyng, heiblåfjær, kystmyrklegg og purpurmarihånd.

Arealbruk som økologisk faktor

Arealbruken er en grunnleggende faktor som sammen med naturgrunnlaget er med på å skape de egenartede livsmiljøene vi finner i kulturlandskapet. Her gir vi en kort gjennomgang av de viktigste arealbruksformene som har vært eller fremdeles er i bruk i landbruket, og fremhever ulike aspekter som er av betydning for det biologiske mangfoldet.

Beitemark

Helt siden mennesket ble bofaste i Norge for flere tusen år siden har man benyttet husdyr for matproduksjon med kjøtt-, melk- og andre husdyrprodukter. Sommerstid blir dyra sluppet ut på beite, og gjennom flere hundre år har påfølgende generasjoner benyttet de samme arealene som beitearealer. Karakteristisk for beitearealer er at tresjiktet helt (eller delvis) fjernes, og man skaper et lysåpent miljø som favoriserer en rekke arter som skygges ut i skogen. Videre er beiteaktiviteten en moderat forstyrrelsesfaktor som også påvirker beitemarkas plante- og dyreliv. Selve beiteaktiviteten gjør at planter hele tiden får småskader, og beitedyra har en tendens til å velge de mest smakfulle planteslagene og unngå planter med torner eller slike som er sterkt kiselholdige. Tråkk fra husdyra skaper kontinuerlig små åpninger i vegetasjonen som favoriserer planter med frøformering. Videre representerer møkka fra beitedyrene et viktig mikrohabitat for en rekke spesialiserte insekter.

Slåttemark

Slåttemarka er arealer der man produserer og høster dyrefor for vinteren. Slåttemarker er på samme måte som beitemarker ofte holdt i hevd gjennom hundrevis av år. For å sikre et tilstrekkelig lager av vinterfôr blir derfor husdyra holdt ute fra slåttemarka, i hvert fall fram til hovedslåtten. Av og til benyttes en praksis der man slipper dyra ut på beite etter slåtten, og det er således ikke alltid enkelt å skille slåtte- og beitemark. Slåttemarka skiller seg fra beitemarka hovedsakelig på tre måter. For det første kutter ljàen og slåttemaskinen all vegetasjon uten diskriminering ved ankelhøyde, noe som relativt sett favoriserer småvokste arter som engkall, blåfjør, kattedot og ulike søte-arter. For det andre tas en større andel næring bort fra marken ved langvarig slåtthevd sammenlignet med beiting, der det i større grad skjer en resirkulering av næringsstoffene. Dette gir en gradvis utmagring av marka, som favoriserer konkurransesvake arter og dermed gir mer artsrike enger. For det tredje gir hover og klauver en vedvarende opptråkking av beitemarka. Fraværet av denne faktoren gjør at vi finner flere arter som er ømfintlige for tråkk i slåttemarka. På den annen side favoriserer tråkkpåvirkningen frøformerte arter som nevnt over.

Hagemark, lauveng og høstingsskog

Hagemark er en gammel arealbruksform som er karakterisert ved et spredt tresjikt på beitemark. Slik hagemark fantes typisk i overgangssonene mellom dyrka mark og skog, gjerne på ulendte eller skrinne arealer som var uegnet for åker eller eng, eller på arealer som enda ikke var rydda for skog og stein. Den vandrende skyggen fra det spredte tresjiktet ga en fordel for både markvegetasjonen og beitedyra ved at sola ikke ble for intens.

En annen variant av denne arealbruken var de såkalte lauvengene og styvingsskogene. Her ryddet man systematisk bort alle bartrær og la forholdene til rette for et spredt tresjikt av forskjellige lauvtrær. Både trær og busker ble styva og lauva, dvs. man kuttet av grener for å ta vare på bladverket som tilleggsfôr vinterstid.

Det karakteristiske elementet på slike arealer er de spredte trærne som ofte ble gamle og storvokste. Disse utgjør et helt særegent miljø, der vi bl.a. finner en rekke lav- og mosearter som vokser på barken av grove trær. Videre er en rekke vedlevende insekter knyttet til slike trær. Dels er det ofte at slike gamle trær utvikler hulrom der man finner en meget spesialisert insektfauna. Videre har eldre lauvtrær ofte døde grener og stammedeler som koloniseres av vedboende insekter. Mange av disse foretrekker nettopp slikt solekspontert trevirke som finnes på frittstående trær i hagemark og styvingslier.

Kultureng (dyrka eng)

Kulturenga er en relativt sett ny arealtype i kulturlandskapet. Denne er karakterisert ved at man tilfører marka ekstra nitrogen i form av husdyrgjødsel eller mineralgjødsel (kunstgjødsel). Dette gir mye frodigere enger og langt høyere grasproduksjon enn ugrjødsla slåtte- og beitemark. Med noen års mellomrom pløyer man gjerne marka og sår med den fôrtypen man ønsker å høste. Dette er gjerne flerårige grasarter som for eksempel timotei. Selv om produksjonsevnen i kulturenga er høy er artsmangfoldet svært lav. Det er bare et fåtall arter som klarer å konkurrere med de hurtigvoksende fôrengplantene og samtidig tåler slått 2-3 ganger i løpet av vekstsesongen. Ofte finner man ikke mer enn 4-5 arter på slike kulturenger selv om man leter både lenge og grundig.

Åkermark

Åkermarka er karakterisert av årlig jordarbeiding, og således er dette arealer med en svært høy grad av forstyrrelse. Her finner vi en lang rekke ett- og toårige ugrasarter. Dersom ikke åkermarka sprøytes intensivt, kan man faktisk finne et stort mangfold av plantearter i åkermarka. Dette gjelder spesielt i åkerkantene der så vel pløying og sprøyting er mer uregelmessig.

Gårdstun og hager

Stor tråkk- og slitasje påvirkning. Karakteristiske arter er tunrapp, groblad, tunbalderbrå, og en rekke forvillede planter fra blomsterbed.

1.3 Artsmangfoldet

Artsrikdom

Artsrikdom er kanskje det både fagpersoner og folk ellers oppfatter som kjernen i det biologiske mangfoldet. Vi har ikke noen total oversikt over antall arter som forekommer i det norske kulturlandskapet. Dette skyldes delvis at det er svært mange arter som forekommer, og kunnskapen om flere grupper er mangelfull. Men det skyldes også at det kan være vanskelig å avgjøre hva som er en kulturlandskapsart ettersom artene i ulik grad er knyttet til disse livsmiljøene (se boks 1).

Boks 1: Arters forskjellige tilknytning til kulturlandskapet – en overordnet inndeling

Domestisert – arter som er foredlet (genetisk) i forhold til sitt opprinnelige utgangspunkt. Dette er ulike husdyr og avlingstyper som landbruket benytter for matproduksjon. Eksempler: gris, sau, hest, bygg, hvete, potet.

Kulturbetinget – naturlige arter (ikke foredlet) som helt eller nesten helt er avhengige av livsmiljø(er) som skapes i kulturlandskapet inkludert urbane miljøer. Det vil si at de knapt forekommer ellers i norsk natur. Eksempler: åkerrikse, sanglerke, gråspurv, skjære, tunbalderbrå, groblad.

Kulturbegunstiget – arter som forekommer ordinært i norsk natur, men som begunstiges av kulturpåvirkning og får livskraftige bestander også i kulturlandskapet. Eksempler: kråke, steinskvett, nattergal, gulspurv, åkerdylle, blåklukke, mjødukt, hundekjeks, kattefot, engtjæreblom.

I andre livsmiljøer - arter som hovedsakelig forekommer i andre økosystemer enn kulturlandskapet, men som også forekommer her. Eksempler: bokfink (skog), blåmeis (skog).

Introdusert – arter som er innført til landet ved menneskets hjelp, og som har etablert seg i norsk natur, herunder i kulturlandskapet. Ofte kan dette også være kulturbetingende arter. Eksempel: fasan.

Plantelivet

I denne rapporten spiller planter en framtrædende rolle fordi de er godt kjent og således kan tjene som illustrerende eksempler på mange forhold. Det er imidlertid ingen tvil om at karplanter utgjør en viktig del av artsmangfoldet i kulturlandskapet, og kulturlandskapet er et viktig økosystem hvor en stor andel av den norske floraen er å finne. En opptelling utført av botanikeren Reidar Elven viser at nesten 900 av Norges plantearter (inkludert underarter) er å finne på kulturbetingede eng-, beite- og tørrbakkearealer. Av disse har om lag 450 arter sin hovedforekomst nettopp i slike habitater. Til tross for at kulturmarksarealer utgjør en liten andel av Norges landareal, er det ingen andre livsmiljøer som har et større antall plantearter. Samme opptelling viste at vi har om lag 800 arter som forekommer i skog, og i fjellfloraen finner vi ca. 350 arter selv om dette utgjør langt større arealer i Norge.

De tallrike eksemplene på planter som benyttes i denne rapporten illustrerer artsmangfoldet av planter i kulturlandskapet, og det gjengis ikke flere eksempler her.

Fuglelivet

Fugler utgjør en iøynefallende del av kulturlandskapets artsmangfold, og ulike arter benytter ulike habitater i dette landskapet. I åpne enger og fuktenger trives arter som vipe, åkerrikse, vaktel, fasan og sanglerke, mens arter som låvesvale, taksvale og tårnseiler jakter insekter i luftrommet over de samme arealene. I kratt og kantsoner finner vi arter som gulspurv, hortulan, buskskvett og tornsanger, mens arter som stær, kråke, skjære og kattugle trenger trær og skogholt for å finne reirplasser og til dels fødesøkområder. Alt i alt er om lag 40 av Norges hekkende fuglearter mer eller mindre knyttet til kulturlandskapet.

Insektlivet

Insekter utgjør den desidert mest artsrike organismegruppen vi har i landet og i alt har vi mer enn 15 000 arter i Norge. På grunn av det store mangfoldet finnes det ingen oversikt over det totale antall insektarter i kulturlandskapet. For utvalgte artsgrupper vet vi imidlertid mer. Blant annet er ca. 80 av Norges om lag 100 dagsommerfugler knyttet til forskjellige habitater i kulturlandskapet. Også blant gresshopper finner vi de fleste arter i kulturlandskapet. For øvrig er det et stort antall nattsommerfugler, biller, blomsterfluer, teger, bier, humler og andre årevinger. Innen disse gruppene finner vi arter med høyst forskjellig levevis. Mange er planteetere, andre er rovinsekter eller parasitter på andre insekter. Et særegent levevis finner vi hos de mange arter som er nedbrytere med forskjellige spesialiserte levevis. For eksempel er det en lang rekke fluer og biller som utelukkende lever i møkk fra husdyr. Som en illustrasjon av beitedyras betydning for møkklevende insekter, kan det nevnes at flere utdødde eller direkte truede biller på den norske rødlisten er avhengige av nettopp husdyrmøkk. Et annet spesialisert levevis for insekter i kulturlandskapet har vi hos en rekke arter som lever i hule trær i kulturlandskapet. Dette gjelder blant annet mange billearter.

Beitemarksopp

Også blant soppene finner vi spesialiserte arter i kulturlandskapet. I en særstilling står de såkalte beitemarksoppene. Dette er arter i gruppene jordtunger, rødskivesopp, vokssopp, fingersopp og køllesopp. Alt i alt har vi ca. 140 arter av disse spesialistene. Et fellestrekk for dem er at de synes å være avhengige av langvarig beite, og de samme artene forekommer som et karakteristisk innslag i beitemarker over hele Europa. Et annet særtrekk ved disse artene er at de ikke tåler at hevdten opphører eller at arealbruken intensiveres ved ekstra nitrogentilførsel for å øke produksjonsevnen. Flere spesialstudier har dokumentert den negative effekten av ekstra næringstilførsel. Disse forholdene gjør at beitemarksoppene er et distinkt innslag på nasjonale rødlistene rundt om i Europa. Om lag halvparten av de norske beitemarksoppene står på den norske rødlista og så mange som 127 av de 140 artene vi har i Norge står på en rødliste i ett eller flere europeiske land.

Nå er imidlertid ikke alle sopparter i kulturlandskapet så sterkt truet. I tillegg til beitemarksoppene kommer om lag 100 marklevende sopp som finnes i tradisjonelle enger og beitemark, men som tåler svak gjødsling. Videre har vi en rekke mykorrhizasopp i trebevokste kulturmarker. Her finner vi for øvrig også en annen gruppe sopp – nemlig vednedbrytende sopp som lever i døde grener og hulrom på gamle trær.

1.4 Den genetiske variasjonen

Biologisk mangfold omtales ofte på økosystemnivå, artsnivå og genetisk nivå. Eksempler på viktige kulturlandskapstemaer på det genetiske nivået inkluderer antall husdyrraser og antall ulike økoter blant engvekster (se for eksempel genressursutvalgets arbeid med å kartlegge artsrike beitemarker og enger i forskjellige deler av landet for å bevare den genetiske variasjonen i kulturmarksplantene). På samme måte forekommer genetisk variasjon hos alle arter i kulturlandskapet. Det er imidlertid utenfor rammene av 3Q-prosjektet å overvåke den biologiske variasjonen på det genetiske nivået.

2. Når hevden opphører og arealbruken endres

I den norske rødlisten over truede planter og dyr er artene klassifisert i ulike trusselkategorier fra direkte truet til hensynskrevende (DN 1999). I tillegg er artene grovt klassifisert i forhold til livsmiljøer og faktorer som forårsaker deres tilbakegang. En sammenstilling av dette materialet viser at om lag 560 arter på rødlisten er knyttet til kulturlandskapet. Dette omfatter både karplanter, moser, insekter, fugler, sopp og lav. Ved å sortere disse artene i forhold til påvirkningsfaktorene trer det fram et interessant bilde (se Tabell 2).

Tabell 2: Påvirkningsfaktorer for 563* rødlistede arter i jordbrukslandskapet

Arealbruk		Ferdsel, mm.	
Utbygging	168	Slitasje fra tråkk	59
Jordbruk	131	Samling av arter	4
Skogbruk	53		
Drenering	12	Forurensing	
Arealbruk, uspesifisert	53	Biocider	2
		Forurensing, uspesifisert	27
Opphørt hevd			
Gjengroing	151	Annet	
Opphør av styving	6	Ukjent	207
		Annet, uspesifisert	8
		Sykdom	1

* De fleste artene påvirkes av flere faktorer, og summen av tallene er derfor høyere enn antall arter. Kildematerialet (DN 1999b) er beheftet med usikkerheter og tallene bør ikke leses helt bokstavelig.

Det viser seg at den viktigste trusselen mot dette mangfoldet er nedbygging av arealer, med andre ord den samme faktoren som påvirker det norske jordbruket negativt ved tap av dyrkbare arealer. På andre plass kommer gjengroing som følge av opphørt hevd ved at gårdsbruk legges ned eller at marginale arealer går ut av drift. Det er ikke usannsynlig at denne faktoren egentlig er den viktigste, siden det ligger et stort mørketall i kategorien ukjent. Fremdeles er ikke effekter av gjengroing godt forstått, og trolig er en rekke arter i gruppen ukjent direkte eller indirekte berørt av gjengroing. På tredje plass kommer jordbruk, og vanligvis dreier dette seg om intensivert drift.

I det etterfølgende skal de tre viktigste påvirkningsfaktorene omtales mer inngående, og i neste kapittel vil vi sette disse faktorene inn i en historisk sammenheng.

2.1 Gjengroing som trussel i kulturlandskapet

Hvert år legges det ned flere tusen gårdsbruk i Norge, men samtidig som gårdsbruk legges ned har det registrerte jordbruksarealet faktisk økt fra 9,6 millioner dekar i 1969 til 10,4 millioner i 2003. Overgangen fra mange små bruk til færre store bruk er et typisk tegn på intensivering av jordbruk og tilsvarer utviklingen ellers i Europa, hvor man også har sett stor nedgang i forekomsten av de tradisjonelle kulturmarker. Med intensivering kan man forvente at *kvaliteten* på mange jordbruksarealer som levested for andre arter enn de domestiserte er betydelig redusert.

Samtidig som statistikken viser en liten økning i jordbruksarealet, har det i senere tid vært mye oppmerksomhet rundt den gjengroingen av kulturmark som folk ser i landskapet. Det finnes mange åpne, semi-naturlige grasmarker som ikke omfattes av statistikken fordi de faller utenfor den offisielle definisjonen på jordbruksareal. Dette gjelder særlig ekstensive utmarksbeiter, små restarealer og kantsoner i innmarka, og arealer som er gått ut av drift. Mens nydyrkede jordbruksarealer har blitt tatt inn i det moderne jordbruket har mange tungdrevne arealer gått ut av bruk og gror igjen. Siden det ofte er de arealene som ikke er berørt av jordbrukets intensivering som innehar de største biologiske verdiene, ser vi nå at det er gjengroing som er den største trusselen.

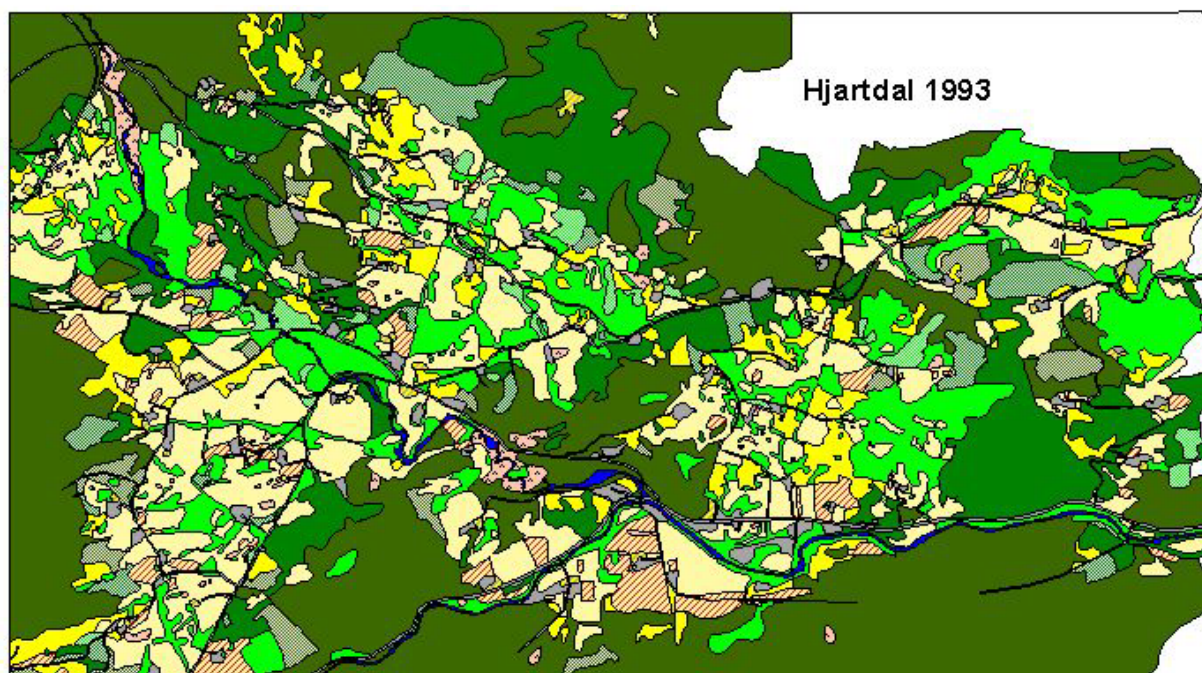
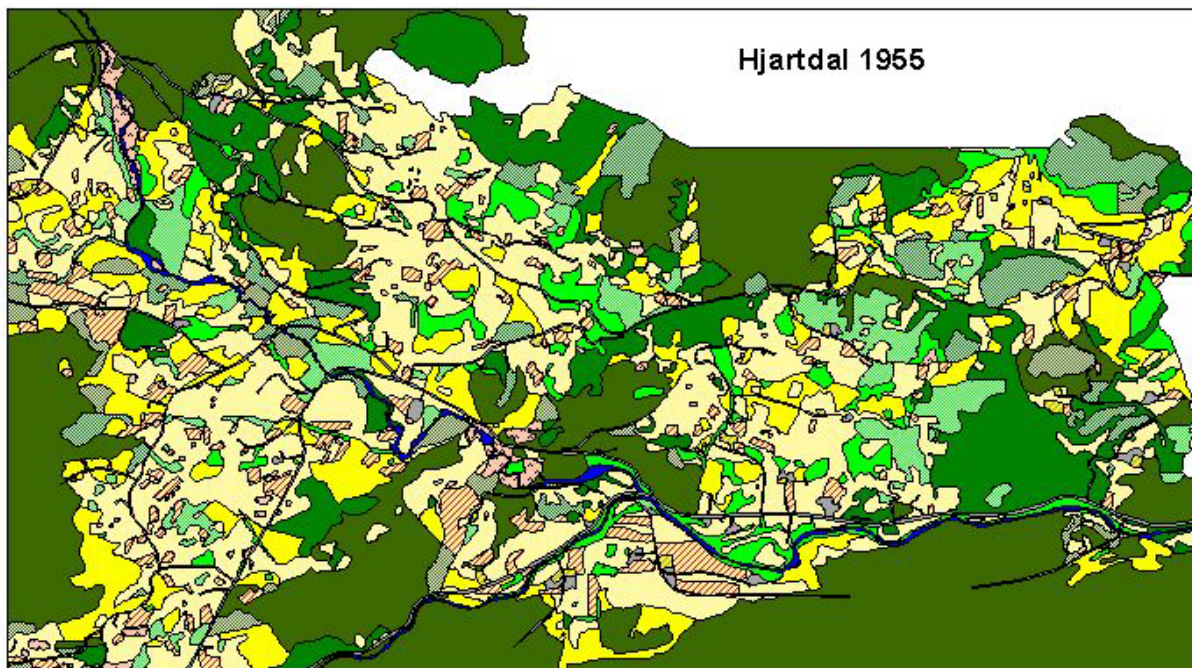
”Om hävden upphör” er tittelen på en svensk bok (Ekstam & Forshed 1992) som på en innsiktsfull måte forteller hvordan plantelivet endres i slåtte- og beitemark når hevden opphører. Her beskrives tre faser av gjengroing som i et forholdsvis fast mønster avløser hverandre før en fjerde fase markerer overgangen fra tidligere kulturmark til skogvegetasjon.

Den første fasen er karakterisert ved arter som er upåvirket eller kan øke i mengde de første par årene uten hevd, men som går kraftig tilbake eller dør ut allerede etter 3-5 år uten hevd. I denne gruppen finner vi arter som bakkesøte, småengkall, forskjellige former av øyentrøst og arter i blåfjær-slekten. Et fellestrekk for disse er at de er småvokste, kortlivede planter som er avhengige av frøformering. Det er forstyrrelsesregimet i de hevdede engene som opprettholder livsbetingelsene for disse artene. Tråkkspor fra beitedyr, kortvokst vegetasjon og fravær av fjorårsgras er viktige faktorer som gir gode spireforhold. Artene i denne gruppen forsvinner raskt når hevden opphører siden de hvert år må ha tilfredsstillende spireforhold.

