

ØKOLOGISK LANDSKAPSPLAN FOR SØR- OG ØSTMARKA

**Jon K. Christiansen
Kari Hegvik
Knut Hvithammer
Åsmund Jahr
Jon Arne Kongtorp
Bjørn Lampe Nymann**

**Prosjektoppgave i kurset
“Nye elementer i bærekraftig skogforvaltning” SEVU-NLH
November 2000**

FORORD

Oppgaven er utarbeidet som en del av SEVU-kurset "Nye elementer i bærekraftig skogforvaltning" Oppgaven er gjennomført som et samarbeid av 6 personer som alle har/har hatt sitt daglige arbeid innen skog og miljøforvaltning i Sør- og Østmarka.

Vi håper oppgaven kan være et verktøy som beskriver området skogøkologi, og at den kan gi en innfallsvinkel for praktisk gjennomføring av forvaltning av biologisk mangfold i Sør- og Østmarka. Vi ønsker at oppgaven kan være et bidrag til å skape interesse for bærekraftig skogbruk der det biologiske mangfold ivaretaes.

Å være så mange som 6 personer som skal samarbeide om en så omfattende og detaljert oppgave har vært krevende. Det har tatt tid, og har bydd på mange meningsutvekslinger. På denne måten har vi mottatt kunnskap fra hverandre. Hver enkelt har hatt sitt ansvarsområde som er behørig gjennomdiskutert i gruppa. Deretter er det sydd sammen til dette dokumentet.

Rune Groven og Lars Helge Frivoll fra Institutt for skogfag NLH har gitt råd underveis i arbeidet.

Bjørn Lampe Nymann

Kari Hegvik

Åsmund Jahr

Jon K. Christiansen

Jon Arne Kongtorp

Knut Hvithammer

Takk til Jon K. Christiansen for innsatsen som initiativtaker og tålmodig møteleder.

SAMMENDRAG

Seks deltakere i kurset “Nye elementer i bærekraftig skogforvaltning” har gått sammen om å skrive oppgaven “Økologisk landskapsplan for Sør- og Østmarka”

Området er beskrevet i form av geografi, topografi, berggrunn og jordsmonn, hydrologi, klima og vegetasjon.

Det er gjort forsøk på å se på historien bak det skogbildet vi finner i dag. All skog i området kan sies å være påvirket av mennesker. Brann har forekommet, men vår konklusjon er at disse branner har vært av begrenset utstrekning. Der branner har forekommet har disse imidlertid hatt betydning for skogens oppbygging og utvikling. Vind og snø har neppe hatt større betydning for naturskogen. Vi konkluderer med at interndynamikk i bestandene trolig også har hatt stor betydning for skogens naturlige utvikling.

Status for skogen er satt opp for arealer, bonitet, hogstklassefordeling, kubikkmasse og treslagsfordeling. Totalt er arealet ca. 350 000 dekar. Innenfor området ligger Østmarka naturreservat og Ramstadslottet foreslåtte naturreservat. Disse reservater er tilsammen på ca. 18 000 dekar.

Det er likeledes satt opp en status for de biologiske kjente verdier innen området. Det er foretatt nøkkelbiotopundersøkelse i den delen av Sør- og Østmarka som ligger i Ski, Rælingen, deler av Lørenskog, deler av Oslo og deler av Enebakk. Dessuten er registrering foretatt innenfor Østmarka naturreservat og Ramstadslottet foreslåtte naturreservat. Disse registreringer er foretatt av ulike institusjoner, og til ulike tidspunkt. Det er derfor utført en vurdering av resultatene som konkluderer med at registreringene for gammel granskog er tilstrekkelig sammenlignbare til at de kan behandles enhetlig i vårt prosjektarbeid. Andre skogtyper er ikke tilstrekkelig systematisk registrert.

De landskapsøkologiske teorier fører oss til begrepene fragmentering, terskelverdier og øyeteori. Diskusjonene omkring disse temaer er påvirket av at det generelt er lite kunnskap om enkeltarters terskelverdier. Biotopfragmentering er til skade for arter med liten spredningsevne, og for arter som stiller bestemte krav til biotoper. Arealkrevende arter påvirkes likeledes av forandringer i skoglandskapet.

Det er foretatt en diskusjon av hvor mange nøkkelbiotoper som må settes igjen for å tilfredsstille ulike arters krav til områder for å leve og formere seg. Hvor store de må være, hvor tett de må ligge, om det må være korridorer mellom nøkkelbiotopene o.s.v. Også på dette område må vi konstatere at kunnskapen om de fleste arters økologi, spredningsevne og bestandsdynamikk er mangelfull.

Selve landskapsplanleggingen starter med en gjennomgang av ulike metoder for slik planlegging. De ulike modeller er vurdert opp mot planområdet i Sør- og Østmarka, og vi kom fram til at en tillempet ASIO-modell er utgangspunkt for vårt videre arbeid.

I tillegg har vi benyttet oss av et terrenginformasjonskart som utgangspunkt for vår landskapsplan. Det er fremstilt en terrengmodell på kart i samarbeid med NINA som

viser kløfter, konkave landskapsformer og nord- og østvendte lisider. Dette er områder som vi mener har vært minst påvirket av mulige branner i området. Dette er områder som det for fremtiden også er viktig å få bevart en viss del av for å bygge opp restaureringsbiotoper.

Denne terrengmodellen er brukt til analyse med tanke på å finne ut hva som har vært opprinnelig naturskogtilstand i Sør og Østmarka.

På bakgrunn av kunnskap og teorier har vi gjennomført en analyse av situasjonen. Hva mangler i Sør- og Østmarka for å komme tilbake mest mulig til en naturskogmodell? Terrenget er klassifisert til ulike klasser innenfor ASIO-modellen. Det er foretatt vurderinger av hvor lite av de ulike livsmiljøer som er tilstrekkelig for å opprettholde et biologisk mangfold. Dette er satt opp mot det som er registrert som nøkkelbiotoper i dag samt hele reservatene. Ut fra at det er anbefalt at 30% av naturarealet bør sikres innenfor de interessante skogtypene finner vi tall for mangler i Tabell 17

Grunnlaget for landskapsplanen blir da mangelanalysen, en prioritering av de mest verdifulle biotopene innenfor hver naturtype og et mål for skogbehandlingen på de mellomliggende arealer.

Det bør unngås inngrep på de fuktigste og rikeste arealer. I resten av de områder en tror det har vært aldri eller sjelden brann, søkk, daler og kløfter, må det hogges med lukkede hogster eller småflatehogst.

Dalsider mot syd og sydvest (i blant brann) er områder hvor det kan tilstrebes større områder med lauvrik skog, gjerne etter foryngelseshogst. Spesielt interessante områder blir nøkkelbiotoper.

På åsrygger, rabber, sør- og vestvendte slake lisider, (ofte brannutsatt) kan skjøtsel gå ut på hverdagshensyn med frøtrestillingshogster og gjennomhogster.

En vurdering tilsier at det er behov for å etablere flere nøkkelbiotoper innenfor områder hvor slik registrering er foretatt. Planen vil for øvrig være retningsgivende for framtidig registrering og sikring av biologisk viktige områder der hvor nøkkelbiotopregistrering ikke er foretatt.

INNHOLDSFORTEGNELSE

FORORD	2
SAMMENDRAG	3
INNHOLDSFORTEGNELSE	5
1 INNLEDNING	7
2 MATERIALE OG METODIKK	9
2.1 GRUNNLAGSDATA	9
2.2 LANDSKAPSPLANLEGGING.....	9
2.3 LITTERATUR	10
3 BESKRIVELSE AV OMRÅDET	11
3.1 GEOGRAFI	11
3.2 TOPOGRAFI.....	11
3.3 BERGGRUNN OG JORDSMONN	12
3.4 HYDROLOGI.....	12
3.5 KLIMA	12
3.6 VEGETASJON	13
4 HISTORIKK	15
4.1 MENNESKELIG PÅVIRKNING	15
4.1.1 Tømmerdrift	15
4.1.2 Setring og beite	17
4.1.3 Vurderinger.....	17
4.2 SKOGBRANN.....	18
4.2.1 Suksessjoner etter skogbranner	20
4.3 VINDFELLING.	21
4.4 SNØBREKK.....	21
5 STATUS SKOGTILSTAND	22
5.1 SØRMARKA OG ØSTMARKA UTENOM RESERVATENE	22
5.1.1 Arealer.....	22
5.1.2 Bonitet	22
5.1.3 Høgstklassefordeling	23
5.1.4 Kubikkmasse	24
5.1.5 Treslagsfordeling	24
5.1.5.1 Barskog	24
5.1.5.2 Løvskog	25
6 STATUS BIOLOGISKE VERDIER	27
6.1 NØKKELBIOTOPER I SKI KOMMUNE	27
6.1.1 De enkelte nøkkelbiototypene	27
6.2 NØKKELBIOTOPER I LØRENSKOG OG RÆLINGEN KOMMUNER	30
6.2.1 Lørenskog.....	30
6.2.1.1 De enkelte nøkkelbiototypene.....	31
6.2.2 Rælingen	32
6.2.2.1 De enkelte nøkkelbiototypene.....	32
6.3 NØKKELBIOTOPER I OSLO KOMMUNES SKOGEIENDOMMER I OSLO OG ENEBAKK.....	34
6.3.1 Oslo.....	34
6.3.2 Enebakk.....	35
6.4. NØKKELBIOTOPER I ØSTMARKA NATURRESERVAT OG RAMSTADSLOTTET FORESLÅTTE NATURRESERVAT	36
6.5 VURDERING OG SAMMENLIGNING AV DE ULIKE REGISTRERINGSARBEIDENE	41
6.6 VURDERING AV SKOGTILSTAND OG NØKKELBIOTOPER I SØR- OG ØSTMARKA.....	42
6.7 STORE NATURRESERVATERS BETYDNING I ET LANDSKAP	43