Den andre fasen er karakterisert av lyselskende, noe mer storvokste planter enn i den første gruppen. Disse artene øker gjerne i mengde de første fem årene fra hevden opphører, men allerede etter 10-15 år uten hevd har de gått kraftig tilbake eller dødd ut. I denne gruppen finner vi arter som engnellik, nyresildre, blåklokke, engtjæreblom, rødkløver, engsoleie og prestekrage. Med andre ord folkekjære arter som skaper det visuelle hovedinntrykket fra de blomsterrike engene som Alf Prøysen har udødeliggjort i visa blåklokkevikua. I Sverige kalles dette suksesjonsstadiet ”den älskliga fasen” noe som har ledet til misoppfatninger om hevdens betydning for vegetasjon og dyreliv i kulturlandskapet.

Den tredje fasen er karakterisert av til dels storvokste urter og gras som klarer å overleve i et miljø med flere års akkumulering av fjorårsgress og strøfall. Disse artene øker eller er relativt upåvirket de første femten årene etter at hevden opphører, men de minsker i mengde eller dør ut etter 25-40 år. Til denne gruppen hører arter som fagerklokke, perikum-arter, ryllik, engsyre, skogstorknebb, timotei, engrapp og sølvbunke. Lyselskende ris- og buskvekster som røsslyng, bjørnebær, slåpetorn og pors begynner også å undertrykkes i denne fasen etter hvert som småtrær vokser til og skygger ut den lyselskende vegetasjonen.

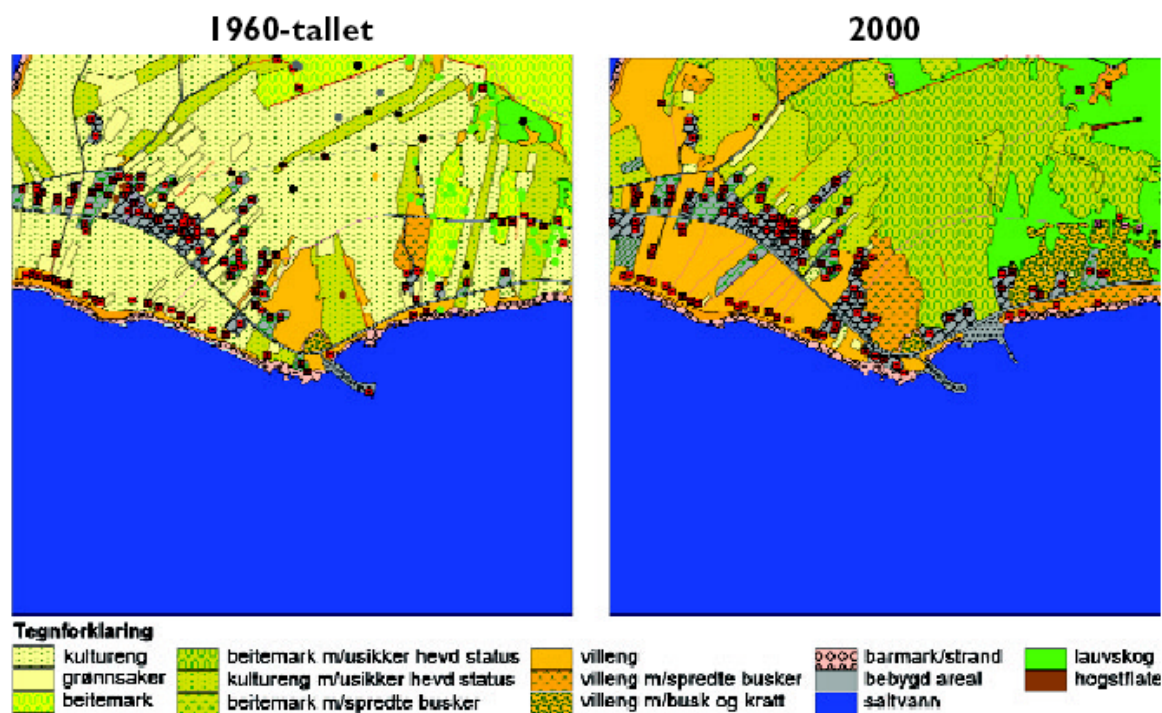
Også insektlivet i engene forandres på lignende vis som plantelivet når arealene gror igjen. Dels skjer endringene som en direkte følge av plantesuksessjonen ved at mange insektarter har engvekster som spesifikke vertsplanter i larvestadiet. I voksenstadiet er det mange sommerfugler, biller, humler, bier og fluer som lever av blomsterengenes omfattende pollen- og nektarproduksjon. Når blomstermengden reduseres synker også de voksne insektenes eggproduksjon med populasjonsnedgang som konsekvens. Endringer i insektlivet skjer også som en følge av den tiltagende akkumuleringen av tørt gress og strøfall. Dette dekket av dødt plantemateriale hindrer solinnstråling til bakken, noe man lett kan bekrefte en varm forsommerdag ved å stikke hånda inn under det tørre plantematerialet og kjenne at bakken er helt kald. Mange insekter som legger egg på bakken er avhengige av en viss temperatur for at eggene skal klekkes. Dette gjelder bl.a. en rekke sommerfugler og gresshopper. Disse får vesentlig redusert og/eller forsinket klekking på gjengrodde arealer, noe som fører til ytterligere populasjonsnedgang.



Tegnforklaring

- Beite
- Slåttemark
- Åker
- Hagebruk
- Fjell i dagen
- Bebygd areal
- Vann
- Glissen løvskog
- Løvskog
- Glissen blandingsskog
- Blandingsskog
- Glissen barskog
- Barskog

Figur 1: Kart over en jordbruksgrend i Hjordal i 1955 og 1993. Her framgår det tydelig hvordan beite- og slåttemark har blitt til løvskog på 40 år.



Figur 2: Denne 3Q-flata fra Troms fylke illustrerer nedlegging av jordbruksdrift. I løpet av ca. 40 år er jordbruksarealene blitt erstattet med villeng, buskdekt areal og løvskog.

Slutten på den tredje gjengroingsfasen representerer overgang til et skogsmiljø ved at små trær begynner å dominere vegetasjonsbildet. I markvegetasjonen er det skyggetolerante planter som overtar, og arter som einstape, blåbær, liljekonvall, hårfrytle, skogfiol og hvitveis viser at epoken for engvekstene er over. De tidsintervallene som er angitt over skal ikke betraktes som absolutte. Gjengroingen kan både skje raskere og langsommere enn dette. På frisk og fuktig mark kan konkurransesterke arter ekspandere meget raskt, spesielt dersom gråor eller osp allerede finnes på stedet kan mange av artene i de tre suksesjonsfasene forsvinne omtrent samtidig. På tørrere mark skjer gjengroingen langsommere, og spesielt i høyereliggende strøk med kort vekstsesong kan man finne enger som er i den tredje gjengroingsfasen opptil 50-100 år etter at enga gikk ut av bruk. Langs kysten er det ofte så værhardt at det ikke kommer noen skogfase. Her representerer ofte tett mjødukt-vegetasjon en relativt stabil slutfase.

2.2 Nedbygging av kulturmark

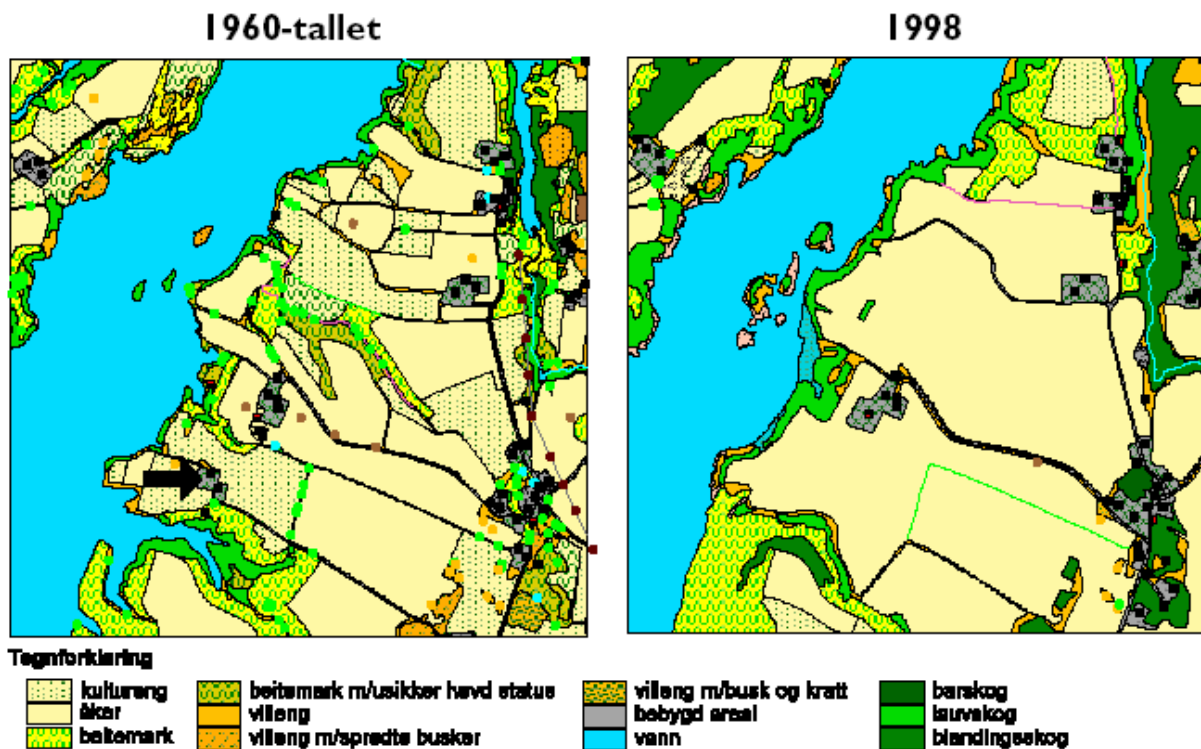
Jordvernstatistikk over tapte jordbruksarealer forteller i tydelige tall at kulturlandskapet er under press. Siden 2. verdenskrig er det bygd ned over 900 000 dekar dyrkede eller dyrkbare landbruksarealer i Norge (St. Meld. 19 1999-2000). Dette er i størrelsesorden 10 % av dagens landbruksareal. Denne nedgangen har vært meget stabil fram til i dag, og ved inngangen til årtusenskiftet var tapet i størrelsesorden 15-20 000 dekar pr. år. Dette har selvfølgelig alvorlige konsekvenser for nasjonal matforsyning, men det hører også med i dette bildet at viktige livsmiljøer for det biologiske mangfoldet går tapt i denne prosessen.

Straks man blir oppmerksom på problemstillingen er det lett å se at nedbygging av kulturmark også representerer en trussel mot det biologiske mangfoldet. Hele livsmiljøet med alt artsinventar går tapt når det omdisponeres til boligfelt, industriområde, vei, eller andre formål. Dette fenomenet er naturlig nok mest utbredt nær byer, og i de delene av landet hvor arealpresset er størst, spesielt i fylkene rundt Oslofjorden, på Jæren og i Trøndelag.

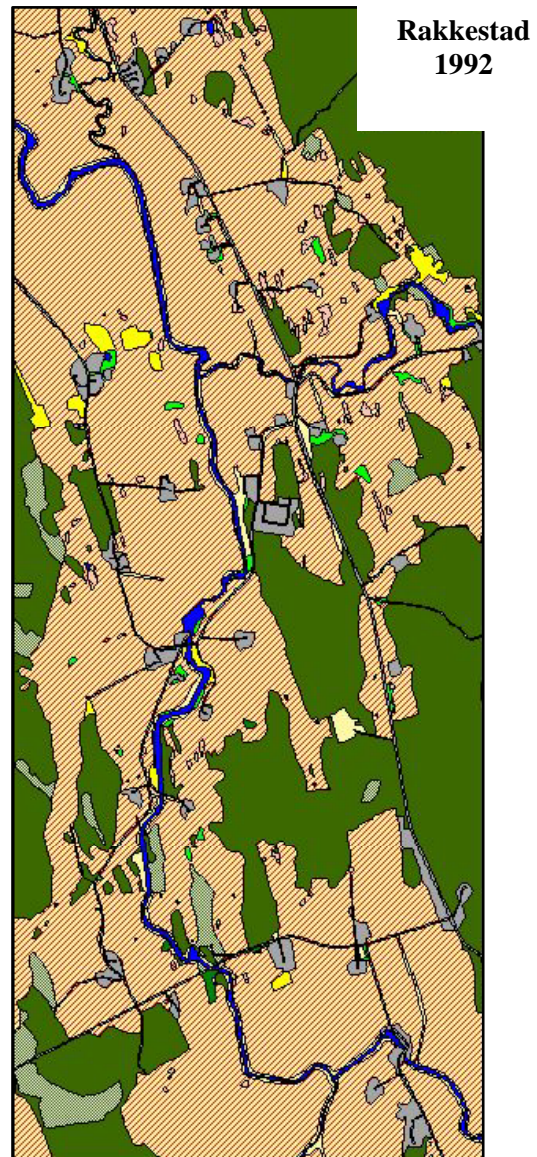
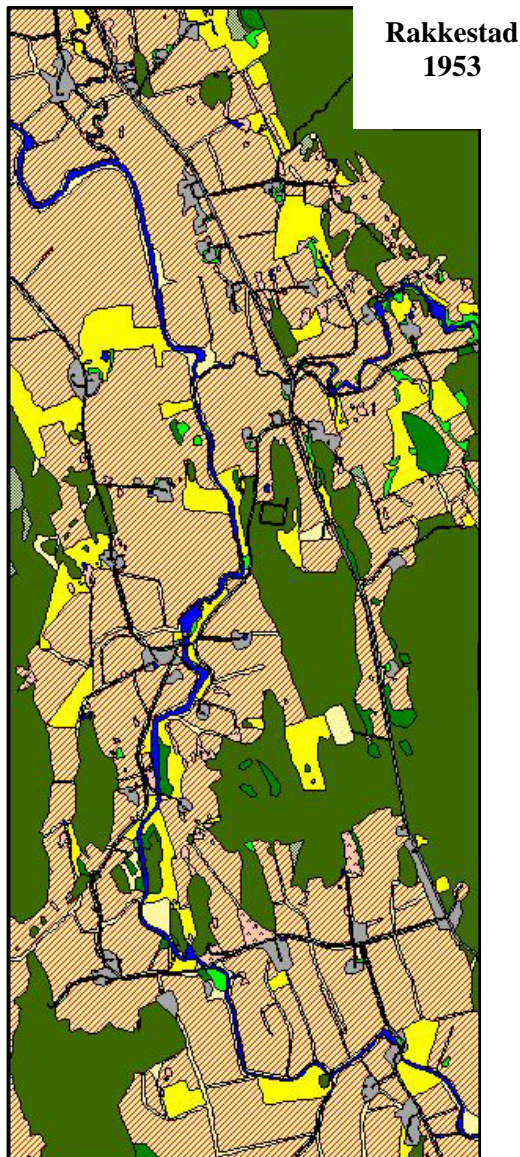
2.3 Intensivert jordbruk

Innledningsvis ble gjengroing omtalt som en omfattende trussel mot kulturlandskapets biologiske mangfold. Dette fenomenet er mest utbredt i marginale jordbruksstrøk. I sentrale jordbruksstrøk er den motsatte trenden en trussel. Her kan ofte intensivert jordbruksdrift medføre at viktige miljøkvaliteter for det biologiske mangfoldet forringes eller går tapt.

På samme måte som nedbygging fjerner hele livsmiljøer, medfører også omlegginger innen jordbruket at livsmiljøer går tapt – dog i mindre skala. Det kan være lukking av naturlige bekkeløp, gjenfylling av dammer, og fjerning av kantvegetasjon langs teigdeler for å få større sammenhengende dyrkingsarealer. Dette er en trend som har pågått i hele forrige århundre og særlig etter 1950-tallet da traktoren gjorde sitt inntog i det norske jordbruket. En annen intensivering har skjedd ved at tidligere beitemark har blitt pløyd opp til åkermark – et fenomen som er mest utbredt i lavereliggende strøk etter den store omleggingen på 1960-tallet da det ble lagt til rette for at husdyrdrift primært skulle drives i dalstrøk og på Jæren, mens gårdsbruk i lavlandet på Østlandet og i Trøndelag skulle prioritere korndyrking. I ravineområder der beitedyr uten problemer tok seg fram fikk imidlertid traktoren vanskelige forhold. I slike områder gikk intensivering til et ytterpunkt gjennom bakkeplanering og utretting av bekkeløp og elver for at åkermarka skulle bli enklere å drive.



Figur 3: Denne 3Q-flata fra Østfold fylke illustrerer endringer som følger av intensivering av jordbruket. Det har vært en forenkling av landskapet, med færre større teiger, en 35% reduksjon i beiteareal og en gård som er fjernet (pil).



Tegnforklaring

- Beite
- Slåttemark
- Åker
- Hagebruk
- Fjell i dagen
- Bebygd areal
- Vann
- Glissen løvskog
- Løvskog
- Glissen blandingsskog
- Blandingsskog
- Glissen barskog
- Barskog

Figur 4: Kart over et jordbruksområde i Rakkestad i 1953 og 1992. Intensivering og spesialisering av jordbruk i perioden har ført til fjerning av kantvegetasjon for å lage større åkre, oppdyrking av tidligere beiteareal, og fjerning av småbiotoper, inkludert gårdsdammer.

En annen side ved intensivt jordbruk er ekstra tilførsel av næringsstoffer og vann. I forrige kapittel ble det vist hvordan nettopp ressursmangel i form av næringsknapphet og vannmangel gir livsbetingelser for en rekke plante- og dyrearter som har stresstoleranse som overlevingsstrategi. Når beite- og slåttemark tilføres ekstra næringsstoffer favoriserer dette et fåtall nitrogenelskende arter som raskt konkurrerer ut et stort antall andre arter og derigjennom reduserer det store arts mangfoldet som karakteriserer ugjødslet beite- og slåttemark. Heri ligger det en interessekonflikt mellom gårdbrukerens ønske om frodige og produktive enger og det biologiske mangfoldet som er størst på skinnere mark.



Figur 5: Bildet til venstre var tatt i 1993 og viser en av Buskeruds mest artsrike slåtteenger. Enga var aldri blitt pløyd eller gjødslet, og bonden – som kom og slo enga hvert år – var den viktigste 'økologiske' faktoren. Bildet til høyre viser den samme enga i 2002. Enga har sterkt endret karakter etter at hevdene opphørte. (Foto: Oskar Puschmann)

3. Kulturlandskapets historikk, overvåking og miljøindikatorer

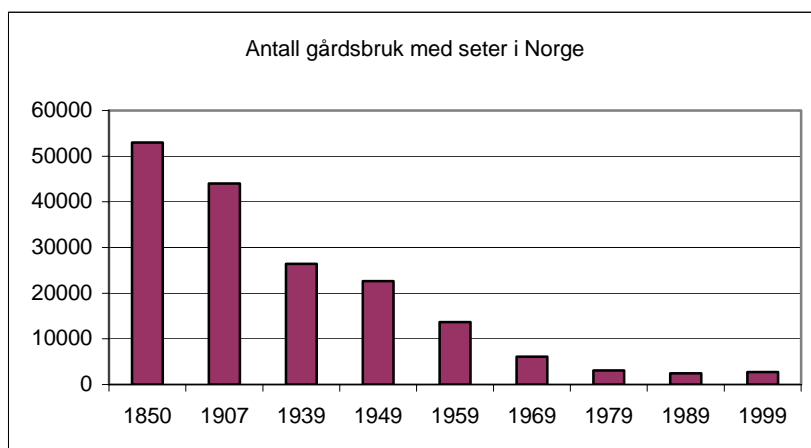
Det norske kulturlandskapet har gått gjennom store endringer de siste hundre årene. Sentrale trender i denne tidsperioden kan oppsummeres med følgende stikkord: teknologisk utvikling, lønnsutvikling for arbeidskraft, sentralisering og fraflytting fra bygdene, nedlegging av gårdsbruk og virkemiddelstyring i landbrukspolitikken. Og det er all grunn til å tro at også framtiden vil oppvise store endringer.

3.1 Noen utviklingstrekk

Går man tilbake til siste halvdel av 1800-tallet medførte industrialiseringen store endringer for landbruket. På den ene siden kom det en rekke nye redskaper som stålspader, stålpløger, stubbebrytere og drenerør. Også mineralgjødsel kom til på denne tiden og muliggjorde omlegging fra natureng til kultureng. På den andre siden trakk industrien arbeidskraft til byene og drev arbeidslønningene i været. I løpet av en kort periode (ca. 1875-1890) hadde jordbruket en kraftig mekaniseringsbølge med hesten som drivkraft. Det som tvang bøndene til å utnytte hestens trekraft var en generell økning i arbeidslønna som reduserte tilgangen på billig arbeidskraft i bygdene, og billigere industriredskaper som gjorde mekanisering lønnsom. Dette representerer startfasen på ”det store hamskiftet” som ved siden av innføring av nye redskaper som såmaskiner, slåttemaskiner, hestehakker o.l., strakte seg fram til ca. 1950 da det ”andre hamskiftet” satte inn.

Vi vet fra norsk landbruksstatistikk (SSB) at det hvert år legges ned flere tusen gårdsbruk, og det er ingen indikasjoner på at denne trenden er i ferd med å stoppe. I 1979 var det 125 000 aktive gårdsbruk i Norge, i 1999 var det 70 740 og i 2003 var det 58 800 aktive bruk. Realistiske vurderinger tilsier at denne trenden vil fortsette og antall aktive bruk vil være 35 000 – 40 000 om 10 år dersom dagens rammebetingelser opprettholdes (dvs. med samme økonomiske nivå på Jordbruksavtalen og et uendret importvern). Det er særlig små og tungdrevne gårdsbruk som legges ned. I mange tilfeller vil nok driften av jordbruksmarka overtas av nabogårder, men i enkelte bygder er det allerede de siste gårdsbruk som er i ferd med å legges ned.

Lignende utviklingstrekk finner vi også for antall gårdsbruk med seter. Sannsynligvis var antall setre i Norge på sitt høyeste på midten av 1800-tallet. På denne tiden hadde gårdene ofte flere setre (opptil 4-5 per gård), men det forekom også en utstrakt deling av enkeltsetre, slik at det er vanskelig å vite det nøyaktige antallet. Et forsiktig anslag tilsier at på det meste var det i størrelsesorden 90 000 setre i landet. Siden har dette antallet gått jevnlig ned, og ved inngangen til vårt århundre er antall gårder med seter nede i ca 2000.



Figur 6: Utvikling i antall gårdsbruk med seter.

3.2 Et overvåkingsystem med miljøindikatorer

Internasjonalt er det de senere år rettet fokus mot behovet for å overvåke utviklingen knyttet til arealbruk og endringer i denne. Dette kommer blant annet til uttrykk i EEAs arbeid med et indikatorsett til bruk på europeisk nivå. Tilstand og endring i arealdekke og arealbruk er identifisert som et prioritert tema når det gjelder overvåking av det terrestre miljøet. Samtidig er det i mange sammenhenger pekt på nødvendigheten av å dokumentere tilstand og endring knyttet til oppnåelsen av miljømål, også innen jordbruket.