7	LANDSKAPSØKOLOGISKE TEORIER.....	44
7.1	FRAGMENTERING.....	44
7.1.1	<i>Terskelverdier</i>	44
7.1.2	<i>Effekter av arealfragmentering</i>	45
7.2	NØKKELBIOTOPER SOM FORVALTNINGSTILTAK.....	47
7.2.1	<i>Store kontra små nøkkelbiotoper</i>	49
7.2.2	<i>Hvor stor andel skog bør sikres med nøkkelbiotoper?</i>	50
7.3	KORRIDORER - BETYDNING FOR SPREDNING/GENUTVEKSLING	50
7.4	NØKKELBIOTOPER OG KORRIDORER SOM FORVALTNINGSTILTAK I SØR-OG ØSTMARKA.....	51
8	LANDSKAPSPLANLEGGING	52
8.1	METODER FOR LANDSKAPSPLANLEGGING	52
8.1.1	<i>Aldrig-Sällan-Ibland-Ofta</i>	52
8.1.2	<i>AIK -modellen</i>	52
8.1.3	<i>Kärna-stråk modellen</i>	53
8.1.4	<i>Ledstångsmodellen</i>	53
8.2	VALG AV PLANMODELL	54
8.3	TERRENGFORMASJONSKART - VERKTØY FOR AREALKLASSIFISERING	56
9	ANALYSE.....	60
9.1	MANGELANALYSE.....	60
9.1.1	<i>Regioninndeling</i>	60
9.1.2	<i>Opprinnelig naturskogstilstand</i>	60
9.1.3	<i>Hvor lite er nok?</i>	62
9.1.4	<i>Hvor mye er vernet?</i>	64
9.1.4.1	<i>Nøkkelbiotoper</i>	64
9.1.4.2	<i>Naturreservater</i>	65
9.1.5	<i>Mangler og overskudd</i>	66
10	LANDSKAPSPLAN FOR SØR- OG ØSTMARKA	68
11	LITTERATUR.....	70

1 INNLEDNING

Konvensjonen om biologisk mangfold er den første globale avtale om vern og bruk av alt biologisk mangfold. Konvensjonen trådte i kraft 29.12.1993. På bakgrunn av denne er det et nasjonalt mål for miljøvernarbeidet i Norge å bevare ”levedyktige bestander av alle kjente og naturlig forekommende arter av virveldyr, høyere planter og endemiske arter” samt ”et bredt og representativt utvalg av arter innen grupper av virvelløse dyr, laverestående planter, sopp og mikroorganismer bl.a. med vekt på samfunnsmessig og økologisk viktige arter” (St.m. 58 1996-97).

St. m. nr 58 (1996-97) *Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling* viser til at av Norges areal er ca 37 % skogkledd, og av dette er ca halvparten produktiv skog. Av alle arter som finnes i Norge er omtrent halvparten tilknyttet skog og nesten halvparten av de 3062 artene på den norske rødlisten (DN, 1999) har ulike skogsmiljø som levested. Tap og endringer i leveområder for planter og dyr er blant de faktorene som påvirker det biologiske mangfoldet i størst grad. Skogbrukets virksomhet kan derfor bidra til å ødelegge miljøverdier og splitte opp leveområder på en uheldig måte. Skogbrukets tiltak for å sikre biologisk mangfold vil derfor være et viktig bidrag til å oppfylle regjeringens målsetting.

Gundersen og Rolstad (1998) anslår foreløpig at ca 270 arter er truet av skogbruk. Om ca 1130 rødlistearter mangler vi fremdeles kunnskap om populasjonsstørrelse, populasjonsdynamikk og økologi. Dette vil si at det er vanskelig å kunne si noe eksakt om bevaringsstrategi i forhold til skogbruket, og at en føre var strategi bør følges.

Grunnen til at artene er truet er knyttet til at enkelte miljøer eller substrater er i ferd med å forsvinne eller er mangelfulle, slik at arter som stiller spesielle biotopkrav får vansker med å overleve. Fragmentering av opprinnelige biotoper vil kunne føre til reduisert andel egnete biotoper i landskapet og negativ populasjonstrend, reduisert biotopstørrelse gir svakere populasjoner med kanteffekter, og økende avstand mellom biotopene vil kunne gi isolasjonseffekt (Gundersen og Rolstad, 1998). Spesialister mangler substrat i det moderne skoglandskapet, som bla. mangler kontinuitet i død ved. Mange arter er også knyttet til arealer med lauvskog i eldre suksesjonsstadier som utgjør små områder i dagens skoger.

I denne oppgaven tar vi for oss skogområdet Østmarka og Sørmarka i kommunene Oslo, Rælingen, Lørenskog, Enebakk og Ski kommuner. Området er på ca 350 000 daa. Sør- og Østmarka som helhet er preget av sterke skogbrukstiltak gjennom lange tider. Slik skoglandskapet fremstår i dag mangler derfor mange av naturkvalitetene som er knyttet til det naturlige skoglandskapetets dynamikk.

Målet for vårt arbeid er å lage en landskapsplan for bærekraftig skogbruk, som sikrer det biologiske mangfoldet knyttet til skogen. Landskapsplanen skal basere seg på det naturlige skogbildet slik vi antar det har sett ut. Den skal munne ut i forslag til skogbehandling som kan være med på å sikre nok av naturskogens strukturer og forskjellige leveområder til at arter som er knyttet til disse kan opprettholde levedyktige bestander.

Det er knyttet sterke rekreasjonsinteresser til Sør- og Østmarka. Menneskelig virksomhet i området gjennom mange hundre år har dessuten etterlatt verdier i form av kulturminner, kulturmiljøer og kulturlandskap. Dette er hensyn som bør integreres ved helhetlig landskapsplanlegging. Fokus i denne oppgaven rettes imidlertid mot bruk og vern av det biologiske mangfold. Integrering av andre miljøhensyn ligger utenfor prosjektoppgavens ramme.

2 MATERIALE OG METODIKK

2.1 Grunnlagsdata

Det er gjennomført områdetakster i hele området. Områdetakstene er gjennomført som kombinert takst med prøveflatetakst og bestandskontroll. Det er foretatt markbefaring i alle bestand der det er lagt ut grunnflateveide prøveflater. I tillegg er det lagt ut systematisk prøveflatenett som korreksjon på bestandstaksten. Dette gir en nøyaktighetsgrad på 10% på områdenivå (eiendomsnivå) og 20% på bestandsnivå. Områdetakstene er gjennomført etter krav til nøyaktighet i den til enhver tid gjeldende Forskrift om tilskudd til skogbruksplanlegging, fastsatt av Landbruksdepartementet. For deler av området (Ski kommune og Losby bruk) foreligger digitale skogbruksplandata som er brukt i overlayanalyse i et geografisk informasjonssystem (GIS). Dataprogrammet Arc-View versjon 3.1. er brukt for å kvalitetssikre data fra Digitalt markslagskart (DMK) ved å sammenligne med data fra digitale områdetakster.

Det foreligger også berggrunnskart og kvartærgeologisk kart på digital form. Disse er brukt under vurdering av området i et tidlig stadium av oppgavearbeidet. Disse kartene har gitt bakgrunnsmateriale for den teori vi har lagt til grunn for hvordan brannregime og økologiske faktorer har virket i Sør- og Østmarka.

I kommunene Lørenskog, Rælingen og Ski er det utført registreringer av nøkkelbiotoper etter metoden til Siste Sjanse. Oslo kommuneskoger som utgjør det alt overveiende areal i Oslo kommunes del av Sør- og Østmarka, og ca 35 000 daa i Enebakk, har utført en registrering av nøkkelbiotoper etter eget opplegg. I tillegg er det, etter oppdrag av Fylkesmannen i Oslo og Akershus, utført nøkkelbiotopregistreringer av Siste Sjanse i Østmarka naturreservat. Alle disse registreringene foreligger på digital form, og er brukt i analyse og utvelgelse av viktige områder for biologisk mangfold som gir grunnlag for en landskapsplan.

2.2 Landskapsplanlegging

Det er framstilt en terrengmodell på kart der aktuelle områder for biologisk mangfold er framstilt med utgangspunkt i terrengformasjoner, eksposisjon, markslag og bonitet. Dette er framkommet ved hjelp av terrengmodellering utviklet av Norsk institutt for naturforskning (NINA) på oppdrag av Fylkesmannens landbruksavdeling i Oslo og Akershus.

Ved hjelp av digitale vektoriserte høydekoter i Økonomisk kartverk er det utført en analyse av landskapet i Sør- og Østmarka. Ved hjelp av funksjoner i dataprogram for kartkonstruksjon og kartanalyse er det framstilt polygoner som viser kløfter, konkave landskapsformer og nord- og østvendte lisider. I nord- og østhellinger er det framstilt polygoner der helningen er 15 - 90 grader. Slike helninger er framstilt i en sektor fra nordvest til øst i en sektor fra 315 - 90 grader. Konkave terrengformer er framstilt der helningen er under 15 grader. Minstestørrelse på polygon som er framstilt på kart er 68 m².

Polygonene er gradert etter bonitet; Høy, middels og lav. Fra digitalt markslagskart (DMK) er det framstilt polygoner som viser åpne myrer, sumpskoger og trebevokst myr. Registrerte nøkkelbiotoper foreligger også digitalt, og disse ble lagt på samme kart.

Ved hjelp av Digitalt markslagskart (DMK) og Vegetasjonskart for Oslo er det framstilt skogtyper klassifisert etter en modifisert ASIO-modell. Innen hver skogtype er det utført en mangelanalyse ut fra antatt andel høy verdi for biologisk mangfold. Ut fra en vurdering om hvor stor del av hver skogtype det er nødvendig å verne, er det beregnet areal som bør sikres i hver skogtype.