Organisasjoner som OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) og Eurostat har vært, og er, viktige drivkrefter i dette arbeidet. For å kunne evaluere og sammenligne grad av måloppnåelse gjennom en viss periode innen og mellom områder er det nødvendig med sammenlignbare, allment aksepterte mål på endringene.

Gjennom dette arbeidet er det de siste ti årene utviklet et behov for å a) strukturere miljøinformasjon i et logisk system som reflekterer årsakssammenhenger og b) å utføre internasjonal harmonisering for å gjøre informasjon sammenlignbar. I den samme perioden har det også vært en rask utvikling av overordnede rammeverk for miljøindikatorer. I dag er de nært beslektede systemene PSR og DPSIR (Driving force, Pressure, State, Impact, Response) bredt akseptert. Eurostat (1999) konkluderer at "After a long debate among scientists and indicator experts, the DPSIR model has been adopted as the most appropriate way to structure environmental information by most member states of the European Union and by international organisations dealing with environmental information, such as Eurostat, the European Environmental Agency (EEA) and ... by the OECD". De fem elementene i DPSIR-modellen er:

Drivkrefter (Driving forces)

Samfunnstrender (teknologisk utvikling, populasjonsvekst og urbanisering, konsumentpreferanser og priser).

Påvirkningsfaktorer (Pressures)

Miljøpåvirkningsfaktorer er aktiviteter, prosesser eller hendelser som mer eller mindre direkte forårsaker miljøendringer. Slike påvirkningsfaktorer kan grupperes i to distinkte kategorier: a) menneskelig aktivitet som forårsaker miljøendringer, og b) naturlige prosesser eller fenomener som forårsaker miljøendringer.

Tilstander (states)

Miljøtilstander (klimatiske, kjemiske og fysiske tilstander i habitater og arealdekke) i akvatiske og terrestre økosystemer.

Effekt (impact)

I hvilken grad (endrede) miljøtilstander forårsaker menneskers helseproblemer, alvorlig miljødegradering, f.eks. gjennom tap av unike livsmiljøer og arters populasjonsnedgang eller utdøing.

Respons (responses)

Samfunnets respons på tilstandsendringer i miljøet og effekter av disse, f.eks. juridiske og økonomiske virkemidler som er rettet inn mot å modifisere drivkrefter, påvirkningsfaktorer, eller miljøtilstander som gir uønskede effekter.

Til slutt i dette kapitlet er det antydnet noen indikatorer for biologisk mangfold som er satt inn i DPSIR-systemet.

3.3 Hva er en indikator?

En indikator er definert som "en parameter, eller en verdi avledet fra parametre, som peker på, gir informasjon om, beskriver tilstanden til et fenomen/miljø/område, med en betydning som rommer mer enn det som er direkte knyttet til en parameter verdi" (OECD 1994). (En parameter er en egenskap som er målt eller observert). Indikatorer gir en oppsummering av informasjon slik at man trenger færre målinger og parametre enn man ellers hadde trengt for å gi en nøyaktig beskrivelse av en situasjon. Dette gjør det enklere å formidle informasjon til brukere, for eksempel politikere eller den generelle befolkningen.

En indikator kan sies å ha tre hovedfunksjoner; å forenkle, å kvantifisere og å kommunisere (Tucker 1999). Ordet indikator kommer fra verbet indikere som betyr 'å anwise, angi'. Man bruker indikatorer for å anwise eller angi forhold som er for kompliserte eller for kostbare å måle direkte. En indikator skal kvantifisere forhold: den skal altså angis i målbare størrelser. Ved å forenkle kompliserte forhold skal en indikator gi et tydelig signal om en tilstand eller endring i tilstand. For å gi et tydelig og pålitelig signal må en indikator være mest mulig objektiv, altså entydig og personuavhengig.

Indikatorer er noe vi omgir oss med i vårt daglige liv. Det er imidlertid store forskjeller innen ulike temaområder med hensyn på i hvilken grad indikatorer er utviklet og innarbeidet. Innen økonomi, for eksempel, synes det å være et vidt spekter vel innarbeidede indikatorer i bruk. Innen biologi og økologi er indikatorenes status noe mer uklar. Riktignok har man en viss tradisjon for å arbeide med indikatorer, for eksempel ble den relativt mye anvendte Shannons diversitetsindeks utarbeidet allerede på 1940-tallet, men det er fremdeles stor usikkerhet knyttet til utsagnskraft og tolkning av verdier. Innen kulturminne- og landskapsforvaltningen må det kunne sies at utvikling og anvendelse av indikatorer fremdeles er på et svært tidlig stadium. OECD har imidlertid gjennom noen år arbeidet med utviklingen av et sett med indikatorer innenfor mange ulike temaer knyttet til jordbruk, deriblant "Wildlife habitats", "Biodiversity" og "Landscape". Det er sannsynlig at det gjennom dette arbeidet vil komme gode forslag til nye indikatorer også knyttet til disse temaområdene (Dramstad & Sogge 2003).

Når man skal velge indikatorer er det først og fremst viktig å fokusere på hva man ønsker å indikere. Hvilke fenomener, hvilke prosesser, hvilke aspekter ved et tema er det behov for å kvantifisere og hvorfor? Når dette er klarlagt, kan man gå videre i prosessen med å velge indikatorer som er best egnet til å fange opp og formidle denne informasjonen.

3.4 Kriterier for en god indikator

Hva som utgjør gode indikatorer er et tema det har vært rettet en del oppmerksomhet mot internasjonalt. Hovedpoenget med indikatorer er at de gir et informasjonsgrunnlag til brukere slik at de kan vurdere en situasjon og eventuelt sette i verk tiltak for å endre eller bevare den situasjonen. I prinsippet er det "samfunnet" som er brukeren når det gjelder miljø og landskap, men i praksis må samfunnets ønsker operasjonaliseres gjennom politikere og styring ved bruk av lover, regler og økonomiske tiltak. Det er derfor et krav at en indikator skal være relevant for politikutformingen og gi grunnlag for å vurdere om de politiske virkemidlene har ønsket effekt. I tillegg til denne bruksverdien er det et krav at indikatorer har en solid analytisk forankring og er praktisk målbare. For å svare til disse tre hovedkravene, presenterer OECD (1994) en liste med kriterier for den ideelle indikatoren. Den skal:

- gi et representativt bilde av miljøforhold (eller av drivkrefter eller samfunnets respons på miljøutfordringer)
- være enkel, lett å tolke og i stand til å avdekke endringstrender
- være følsom for endringer i miljøet og tilknyttede menneskelige aktiviteter
- gi et grunnlag for internasjonale sammenligninger
- være relevant på et nasjonalt nivå eller for regionale problemstillinger som er av nasjonal betydning
- være basert på sunne vitenskapelige og metodiske prinsipper
- være grundig dokumentert og kvalitetsikret
- være tilgjengelig til et rimelig kost/nytte forhold
- være oppdatert regelmessig ved bruk av pålitelige metoder og rutiner
- være vidt akseptert av vitenskapsmenn, utformere av politikk og den allmenne befolkning

OECD erkjenner at det i praksis kan være vanskelig å finne indikatorer som tilfredsstillende alle disse kriteriene, men listen bør vurderes ved valg av indikatorer.

Nordisk Ministerråd viser til følgende som viktige oppgaver for indikatorene;

“Indikatorer imødekommer behovet for troværdig og relevant informasjon. Myndigheter og politiske partier har brug for koncentreret og målrettet viden, før de prioriterer. Virksomhedsledere skal kende konsekvenser af en hidtidig indsats, inden de beslutter sig for nye tiltag. Borgere og frivillige organisationer vil orienteres om udviklingen i samfundet. Det er grundlaget for demokratiet. Indikatorer er en vigtig del af arbejdet med strategier for bæredygtig udvikling som nyttige redskaber til at

- *Fortælle befolkningen om samfundet bevæger sig i retning af bæredygtig udvikling*
- *Overvåge gennemførelse af konkrete mål og indsatser, som fremgår af strategierne*
- *Skabe mulighed for internationale sammenligninger (benchmarking)”*

Indikatorer synes å være anerkjent som et nyttig redskap for å vurdere og kommunisere i hvilken grad miljømål nås. Det er definert kriterier for å vurdere indikatorenes kvalitet og nytte. Det gjennomføres for tiden mye arbeid med utvikling av indikatorer til bruk i en rekke ulike sammenhenger, men det varierer hvor langt de ulike temaområdene har kommet i prosessen.

3.5 Valg av indikatorer

I forbindelse med oppfølgingen av Deklarasjonen om en bæredyktig utvikling og Bærekraftstrategien er det i regi av Nordisk Ministerråd foreslått et første sett av indikatorer. Indikatorene er beskrevet i dokumentet ”Bæredyktig utvikling – når vi målet?” (Nordisk Ministerråd 2002). Elleve hovedmål er listet opp i dokumentet. Indikatorene er organisert som et overordnet sett ”nøkkelindikatorer” som skal beskrive utvikling og resultater i forhold til strategiens generelle mål om bæredyktig utvikling, slik det er beskrevet i Stasministerdeklarasjonen. For hver av de ulike nøkkelindikatorer er det definert et sett med mer detaljerte, spesifikke indikatorer, som for hvert innsatsområde beskriver utvikling og resultater i forhold til noen av strategiens mål og initiativer (Nordisk Ministerråd 2002).

Indikatorene fokuserer på temaer hvor relevante data innsamles eller lett kan skaffes. Det understrekes imidlertid at indikatorsettene er ment å skulle videreutvikles, og at de spesielt vil kunne forbedres ved at man utvikler mer presise indikatorer for de oppsatte mål.

Ett av hovedmålene i dokumentet ”Bæredyktig utvikling – når vi målet?” er at det biologiske mangfoldet og økosystemenes produktivitet skal bevares. Under temaoverskrift biologisk mangfold er det definert indikatorer for å overvåke utvikling i forhold til dette hovedmål. Følgende spesifikke indikatorer er identifisert;

“1.6.1 Udviklingen i “betesmark” (enge + overdrev) + vådmark + heder/alvar

1.6.2 Udvikling af gammel skov

1.6.3 Areal af beskyttede naturarealer (fredede + natura 2000 + nationalt beskyttede)

1.6.4 Antal truede arter og artsgrupper”

3Q er særlig egnet for å registrere miljøtilstander (dvs. state-leddet i DPSIR-modellen), og til en viss grad effekter (impact) gjennom artsregistreringer. I Tabell 3 har vi gitt noen eksempler på konkrete indikatorer som kan etableres fra de modulene som beskrives i denne rapporten. Disse er satt inn i en DPSIR-ramme for å vise indikatorenes rolle i en større sammenheng.

Tabell 3: Eksempler på miljøtilstand-indikatorer og effekt-indikatorer som kan avledes fra de modulene som er beskrevet i denne rapporten.

Drivkraft (driving force)	Påvirkningsfaktor (Pressure)	Miljøtilstand (State)	Effekt (impact)	Respons (response)
Sentralisering, arealpress i bynære områder	Nedbygging av jordbruksmark	Areal av biologisk viktige livsmiljøer, fordelt på spesifikke habitater	Tilbakegang, rødlisting av arter	
Optimalisering av jordbruksproduksjon	Strukturrasjonalisering, fravær av beitedyr (lavereliggende strøk)	Areal beitemark i hevd Antall beitende husdyr	Tap av insektliv knyttet til husdyrmøkk	
Sentralisering, fraflytting fra bygda	Opphør av drift (marginale strøk)	Areal av biologisk viktige livsmiljøer fordelt på stadier av gjengroing. Populasjonsutvikling for arter som påvirkes av gjengroing.	Sterk tilbakegang av lyskrevende plantearter (rødlista som indikator)	
Rasjonalisering av forproduksjon	Gjødsling av beitemark og dyrka eng	Areal av biologisk viktige livsmiljøer fordelt på grad av nitrogenpåvirkning. Endring i omfang av nitrofile planter	Bestandsreduksjon av konkurranse-svake arter	

OECD (Organisasjon for økonomisk samarbeid og utvikling) oppfordrer sine medlemsland til å rapportere på et sett med jordbruksrelaterte biodiversitetsindikatorer, som skal inkludere indikatorer på

1. jordbrukets genetiske ressurser
2. mengder av ulike habitater
3. habitatkvalitet
4. indikatorer som kombinerer informasjon om habitatmengde og -kvalitet og gir et overordnet mål på tap (eller økning) i biologisk mangfold

Den videre spesifisering av en del av indikatorene innen hver av disse gruppene er fortsatt under utvikling, men rapporten "Agriculture and Biodiversity – developing indicators for policy analysis" (OECD 2001) gir en rekke anbefalinger og gir eksempler fra ulike land.

4. Modul: Habitatregistrering og rødlistede arter

I det innledende kapitlet ble det redegjort for hvordan grunnleggende økologiske faktorer som markfuktighet, jordas mineralsammensetning (baserik – basefattig), topografi og klima i samspill med arealbruk skaper ulike livsmiljøer for planter, dyr og sopp i kulturlandskapet. I dette kapitlet presenteres et opplegg for hvordan forekomst av slike livsmiljøer (habitater) kan dokumenteres og overvåkes innen rammen av 3Q. I korte trekk innebærer modulen at kulturlandskapets habitater kartlegges som naturtyper og vegetasjonstyper som en en-gangs registrering i felt på alle 3Q-flater. Den videre utviklingen av habitatene i forhold til fortsatt hevd, gjengroing og omdisponering av arealer kan så dokumenteres gjennom den ordinære flybildetolkningen.



Figur 7: Ulike engtyper utgjør spesielle livsmiljøer som er habitat for forskjellige arter. I bildet sees i forgrunnen en tørreng-utforming med engtjæreblom, stemorsblomst, samt en lavbevokst knaus. I bakgrunnen (bak steingjerdet) sees en frisk engutforming hvor man kan vente å finne arter som prestekrage, blåklokke, og skogstorkenebb i skyggefulle partier. (Foto: Wendy Fjellstad).

4.1 Hvorfor overvåke habitater i 3Q?

Både innen biologifaget og miljøforvaltningen er det en klar forståelse av sammenhengene mellom livsmiljøer og forekomst av arter. Bakgrunnen for disse sammenhengene er at arter gjennom millioner av år har utviklet strategier for reproduksjon, fysiologi/stresstoleranse, utseende (kamouflasje) og adferd i forhold til spesifikke livsmiljøer. Dersom livsmiljøene endres vil også artenes eksistensbetingelser endres med den konsekvens at noen arter går tilbake mens andre øker.

Faglige vurderinger

En viktig grunn til å utføre feltregistrering av habitater på 3Q-flatene er at betydningsfulle faktorer som fuktighetsforhold og mineraljordtype ikke tolkes fra flybildene. Feltkontrollen viser videre at flybildetolkningen har forholdsvis stor usikkerhet i forhold til tolkede arealtyper som er viktige for det biologiske mangfoldet (bl. a. beitemark og villeng). Ved å kartlegge og presist klassifisere alle arealer med beite-, slåttemark og villeng, vil vi få statistikk for hvor mye det er av en rekke habitater som vi i dag ikke kan gi noen tall for.

En annen grunn til å utføre habitatklassifiseringer i felt er at vi kan benytte eksisterende klassifikasjonssystemer for vegetasjonstyper (Fremstad 1997), verdifulle naturtyper for kommunal kartlegging (DN 1999a), og arters habitater (Ødegaard 2001) som alle er utviklet for bruk i felt. Dette innebærer at vi kan knytte 3Q-statistikk direkte til eksisterende klassifikasjonssystemer og produsere arealtall for hvor mye det er av ulike vegetasjonstyper, naturtyper og habitater i det norske kulturlandskapet.

En tredje grunn til å gjøre feltbaserte registreringer av habitater er at vi også kan produsere arealstatistikk i forhold til internasjonale rapporteringssystemer. NIJOS har i flere år deltatt i et EU-prosjekt for å gjøre det europeiske habitatklassifikasjonssystemet EUNIS operativt for overvåking. Gjennom dette prosjektet kjenner vi den kommende europeiske standarden for klassifisering og rapportering av habitater, og kan sikre oss at feltregistreringene oppfyller krav for kommende rapporteringsstandarder.

Forhold til kommunal naturtypekartlegging

Den kommunale kartleggingen av verdifulle naturtyper anvender en forholdsvis grov klassifisering av habitater i kulturlandskapet. Eksempler på verdifulle naturtyper er slåtteeenger, slåttemyr, naturbeitemark, hagemark, kystlynghei, fuktenger, kalkrike enger og småbiotoper som åkerholmer, kantsoner, steingjerder og store gamle trær. I tillegg til at slike naturtyper kartlegges og beskrives, gjøres det også en verddivurdering på en tre-delt skala ut fra størrelse, utforming og forekomst av rødlistede arter. De tre verdiklassene er:

- A- nasjonalt viktig
- B- regionalt viktig
- C- lokalt viktig

I praksis blir ofte forekomst/fravær av rødlistede arter et utslagsgivende kriterium for å verddivurdere mange av disse forekomstene.

I kommunale kartleggingsprosjekter er mange registranter involvert når man ser Norge samlet, og disse kan ha ganske ulik fagbakgrunn. Videre er de fleste kommunale kartleggingsprosjekter underfinansierte i forhold til det potensielle arealet som er aktuelt for slik kartlegging. Dette innebærer at bare deler av kommunens areal blir undersøkt eller at visse naturtyper får fortrinn framfor andre. Dette betyr at det biologiske mangfoldet i kulturlandskapet i ganske varierende grad blir registrert i de kommunale kartleggingene. Etter hvert som kommunale kartleggingsprosjekter blir fullført og lagt inn i digitale kart (i kommunale plankart og nasjonalt i Naturbase ved Direktoratet for Naturforvaltning) vil denne informasjonen bli tilgjengelig for ulike forvaltningsledd, og etter hvert vil informasjonen bli brukt for bedre målretting av økonomiske virkemidler (SMIL-midler) for å bevare det biologiske mangfoldet i kulturlandskapet.

Ved å registrere forekomster av verdifulle naturtyper på alle 3Q-flater vil vi få et materiale som blir verdifullt på flere måter:

- Vi får undersøkt i hvor stor grad den kommunale kartleggingen faktisk har fanget opp forekomster av verdifulle naturtyper i kulturlandskapet (eventuelt i hvilken grad arealer er feilaktig inkludert).
- Vi får en mer konsistent verdiklassifisering av disse arealene, dels ved at det er færre personer (vanligvis med høyere kompetanse) som utfører registreringene og ved at det benyttes mer konsistente kriterier for verdsetting (fra Nasjonalt program-metodikken).
- Vi får et representativt utvalg av slike arealer inn i et systematisk overvåkingsprogram, og dermed kan vi følge endring i disse arealene over tid. Ved at vi på 3Q-flatene registrerer alle faktiske forekomster av verdifulle naturtyper trekker vi ikke med eventuelle feilkilder fra den kommunale registreringene.

- Det er også mulig, gjennom registerkobling, å vise i hvilken grad virkemiddelstyring bidrar til å opprettholde hevd på biologisk verdifulle arealer som mottar støtte.

4.2 Nasjonal og internasjonal harmonisering

Utvikling av standarder og harmonisering av ulike klassifikasjonssystemer er viktig for å sammenligne situasjoner og trender mellom ulike land. Når man skal harmonisere data fra ulike informasjonskilder og klassifikasjonssystemer er hovedutfordringen å finne hvilke kategorier (eksempelvis areal typer) som svarer til hverandre. Hvis klassifikasjonssystemer er utviklet uavhengig av hverandre vil man støte på situasjoner der kategorier er identiske, delvis overlappende, eller der kategorier i ett system er snevrere enn lignende kategorier i et annet system. Slike uoverensstemmelser gjør at man ikke kan foreta direkte sammenligninger fordi de primære datakildene beskriver/ dokumenterer arealforholdene på forskjellig måte. For et nasjonalt overvåkingsprogram er en god strategi å utvikle et klassifikasjonssystem som benytter flere registreringsparametre og er såpass detaljert at det kan oversettes til forskjellige rapporteringsstandarder.

I Europa pågår det en revisjon av klassifikasjonssystemet EUNIS med en rapporteringsstandard som klassifiserer grasdekte arealer ved hjelp av en 3x3 matrise i forhold til markfuktighet (tørr, frisk fuktig) og baserikhet (baserik, nøytral, basefattig). Dette er den samme inndelingen som er vist i Tabell 1 i det innledende kapitlet. I Norge benytter vi et vegetasjonssystem for enger som reflekterer disse økologiske forholdene, men i dette systemet har vi i alt 19 seminaturlige vegetasjonstyper og ytterligere 34 undertyper i kulturlandskapet (inkludert ulike typer kystlynghei, men uten kulturskapte vegetasjonstyper som åkermark, plenarealer, sådde veikanter osv. i 'I-serien' hos Fremstad 1997). Dette gjør det lett å oversette norske vegetasjonsdata til den kommende europeiske standarden fordi våre vegetasjonstyper utgjør snevrere kategorier (se Tabell 1).

I Norge har vi et system for klassifisering av verdifulle naturtyper i den kommunale kartleggingen av biologisk mangfold. Dette systemet skiller i mindre grad mellom de økologiske forholdene nevnt i forrige avsnitt. Derimot vektlegges historisk arealbruk (slåttemark eller beitemark), hevdstatus (at arealet er i bruk) og grad av gjødsling (ugjødslet natureng er kriterium). Videre gjøres det en verdivurdering på en 3-delt skala basert på areal, utforming, hevdstatus og forekomst av rødlistede arter.

Internasjonalt foreligger det forskjellige definisjoner av grensen mellom kulturlandskap og skog. I denne sammenheng er kronedekning av trær et hovedkriterium. I FAO-systemet defineres skog som alle arealer hvor trær har en kronedekning som overstiger 10 % (videre defineres en kategori "other wooded land" ved en trekronedekning på 5-10 %). I det kommende EUNIS-systemet er grensen mellom eng/beitemark og skog satt til 30 %. Dersom 3Q-data skal brukes i forhold til disse internasjonale definisjonene er det viktig at vi kan kvantifisere kronedekningsprosenten med 10 % nøyaktighet i hvert fall opp til 30 %. Dette er det mest aktuelt å gjøre ved flybildetolkning.

Den logiske konklusjonen å trekke fra disse eksemplene er at det er viktig å klassifisere kulturmarksarealer forholdsvis presist i forhold til en rekke parametre:

- vegetasjonstype, inkludert truede vegetasjonstyper
- kulturmarkstype (arealbruk)
- hevdstatus
- naturtype i henhold til kommunal kartlegging
- verdiklassifisering (baserer seg på overstående parametre + rødlistearter)
- kronedekning og treslag der hvor det forekommer spredt kronedekning (1-30 %)

Ved å registrere disse parametrene på 3Q-flatene vil 3Q i framtiden produsere arealstatistikk i forhold til etablerte nasjonale og internasjonale klassifikasjonssystemer.