2.3 Litteratur

Det er brukt litteratur som er lagt ut som kurslitteratur i SEVU-kurset "Nye elementer i en bærekraftig skogforvaltning". Gjennom vårt daglige arbeid er vi også blitt kjent med litteratur som omhandler landskapsplanlegging. Det er hovedsakelig brukt svensk litteratur, men også noe nyere norsk litteratur.

3 BESKRIVELSE AV OMRÅDET

3.1 Geografi

Østmarka er skogområdet øst for Oslo mot Øyeren. Området avgrenses av bebyggelsen i Oslo, Lørenskog og Rælingen i nordvest og nord. I øst og sydøst er riksvei 120 og jordbruksområdene i Enebakk avgrensningen, mens grensen mot sydvest og vest vanligvis trekkes langs riksvei 155 mellom Enebakk og Oslo. Arealet av dette egentlige Østmarka er ca. 246 000 dekar landareal. Området berører kommunene Oslo, Lørenskog, Rælingen, Enebakk og Ski.

I denne oppgaven tas også med de nærliggende skogområder mot syd og sydvest. Dette er Sørmarka ut mot kulturlandskapet og bebyggelsen i Ski og Oppegård. Disse markene utgjør i tillegg et areal på ca. 70 000 dekar skog. Det meste ligger i Ski kommune, men Oslo og Oppegård kommuner berøres også.

I den nordre del av området ligger Østmarka naturreservat og Ramstadslottet foreslåtte naturreservat. Østmarka naturreservat ligger nord for Børtervann, vest for Nordbysjøen og øst for Røyrvannet. Området er på ca 18 000 daa og omfatter arealer i Rælingen, Lørenskog og Enebakk kommuner. Høyde over havet varierer fra 194 m ved Børtervann til 368 m på Tonekollen. Området ligger derfor i hovedsak over marin grense. Østmarka naturreservat ble fredet ved kgl res den 21.12.92. Det inngår også tre utvidelsesforslag. Disse arealene forventes fredet etter naturvernloven i overskuelig fremtid og reknes her med i det aktuelle reservatområdet.

Ramstadslottet foreslåtte naturreservat, som i hovedsak ligger i Rælingen kommune, er på ca 2000 daa, og ligger ca 1,5 km. nord for Østmarka naturreservat. Området utgjør et sterkt kupert åsparti. Terrenget er med høyder fra 220 til 394 moh. Området er foreslått som barskogreservat i forbindelse med Verneplan for Marka. Vernesaken er under sluttforberedelse i DN.

3.2 Topografi

Laveste delen av Østmarka og Sørmarka ligger ca. 130 meter over havet, mens høyeste punkt er Bjønnåsen og Barlindåsen i Rælingen nær 400 meter over havet.

Det mest markerte kjennetegn for Østmarkas topografi er nord-sørgående rygger med forholdsvis bratte skrenter ned i trange daler. Dette mønster brytes en del steder, både ved tverrgående formasjoner, men også ved enkelte mer avrundede og flatere partier. Særlig i deler av Flateby og mot Ytre Enebakk finnes slike "snillere" landskapsformasjoner.

Sørmarka har stort sett de samme formasjoner.

På grunn av terrengets oppbygging er innslaget av store myrområder begrenset. Imidlertid er jordsmonnet i dalene ofte meget fuktig og rikt.

Topografien i reservatene er typisk for Østmarka, og landskapet er sterkt kupert med nord-sørgående dalsystemer gjennomskåret av mindre sprekkedaler. Særlig Østmarka naturreservat har stort innslag av små vann og grunnlendte koller.

3.3 Berggrunn og jordsmonn

Det er isen som har formet det landskap vi finner i dag. Berget har skuringsstriper mot syd og sydvest som viser isens gang fra nord mot syd før den kalvet i fjorden. Isens gang har også etterlatt åser med brattere kanter mot syd. Smeltevannet fra isen utformet i tillegg landskapet, både i fjellet, men mest der det var løsmasser å arbeide i. (Senje 1987)

Berggrunnen består for store deler av Østmarka av prekambriske gneiser, kvartsdioritt, tonalitt, amfibolitt med mer. I hovedsak er berggrunnen **næringsfattig**, og bidrar i utgangspunktet til en artsfattig vegetasjon, men bånd av mer næringsrike bergarter forekommer. Vi finner imidlertid et skille i denne vegetasjonssamensetning ved ca. 200 meterslinjen over dagens havnivå. Der går grensen for øvre strandlinje for sjøen under og etter istiden. Under denne linje er løsavsetninger som isen førte ut i havet. Dette fører til dypere jordsmonn, mens åsene stort sett er skurt av isen. Dette kan betegnes som et sprekkedalslandndskap med stedvis tynt morenedekke.

Morenematerialet er avsatt direkte av isbreer og vi finner alle kornstørrelser. I Østmarka og Sørmarka er dette oftest mindre enn 1 meter tykt og finnes i lavereliggende områder. Det største sammenhengende morenelandskapet i Østmarka ligger i skogområdene nordøst i Enebakk. (Bargel 1997)

Løsavsetningene gir grunnlag for områder som domineres av granskog, mens de høyereliggende åser ofte er mer furudominert. Under de marine grense finnes også enkelte avsetninger av sand og grus som gir opphav til sine vegetasjonssamfunn.

3.4 Hydrologi

Isen avsatte også små morener som bidrar til å demme opp tjern i vassdragene. Disse tjern utgjør et fint landskapselement for tugåere, men virker også som en god regulator for vannføring i bekker og elver. De viktigste vassdrag i Østmarka er Losbyvassdraget mot nord gjennom Lørenskog, Børtervassdraget mot Øyeren og Langen-Hobølvassdraget mot Vannsjø og Moss.

Som tidligere nevnt finner en ikke de store sammenhengende myrområder i Østmarka, men de myrer som finnes bidrar som landskapselementer og fuktighetsregulatorer for landskapet.

3.5 Klima

Biologisk liv og vekst er sterkt avhengig av forskjellige meteorologiske faktorer. Lufttemperatur og nedbørmengde gir et ganske godt uttrykk for vær-og klimaforhold,

og er forholdsvis lette å måle. De nærmeste målestasjoner til Østmarka er Oslo og Ås.

Temperatur

Temperaturen varierer forholdsvis lite mellom de to nevnte målestasjoner, og kan sies å være representativ også for Østmarka når en får korrigert for en viss høydeforskjell. Ut fra dette skulle middeltemperaturen i Østmarka i januar ligge på ca. -4 grader og i juli være ca. 17 grader.

I forhold til vekst er det viktig å vite hvor lenge temperaturen befinner seg over et visst nivå. Ofte blir veksttidens lengde i skogbruket definert som det antall dager hvor døgnmiddeltemperaturen er over + 6 grader. I Østmarka er dette ca. 170 dager i året. (Strand 1969)

Nedbør

Nedbørmengdene varierer mer enn temperaturen over korte avstander.

Målestasjonenes registreringer kan avvike sterkt fra den aktuelle nedbør forholdsvis nære. I Østmarka ligger årsnedbøren på ca. 700 millimeter pr år. Ca. 40% av denne nedbøren kommer i vekstmånedene mai til august. Området er ofte utsatt for en forsommertørke i mai/juni.

(Norges Meteorologiske Institutt. 1999)

3.6 Vegetasjon

Sør- og Østmarka ligger i boreonemoral vegetasjonsregion, (Dahl, E. m.fl., 1986). Barskoger dominerer i området, men bjørk- og gråorskog er vanlig. Edellauvskog forekommer på steder med spesielt gode forhold. Området omfattes også av naturgeografisk region 21a, Østfold-Dalslandområdet. (Nordiska ministerrådet, 1984). Typisk for regionens nordre del er et kupert landskap av barskoger med gran i forsenkningene og furu på toppene.

Østmarka naturreservat er fredet som et typeområde for naturgeografisk regionen 21a, mens Ramstadslottet naturreservat når det blir fredet vil utgjøre et supplementområde til Østmarka naturreservat. I forbindelse med registrering av områdene for verneplan for barskog har Korsmo (1983) gjort en vurdering av vegetasjonstyper og deres fordeling, noe som stort sett anses å være representativt for området som helhet.

Vegetasjonsforholdene viser raske vekslinger betinget av topografien. I forsenkningene finnes friske utforminger med storbregnegranskog og gransumpskog som går over i artsrik lågurtgranskog, blåbærgranskog og bærlyngbarblandingsskog på toppen av kollene. På de mest grunnlendte områdene vokser lavfuruskog. Dalbunnene er rike på små sumpskogområder hvor det også stedvis forekommer svartor eller innslag av svartorsumpskog. Gransumpskoger på høydene er fattigere. Området er ikke rikt på myrer men på høydedragene forekommer små partier med ombrotrofe myrer med brede soner med furumyrskog. Typisk for regionen er forekomst av høymyrer. Minerogene myrpartier finnes ved vann, og i tilknytning til rike sumpskoger.

Deler av området er preget av fattigere vegetasjonstyper, med hovedvekt på

blåbærgranskog i liene med bærlyngfurskog nær toppene.

Tresjiktet domineres først og fremst av gran, og koller med ren furskog er i mindretall, selv om mange høydedrag har et stort furuinnslag på toppen. På småtopper i landskapet overtar ofte furu og bjørk. Av løvtreslag finnes bjørk, osp, selje, og rogn over hele området, men hyppigst i de rikere områdene. Edle løvtrær er lokalt isprengt den rikere delen av lågurtgranskogen, mens svartor vokser i mange sumpskoger.

4 HISTORIKK

Sør- og Østmarkaområdet er i dag sterkt preget av menneskelig påvirkning særlig gjennom skogbruk. Skogbruk har vært drevet aktivt i området siden innføring av vassagbrukene på 1500 tallet. Området omkring Oslofjorden var av de først området i Norge som ble befolket etter istida. Menneskelig aktivitet har påvirket landskapet i større eller mindre grad siden lenge før granas innvandring i området.