4.3 Utprøving av habitatregistreringer i felt

I 2002 og 2003 ble det prøvet ut registrering av habitater på henholdsvis 10 og 6 3Q flater. I 2002 ble det benyttet en punktbasert registrering med utgangspunkt i kontrollpunkter i et 100x100 m nett på 3Q-flata. Her klassifiserte vi arealer av villeng, beitemark, hagemark og tun innen en radius på 17.85 m. Dvs. hvert vurderingsareal utgjorde 1 daa. I 2003 benyttet vi en justert versjon der vi registrerte hele arealenheter (dvs. ikke bare 1 daa prøveflater) av de samme arealtypene som i 2002. De registrerte arealene ble kartlagt og avgrenset på 1:5000 kart (3Q-kart med ØK-raster i bakgrunn).

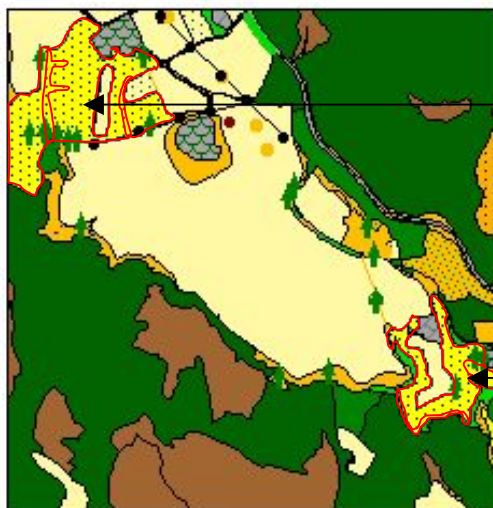
Klassifikasjonssystemet som ble prøvd ut i 2002 fokuserte på ulike vegetasjonstyper innen beitemark, villeng og spredt trebevokste grasarealer, gårdstun og skogarealer med preg av hagemarksskog eller med forekomst av styvingstrær. På de tresatte kulturmarkstypene ble antall og treslag av grove trær og styvingstrær registrert. Klassifikasjonssystemet som ble benyttet i 2003 omfattet de samme vegetasjonstypene og elementene som i 2002, men basert på erfaringene fra 2002 benyttet vi mer presise kriterier for beitepåvirkning, gjengroing og en liste med signalarter for å vurdere nitrogen-påvirkning. Videre registrerte vi forekomst av rødlistede arter samt regionalt sjeldne og truede arter.

Arealer som ble kartlagt i 2003 var:

- alle beitemarker (normalt innhegnede områder, inkludert innhegnede skogsbeiter) og villenger (som ikke er jordbearbeidet de siste 10-20 år)
- gårdstun (registreres bare hvis det forekommer grove trær eller styvingstrær)
- skogarealer inntil 100 m fra kant mot åker, eng, villeng, gårdstun (registreres hvis det påvises hagemarksskog, grove trær eller styvingstrær).
- Ulike typer av grasdekte kanter.

Arealer som *ikke* ble kartlagt var:

- fulldyrka åker
- fulldyrka eng (kultureng)
- fulldyrka åker/eng som har vært jordbearbeidet de siste 10-20 år, dvs. med et markant innslag av flerårig åkergras, men som enda ikke domineres av grasarter.
- bebygde arealer
- hogstflater med engpreg (heller ikke med forekomst av dyr på utmarksbeite).



Habitat	Gjengroing	Nitrogen
Område 1		
90 % G7 Engtjæreblom	59 % i hevd 31 % spredt gjengr.	82 % ingen 5 % tydelig 3 % sterk
3 % G14 Frisk fattigeng	3 % i hevd	3 % tydelig
7 % G12 Fukteng, middels rik	7 % i hevd	7 % ingen
Område 2		
75 % G7 Engtjæreblom	16 % i hevd 54 % spredt gjengr. 5 % krattskog	55 % ingen 16 % tydelig 4 % sterk
25 % G14 Frisk fattigeng	14 % i hevd 11 % spredt gjengr.	11 % ingen 14 % sterk

Figur 8: Illustrasjon av habitatregistrering: de røde linjer på 3Q-kartet viser vegetasjonstyper kartlagt i felt. I tabellen til venstre er det angitt hvor stor prosentandel av arealet som utgjøres av forskjellige habitattyper/vegetasjonstyper, grad av gjengroing og grad av nitrogenpåvirkning.

Hvert kartlagt areal ble avgrenset som egen figur på kart i målestokk 1:5000 og nummerert fortløpende innen en 3Q-flate. Minsteareal for en figur var 100 m². For hver figur registrerte vi følgende parametre:

- arealtype (ikke jordbearbeidet eng/beite/hagemark, tidligere åker, veikant, annen kant)
- vegetasjonstype (etter Fremstad 1997)
- beitepåvirkning (3-delt skala)
- slåttemark (sikker, mulig, ingen indikasjon; etter nærmere spesifiserte kriterier)
- gjengroing (3 stadier)
- nitrogenpåvirkning (3-delt skala)
- antall og treslag, grove trær
- antall og treslag, styvingstrær

I tillegg ble det for hver figur registrert forekomst av:

- rødlistede arter
- regionalt sjeldne/truede arter
- signalarter for slått, beite, nitrogenpåvirkning og gjengroing

Rødlistede arter på 3Q-flater

De 6 flatene som ble undersøkt i 2003 ga ikke tilstrekkelig materiale for å belyse forekomst av rødlistede arter på 3Q-flatene (selv om både rødlistede og regionalt sjeldne arter ble funnet). Derimot har vi et større materiale fra et pågående forskningsprosjektet på karplanter hvor det er utført detaljerte registreringer på 32 3Q-flater. Her viser det seg at 5 flater (17 %) hadde forekomst av 2 rødlistede arter, 10 flater (35 %) hadde 1 art, og 14 flater (48 %) var uten rødlistede arter. I alt ble det påvist 6 rødlistede arter knyttet til habitater som eng, lynghei og kantkratt, 3 arter var knyttet til dammer og vannkanter og 1 art var en havstrandplante.

På rødlisten forekommer det også et vedlegg med arter som er spesielt interessante, enten fordi de har status på internasjonale konvensjoner (Bern-konvensjonen), det er gamle introduserte arter (før Middelalderen) som i dag er i sterk tilbakegang, eller det er såkalte "småarter" som utgjør spesielle norske utforminger (marikåpe-arter, sveve-arter, mv.). Hvis slike arter også tas med i tallene over ble det påvist 1-5 rødlistede arter på i alt 20 flater (65 %).

Dette for så vidt begrensede materialet viser at det regelmessig forekommer rødlistede arter på 3Q-flatene, og det vil således gi et verdifullt materiale å etablere data for rødlistede arter fra alle 3Q-flater.

Etterarbeid – digitalisering av feltregistreringer

Metodeutprøvingen i 2002 og 2003 hadde fokus på feltregistreringer og det ble ikke utviklet rutiner for etterarbeid som digitalisering og dataforvaltning.

4.4 Modulbeskrivelse for 3Q

I denne modulbeskrivelsen omtales et opplegg som i all hovedsak representerer en videreføring av metodikken fra 2003. Det er imidlertid innarbeidet noen viktige justeringer som reflekterer pågående arbeid i faggruppa for kulturlandskap under ”Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold”, samt tillegg for å framskaffe data som er direkte sammenlignbare med resultatene fra den kommunale kartleggingen av verdifulle naturtyper. Videre er det utarbeidet et opplegg for digital datafangst (stedfesting og arealavgrensing ved hjelp av GPS, digitalisering av grenser og egenskapsdata i felt).

Hovedfokus er registrering av arealtyper og -tilstander som ikke kan tolkes i flybilder eller slike typer/tilstander der flybildetolkningen er usikker. Videre legges det vekt på å registrere arealtilstander som reflekterer relativt permanente arealegenskaper (vegetasjonstype) og egenskaper der det er interessant å få en representativ nasjonal arealstatistikk.

Registreringene i denne modulen utføres på samtlige 3Q-flater (i hvert fall alle som er flybildetolknet), men modulen er i utgangspunktet ikke ment å gjennomføres som repeterte gjentak i etterfølgende omdrev.

Stedfesting av arealer

Arealer som kartlegges er de samme som ble avgrenset i 2003, dvs.:

- alle beitemarker (innhegnede områder, inkludert innhegnede skogsbeiter og utmarksbeiter), slåtteemark og villenger (som ikke er jordbearbeidet de siste 10-20 år)
- gårdstun hvis det forekommer grove trær eller styvingstrær
- skogarealer inntil 100 m fra kant mot åker, beitemark, eng, villeng, gårdstun hvis det påvises hagemarkskog/høstingsskog med grove trær eller styvingstrær.

Kantsoner registreres ikke.

Minsteareal for å figurere settes til 100 m². Kriterium for å avgrense arealfigurer er grenser som foreligger fra flybildetolkningen fra første omdrev hvis disse verifiseres som tilnærmet riktige i felt. Dersom arealene er endret siden første omdrev lages nye grenser. Innen en beitemark eller et villengareal vil det kunne forekomme flere vegetasjonstyper på grunn av forskjeller i markfuktighet. Dette ansees som relativt permanente grenser og benyttes som kriterium for avgrensning av figurer. Arealtilstander som beitepåvirkning, nitrogenpåvirkning eller gjengroing benyttes ikke som kriterium for å definere arealfigurer.

For å få en presis stedfesting av grensene benyttes GPS, flybildetolkningen fra første omdrev og ØK-raster som bakgrunnskart (se digital datafangst for videre kommentarer). Dette sikrer en nøyaktighet på ca. 1 m for yttergrenser av arealer (fra flybildetolkningen) og 2-5 m for vegetasjonstypengrenser innen arealer.

Parametre for å beskrive arealene

Når et areal er avgrenset skal det klassifiseres ved hjelp av følgende parametre.

- kulturmarkstype (beitemark, slåtteeng, uspesifisert eng, hagemarkskog, høstingsskog, tun, mm).
- vegetasjonstype, inkl. truede vegetasjonstyper
- naturtype i henhold til kommunal kartlegging (DN 1999a)
- verdivurdering av naturtypen
- beitepåvirkning
- hevdstatus/gjengroing
- nitrogenpåvirkning vurdert fra forekomst av signalarter

- tresjikt (dekningsgrad, treslag)
- mengde og treslag av grove trær og styvingstrær

Røddlistede arter

For hver kartlagt figur registreres forekomster av alle rødlistede karplantearter. Dette gjøres i henhold til metodikk utviklet under prosjektet ”Kartlegging og overvåking av rødlistearter og truede naturtyper – kvalitetssikring, oppdatering av status, metodeutvikling og implementering” under nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. Registrering av rødlistede arter er også nødvendig for å foreta verdivurderingen av naturtyper (DN 1999). Som nevnt over viser et materiale på 32 3Q-flater at man kan forvente å finne 1-2 rødlistede karplantearter på omtrent halvparten av flatene.

Digital feltdatafangst

All registrering i felt foretas med utstyr for digital datafangst. Dette utstyret består av en GPS-enhet og en PDA (”lomme-PC”) som kommuniserer trådløst med hverandre. GPS-enheten gir en stedfestingspresisjon på 2-5 meter. Som bakgrunnskart benyttes både flybildetolkningen fra 3Q og ØK-raster. Dette gjør at man direkte kan se geografisk forskyvning mellom GPS-posisjonering og flybildepesjonering av grenser. Dermed kan man angi antall meter GPS-stedfestingen avviker fra flybildetolkningen.

Parametrene for å klassifisere arealene legges inn i et digitalt registreringsskjema som er installert på PDA-en. Et slikt registreringsskjema er under utvikling og utviklingsarbeidet blir samordnet med et tilsvarende registreringsskjema for kulturmarkstyper innen ”Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold.” Etter feltarbeidet må digitale data overføres til en sentral kartdatabase (se neste avsnitt).

Etterarbeid - dataforvaltning

Data fra felt vil være digitale kart med egenskaper i henhold til registreringsskjemaet omtalt over. For å sikre en god forvaltning av disse dataene må det lages et eget temakart i kartdatabase til 3Q. Dette vil være et nytt temakart tilsvarende dem som allerede finnes i 3Q-databasen, og dette vil representere en ordinær utviklingsjobb.

Det må lages en egen importrutine som tar imot data fra feltdatasamlere og legger disse riktig inn i 3Q-databasen. I denne importen bør det legges inn en manuell kontroll av stedfestingen. Eventuelt kan det være aktuelt å justere yttergrenser for åpenbart ”forskjøvede” arealer slik at de samsvarer med stedfestingen i flybildetolkningen. Her vil informasjon fra felt om sideforskyvning fra GPS-posisjoneringen være til hjelp.

4.5 Praktisk organisering

2005 vil være et prøveår for etablering av data med digital feltdatasamler. Vinteren 2005/2006 utvikles dataforvaltningsrutiner for slike data. Fra 2006 legges det opp til ordinær datafangst med opptil 200 flater per år (førsteprioritetsflatene), avhengig av finansiering.

Samarbeidsinstitusjoner

Det er ønskelig å inngå samarbeid med ulike fagmiljøer som har god kompetanse på kulturlandskap, vegetasjonstyper og kartlegging av biologisk mangfold. Aktuelle institusjoner i denne sammenheng er NINA, Universitetet i Oslo (Botanisk museum), Agder Museum, Universitetet i Bergen (Botanisk museum), Høgskolen i Sogn og Fjordane, NTNU Vitenskapsmuseet i Trondheim, Planteforsk (Kvithammar) og Universitetet i Tromsø (Botanisk museum).

Mange av disse institusjonene deltar i lignende kartlegging av biologisk mangfold i kulturlandskapet som et ledd i ”Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold”. I denne kartleggingen ble digital datafangst introdusert i 2004, og personellet ved disse institusjonene vil derfor få verdifull erfaring med metodene for digital registrering av feltdata.

5. Modul: Overvåking av karplanter

5.1 Hvorfor overvåke karplanter?

Karplanter er uten tvil den organismegruppen som har størst betydning for de fleste landlevende dyregrupper på jorda, inkludert mennesket. Uten karplantene ville jorda ha vært en gold og øde planet. Karplantene er opphavet til lufta vi puster i og en stor del av maten vi lever av.

Karplantene har tilpasset seg livet på jorda gjennom millioner av år, i sameksistens med alle andre organismegrupper. De fleste pattedyr, fugler, hvirvelløse dyr og insekter på landjorda har et nært avhengighetsforhold til en eller flere plantearter. Dersom disse artene desimeres eller forsvinner vil arter som er mer eller mindre avhengige av dem kunne få redusert overlevelsessevne. Dessuten vil det kunne føre til ringvirkninger i økosystemet som gjør at levevilkårene for enda flere arter blir forringet.

Det industrialisert menneske bryter opp, fragmenterer og forstyrrer natur og økosystem i et så stort tempo at opportunistene (både dyr og planter) florerer mens spesialistene ofte forsvinner uten at vi merker det. Vi kan observere at noe skjer. Når vi blir gamle nok kan vi huske hvordan det var før, og det var på mange måter definitivt annerledes. Enga hadde flere blomster før, og mange av engkallene og bakkesøtene vi husker fra vår barndom er faktisk blitt borte.

3Q gir anledning til å koble overvåking av arter til overvåking av arealbruk, for å gi en bedre forståelse av sammenhengen mellom kvantitet og kvalitet i de ulike arealtypene. Slike mål på kvalitet kan ikke registreres direkte fra flybilder, men er svært viktig i overvåking av kulturlandskapets biologiske mangfold. Ved å overvåke på artsnivå på et utvalg av 3Q-flater vil man få en indikasjon på utviklingen i det biologiske mangfold i ulike arealtyper.

Endringer i karplantefloraen over tid overvåkes best ved å etablere et nettverk av oppmerkede analyseruter som oppsøkes med jevne mellomrom. Endringer i kulturlandskapets arealtyper skjer såpass raskt at gjentaksanalyser bør gjøres relativt ofte. Fordi overvåking er tidkrevende og kostbart bør vi i startfasen innskrenke oss til viktige arealtyper i kulturlandskapet som er mest utsatt for endringer over tid. Dette kapitlet beskriver et opplegg for hvordan dette gjennomføres. Vi startet opp allerede sommeren 2004 med registreringer på 20 av i alt 100 landsdekkende overvåkingsflater på utvalgte arealtyper i jordbrukets kulturlandskap.

Vel en fjerdedel av karplantene som står på den nasjonale rødlista over truede arter i Norge (DN 1999b) er knyttet til jordbrukslandskapet og restbiotoper i kulturlandskapet. I tillegg kommer en lang rekke antropokore (menneskespredde) arter som ennå ikke er kommet med på rødlista, men som er i markert tilbakegang. På den annen side er mange nylig innførte arter på rask frammarsj. Med et nasjonalt nettverk for overvåking av jordbrukslandskapet skaffer vi oss et viktig verktøy for registrering av variasjonsbredde og trender i utviklingen av vår hjemlige flora, samtidig som det gir oss muligheter for å identifisere faktorer som påvirker artssammensetningen. Dermed får vi også mulighet til å iverksette tiltak for å snu negative utviklingstrender.

NIJOS har 16 års erfaring med overvåking av karplanter, mose og lav i skog, og drar i stor grad nytte av denne kompetansen ved etablering av et tilsvarende opplegg på kulturlandskapets arealtyper. Men fordi endringene over tid skjer mye raskere i disse arealtypene enn i skog, må analysemetodene tilpasses for å fange opp disse endringene på best mulig vis.

Flere land i Europa er i full gang med nasjonale program for overvåking av biologisk mangfold i vid forstand, og felles for alle er at karplantefloraen har en sentral og viktig plass i overvåkingsprogrammene. Blant land som vi kan sammenligne oss med, og som vi både kan og bør hente inspirasjon og ideer fra kan nevnes England (Countryside Survey), Sveits (BDM) og Sverige (NILS). Disse landene setter inn langt

større ressurser på overvåking av biologisk mangfold enn vi foreløpig gjør i Norge, og vi bør i betydelig grad nytte oss av erfaringene fra disse landene ved videre utvikling av våre egne overvåkingsprogram i framtida.

5.2 Utvalg av overvåkingsflater

En forutsetning som ble lagt til grunn både for utvalget av overvåkingsflater og for registreringsmetodikken generelt, er at overvåkingen må legges opp som en representativ utvalgskartlegging som skal gi grunnlag for nasjonal og regional statistikk.

Utvalget av overvåkingsflater for registrering av karplanter ble gjort systematisk tilfeldig ved at hver tiende 1. prioritets 3Q-flate (av totalt 1003 flyfotograferte og tolka flater) ble valgt ut som overvåkingsflate (heretter kalt 3QBM-flate). Fordi 3Q-flatene er nummerert fortløpende fra nord mot sør sikrer vi en jevn geografisk spredning av flatene ved å velge hver tiende flate etter 3QID-nummereringen. Startpunktet ble tilfeldig trukket.

Tabell 4 viser den geografiske fordelingen av de 100 3QBM-flatene, og hvilket år feltregistreringene er planlagt. For å sikre en jevn arbeidsmengde hvert år er flatene fordelt med 20 flater pr. år i fem år. Registreringene følger 3Q-omdrevet i størst mulig grad, med gjentakregistreringer hvert femte år.

Tabell 4: Geografisk fordeling av de 100 3QBM-flatene, med planlagte år for etablering og første gjentakregistrering.

Fylke	Antall flater	Etableringsår	Første gjentakregistrering
Østfold	7	2004	2009
Akershus	9	2004	2009
Vestfold	4	2004	2009
Hedmark	8	2005	2010
Oppland	8	2005	2010
Buskerud	3	2005	2010
Telemark	1	2005	2010
Sør-Trøndelag N	2	2006	2011
Nord-Trøndelag	7	2006	2011
Nordland	6	2006	2011
Troms	4	2006	2011
Finnmark	1	2006	2011
Hordaland N	3	2007	2012
Sogn og Fjordane	6	2007	2012
Møre og Romsdal	5	2007	2012
Sør-Trøndelag S	6	2007	2012
Aust-Agder	1	2008	2013
Vest-Agder	2	2008	2013
Rogaland	14	2008	2013
Hordaland S	3	2008	2013

Et landsdekkende utvalg på 100 flater kan i utgangspunktet virke som et noe spinkelt grunnlag for å kunne gi regional statistikk. Men fordi vi har utarbeidet en metodikk hvor vi etablerer i gjennomsnitt omtrent 6 registreringsruter pr 3QBM-flate, bør vi få tilstrekkelig materiale til å kunne gi en god del representativ statistikk også på regionnivå. Dersom vi i neste omdrev (første gjentakregistrering) ønsker å utvide overvåkingsnettet for å kunne gi enda bedre statistikk på regionnivå, kan dette gjøres ved å supplere nettet med forslagsvis hver femte 1. prioritets 3Q-flate.

5.3 Prioriterte arealtyper

For di vi har begrensede ressurser til rådighet vil vi i oppstartfasen konsentrere oss om de arealtypene i jordbrukets kulturlandskap som vurderes som viktigst, vurdert ut fra kriteriene (1) at de har stort biologisk mangfold, og (2) er sterkest utsatt for endring under dagens landbrukspolitik og den landbrukspolitik som er forventet i overskuelig framtid. Vi vurderer i denne sammenheng ekstensivt drevne jordbruksarealer og tidligere jordbruksarealer i gjengroing som viktigst for overvåking av det biologiske mangfoldet.

Den sterkeste arealutviklingstrenden i kulturlandskapet er todelingen av bruksmåte. Mens det tidligere fantes en balanse mellom intensivt utnyttete, ekstensivt utnyttete og uutnyttete arealer, er det nå en sterk nedgang i ekstensivt utnyttete arealer som har som resultat et 'enten-eller-landskap' der visse arealer er fulldyrket mens resten etter hvert gror igjen. Den foreliggende overvåkingsundersøkelsen har som formål å følge omfanget av gjengroingsprosessen på jordbruksarealet, og dens betydning for det biologiske mangfoldet.

Vi må være sikre på at vi kan skaffe et solid grunnlag for representativ statistikk på regionnivå og prioriterer derfor et utvalg arealtyper som kan overvåkes som en enhet. Dette er også naturlig ut fra det faktum at hyppige vekslinger mellom beitemark og villeng vil være et karaktertrekk ved gjengroingsprosessen i kulturlandskapet.

Tabell 5 gir en oversikt over de arealtypene som er inkludert i denne overvåkingsundersøkelsen. Arealtypene som er valgt bygger på 3Q Instruks for flybildetolkning (Engan 2004). Dette er instruksjonen som benyttes ved tolking og figurering av alle 3Q-flater. Tolkningen gjøres på flybilder i sanne farger i målestokk 1:12500.

Til tross for at smale kantsoner ofte er artsrike og viktige for det biologiske mangfoldet velger vi å utsette etablering av analyseruter på smale kantareal. Hovedårsaken til dette er at vi har begrensede ressurser til rådighet og ville derfor måtte redusere antall artsanalyser per arealtype vesentlig dersom vi tar med en eller flere kanttyper. Vi anser det imidlertid som svært ønskelig at vi får etablert et overvåkingsopplegg for utvalgte kanttyper i neste omdrev av 3Q, i 2009.

Tabell 5: Prioriterte arealtyper.

KODE	AREALTYPE
A3BE	beitemark
A3BB	beitemark med trær og busker
A3IN	beitemark med innhegning
A3PL	beitemark med plantefelt
A4EN	kulturreng med usikker status
A4BE	beitemark med usikker status
A4BB	beitemark med usikker status med trær og busker
A4PL	beitemark med usikker status med plantefelt
F1VI	kulturpreget villeng
F1VB	kulturpreget villeng med trær og busker
F1PL	kulturpreget villeng med plantefelt
F1BE	kulturpreget utmarksbeite
F1BB	kulturpreget utmarksbeite med trær og busker

5.4 Metodikk for utvalg og etablering av analyseruter

Over hver av de 100 utvalgte 3QBM-flatene legges et nettverk av punkter (heretter kalt BM-punkter) som nyttes som grunnlag for valg av analyseruter (heretter kalt BM-ruter). Figur 9 viser utformingen av punkt-nettverket som nyttes for dette utvalget. I koordinatkryssene (50-meter-ruter i UTM-nettet) etableres BM-punkter for utvalg av areal som er minst 10 meter brede og minst 10 meter lange av arealtypene A3, A4 og F1 (jfr Tabell 5). BM-punkter som faller på disse arealtypene er med i utvalget dersom avstanden til nærmeste kant mot andre arealtyper er minst 5 meter.

BM-punktene deles i 6 grupper med ulik prioritet, systematisk fordelt over 3QBM-flata (Figur 9), som forklart i Tabell 6.

Tabell 6: Fordeling og plassering av BM-punkter med prioritet 1. til 6.

BM-punkt	Avstand mellom punktene	Antall punkt	Beskrivelse
1. prioritet	200 m NS/ØV	25	25 punkt med 200 meters avstand ØV og NS
2. prioritet	200 m NS/ØV	25	25 punkt parallellforsjøvet 100 m ØV og 100 m NS i forhold til 1. prioritets-punktene
3. prioritet	100 m NS for punkt med 1. pri. og 2. pri.	50	De 50 resterende punktene (koordinatkryss) i 100-metersnett
4. prioritet	50 m NS for punkt med 1. pri. og 2. pri.	100	Alle punkt i 50-metersnett som ligger på 100-metersnettets ØV-koordinater (NS-linjer)
5. prioritet	50 m ØV for punkt med 1. 2. og 4. pri.	200	De 200 resterende punktene (koordinatkryss) i 50-metersnett
6. prioritet	25 m NS/ØV for punkt med 1. 2. 3. pri.	400	De 400 punktene i 25-metersnett som ligger på 100-meters-koordinatene (NS og ØV)

BM-punkter legges inn på kart med forskjellige farger for hver prioritet. BM-punkt med 6. prioritet legges ikke inn på kartet, men kan måles inn og koordinatfestes enkelt både på kart og i felt med utgangspunkt i et nærliggende punkt.

Alle ruter i førsteprioritets gruppe som tilfredsstillers kravene til ei BM-rute (se nedenfor) blir overvåket. Dersom dette antallet er lavere enn 5, overvåkes i tillegg alle ruter i andreprioritets gruppe. Dersom det totale antallet ruter fortsatt er under 5, inkluderes også alle ruter i tredjeprioritets gruppe. Tilsvarende gjelder for fjerde- og femteprioritets grupper. Dersom det totale antallet BM-ruter fortsatt er under 5, etableres BM-ruter på alle BM-punkt som tilfredsstillers kravene til arealtype og avstand til nærmeste kant, inkludert sjetteprioritets punkter.

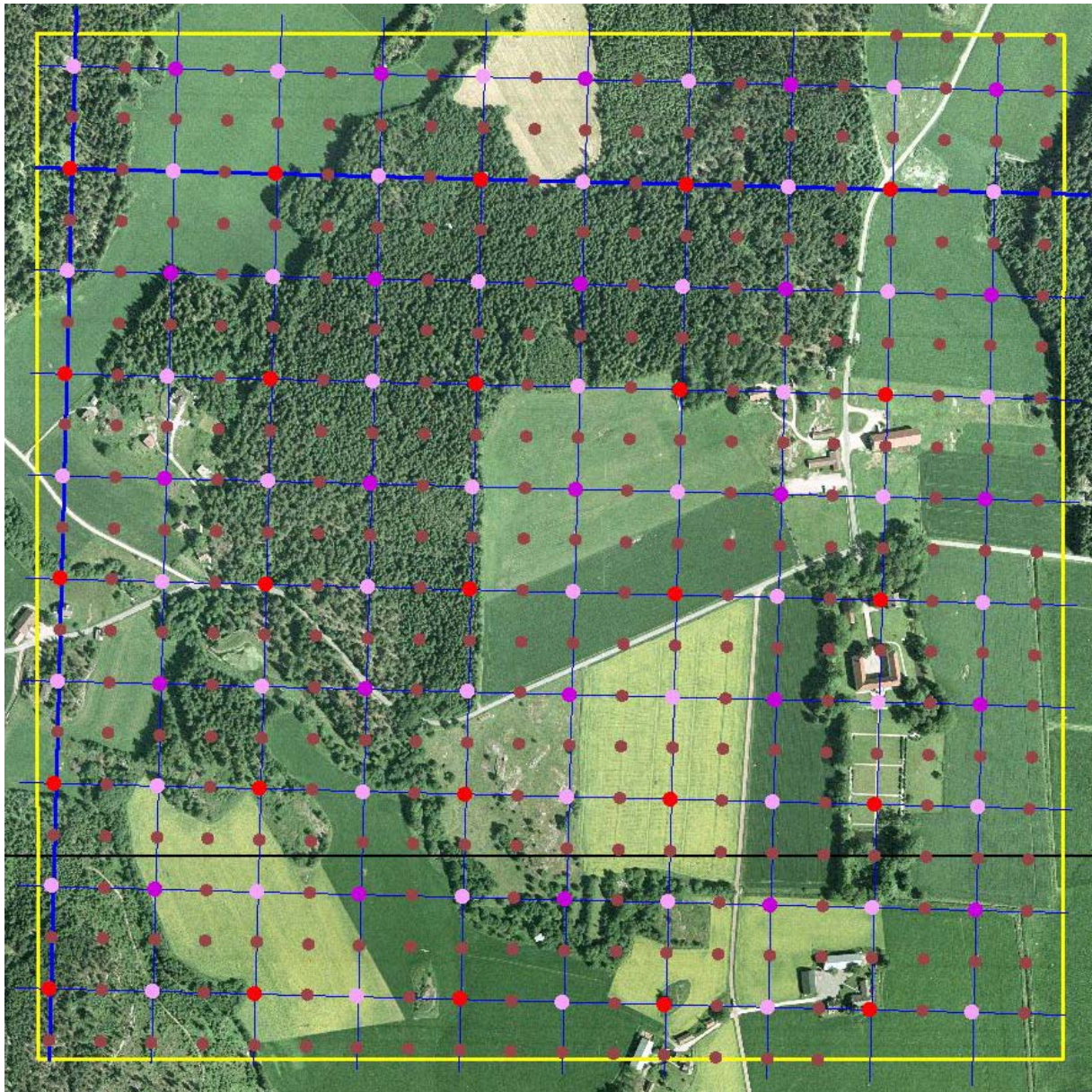
Dette opplegget sikrer at BM-rutene etableres på en standardisert måte og resulterer i et representativt sett med analyseruter.

Alle valgte BM-punkter som er tolka som A3, A4 eller F1 skal feltkontrolleres dersom punktet ligger i en avstand av minimum 5 meter fra en tolka arealtype som ikke er definert som BM-areal.

Dersom nøyaktig lokalisert BM-punkt faller på areal typer som i 3Q Instruks for flybildetolkning er definert som A3, A4 eller F1, skal det etableres BM-rute med BM-punktet som sentrum dersom ruta kan plasseres med ytterkant og hjørner minst 3 meter fra skarp eller tydelig kant (for å unngå kanteffekter) mot areal typer som ikke er BM-areal.

Som grunnlag for å finne BM-punktene i felt brukes GPS (med midlingsfunksjon) og kartutskrift i A0-format med ortofoto over området, med punktnett og UTM-rutenettet inntegnet. Ved å bruke koordinatkryss for utvalg og etablering av analyseflater finner vi enkelt fram til punktet på GPS-en, fordi vi skal til (eksempelvis) eksakt NM 95300 02900.

Størrelsen på BM-ruta er 8 x 8 meter. Ruta orienteres i retning NS ØV, med BM-punktet i sentrum. Alle fire hjørner og senterpunkt i BM-ruta merkes permanent med aluminiumsrør og/eller plastrør. For alle analyseruter på jordbruksareal i hevd vil aluminiumsrørene bli plassert godt under overflatenivå. For analyseruter i vegetasjon som ikke beites blir rutene merket med fargede plastrør i tillegg til aluminiumsrørene.



Figur 9: 3QBM-flate med UTM-100 m-rutenett (blått) og BM-punkter inntegnet. Røde punkt: BM 1. prioritet. Fiolette punkt: BM 2. prioritet. Rosa punkt: BM 3. prioritet. Brune punkt: BM 4. og 5. prioritet. Gul linje er 3Q-flatas avgrensning.

Ved gjentaksregistreringene gjenfinnes BM-ruta med GPS og/eller metalldetektor. Ved første gjentaksregistrering skal alle etablerte BM-ruter analyseres på nytt etter samme analysemetode som ved etablering, unntatt ruter der arealet enten er utbygd eller på annet vis fysisk ødelagt. Mange analyseruter vil etter hvert gro igjen og bli tett kratt og skog. I hvor lang tid det er ønskelig å følge denne gjengroingsprosessen må vi ta stilling til etter at vi har analysedata fra de to første omdrevne av overvåkingen (ti år etter etablering).

Ved gjentaksregistreringene er det nødvendig å opprettholde antall analyseruter på beitemark, usikker beitemark og villeng. Derfor blir det nødvendig å supplere analyseruter som går ut fordi arealtilstanden er fysisk endret, og andre analyseruter som ikke lenger kan klassifiseres som A3, A4 eller F1. Dersom det totale antallet BM-ruter på disse arealtypene da er under 6, er intensjonen å supplere med nye analyseruter etter samme metodikk som beskrevet ovenfor.

Som grunnlag for suppleringen nyttes siste gjeldende tolking av den aktuelle 3Q-flata. Areal som var hevda åker eller eng i etableringsåret kan ha gått ut av drift ved gjentaksregistreringene og derfor være aktuelle areal for etablering av nye BM-ruter. Tilsvarende kan areal som hogges og ryddes til bruk som beitemark være aktuelle kandidater for etablering av nye ruter.

5.5 Registreringsarbeid

Registreringsarbeidet består for en stor del av artsregistreringer innenfor den 64 m² store analyseruta. Yttergrensene avgrenses ved hjelp av stramme snorer mellom hjørnemerkeene. I tillegg trekkes snorer diagonalt mellom hjørnene.

Artsregistreringene gjøres i så kalte ”nested plots” (noe godt norsk ord er ennå ikke innarbeidet). Først avgrenses og analyseres 1 m² i nedre venstre hjørne av BM-ruta. Deretter økes arealet til 2 x 2 meter, for igjen å økes til 4 x 4 meter. Til slutt registreres resten av det gjenstående arealet på 8 x 8 meter. For hver nye delrute som analyseres registreres bare nye arter som kommer til.

Alle karplanter blir så langt som mulig artsbestemt i felt. Vanskelige og ubestemte arter samles og presses for nøyaktig artsbestemmelse senere. For å lette dette arbeidet er det utarbeidet lister over taxa som kan aggregeres ved artsregistreringene i felt. For alle registrerte arter skal dekningsgrad angis etter Hult-Sernander's dekningskala. I tillegg til registreringen av karplanter blir moser og lav registrert og samlet innenfor den første 1 m² store analyseruta.

Nesten like viktig som selve artsregistreringen er registrering av en rekke egenskaper som kan nyttes som forklaringsvariabler ved analysearbeidet. Det blir tatt jordprøver for måling av variabler som er viktige for plantene (pH, N m.fl.). Andre jordrelaterte egenskaper som registreres er fuktighet, jorddybde og kornstørrelse i mineraljorda. Av andre egenskapsvariabler kan nevnes hellingsgrad, hellingsretning, høyde over havet, kronedekning av trær og busker, habitattype, beitetrykk og variabler som beskriver andre typer påvirkningsfaktorer.

Alle BM-ruter som etableres fotograferes med digitalkamera fra åtte standardiserte fastpunkt, i gitte himmelretninger med fast brennvidde (vidvinkel). I tillegg fotograferes den første 1 m² store analyseruta ovenfra og ned. Ved gjentaksfotografering blir nøyaktig samme fotopunkt og fotograferingsretning benyttet.

Alt feltarbeid på 3QBM-flatene skal gjøres i perioden fra midt i juni (noe senere oppstart i nordlige og høyereliggende områder) til første uke i september. Etablering og registrering av analyseruter skal som hovedregel gjøres av to personer i fellesskap. Særlig i oppstartfasen er det viktig at inventørene kalibreres så godt at de utfører registreringsarbeidet så likt som mulig.

5.6 Tidsbruk

Gjennomsnittlig tidsbruk pr. BM-rute viste seg i 2004 å ligge på drøye 2 timer. Gjennomsnittlig tidsforbruk pr. 3QBM-flate, inkludert kjøring til og fra flatene, kontakt med brukere mm. var i 2004 på nærmere 25 timer. Vi må følge nøyaktig samme opplegg gjennom hele etableringsperioden på 5 år, og derfor bruke tilnærmet like lang tid på selve registreringsarbeidet. Fordi vi i oppstartsåret 2004 startet opp i relativt lett-tilgjengelige områder på Østlandet, med kort reisetid til og fra flatene, må vi i andre deler av landet regne med at det trengs noe lengre reisetid og tid til etablering av flatene.

Ved gjentaksregistreringene vil antall BM-ruter som skal registreres øke noe for hvert omdrev, særlig dersom vi ønsker å følge gjengroingsprosessen til skog over lengre tid. Spørsmål omkring avvikling av BM-ruter vil vi ikke ta stilling til før etter de to første omdrevene (etter ti år) av overvåkingen.

6. Modul: Overvåking av fugler

6.1 Innledning

Av både praktiske og økonomiske årsaker er det umulig å overvåke alt biologisk mangfold. Det er nødvendig å velge indikatorarter eller grupper av indikatorarter som kan si noe om endringene i det totale biologiske mangfoldet. En rekke studier har vist at biodiversiteten av enkelte taxa bare i begrenset grad kan reflektere biodiversiteten for andre taxa (Prendergast & Eversham 1997, Flather et al. 1997, Johnsson & Jonsell 1999). Derfor er det viktig at overvåking ikke begrenses til bare et taxa. I tillegg til karplanter er fugl en mye brukt artsgruppe i denne sammenhengen.

Fugler er en artsgruppe som er kjent av alle. Dette skyldes at de er lette å observere – både ved å være iøynefallende i form og farge, og ved at de tiltrekker seg oppmerksomhet gjennom fuglesang. Videre er det relativt få arter sammenlignet med artsrike grupper som planter, insekter og sopp (i alt har vi om lag 230 hekkende fuglearter i Norge). Dette gjør at det er forholdsvis overkommelig å lære seg alle fuglearter å kjenne. En som går aktivt inn for dette behøver et par år for å lære seg de aller fleste. Dette gjør at det er mange personer som kjenner fugler inngående, og i mange land finnes det både kartleggings- og overvåkingsprogrammer som dokumenterer fuglenes utbredelse og bestandsutvikling.

6.2 Fugler som overvåkingsgruppe

I tillegg til å være populære, er fugler gode bio-indikatorer på ulike miljøtilstander i våre omgivelser. Da amerikaneren Rachel Carson skrev boka "Silent spring" på 1960-tallet, var det nettopp fugler som spilte hovedrollen som varselklokker i forhold til konsekvenser av den omfattende bruken av DDT og andre pesticider som tiltok i omfang utover på 1950-tallet. Også i Norge kunne vi registrere effekter av disse miljøgiftene, bl.a. ved den kraftige bestandsreduksjonen av vandrefalk, som nesten var helt forsvunnet på 1970-tallet. Bakgrunnen var akkumulasjon av giftstoffer i næringskjedene som slår særlig kraftig ut for topp-predatorer som vandrefalken. Etter hvert ble virkningsmekanismene avdekket gjennom mer inngående studier, og årsakssammenhenger kunne avdekkes i stor detalj. En del av dette bildet er at vandrefalken er trekkfugl, og det er sannsynlig at det meste av giftstoffene ble akkumulert i vinterhalvåret da våre vandrefalker oppholder seg og jakter i Mellom- og Sør-Europa.

Et annet eksempel, som kanskje er mindre kjent, er mer relevant for å belyse fugler som overvåkingsgruppe i kulturlandskapet. På 1960-tallet opplevde vi en kraftig bestandsnedgang av gulspurv her i landet og i Norden for øvrig. Gulspurven er ingen rovfugl som vandrefalken, og forklaringen lå ikke i akkumulasjon av giftstoffer som DDT. Videre er gulspurven en standfugl, så forklaringen måtte søkes her hjemme. Siden gulspurven er knyttet til kulturlandskapet, var det nærliggende å søke etter forklaringen innen jordbruket. Etter hvert ble det klart at årsaksforholdet var knyttet til praksisen med kvikksølv-beising av såkorn som var vanlig på den tiden. Gulspurven er en frøspiser, og på vårparten er det særlig knapphet på mat. Dermed ble såkornet en meget attraktiv matkilde, med den konsekvens at gulspurvane ble skadelidende. I dag er kvikksølv-beising av såkorn en praksis som i hovedsak er forlatt.

6.3 Hva er kulturlandskapsarter?

Overvåkingen som utføres i 3Q har som mål å belyse endringer i bestandsstørrelse og/eller utbredelse av arter som er knyttet til kulturlandskapet. Det kan brukes forskjellige definisjoner på hva som er kulturlandskapsarter. I vurderinger av 3Q-materialet har vi brukt to klassifiseringer av fugleartene som hekker i kulturlandskaper. Den ene er de arter der en stor andel av den norske hekkebestanden (anslagsvis > 50 %) finnes i kulturlandskapet eller i kulturlandskap kombinert med urbane områder. Den andre klassifikasjonen vi bruker er den europeiske listen over hvilke arter som er prioritert ved forvaltning av kulturlandskapet (Tucker & Evans 1997). I tillegg har vi gjort en vurdering for de øvrige observerte fuglearter som er definert som Europeiske ansvarsarter

(definert som 'Species of European Conservation Concern' (SPEC) av Tucker & Evans 1997). Dette er arter som de europeiske landene har fått særlig ansvar for når det gjelder ivaretagelse av biologisk mangfold, men som ikke nødvendigvis har sin hovedforekomst i kulturlandskapet.

6.4 Erfaringer fra 3Q så langt

For å evaluere nytten av å inkludere overvåking av fugl i 3Q ble det i tidsrommet 1998-2003 utført opptellinger av fugl på et utvalg av 3Q flater. Her gjør vi en evaluering av resultatene fra dette arbeidet med utgangspunkt i at en slik overvåking har som mål å gi:

- i) presis informasjon om representative bestandsendringer for fuglearter som enten i sterk grad er avhengige av kulturlandskapet, eller som hekker i tilknytning til kulturlandskapet og som Europa har et særlig forvaltningsansvar for
- ii) informasjon om endringer i utbredelsesområde for arter tilknyttet kulturlandskapet.

Metodikk

Datainnsamlingen for de analyser vi her gjør ble utført i 1998-2003. Totalt inkluderer det tellinger fra 111 3Q-flater med hovedvekten av dem fordelt i Sør-Norge og da særlig i sentrale strøk på Østlandet.

Selve opptellingene av fugl ble gjort ved punkttakseringer (Bibby et al. 1992) innenfor den 1 x 1 km store 3Q-flaten. For hver av de inkluderte 3Q-flater er det lagt ut 9 punkter i et rutenett, med 333 m mellom hvert punkt og 166 m mellom ytterste punkt og flatas kant. Dersom det 'ideelle' punktet ikke var tilgjengelig (for eksempel på grunn av vann, elv, sjø, bergskrent, fulldyrket jord, hus og lignende) kunne tellepunktet flyttes til nærmeste sted det var mulig å komme (< 150 m fra 'ideal' punktet). Dersom dette ikke var mulig ble tellepunktet tatt ut av takseringen. For en del av rutene vil flere takseringspunkter være utilgjengelige (vanligvis forårsaket av fulldyrket jord, vann eller sjø), og det ble satt som krav at minimum 6 av de 9 takseringspunktene måtte være mulig å takseres for at flata skulle takseres.

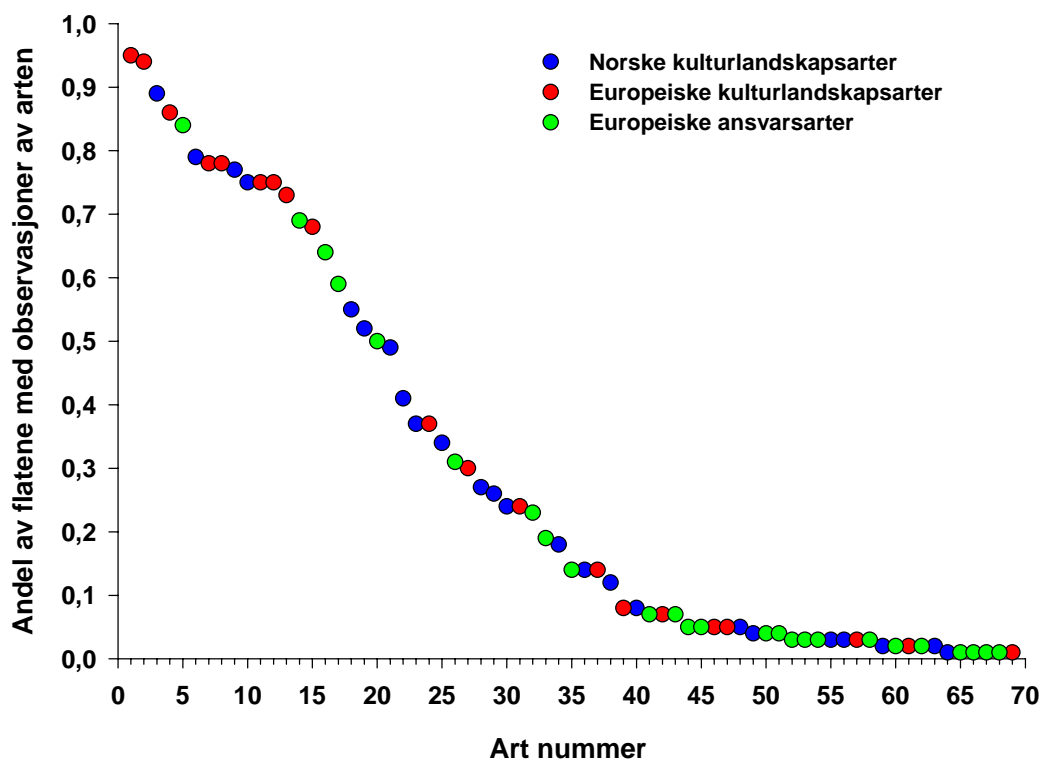
Bruk av punkttakseringer for kvantifisering av forekomster av fugl gir i utgangspunktet ikke eksakte tall for tettheter av enkeltarter, men den gir indeksverdier som er godt egnet for kvantifisering av endringer mellom år, og er den vanligste brukte metoden for overvåking av hekkefugl. Den gir best resultat for territoriale arter som har aktivitetstopp i det tidspunktet takseringene legges til (tid på døgn, tid på året), mens den er mindre egnet for arter som har meget klumpmessig forekomst (f.eks. kolonihekkende arter). Det er med rette påpekt at denne metoden kan gi upresis informasjon både på grunn av at den er følsom for endringer i rutiner, for eksempel skifte av observatør og forskjeller i værforhold (O'Connor and Hicks 1980, Dawson et al. 1995), og på grunn av at den ikke inkluderer nok informasjon om populasjonsprosesser som kan påvirke resultatene (for eksempel forflytning av individer (kilde-sluk prosesser, Brawn & Robinson 1996). Resultatene må derfor tolkes med forsiktighet, særlig når de er basert på korte tidsserier (få datapunkter). Når metoden likevel er den vanligste å bruke for overvåking skyldes dette at mer presise alternativer er mye mer kostnads-krevende.