De arter som finnes i området vandret inn som en naturlig suksesjon etter at istida var over. De artene som er avhengig av kontinuerlig stabilt vekstmedium og klima over lang tid vil i sterk grad bli påvirket av menneskelig aktivitet. Noen arter får forverrede muligheter for etablering og vekst, mens andre begunstiges. Menneskelig aktivitet er derfor en viktig faktor å beskrive i forhold til den historien som har utviklet det biologiske mangfoldet som i dag er i Sør- og Østmarka. Det er derfor viktig å beskrive den menneskelige aktiviteten og vurdere hvor stor betydning den har hatt for spredning av ulike sårbare arter.

Den enkelte art utvikler seg gjennom lang tid ved naturlig evolusjon. Artene tilpasser seg sitt leveområde gjennom lang tids utvikling. Enkelte arter blir spesialister og stiller svært strenge krav til leveområde. Andre arter er generalister og kan leve og formere seg under svært ulike forhold. De arter som er spesialister vil være sårbare for forandringer i livsmiljø f.eks. som følge av menneskelig aktivitet. Gjennom den lange tidsperioden de enkelte arter har utviklet seg gjennom naturlig evolusjon, og i tiden den har brukt for å spre seg, har menneskelig aktivitet spilt liten rolle. Dette fordi menneskenes utbredelse for få hundre år siden var betydelig mindre enn i dag.

Evolusjonen og spredningen av arter har derfor kun vært påvirket av de vilkår som naturen byr på som berggrunn, jordsmonn og klimatiske forhold. Vi har ut fra en vurdering av områdets tilstand i dag, og ved hjelp av tilgjengelig informasjon og litteratur, prøvd å beskrive den historiske utviklingen av skogen i Sør- og Østmarka. Vi har på samme måte beskrevet de ulike suksesjoner som har vært gjeldende i en naturskogtilstand i Sør- og Østmarka.

4.1 Menneskelig påvirkning

4.1.1 Tømmerdrift

Sør- og Østmarka er skogområder som har ligget nær bebodde strøk med stor aktivitet. Det er rimelig å tenke seg at store deler av marka har vært utnyttet til lokalt behov fra tidlige tider. Etter at eksport av tømmer fra Norge tok seg opp på 1500-tallet er det også klart at aktiviteten i Sør- og Østmarka har vært sterkt påvirket av hogst ettersom området ligger forholdsvis nær utskipingshavner ved Oslofjorden.

Fra 1688 er det opplyst (Fryjordet 1992) at det på 79 sager i Enebakk, Fet (som den gang også omfattet Rælingen) og Skedsmo (som den gang også omfattet Lørenskog) ble det skjært 3 701 000 bord.

Det var generelt stor sagbruksvirksomhet fra 1750 og de nærmeste år. (Fryjordet 1992) Etter en viss nedgang var det igjen stor eksport fra 1790 og fram til det ble full eksportstans i 1812. I en rapport gjengitt i boken (Fryjordet 1992) blir det opplyst at det var sterk nedhogging av skogen omkring år 1800. Eksporten kom i gang igjen fra 1814 og var jevnt stor fram til 1850.

Forrådet av grovt tømmer minket etter hvert utover 1800-tallet. (Fryjordet 1992) Dette gjaldt for Østlandet som sådan, og rimeligvis også for Østmarka. Det er opplyst at gjennomsnittsstokken ved Bingen lense i Glomma i 1830 var 0,5m³, i 1840 var den 0,46 m³ og i 1850 var den 0,38 m³

I amtmannens beretning fra 1835 heter det at hovednæringen for nedre Romerike ikke var jordbruk, men skogbruk, tømmer- og plankedrift samt fløting. (Fryjordet 1992) Samtidig var brennved til Kristiania en stor artikkel. Samme år heter det fra Smaalenene (Østfold) at skogen for det meste er uthogd, og at skogen mange steder bare gir brennved og kol.

I amtmannens beretning fra 1836-40 sies det blant annet at Kråkstad (i dag Ski kommune) mangler nødvendig skog. (Fryjordet 1992)

Da familien Collett måtte selge Flatebygodset i Enebakk og Rælingen i 1829 ”hogg den nye eier ut skogen” (Krogsbøl 1990)

Disse beretningene skulle tyde på at skogen ble hardt beskattet framover til 1850. På den annen side kjenner vi beretninger fra 1860-tallet der det beskrives at mye gammel skog er sterkt angrepet av det som vel har vært granbarkbille. Dette tyder på at det også må ha vært en del eldre skog på det tidspunktet.

Det blir mer interessant når en kommer fram til virkelig kjente hendelser og målinger av skogen i Østmarka.