Takseringen er gjort en gang i takseringsåret, og i tidsrommet etter at alle trekkfuglene har etablert seg i området og før territoriehevdning begynner å avta. Det vil si fra midten av mai til midten av juni avhengig av landsdel og høyde over havet. Hoveddelen av tellingene er utført mellom kl. 04.00 og kl. 09.00 (sommertid), da det er i dette tidsrommet flest arter har topp i sin aktivitet. Dette tidsintervallet er imidlertid dårlig egnet for enkelte fuglegrupper som har aktivitetstopp til andre tider på døgnet (for eksempel ugler). For hoveddelen av takseringene ble det foretatt registreringer i to 5 minutters perioder på hvert punkt, men for takseringene utført i 1998 og 1999 ble det brukt én sammenhengende 10 minutters periode. Bare de fugler som er observert innen dette tidsintervallet er registrert. Alle par (ikke individer) av hver fugleart er registrert. Ett par er definert som: en hann hørt eller sett, ett par observert, en enkelt hunn observert, et kull flygedyktige unger, eller reir av året. Det er skilt mellom individer registrert utenfor og innenfor 50 m avstand til tellepunktet. Fugler som flyr over området og flokker er registrert i kategorien utenfor 50 m.

Tellinger utføres bare under egnede værforhold, det vil si at det ikke skal utføres registreringer ved kraftig nedbør, ved særlig kalde værforhold ($< 0^{\circ}\text{C}$) eller ved kraftig vind ($> 8\text{ m/sek}$). For å forenkle sammenligninger av data mellom år registreres værforhold (skydekke, vind og nedbør) og informasjon om vårens utvikling (blomstring for utvalgte arter, løvutvikling, og snødekning).

Resultater fra 3Q-takseringer i første omdrev

Punkttakseringene på de 111 inkluderte 3Q-flatene resulterte i observasjoner av totalt 128 fuglearter og 21 319 'par' av hekkefugl. For 25 av disse artene finnes en stor andel av den norske hekkebestanden (anslagsvis $> 50\%$) i kulturlandskapet eller i nær tilknytning til kulturlandskapet i kombinasjon med nærliggende urbane områder eller naturlige habitater (Tabell 7). I tillegg inkluderer observasjonslisten 20 arter som er oppført på den Europeiske listen over arter som er prioritert ved forvaltning av kulturlandskapet, samt 25 arter som er Europeiske ansvarsarter, men som ikke har sin hovedforekomst i kulturlandskapet. De øvrige artene er knyttet til skog, myr/våtmark, kyst eller fjell.



Figur 10: Andel av de undersøkte flatene ($n=111$) hvor det er gjort observasjoner av følgende grupperinger av fugl: blå sirkler - arter der en betydelig andel av den norske hekkebestanden finnes i kulturlandskapet eller i nær tilknytning til dette; røde sirkler - tilleggsarter som i følge europeiske lister er prioritert ved forvaltning av kulturlandskapet; og grønne sirkler - øvrige Europeiske ansvarsarter. I tillegg til disse 68 artene ble det under takseringene observert 59 arter som er klassifisert som 'arter med stabile bestander' og som Europa ikke er gitt særlig forvaltningsansvar for. For mer informasjon viser vi til Tucker & Evans (1997).

Statistiske styrkebetragtninger

I en overvåkingsammenheng er det viktig å dimensjonere datafangsten i forhold til hvor store endringer man er interessert i å kunne påvise. Hvis antall overvåkingsflater er for lite blir materialet usikkert og man kan ikke si hvorvidt påviste endringer i observasjonsmaterialet representerer faktiske endringer. Med andre ord, materialet er relativt verdiløst og pengene er dårlig investert. På den annen side, hvis datamaterialet er vesentlig større enn det som er tilstrekkelig, har man investert for mye ressurser i overvåkingen.

Det foreligger noen holdepunkter for å angi hvor store endringer man kan være interessert i å påvise. For eksempel er 20 % bestandsnedgang over 10 år brukt som grenseverdi for kategorien 'sårbar' i IUCN sin Rødliste (Hilton-Taylor 2000), og BirdLife International definerer 20-49% nedgang over 20 år som en 'moderat' bestandsnedgang. I en nærmere analyse av fugledataene fra første omdrev har Kålås et al. (2004) brukt følgende definisjon av 'tilfredsstillende presisjon': forutsatt en gradvis suksessiv bestandsnedgang, så skal en for et 10 års datasett og med årlige tellinger kunne påvise en 30 % bestandsnedgang 8 av 10 ganger dette skjer. En slik presisjon tilsier at man må ha tilstrekkelig mange 3Q flater hvor arten forekommer. Analysene til Kålås et al. tilsier at for de artene man er interessert i må man opp i størrelsesorden 50 reelle telleflater for å kunne gi estimater av bestandsendringer som har rimelig høy presisjon. Med reelle flater menes flater som er relevante for den aktuelle arten nå eller i nærmeste framtid. Eksempelvis vil flater i Nord-Norge ikke være reelle for måling av bestandsendringer for kulturlandskapsarter som fasan (*Phasianus colchicus*), stillits (*Carduelis carduelis*) og rosenfink (*Carpodacus erythrinus*), som har en sørlig utbredelse.

Når tellingene er gjort som en-gangs besøk vet man at man ikke fanger opp alle forekomster på en flate (men ca. 70 %). Dette betyr at arter som forekommer på flere enn 35 flater tilfredsstillende kriteriene satt opp av Kålås et al. I Tabell 7 har vi vist hvilke kulturlandskaps arter som tilfredsstillende presisjons-kravet på minst 35 3Q-flater med forekomst av arten. Dette er i alt 10 arter i datasettet med 111 flater. Dersom datasettet hadde vært noe større ville man fått med flere arter, og et datasett med 150 flater ville ha løftet ytterligere 3 arter (pilfink, tårnseiler og vipe) over grensen på 35 flater.

Tabell 7: Hyppighet av 25 "kulturlandskapsarter" på 111 fugletakserte 3Q-flater. Uthevet tekst viser de arter som det er definert et europeisk forvaltningsansvar for, og som har negativ bestandsutvikling i Europa.

Art	Antall Flater	Antall 'Par'	Art	Antall Flater	Antall 'Par'
Kråke	99	655	Kaie	20	132
Skjære	88	421	Taksvale	16	39
Linerle	86	226	Rosenfink	13	32
Gulspurv	83	722	Tornskate	9	14
Stær	61	272	Stillits	5	8
Sanglerke	58	731	Fasan	4	33
Buskskvett	54	187	Nattergal	3	12
Låvesvale	45	115	Klippedue	3	10
Gråspurv	41	203	Vaktel	3	5
Storspove	38	203	Tyrkerdue	2	6
Pilfink	30	91	Kattugle	2	2
Tårnseiler	29	144	Dverglo	1	2
Vipe	27	139			

Det er verdt å merke seg at de arter som ligger akkurat over grensen for tilfredsstillende presisjon (35 flater) har det presisjonsnivået som er angitt. For vanligere arter som ligger langt over grensen (for eksempel gulspurv, stær og sanglerke) vil presisjonen være høyere og signifikante bestandsendringer vil kunne påvises raskere. Videre er det også slik at for artene som har større bestandsendringer enn 30 % over 10 år (3 % årlig endring) vil også signifikante endringer påvises raskere.

På tilsvarende måte kan man vurdere effekten av å la det gå mer enn ett år mellom hver telling. Hvis vi for eksempel gjør tellinger annet hvert år betyr dette at en bestandsendring på 30 % over ti tellinger tilsier en årlig endring på 1.5 prosentpoeng ved jevn bestandsendring. Med andre ord kan man påvise mindre endringer, men man trenger lengre tid for å påvise endringene.

Geografisk utbredelse

Selv om det over ble nevnt noen arter med begrenset geografisk utbredelse, er kulturlandskapet relativt homogent som hekkehabitat for fugl. På regionalt nivå vil derfor en relativt stor andel av flatene representere

potensielle hekkeområder for mange kulturlandskapsarter. Også nasjonalt er kulturlandskapet relativt homogent i den forstand at de fleste kulturlandskapsarter forekommer over nesten hele landet. Data fra første omdrev understøtter også dette ved at ca 40-50 % av kulturlandskapsartene er observert på mer enn 1/3 av flatene ved bare en gangs taksering.

Et nettverk av takseringsflater i kulturlandskapet spredt over hele landet er godt egnet for å oppdage om nye arter sprer seg, enten ved naturlig ekspansjon av utbredelsesområdet eller ved aktiv introduksjon av fremmede arter. Ved et eventuelt mildere klima vil vi forvente innvandring av nye arter til vår fauna fra sør, og vi forventer også at eventuelle introduserte arter har størst sannsynlighet for etablering i sør. For å øke sjansen for å oppdage slike endringer på et tidlig tidspunkt vil det være nyttig med et noe tettere nettverk i de sørlige delene av Norge. Dette vil også naturlig bli resultatet dersom en velger en modell der en gjør en nasjonal randomisert utplukking av hvilke 3Q flater det skal utføres overvåking av fugl på.

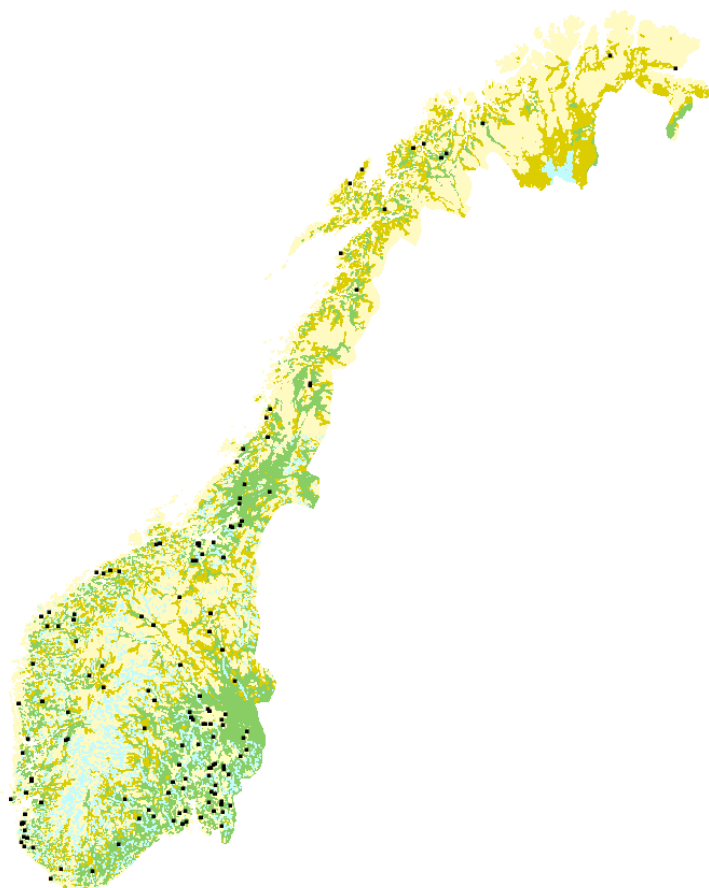
6.5 Modulbeskrivelse for 3Q

Antall flater og geografisk fordeling av 3Q-flatene (representativitet)

Det var et mål i første omdrev av 3Q å gjennomføre fugletaksering på et stratifisert tilfeldig utvalg på 10 % av det totale 3Q-flateutvalget. Utvalget var stratifisert etter fylke for å sikre geografisk spredning, med samme trekkssannsynlighet (10%) for alle fylker. Flatene var de samme 141 flater som NIJOS-feltarbeidere besøkte for å kontrollere flybildetolkningen. Kartet (Figur 11) viser fordelingen av disse flatene.

Begge de to flatene i Finnmark (10 % av Finnmarks 21 3Q-flater), samt to flater i Nordland og en flate i Møre og Romsdal utgikk fra dette utvalget fordi det viste seg at det ikke var jordbruk på disse flatene; de svarte derfor ikke til 3Qs utvalgsriterier. For å opprettholde representativiteten burde disse flatene blitt erstattet, men dette ble ikke gjort grunnet knapt budsjett. Ytterligere 12 flater ble ikke registrert på grunn av at ressursene ikke strakk til. Ved slutten av første omdrev var det derfor gjennomført fugletaksering på 124 flater og resultatene var digitalisert for 111 av disse.

De 141 flatene som lå til grunn for takseringen i første omdrev gjenspeiler det faktum at 3Q-flater ligger tettere der hvor det er mye jordbruksareal, med en hovedvekt i Sør-Norge og da særlig i de sør-østlige delene av landet (Figur 11). Dersom en ser på fordelingen i forhold til en inndeling av Norge i 4 regioner er det ca 60 flater i sørøst Norge (fylkene fra Telemark til Hedmark), ca 35 flater i sørvest Norge (fylkene fra Aust-Agder til Sogn og Fjordane), ca 30 flater i midt Norge (fylkene fra Møre og Romsdal til Nord-Trøndelag) og ca 15 flater i Nord-Norge (Nordland, Troms og Finnmark). I resultatdelen over ble det antydnet at det er ønskelig å komme opp i om lag 150 flater for å kunne få sikre data på ytterligere noen kulturlandskapsarter (eksempelvis vipe) på nasjonalt nivå. Det er derfor viktig å sikre at taksering gjennomføres på alle de 141 kontrollflatene framover, og at de 'ugyldige' flater som utgikk i første omdrev erstattes, for eksempel ved å ta de nærmeste 3Q-flater til de som utgår. Dette vil sikre et utvalg av flater som er representativt for den type kulturlandskap som det rapporteres på ellers i 3Q.



Figur 11: Fordeling av de 141 tilfeldige utvalgte kontrollflater som ble valgt til fugletaksering i første omdrev av 3Q. Av disse ble registreringer gjennomført på 124 flater.

Skal det gis regional informasjon om bestandsendringer, noe som er meget nyttig for å optimalisere arealforvaltning i forhold til bevaringen av arter (dynamisk samspill mellom overvåking og forvaltning (adaptive management, se Walters & Holling 1990)), må mer enn 50 flater undersøkes i hver region. I og med at kulturlandskapet innenfor hver region vil være relativt homogent som hekkehabitat for våre vanligst forekommende kulturlandskapsarter, vil en stor andel av de inkluderte flatene være reelle som hekkeområde for disse artene. En optimalisering av feltinnsats i forhold til utbytte vil vi anta ligger i størrelsesorden 70-80 flater i hver region. Dette vil gi en type informasjon som kan deles i fire kategorier: i) regional presis og representativ informasjon om endringer i hekkebestand for de vanligste artene, ii) nasjonal presis og representativ informasjon om endringer i hekkebestand for arter med noe sjeldnere forekomst, og iii) informasjon om nasjonale endring i utbredelse for de mer sjeldne arter. For iv) de aller sjeldneste artene eller arter med meget spesifikke krav til sjeldent forekommende habitattyper (klumpvis fordeling) vil det imidlertid måtte utføres en betydelig større feltinnsats, eller brukes annen artsspesifikk metodikk for å overvåke både utbredelse og bestandsendringer (se kommentarer i Fremstad & Kålås 2001). Som eksempel er den globalt trua arten åkerrikse (*Crex crex*), som nå er meget sjelden i Norge (i perioden 1995-2002 registrert årlig 50 – 120 individ), ikke observert på noen av de 111 takserte flatene. Dette er en art som er sterkt knyttet til fuktige slåtteeenger og fuktige enger og starrmarker nær dyrka mark, naturtyper det har blitt mindre av de siste 50 åra. Slike arter må i stor grad håndteres i et annet overvåkingssystem (j. fr. etablering av artsdatabank) (Fremstad & Kålås 2001).

Konklusjon: vi har som ambisjon å kunne vurdere trender på nasjonalt nivå – derfor er det i størrelsesorden 150 flater det antall vi går for. Dette er flater som skal være permanente (dvs, det legges ikke opp til at man roterer mellom ulike flater fra et omdrev til neste). Ved bruk av de 141 tilfeldig utvalgte kontrollflater fra 1. omdrev vil det bli representert svært få ruter i Nord-Norge. En må da leve med dårligere muligheter for å vurdere regionale endringer i de Nordlige delene av landet enn i øvrige landsdeler. Et slikt nettverk vil imidlertid gi et 'riktig' bilde for endringer av fuglefaunaen i kulturlandskapet på nasjonalt nivå, da det vil gi

direkte arealmessig 'rett' representasjon for kulturlandskapet. I og med at en har størst grunn til å forvente etablering av eventuelle fremmede arter fra sør, vil et tettere nettverk av telleflater i sør også gi bedre muligheter for dokumentasjon av etablering av fremmede arter som begunstiges av kulturlandskapet.

De vurderinger vi nå har gjort gjelder i forhold til presisjon og representativt slik norsk kulturlandskap er i dag. I tillegg bør overvåkingen være representativ for de endringene som kommer. I og med at vi ikke kjenner endringene som kommer er dette et vanskelig spørsmål å belyse, men med utsikter for en reduksjon i antall gårdsbruk og trolig en reduksjon i jordbruksareal som er i drift, vil en del av de flater som plukkes ut i dag ikke være relevante for overvåking av kulturlandskapsarter en gang i relativt nær framtida. Tar en hensyn til dette bør antall inkluderte flater økes noe i forhold til det antall vi har gitt ovenfor.

Økning i omfang - utover 141 flater registrert hvert annet år - vil selvsagt kreve økt finansiering.

Hvor hyppig bør flatene telles?

Med bakgrunn i det vi tidligere har beskrevet om behov for antall prøvepunkt for å få tilfredsstillende presisjon, og behov for lengde på tidsserie (antall datapunkt) for dokumentasjon av endringer, bør i utgangspunktet alle flater telles hvert år. Ved trendanalyser må en opp i størrelsesorden 10 datapunkt før noenlunde sikre estimater kan forventes. Selv med årlige tellinger vil det derfor ta noe tid før en får fullt utbytte av overvåkingen av fugler i kulturlandskapet. Det finnes imidlertid andre analysemetoder som gjør at man kan beregne hvorvidt det er signifikante endringer mellom to omdrev i en overvåkingsserie (se Økland et al. 2004). Det er således ikke nødvendig å vente til ti gjentak er utført før man kan si noe om endringer.

Selv om det er ønskelig å utføre takseringer årlig, kan det av budsjettmessige årsaker være aktuelt å la det gå flere år mellom hver taksering. I 2004 legger vi opp til taksering annet hvert år framover og vi prioriterer midler utelukkende til datafangst. Først når man har en tidsserie skal man søke midler til analyse av dataene.

Koordinering med annen fugletaksering

En overvåking av hekkefugl i kulturlandskapet må ses i sammenheng med pågående planer om etablering av et nasjonalt nettverk for overvåking av hekkefugl i Norge. En samordning av denne aktiviteten vil øke datatilfanget for mange av de aktuelle artene, og derigjennom bedre presisjonen ved overvåking av disse artene. Dette vil også gi oss en bedre oversikt over kulturlandskapets betydning for de artene som her er definert som 'kulturlandskapsarter', og om hvilken betydning endringene i kulturlandskapet har for de norske hekkebestandene av disse artene.

I forbindelse med planer om etablering av et nasjonalt nettverk for overvåking av hekkefugl i Norge, er det foreslått bruk av 20 tellepunkt langs sidene i et kvadrat med sidelengde 1,5 km (Kålås og Husby 2002). I 3Q er det benyttet 9 tellepunkt pr. flate og disse ligger innenfor det 1x1 km arealet der det utføres detaljert overvåking av arealendringer. Et slikt design er valgt på grunn av at en ønsker å kunne knytte dokumenterte endringer for fuglefaunaen opp mot arealendringer på 3Q-flaten. Selv om utleggingen av punkt er forskjellig vil de kunne brukes sammen for å studere endringer i tid og rom (temporære og spatielle bestandsendringer). En må imidlertid være klar over at dataene fra 3Q flatene vil gi noe lavere presisjon enn designet med 20 tellepunkt pr. flate. Dette vil særlig ha betydning for mer sjeldent forekommende arter.

Praktisk organisering og tidsbruk

Kålås og Husby (2002) gjorde en vurdering av muligheter for å skaffe kvalifisert feltpersonell til den type fugletakseringer vi her snakker om, blant annet i samarbeid med Norsk Ornitologisk Forening. Ser en på et fullt etablert nasjonalt nettverk med eksempelvis 500 telleflater i et nasjonalt nettverk som dekker alle naturtyper, og i tillegg 150 telleflater i kulturlandskapet som skal telles i en relativt kort periode fra midten av mai til slutten av juni, vil det kunne by på problemer å finne nok kvalifisert feltpersonell. Vi ser for oss at det for en stor andel av 3Q flatene med lettere tilgjengelighet og færre tellepunkt enn det nasjonale nettverket, kan telles 2 flater pr. observatør pr. dag. Uansett må utvikling og kvalitetssikring av feltpersonell prioriteres og samordnes. Vi ser det som naturlig at dette skjer i samarbeid med Norsk Ornitologisk Forening, og det bør etableres regionale system for kvalifisering av feltpersonell (inkludert bruk av GPS) og administrasjon av datainnsamling.

I første omdrev av 3Q ble feltpersonell valgt av Norsk Ornitologisk Forening (NOF) blant deres medlemmer. For å sikre kvaliteten på feltarbeidet ble det sendt ut følgende: Generell orientering om prosjektet og metodehefte om hvordan feltarbeidet skulle gjennomføres; Feltskjema for registrering av fugleobservasjoner; Feltskjema for registrering av værforhold og habitatstruktur; Kart i M711-serien; Utsnitt av Økonomisk Kartverk; og 3Q-kart med markering av de 9 takseringspunktene.

7. Modul: Trelevende arter

7.1 Hvorfor overvåke trelevende arter i 3Q?

Trær i kulturlandskapet er viktige kultur- og naturhistoriske elementer med stor opplevelsesverdi. Trær er med på å skape mangfoldet av areal typer i kulturlandskapet og de inngår som en vesentlig del i mange kulturmarkstyper. I det varierte jordbrukslandskapet med store frittstående trær, tun, alléer, åkerholmer, kantskog langs vassdrag, lebelter, skogsbryn og hagemark er trærne en helt sentral komponent, som mange steder dominerer og bygger opp landskapsbildet. Dette er ofte gamle og stabile miljøer, med trær som har utviklet helt spesielle egenskaper, som det tar lang tid å skape, og som mangler eller finnes sparsomt andre steder. Utbygging, veiutvidelser, planering og andre tiltak for å effektivisere jordbruket er en trussel mot miljøet. I det tidlige naturvernarbeidet i Norge var man opptatt av store og spesielle trær, og mange ble etter hvert vernet som naturminner (se for eksempel Berntsen 1977). Et av disse, en ”sparebank-eik”, står i en 3Q-flate på Tanumplatået i Bærum, som for øvrig også er et nasjonalt verdifullt kulturlandskap.

Sannsynligvis står flere slike vernede trær i eller i umiddelbar nærhet til en 3Q-flate. At mange av trærne har navn, for eksempel Hektnerreika, Asbjørnsens eik, vitner også om deres spesielle status hos folk flest, og ved Krødern står en stor eik som inspirerte Jørgen Moe til å skrive diktet ”Den gamle mester”.



Figur 12: ”Den gamle mester” som inspirerte Jørgen Moe til dikt (Foto: Oskar Puschmann).

Tresatt kulturmark kan deles i ulike typer. I skjøtselsboka (Norderhaug et al. 1999) opererer man med fire sammensatte typer; høstingsskog, hagemark, lauveng og beiteskog, og alle disse sammensatte typene vurderes som truet i en nylig gjennomført vurdering av truet vegetasjon i Norge (Fremstad & Moen 2001). I tillegg kan vi dele trevegetasjonen i kulturlandskapet inn i tuntrær og store frittstående trær, tun, hageanlegg, parker og lunder, alléer, trerekker og lebelter, skogsbryn og kantskog langs vann- og vassdrag. I naturtypekartleggingen i regi av Direktoratet for naturforvaltning (Direktoratet for naturforvaltning 1999) finner vi naturtypene hagemark, skogsbeite, store gamle trær, parklandskap og småbiotoper i kulturlandskapet, alle naturtyper hvor trær er en viktig komponent.

Trærne er viktige levesteder for en rekke arter innenfor artsrike grupper som insekter, sopp, moser og lav, deres betydning for artsrikdom og forekomst av sjeldne arter antas å være stor (Arup et al. 1997). Mange av

artene er truede og sjeldne og enkelte er helt avhengig av dette miljøet. Det er særlig i de sørlige delene av landet disse artene opptrer. For eksempel er flere rødlistede lavararter kun funnet på gamle frittstående trær i Sør-Norge og fem lavararter er bare funnet på styvingstrær på Vestlandet (Tønsberg et al 1996). Rødlistede moser på store gamle trær finnes fortrinnsvis langs kysten nordover til Møre- og Romsdal (DN 1999b) og betydningen av store gamle eiketrær, gjerne hule med rødmull, for sjeldne insekter er vel kjent (Hanssen et al. 1985). Store trær er også viktig for enkelte sjeldne og truede fuglearter og flaggermus.



Figur 13: Styvede asketrær i Askers kommunevåpen.

Styving av trær foregikk tidligere over store deler av landet, men det er særlig på Vestlandet vi finner rike styvingslier med mange gamle trær. Dette er markante innslag i kulturlandskapet, som står som minnesmerker etter tidligere tiders bruk. "Askekaller", som var et velkjent syn i Asker kommune i eldre tider, finner vi i dag i kommunevåpenet. Fortsatt finner vi mange askekaller langs veiene i Asker, som andre steder.

Trær i kulturlandskapet skiller seg fra trær i skogen ved at de ofte er store og gamle, at de gjerne står i åpne, solrike omgivelser, at de ofte har blottlagt ved på døde greiner og lignende, og at de er påvirket av næringsrik støvimpregnering fra omkringliggende åkrer og grusveier.

Epifytter er moser, sopp og lav som vokser på trærne. En rekke epifytter, insekter og andre dyrearter er knyttet til trær i kulturlandskapet, mange er sjeldne og finnes på rødlista. Artssammensetningen på trærne varierer med treets plassering i landskapet og egenskaper ved selve treet. Det er også regionale forskjeller forårsaket av arters ulike utbredelsesmønstre. Mange av artene har enten en sørlig, sørøstlig eller oseanisk utbredelse; luftfuktighet og temperatur er viktig. Om treet er eksponert for vær og vind eller står beskyttet spiller også inn. Soleksponerte trær har en annen fauna og flora enn trær i skyggefulle omgivelser.

Støvimpregnering fra åker og grusveier er en viktig faktor for rikbarksarter. I tillegg kommer egenskaper ved selve treet som alder, barkstruktur, pH og vandreneringsmønstre spesielt under sårskader på treet. Dette er egenskaper som varierer mellom treslagene. Edelløvtrær som ask, alm, lind og spisslønn, samt osp er rikbarkstrær; trær med høy pH i barken, mens bartrærne og eik, bjørk og or har lavere pH. Dette skaper ulike lavsamfunn: rikbarks- og fattigbarksamfunn (DuRietz 1944). Rikbarkssamfunnet forekommer også på trær med lav pH, som eik og bjørk, når de står eksponert for næringsrik støvimpregnering i kulturlandskapet. Artsammensetningen er også forskjellig på kvister og stammer og fra stammebaseis til kronetopp.

Epifytter er egnet for overvåking av:

- Endringer i biologisk mangfold
- Klimaendringer
- Luftforurensing (svovel, nitrogen, med mer)
- Arealbruksendringer (endret bruk styvingstrær, inngrep, hogst)

Flere epifytter i kulturlandskapet er antatt å være gode indikatorer for endringer i det biologiske mangfoldet. Det gjelder blant annet arter i det såkalte lungeneversamfunnet (Lobarion), men også arter fra rikbarkssamfunnet (Xanthorion). Likeledes er det aktuelt å overvåke rødlistede arter, hvis de påtreffes i 3Q-flatene, samt regionalt sjeldne arter. "Almelav" - *Gyalecta ulmi* en god indikator (Andersson & Appelquist 1987) sammen med flere andre skorpelav.

Epifytter kan også brukes til å overvåke klimaendringer. Etter den unormalt nedbørrike høsten 2001 ble det rapportert omfattende epifyttisk lavdød på Østlandet (Gauslaa 2002, Larsen 2003). Skadene var størst på rikbarkstrær og rammet særlig skorpelav og andre arter som vokser tiltrykt til underlaget, mens busklav klarte seg bedre. Dette er forsøkt forklart med at individene "druknet". Epifyttsamfunn og enkeltarter på trær i 3Q-flatene egner seg til å overvåke mulige effekter av klimaendringer, som økt høstnedbør.

En rekke lav og moser, mange med sørlig, sørøstlig eller sørvestlig utbredelse er knyttet til edelløvtrær i kulturlandskapet. Dette er arter som begrenses av temperaturkrav. Siden Norge har nordgrenser for mange edelløvtrær og derfor også epifytter, har vi mulighet til å studere endringer i sammensetningen av epifytter knyttet til slike trær. Nylig er det hevdet at endringer i epifyttsammensetningen på trær i Nederland over en 20-årsperiode kan knyttes til klimaendringer (van Herk et al. 2002). Blant annet er sørlige, subtropiske arter etablert, særlig de siste 10 åra. I kulturlandskapet i Norge finnes flere aktuelle, lett kjennelige, sørlige arter som er aktuelle å studere. Det finnes også nordlige arter, bl.a. einerlav, som ikke er registrert i lavlandet på mange år. Skjer det endringer i disse artenes mengder og hvordan er det med nyetableringer?

To aktuelle arter å følge er stor lindelav – *Parmelina tiliacea* og herregårdslav – *Pleurosticta acetabulum*, foruten flere ragglav – *Ramalina* spp. Alle er sørlige arter. Stor lindelav står på rødlista i Sverige, mens herregårdslav er mer vanlig. I Norge er situasjonen omvendt; stor lindelav forekommer relativt hyppig i kulturlandskapet, men kan være i tilbakegang, mens herregårdslav er sjelden, muligens i spredning. Et annet eksempel er eikelav – *Flavoparmelia caperata*, som nylig er hevdet å være begünstiget av varmere klima i Danmark og i Sverige. Denne sørlige arten er aktuell å studere på edelløvtrær i sørvest, og den har også distinkte forekomster på lysåpne, varme og solrike berg i kulturlandskapet i de store dalførene.

En eventuell overvåking av trelevende arter bør legges opp med en ekstensiv del og en intensiv del med dybdestudier i utvalgte områder. I tillegg anbefales det å følge enkeltarter som antas å være gode indikatorer for høyt biologisk mangfold, klimaendringer og luftforurensing. Fokus bør ligge på edelløvtrær i lysåpne omgivelser; alm, ask, eik, bok, lind og spisslønn (NB, ikke platanlønn, som heller bør bekjempes), foruten osp som er et viktig rikbarkstre, med distinkte lavsamfunn for eksempel i åkerkanter. Det vil være fornuftig å initiere pilotprosjekter som tar sikte på å vurdere metoder for registrering og arbeidsomfang. Epifytter har vært gjenstand for overvåking i lang tid og det foreligger mye erfaring og konkrete data. Ulike aspekter inkludert metodikk er beskrevet bl.a. i Nimis et al. (2002).

I forkant av overvåkingen bør det foretas kartlegging for å skaffe oversikt over aktuelle flater og igangsettes pilotprosjekter for uttesting. Det er et stort underskudd på kunnskap om utbredelse og økologi for arter på store gamle trær, og all kartlegging og overvåking vil øke kunnskapen betydelig. Stedfesting av store trær, styvingstrær, etc. er i seg selv viktig, da store gamle trær, småbiotoper, hagemark og parklandskap er naturtyper som kartlegges i den pågående kommunale naturtypekartleggingen (DN 1999a). En tilnærming kan være en kartbasert GIS-analyse av områder fra naturbasen som helt eller delvis overlapper med 3Q-nettverket. Ut over dette er det aktuelt å kartlegge 3Q-flatene spesielt for dette miljøet, da kommune-kartleggingen neppe har fanget opp alle forekomster. Endringer i forekomster over tid er i seg selv en indikator på endringer i levestedet for disse artene.

7.2 Ekstensiv overvåking av epifyttvegetasjon (moser og lav) på gamle edelløvtrær

Et relativt enkelt registreringsopplegg på et utvalg flater kan anbefales, ca 25 pr år. Fortrinnsvis velges de samme flater som de ekstensive karplanteregistreringene foregår på, eventuelt med noe supplering hvis noen av disse flatene ikke egner seg. Et utvalg trær, ca 10 pr flate velges ut tilfeldig. Makrolav, moser og et utvalg lett kjennelige skorpelav registreres på edelløvtrær over en viss minimumsdiameter (det er primært etablerte lavsamfunn på større trær som er fokus, ikke suksesjonsstadier på yngre trær). Forekomst av arter på stammen opp til 2 m registreres etter en enkel mengdeinndeling. Trær med forekomster nummereres fortløpende på skjema og treslag og GPS-posisjon noteres. I tillegg måles et utvalg parametre knyttet til treet og omgivelsene rundt: treslag, diameter, barkstruktur, eksponering, arealtype (3Q), etc.

Kostnader er vanskelig å beregne uten forutgående pilotstudium. Tidsforbruk pr tre anslås til ca 1/2 time. Det gir ca 5 timer totaltid pr flate; til sammen 125 timer hvis 25 flater velges. Det må påregnes noe tid til etterarbeid; bestemmelse av innsamlede arter, ca 1 ukeverk. I tillegg kommer analyser og rapportering. Koordinering med andre registreringer på de samme flatene vil gi synergieffekter.

7.3 Intensiv overvåking av epifytter

Tilsvarende som for overvåking av markvegetasjon er det behov for dybdeundersøkelser av epifyttvegetasjon i kulturlandskapet for å forstå de økologiske prosessene som strukturerer vegetasjonen og endringer forårsaket av naturlige prosesser eller antropogen påvirkning. Vi anbefaler at et intensivt overvåkingsopplegg legges til utvalgte 3Q-flater. Vi kan selektivt velge ut flater som inneholder bestemte hovedtyper av kulturlandskap, eller bestemte areal typer i kulturlandskapet, og det er mulig å velge flater som helt eller delvis omfattes av Nasjonalt verdifulle kulturlandskap, eller ligger innenfor vernede områder. Det vil være en fordel å velge flater som omfattes av andre registreringer, pga. utvidete analysemuligheter og kostnadsbesparelser. Flatene må ha et tilstrekkelig antall trær (minimum 50).

Det vil være gunstig å kombinere intensive epifyttstudier med andre dybdestudier (for eksempel av karplanter) på utvalgte flater. I utgangspunktet anbefales det at to flater oppsøkes pr. år. På hver flate velges 50 trær tilfeldig. Trærne posisjoneres nøyaktig vha. GPS i kombinasjon med ortofoto. Kun edelløvtrær med en gitt minimumsdiameter velges (aktuelle trær identifiseres og kartlegges i forkant). På hvert tre registreres dekning av alle moser og lav (inkludert skorpelav) i faste oppmerkede flater på 25 x 25 cm. To flater plasseres tilfeldig pr tre. I tillegg registreres et utvalg økologiske parametre i flatene, på treet og omgivelsene rundt treet. Eksempler er barkstruktur, bark pH, diameter, eksposisjon og helning, lys, eksponeringsgrad, treslag, arealtype og andre terrengforhold. Hver 25 x 25 cm. flate bør fotograferes etter standard metodikk.

Kostnader er vanskelig å beregne uten forutgående pilotstudium. Anslagsvis regnes ca 1/2 time pr. tre; totalt 100 timer hvis 50 trær i 2 flater velges. Det må påregnes noe tid til etterarbeid; bestemmelse av innsamlede arter, ca 1-2 ukeverk. I tillegg kommer analyser og rapportering.

7.4 Artsovervåking av utvalgte lav/moser

Vi foreslår et opplegg for å følge populasjoner av utvalgte lav- og mosearter i utvalgte 3Q-flater. Hvis rødlistede arter forekommer er disse høyaktuelle, men en rekke andre mer vanlige arter egner seg som indikatorer på biologisk mangfold. Mange arter er også egnet for å belyse klimaendringer og forurensing, og flere egner seg til flere formål. Da artsovervåking må rettes inn mot utvalgte populasjoner trengs forutgående kartlegging. Det vil være fornuftig å integrere artsovervåking med annen epifyttovervåking. Tilsvarende metodikk som det som nå utvikles i ”rødlisteprojektet” under ”Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold” bør ligge til grunn (<http://www.naturforvaltning.no/wbch3.exe?p=2641>).

Populasjonsbasert overvåking krever nøyaktig mengdeangivelse, for å analysere endringer over tid. Dette kan foregå på to nivåer; antall trær arten forekommer på i utvalgte flater og detaljert mengdeangivelse pr tre. Standardisert fotodokumentasjon av populasjoner må inngå. Tilsvarende som for intensive epifyttstudier må økologiske parametre i og omkring populasjonen/individene angis, og dessuten mål på vitalitet.

Aktuelle arter er blant annet:
Rødlistearter hvis de påtreffes.
Allélav – *Anaptychia ciliaris*
Gryntjafs - *Evernia prunastri*
Lungenever - *Lobaria pulmonaria*
Sølvnever – *Lobaria amplissima*
Rosettlav – *Physcia* spp.
Dogglav – *Physconia* spp.
Herregårdslav – *Pleurosticta acetabulum*
Stor lindelav – *Parmelina tiliacea*
Raggarter – *Ramalina* spp.
Messinglav - *Xanthoria parietina*

Kostnader vil avhenge av omfang. Tidsforbruk pr tre og pr populasjon vil ligge i samme størrelsesorden eller litt lavere enn anslått under epifyttovervåking.

Insekter, sopp og lav på død ved

På store gamle trær finnes ofte avbarkede partier eller døde greiner. Innsiden av hule trær er også viktige levesteder for mange arter, især insekter (Hansson 1985, Zachariassen 1990), og mange sopper vokser også i slike miljøer. Aktuelle miljøer må kartlegges forut for igangsetting av overvåking. Et overvåkingsopplegg for arter tilknyttet død ved vil i stor grad kunne følge de samme prinsipper som for epifytter, og kostnader vil ligge i samme størrelsesorden. Spesialstudier trengs for å kartlegge og overvåke insekter.

8. Modul: Andre elementer

8.1 Bearbeidet trevirke i skigarder og bygninger (løer, stabbur, med mer)

Dødt avbarkert trevirke er kjent for å huse et vell av arter. Vanligvis forbinder man dette substratet med gammel skog, men også i det gamle kulturlandskapet fantes store mengder bearbeidet naken ved; kulturvirke. Nesten alt var laget av ved og det var rikelige med voksesteder for de spesielle lavsamfunnene som vokser slike steder. I de gamle løene og seterhusene bevares også trevirke svært lenge. I det moderne jordbruket trengs ikke trevirke i samme grad lenger, og mange gamle trehus forfaller og blir gradvis borte. Når voksestedene forsvinner reduseres også artenes muligheter for å overleve.

Gamle løer, stabbur og andre hus er viktige levesteder, men artene finnes også på gamle tregjerder og lignende steder. Husene kan finnes både på eller nær tunet, på setervangen eller i utmarka. Artssammensetningen varierer fra solvarme tørre vegger til skyggefulle og fuktige, gjerne nordvendte vegger. På takene kan det ofte være rike forekomster.

Flere lavarter er mer eller mindre knyttet til ubehandlet trevirke i kulturlandskapet, enkelte av dem er sjeldne (Thor 1998). En spesiell gruppe lav er såkalte knappenålslav (navnet henspiller på at de ser ut som miniatyrknappenåler). Fire knappenålslav som vokser på ubehandlet trevirke er vurdert som sannsynlige rødlistearter i det pågående arbeidet med å vurdere disse lavenes rødlistestatus. Blant disse finner vi stautnål – *Chaenotheca phaeocephala* som så godt som bare vokser på gamle løer og seterhus og store gamle frittstående eiketrær. En annen rødlistet art som av og til finnes på gamle løer og lignende er ulvelav – *Letharia vulpina* (DC).

Miljøet er ikke systematisk kartlagt verken i 3Q-flatene eller i andre kartleggingsprosjekter, men det er beskrevet i en veileder for kartlegging av kulturlandskap i Buskerud (Hanssen & Lottrup 1998). Gårdstun tolkes fra flybilder i 3Q og bygninger gjenfinnes på kartene, men 3Q inneholder ikke informasjon om hva slags bygning det er og hva den er laget av. Det er derfor nødvendig å kartlegge miljøet først. En første tilnærming er å undersøke om kjente artsforekomster ligger innenfor 3Q-flatene. Alle innsamlinger av lav ved de naturhistoriske samlingene er dataregistrert, slik at dette kan gjøres med en enkel ”overlay-analyse” av kart. Det pågående rødlisteprojektet i ”Nasjonalt program for kartlegging og overvåking” vil dessuten framskaffe eksakt avgrensning av flere aktuelle artsforekomster. I tillegg kan man bruke informasjon fra kulturminnedelen i 3Q f.eks. for å velge ut SEFRAK-bygninger med trekonstruksjon/-kledning.

En viktig og lett målbar indikator er antall egnete bygninger for miljøet i 3Q-flatene. Dette vil kunne kartlegges på alle flater som oppsøkes i felt. Det er videre mest aktuelt med kartlegging av arter i egnede lokaliteter for å skaffe oversikt over miljøet i forkant av eventuell overvåking. Lavforekomstene overvåkes best i permanente prøveflater, tilsvarende som for epifytter. Prøveflatene plasseres objektivt slik at krav til bruk av statistiske analysemetoder ikke brytes. Det vil være nødvendig med en viss innsamling for sikker identifisering av arter i etterkant. Ved en eventuell overvåking må viktige økologiske parametre som eksposisjon, lys, trestruktur og lignende måles.

Kostnader er vanskelig å beregne da dette ikke har vært prøvd ut tidligere. Kartlegging av en liten tømmerbygning er relativt raskt utført; anslagsvis 1 time, men det må påregnes relativt god tid for

etterbestemmelser. Uttesting av metodikk og estimering av tidsforbruk kan foretas i pilotprosjekt lagt til utvalgte flater. Inventering av en analyseflate vil ta mindre enn en halv time.

8.2 Dammer

Tilgang på vann er en av de viktigste forutsetningene for å drive jordbruk. Vannforekomstens verdi har tradisjonelt vært forbundet med økonomi og nytteverdi, etter hvert også opplevelse. Først nylig er verdsetting av det biologiske mangfoldet kommet i fokus. Dammene i kulturlandskapet har blitt brukt til ulike formål, vanning, drikkevann for husdyr, fangdammer, brannvern, røyting av lin, og som innslag i hager og parker. Dammene kan være plassert i åker eller eng, i skogkanter og inne i skogen omkring gårdene. Et karakteristisk innslag rundt Oslofjorden er de gamle isdammene. Her skar man is til kjøling av matvarer, både til eget bruk og for eksport.



Figur 14: *Ceratophyllum demersum*, en sjelden, rødlistet vannplante som finnes i dammer. Fra Thomé, O.W. 1885. Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz.

Mange arter og artsgrupper har dammene som sine viktigste levesteder, særlig hvis det ikke er fisk i dem. Artsinventaret bestemmes blant annet av geografisk beliggenhet, alder, om den aldri tørker ut, næringstilførsel, forurensing, inngrep og annen påvirkning. Dammene i kulturlandskapet er ofte næringsrike på grunn av tilførsel av næringsstoffer fra husdyr og omkringliggende jordbruksarealer. Størrelse og avstand til andre dammer er også forhold som spiller inn.

Særlig er det forbundet store naturverdier med de rike damforekomstene i Oslofjordregionen (Dolmen 1995), men også på Jæren og i lavlandet i Trøndelag er det mange artsrike dammer. Dammene er viktige levesteder for amfibier, øyenstikkere, vårfluer, vannteger, vannbiller, igler, snegl og mange andre virvelløse dyr (se oversikt i Aagaard et al. 2002). Buorm benytter dammer til jakt, og fuglelivet i og omkring dammen kan være rikt. Likeledes er mange vann- og sumpplanter forbundet med dammer. Det samme gjelder alger.

Mange dammer brukes ikke lenger og derfor er de utsatt for gjenfylling og ødeleggelse. Dammene trues også av forurensing og drenering, foruten naturlig gjengroing. Utsetting av fisk er også et problem for artsmangfoldet, blant annet våre to truede salamanderarter. Nesten 9 % av drøyt 100 dammer på Romerike er fylt igjen i løpet av en 10-årsperiode (Strand 2001). En veiledning i skjøtsel og nyanlegging av dammer i kulturlandskapet finnes i Norges Bondelags brosjyre "Våtmarker i kulturlandskapet".

For alle våre tre rødlistede amfibier er dammene et viktig levested. Dette er en utsatt dyregruppe som er i tilbakegang globalt. Øyenstikkere er også en viktig artsgruppe i tilbakegang, 21 arter står på den nasjonale rødlista og tre av artene er også verneverdige i europeisk sammenheng (Aagaard et al. 2002). Teger, biller og vårfluer er artsrike grupper, mange er sjeldne. 10 vanntegearter, 57 vannbillearter og 49 vårfluearter finnes på den nasjonale rødlista. Vi har 15 arter ferskvannsigler i Norge, og blant disse er 7 arter oppført på rødlista. Mange av igleartene finnes bare i dammer på Østlandet (Aagaard et al. 2002).

Endringer i antall dammer i kulturlandskapet over tid er i seg selv en indikator, som kan følges i 3Q-flatene. Dammenes tilstand (vannkvalitet, gjengroing med mer) er også aktuelt å overvåke, likeledes virvelløse dyr og alger. Til dette trengs spesialstudier. Kartlegging av amfibier i alle dammer i 3Q-flatene anbefales. Kartlegging av karplanter er også aktuelt, da dette er en velkjent og lett registrerbar artsgruppe, hvor flere sjeldne er tilknyttet dette habitatet. Dammer inngår i den kommunale naturtypekartleggingen og kartlegging av dammer i 3Q-flatene er i seg selv et viktig bidrag. Et fornuftig utgangspunkt kan være å identifisere dammer som både omfattes av den kommunale naturtypekartleggingen og 3Q. Vi vet allerede at 3Q-flater inneholder dammer med rødlistede karplanter, og nærmere kartlegging vil sannsynligvis avdekke flere forekomster.

Vi bør i første omgang skaffe oversikt over hva vi har av dammer i 3Q-flatene, dernest anbefaler vi at amfibier og karplanter i dammene kartlegges. Arbeidet bør av praktiske grunner foregå fra land. Et registreringsopplegg for amfibier er beskrevet av Dolmen (1993). For planter nede i vannet og ute i dammen kan man bruke kasterive. Man gjør for eksempel 10 kast jevnt fordelt rundt hele dammen. Ulempen er at sannsynligheten for at redskapen setter seg fast er relativt stor. Fullstendige artslistor over alle planter som vokser i vann tas opp. All registrering må foregå når vegetasjonen er best utviklet, fortrinnsvis i siste halvdel av juli og august. Tidsforbruk avhenger av dammens størrelse og vegetasjonens dekning. Antagelig vil de fleste dammer registreres på under 1 time. Kartleggingen vil avdekke egnede steder for påfølgende overvåking. Analyse av endringer i både i artssammensetning og mengdeendringer hos utvalgte karplantearter er ønskelig.

8.3 Steingjerder, kirkegårdsmurer og monumenter

Dette er distinkte miljøer i kulturlandskapet som generelt er dårlig undersøkt. Steingjerdene på Jæren har vært gjenstand for studier av lav (Reve 1981). Generelt fungerer steingjerder og store blokker på samme måte som bergframspring og bergvegger for steinboende arter.

Det er utarbeidet metodikk for kartlegging og overvåking av lav på monumenter (Aptroot & James 2002).

8.4 Intensivovervåking av karplanter, moser og lav

For å få en forståelse av de prosesser som strukturerer det biologiske mangfoldet i kulturlandskapet, anbefaler vi at det gjennomføres detaljerte undersøkelser basert på vegetasjonsøkologiske prinsipper i et utvalg flater. Dette gir muligheter til å analysere resultatene fra detaljstudier i relasjon til standard parametre i 3Q, og i beste fall "oversette" resultater til større målestokk. De samme prinsipper som beskrives i "Det norske konseptet for vegetasjonøkologisk overvåking" (Økland et al. 2001) bør ligge til grunn. Dette er prøvd ut i liten skala i kulturlandskapet (Bratli 2003). Viktige areal typer for mangfoldet av karplanter; villenger og beitemark, i 3Q-flater bør velges ut. Minst to 3Q- flater bør registreres pr år i fem år, slik at ett omdrev vil omfatte minst 10 flater.

I hver 3Q-flate bør det foretas registreringer i 50 tilfeldig valgte prøveflater á 1 m². Mengde (frekvens og dekning) av alle karplanter, moser og lav estimeres. I hver flate registreres også relevante økologiske variabler; jordkjemí, jordfuktighet, jorddybde, eksposisjon, terrenghelning, foruten parametre som beskriver prøveflatas omgivelser. Sammenhenger mellom vegetasjonens sammensetning og økologiske variabler analyseres med standard metoder. Reanalyse i femårige omløp i de samme permanent oppmerkede flater muliggjør statistiske analyser av endringer i vegetasjonens sammensetning, artsmangfold og enkeltarters mengde, som kan relateres til endringer i for eksempel arealbruk eller klima.

Tidsforbruk ved registreringsarbeidet vil anslås til 1,5 - 2 timer pr. prøveflate, inkludert økologiske målinger. Det må i tillegg beregnes minst 1-2 ukeverk på bestemmelse av innsamlet materiale. I tillegg kommer tid til dataregistrering, analyse og rapportering. For analyse og dataregistrering pr. år trengs anslagsvis 2-3 ukeverk.

9. Modul: Utvidelse av 3Q til å omfatte flere kulturlandskapstyper

9.1 Behov for utvidelse av 3Q

(Følgende bygger på ” Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold – rapport fra arbeidsgruppe 3 Kulturlandskap”).

En viktig begrensning med 3Q-programmet i forhold til nasjonal overvåking av biologisk mangfold i kulturlandskapet er at programmet fokuserer på dagens aktive jordbruk, og det er flere typer kulturlandskap som ikke fanges opp av programmet. Dette gjelder først og fremst utmarksarealer som omfatter for eksempel kystlynghei, hagemarker og beitet skog, fjellbeite og seterlandskap, og gamle nedlagte jordbruksarealer. Ofte er det akkurat disse områdene som er de viktigste for biologisk mangfold. Slike områder skal i vesentlig grad omfattes av naturtypene i kommunekartleggingen, men det finnes i dag ingen overvåking av slike arealer. En utvidelse av 3Q til også å omfatte utmarksarealer og andre kulturlandskapstyper er høyst aktuelt og påkrevet.

Generelle overvåkingsprogrammer kan ikke forventes å gi god statistikk for de mest sjeldne arealtypene, så for å overvåke det biologiske mangfoldet i spesielle typer kulturlandskap trenger man målrettede overvåkingsprosjekter som fokuserer spesifikt på disse landskapstypene. Endringer i spesielle områder bør kunne sammenlignes med utviklingen i landskapet generelt slik at noe standardisering av metoder er nødvendig.

9.2 Nasjonalt verdifulle kulturlandskap

Registrering av nasjonalt verdifulle kulturlandskap (NVK) ble gjennomført fylkesvis i perioden 1991-1994, med et sentral utvalg som ansvarlig (oppnevnt av miljøverndepartementet). Registreringen ga en oversikt over de ca.10-20 mest verdifulle kulturlandskap i fylkene. Basert på de fylkesvise oversiktene ble det utarbeidet en oversikt over de mest verdifulle kulturlandskap i hele landet.

Som en innledning til prosjektet ble fylkene spurt om å gi en statusoversikt for arbeidet med kulturlandskapet i sitt fylke. Svarene avslørte at kunnskapen om kulturlandskapet varierte fra fylke til fylke, og at kunnskapsgrunnlaget for biologisk mangfold knyttet til kulturlandskapet gjennomgående manglet. Prosjektet omfattet derfor feltregistreringer som særlig skulle fange opp biologisk mangfold. Den holistiske tilnærmingen ble imidlertid beholdt, og var avgjørende ved den endelige vurderingen og prioriteringen. Den tverrfaglige ”kulturlandskapsgruppen” i fylkene ble tillagt en sentral og aktiv rolle i dette arbeidet.

Resultatet av den nasjonale registreringen var totalt 276 høyt prioriterte kulturlandskapsområder som ble vurdert som særlig verdifulle i fylkene. Av disse ble 112 plukket ut som et representativt, nasjonalt utvalg. Totalt omfatter imidlertid registreringen ca. 2500 undersøkte områder. Registreringen omfattet en verdisetting i 3 klasser, og fordi den holistiske tilnærmingen var viktig i prosjektet, kan områder som ikke er blant de høyeste prioriterte likevel ha viktige biologiske kvaliteter.

De fleste av de mest verdifulle kulturlandskap har stor geografisk utstrekning, med mange ulike kulturmarkstyper. Områder som er særlig verdifulle for biologisk mangfold er i varierende grad nærmere registrert og utbredelsen kartlagt/digitalisert. Det har vært ingen systematisk overvåking av de verdifulle kulturlandskap.

DN har i 2002 laget en rapport i samarbeid med Riksantikvaren med oversikt over status, trusler og behov for oppfølgingstiltak i forhold til de 276 høyest prioriterte verdifulle kulturlandskapene. Rapporten konkluderer med behov for følgende oppfølgingstiltak:

- Øke kunnskapen om områdenes tilstand/hevd
- Integre overvåking av de mest verdifulle Nasjonale kulturlandskapene i 3Q
- Revidere den nasjonale listen, supplere registreringen og vurdere behov for å evaluere utvalget i det enkelte fylke (noen fylker har gjort tilleggsregistreringer etter 1994)
- Fortsatt stimulere utarbeidelse av forvaltnings- og skjøtselsplaner

- Øvrige info-tiltak: tilgjengeliggjøre digitale kart, media, scenarier, infomateriell om individuelle områder, støtte til temasenter, tilgjengeliggjøre kunnskap om sårbarhet/tålegrenser
- Arbeide for mer ressurser til planlegging og skjøtsel av områdene.

DN er gitt i oppdrag av MD å følge opp Nasjonal registrering, men det er ikke gitt noen ekstra bevilgning til å følge opp nevnte tiltak.

I forbindelse med evaluering av den kommunale naturtypekartleggingen vil det også bli gjort en vurdering av i hvor stor grad de mest verdifulle områdene er fanget opp her, og i hvor stor grad kulturmarkene innenfor større områder er nærmere kartlagt. Kartleggingsenhetene i nasjonal registrering er på omtrent samme nivå som naturtypekartleggingen i kommunene (DN 1999), selv om de varierer noe i de 5 ulike regionene som det ble laget system for. Kartleggingsenhetene er imidlertid ikke helt identiske og derfor ikke helt sammenlignbare.

Å integrere de nasjonale verdifulle kulturlandskapene i 3Q ville innebære en ny kartlegging av områdene fra flybilder med bruk av de samme metoder og klassifikasjonssystem som i 3Q. På denne måten ville man kunne sammenligne utviklingen innen disse områdene med utviklingen innen kulturlandskapet generelt og får et datagrunnlag for å vurdere om verne- og skjøtselstiltak har ønsket effekt.

Det er per i dag 50 3Q flater som berører områder definert som nasjonalt verdifulle kulturlandskap (antagelig noen flere siden vi mangler kartdata om NVK fra et par fylker). Av disse er det 15 flater som ligger helt innenfor de avgrensede NVK. Dette er for få flater til å kunne gi statistikk om utviklingstrender for dette spesielle utvalg landskap, og vil måtte suppleres med ekstra flater. Et operasjonelt alternativ er å etablere en "3Q-flate" i hvert av de 276 prioriterte NVK (eller som et absolutt minste alternativ, de 112 landskap som ble plukket ut som et representativt, nasjonalt utvalg NVK).

Det er imidlertid 10 år siden dette utvalget ble gjort og det er derfor ikke sikkert at disse områder fortsatt innehar de kvalitetene som gjorde de verdifulle. Dette er interessant informasjon i seg, men når man først skal etablere et overvåkingssystem for å følge opp "eliten" av norske landskap hadde det vært ønskelig å starte med et utvalg som virkelig var verdifulle. På den andre siden bør man ikke vente for lenge med å etablere et slikt overvåkingssystem. Som et første tiltak for å etablere overvåking av NVK bør man involvere DN og kulturlandskapsgruppene i fylkene for å definere et representativt utvalg av verdifulle kulturlandskap.

9.3 Seterlandskap

Som illustrert i figur 6 har antall setre i Norge blitt betydelig redusert i løpet av det forrige århundret. Siden denne type kulturlandskap er både sjelden og har ofte høye biologiske (og kulturhistoriske) verdier, er det spesielt interessant å få til en målrettet overvåking av det gjenværende seterlandskapet. Ved å ta utgangspunkt i opplysning fra gårdsbruk som søker tilskudd til seterdrift ville det være uproblematisk å lage et representativt system for en slik overvåking, men tid må settes av til en grundig metodebeskrivelse før overvåkingen kan settes i gang (noe som var utenfor rammene av denne rapporten).

9.4 Modulbeskrivelse

Metodeutredning er svært viktig før man setter i gang overvåking, for å avklare hva som skal registreres, hvordan og hvor. Selv om mange metoder er etablert i 3Q kan det være tilleggsbehov ved overvåking av spesielle kulturlandskapstyper og utvalg av flater krever spesielt nøye vurdering. I tillegg haster det å sette i gang overvåkingen for i det hele tatt å ha muligheten til å måle framtidige endringer mot nåtidens situasjon. Metodeutredning bør derfor settes i gang snarest. Vi presiserer at det finnes tilstrekkelige eksisterende utredninger om behov for overvåking i ulike type kulturlandskap og forslag til overvåkingsparametre og metoder (for eksempel DN 1995, 1997, 1998, 1999, Daverdin 1995, Nordisk Ministerråd 2000). I utgangspunkt vil derfor denne modulen bestå i å lage en metodebeskrivelse som er spesifikk nok til å muliggjøre oppstart av overvåkingen i seterlandskap og andre spesielle kulturlandskapstyper.

10. Litteratur

- Andersson, L. & Appelquist, T. 1987. Lunglav och almlav, indikatorer på värdefull lövskog. Svensk bot. Tidskr. 81: 185-194.
- Aptroot, A. & James, P. W. 2002. Monitoring lichens on monuments. I: P. L. Nimis, P. A. Wolseley, & C. Scheidegger (Red.), Monitoring with lichens - monitoring lichens. NATO science series. Series IV, Earth and environmental sciences vol. 7, s. 239-253. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Arup, U., Ekman, S., Kärnefelt, I. & Mattsson, J.-E. 1997. Skyddsvärda lavar i sydvästra Sverige. SBT-förlaget, Lund.
- Baillie, S.R. 1991. Monitoring terrestrial breeding bird populations. I: Goldsmith, F.B. (Red.), Monitoring for conservation and ecology - s. 112-133. Chapman and Hall. London, UK.
- Berntsen, B. 1977. Naturvernets historie i Norge. Grøndal, Oslo.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. Academic Press.
- Bratli, H. 2003. Skjøtselsplan for Svanvolla i Håkåseter naturreservat, Sør-Fron kommune, Oppland. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging Dokument 7/2003: 1-40.
- Brawn, J.D. & Robinson, S.K. 1996. Source-sink population dynamics may complicate the interpretation of long-term census data. – Ecology 77: 3-12.
- Crawford, T.J. 1991. The calculation of index numbers from wildlife monitoring data. I: Goldsmith, F.B. (Red.), Monitoring for conservation and ecology - s. 225-249. Chapman and Hall. London, UK.
- Daverdin, R.H., Aagaard, K., Sandlund, O.T. & Tømmerås, B.A. 1995. Rapport fra NINA/DN Seminar: Indikatorer for overvåking av biologisk mangfold. NINA-Oppdragsmelding 329: 1-63. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Dawson, D. K., Smith, D. R. & Robbins, C. S. 1995. Point count length and detection of forest neotropical migrant birds. - In: Ralph, C. J., Sauer, J. R. and Droege, S. (eds), Monitoring bird populations by point counts. Albany, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, California, s. 35-43.
- DN, 1995. Strategi for overvåking av biologisk mangfold. DN-rapport 1995-7. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- DN, 1996. Status for verneområder der verneverdiane er trua. DN-rapport 1996-1. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- DN, 1997. Overvåking - Biologisk mangfold i kulturlandskapet. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- DN, 1998. Plan for overvåking av biologisk mangfold. DN-rapport 1998-1. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- DN, 1999a. Kartlegging av naturtyper i kommunene. DN-håndbok 13. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- DN, 1999b. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. DN-rapport 3/1999: 1-161. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- DN & RA, 2002. Registrering av nasjonalt verdifulle kulturlandskap –behov for oppfølging. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim og Riksantikvaren, Oslo.
- Dolmen, D. 1993. Feltherpetologisk guide. Univ. Trond. Vitensk. Mus. Zoolog. avd., Trondheim
- Dolmen 1995. Ferskvannlokaliteter og verneverdi. NTNU Vitensk. Mus. Rapp. Zool. Ser. 1995: 6: 1-105.
- Dramstad, W.E., Fjellstad, W.J., Strand, G.-H., Mathiesen, H.F., Engan, G. & Stokland, J.N. 2002. Development and implementation of the Norwegian monitoring programme for agricultural landscapes. – Journal of Environmental Management 64: 49-63.

- Dramstad, W. & Sogge, C. red., 2003. Agricultural impacts on landscapes: Developing indicators for policy analysis. Proceedings from the NIJOS/OECD Expert Meeting on Agricultural Landscape Indicators, Oslo, Norway, 7th - 9th October, 2002. NIJOS-rapport 7/2003. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås.
- Du Rietz, G. E. 1944. Om fattigbark- og rikbarksamhällen. Svensk bot. Tidskr.?: 147-150.
- Ekstam, U. & Forshed, N. 1992. Om Hävden Upphör: Kärlväxter som Indikatorarter i Ängs- och Hagmarker. Skötsel av naturtyper, ed. Naturvårdsverket, Värnamo: AB Fälths Tryckeri.
- Engan, G. 2004. 3Q Instruks for flybildetolking. NIJOS-rapport 8/2004. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås.
- Flather, C.H., Wilson, K.R., Dean, D.J. & McComb, W.C. 1997. Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analyses. – *Ecological Applications* 7: 531-542.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12: 1-279. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Framstad, E. & Kålås, J.A., 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold – viderutvikling av dagens naturovervåking. - NINA Oppdragsmelding 702: 1-49. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Fremstad, E. & Moen, A. 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. (Vol. 4: 2001). Norg. tekn.-naturv. Univ. Vitenskapelig Mus. Rapp. bot. Ser, Trondheim.
- Gauslaa, Y. 2002. Die back of epiphytic lichens in SE Norway - can it be caused by high rainfall in late autumn. *Graphis Scr.* 13: 33-35.
- Hanssen, E.W. & Lottrup, K.P. 1998. Fagrapport Eng(le)vakt – en metode for enkelt å bedømme biologisk verdifullt kulturlandskap. Naturvernforbundet i Buskerud, Darbu.
- Hanssen, O., Borgersen, B. & Zachariassen, K. E. 1985. Registrering av truede insektarter i gamle hule trær. Norsk entomologisk forening, Ås.
- Hilton-Taylor, C. (Compiler) 2000. 2000 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 61 s.
- Johnsson B. G. & Jonsell, M. 1999. Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests. – *Biodiversity and Conservation* 8:1417-1433.
- Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Ekstensiv overvåking av fugl i Norge. NINA Oppdragsmelding 740. 25 s. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Kålås, J.A., Engen, S & Fiske, P. 2003. Precision of animal population indices: Effects of spatial habitat structure and variable detectability. Manuskript.
- Larsen, R. S. & Bruteig, I. 2003. Lavdød på Østlandet. Rapport til Direktoratet for naturforvaltning. NINA Oppdragsmelding 790: 1-18. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Nimis, P. L., Wolseley, P. A. & Scheidegger, C. 2002. Monitoring with lichens - monitoring lichens. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. (Eds.). 1999. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget, Oslo.
- Nordisk ministerråd. 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. TemaNord 2000:517.
- Nordisk Ministerråd. 2002. Bæredygtig utvikling, når vi målet? Et nordisk indikatorsæt. ANP 2002:736. Nordisk Ministerråd, København.
- O'Connor, R. J. & Hicks, R. K. 1980. The influence of weather conditions on the detection of birds during common birds census fieldwork. - *Bird Study* 27:137-151.
- OECD. 1994. Environmental Indicators: OECD Core Set. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- OECD. 2001. Agriculture and Biodiversity – developing indicators for policy analysis. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.

- Prendergast, J.R. & Eversham, B.C. 1997. Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of biodiversity indicator concept. - *Ecography* 20:210-216.
- Reve, T. 1981. *Parmelia mougeotii* (steingardslav) i Norge, spesielt om forekomsten på Jæren. *Blyttia* 39: 121-124.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1981. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research.* Second Edition. Freeman & Compant, New York.
- Strand, L.Å. 2001. Dammer på Romerike. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvernavdelingen Rapport 2001: 1: 1-19.
- Thor, G. 1998. Red-listed lichens in Sweden: Habitats, threats, protection, and indicator value in boreal coniferous forests. *Biodiv. Conserv.* 71: 59-72.
- Tucker, G.M. & Evans, M.I. 1997. Habitats for birds in Europe. A conservation strategy for the wider environment. BirdLife Conservation Series no. 6. Cambridge, U.K.
- Tucker, G., 1999. 'Measuring the impacts of agriculture on biodiversity', i *Environmental Indicators and Agricultural Policy*, F. Brouwer & B. Crabtree (red.) CAB International: Wallingford, UK. s. 89-104.
- Tønsberg, T., Gauslaa, Y., Haugan, R., Holien, H. & Timdal, E. 1996. The threatened macrolichens of Norway - 1995. *Sommerfeltia* 23: 1- 258.
- van Herk, C. M., Aptroot, A. & van Dobben, H. F. 2002. Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. *Lichenologist* 34: 141-154.
- van Strien, A., Pannekoek, J. & Gibbons, D.W. 2000. Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: the trial of a new method. - *Bird Study* 48: 200-213.
- Walters, C.J. & Holling C.S. 1990. Large-scale management experiments and learning by doing. – *Ecology* 71: 2060-2068.
- Zachariassen, K. E. 1990. Sjeldne insektarter i Norge. 2. Biller 1. Norsk Inst. Naturforsk. Utredn. 017: 1-83.
- Ødegaard, F. red., 2001. Grunnlag for standardisert klassifisering av habitattyper og trusselfaktorer i den nasjonale rødlista: test av systemet på tre taksonomiske grupper. NINA fagrapport 47: 1-45. Norsk institutt for naturforskning. Trondheim.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R. H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. NIJOS-rapport 8/2001: 1-46. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås.
- Aagaard, K., Bækken & T., Jonsson, B. (red). 2002. Biologisk mangfold i ferskvann. Regional vurdering av sjeldne dyr og planter. NINA Temahefte 21, NIVA lnr 4590-2002: 1-48.