I 1887 ble det bygget tresliperi i Ekebergdalen i Enebakk. (Oppegaard 1989) Dette var i drift til 1893 og i disse år heter det seg at skogen på Ekeberg og i Fudalen ble snauhogget for å skaffe tømmer til fabrikken. Dette er antakelig en mer ”riktig” beskrivelse enn tidligere utsagn. Til et tresliperi kunne også de mindre dimensjoner utnyttes. I 1898 ble det bygget tresliperi ved Øyeren på Flateby. Dette ble ombygget til cellulosefabrikk i 1903 (Oppegaard 1989) Det er rimelig at også denne og lignende bedrifter fikk innvirkning på skogsdrifta i et ”nærområde” som Østmarka og Sørmarka var.

I Nøklevannskogen, som i dag eies av Oslo kommune, ble det i 1907 foretatt en grundig taksering av skogen. (Vevstad 1989) Det ble funnet 11 537 tylvter, eller 138 444 trær som målte 6 tommer og mer 7 fot over bakken. Nesten halvparten av dette var furu. Nøklevannskogen var på ca. 25 000 dekar. Dette betyr at det i gjennomsnitt var mellom 5 og 6 trær pr. dekar som den gang hadde en diameter større enn 15 cm ca. 2,1 meter over stubben. Det tyder på at skogen den gang ikke var spesielt grov i dette området.

Fra en beskrivelse i 1948 ble denne skogen av skogsjef Vaa i Oslo kommune bl.a. beskrevet slik: (Vevstad 1989) ”Den gamle og/eller hogstmodne skogen bestokker et

altfor stort areal, og har en svært glissen, hullet og opprevet bestokning..... Det er nærmest ubetydelig med foryngelse og ungskog under tynningsalder."

I Rausjøskogen i Enebakk het det seg at fram til 1907 ble bare tilveksten drevet ut. (Burud 1992) Skogen sto så tett at en ikke kunne se om det var sol eller overskyet. Etter 1907 ble det satt i gang stordrift noen år med 300 mann og 80 hester innenfor et areal på vel 30 000 dekar.

I årene 1918 og 1919 ble det avvirket sterkt i Krokholmarka i Ski. (Ski Kommuneskoger 1917 og 1918) Det ble hogd ut 7 241 tylvter, eller 86 896 trær med diameter minimum 20 cm 4,2 meter opp på stammen. Dette representerer altså en minimumsdimensjon på 23 cm i brysthøyde. Dersom vi antar at uttaket har hatt en middeldimensjon i brysthøyde på 29 cm, og vi benytter høydeklasse 1,2 blir volum pr. hogd tre 0,548 m³ og totalt uttak 47 600 m³. Dette representerer ca. 24 års tilvekst i området på ca. 15 000 dekar.

Innenfor det samme området i Ski ble det tatt ut ca. 13 000 m³ ved i 1942-43, men dette var rimeligvis vesentlig mindre dimensjoner.

4.1.2 Setring og beite

I 1820 var det 35 setrer i Østmarka (Senje 1987) Setring hadde virkning på skogen på to måter. Gjennom forbruk av ved og annet virke i forbindelse med seterdriften, og ikke minst ved det beite som fulgte av husdyrholdet.

Forbruket av ved på ei seter kunne være stort til tross for at aktiviteten ble drevet i sommertiden.

Dyretallet på det enkelte bruk var ikke så stort for 100 år side, men det var dyr på alle bruk. Utmarka var i konstant bruk til beiting fra hjemmegård og husmannsplasser. Virkningen var nok at lauvskogen ble holdt noe nede i forhold til ikke beiting. En viss grad av lauving til fôr hadde samme virkning.

Ut fra det vi vet er det neppe et område med vegetasjonstypen utmarksbeite i Marka som er verdt å bevare.

4.1.3 Vurderinger

Mange beskrivelser fra eldre tider sier at skogen i Østmarka har vært meget hardt hogget. (Fryjordet 1992). Dette kan selvfølgelig ha vært situasjonen til dels. Vi må imidlertid huske på at nedre drivverdige dimensjon for 150 år siden, og tidligere, ofte var mye større enn dagens nedre mål på salgbart tømmer. Det er derfor ting som tyder på at skogen ikke var så uthogd som en kan få inntrykk av til tross for at forbruket av ved var vesentlig større enn dagens.

Fryjordet (1992) skriver at forrådet av grovt tømmer minket utover mot 1850, men likevel hører vi om sterke angrep av den store granbarkbille kort etterpå. Dette tyder

på at det fortsatt var noe eldre skog tilbake. Denne eldre skog hadde også trolig anstendige dimensjoner.

Det ser vi også i Krokholskogen i Ski. (Årsmelding Ski kommuneskoger) Hogsten der i 1918 og 1919 angikk bare grovt tømmer som ut fra vekstvilkår i området måtte være minimum 100 år. Selv om denne hogsten var sterk (24 års tilvekst), finner vi at skogen i de nøkkelbiotoper som 80 år seinere er lagt ut i dette området alle steder er 130 år eller mer. Ut fra dette kan en anta som meget sannsynlig at også tidligere tiders hogster har levnet områder og bestand urørt, eller med såpass gjenstående trær at de i løpet av 80 nye år i dag vurderes å være interessante ut fra et ønske om å bevare biologisk mangfold. Områder med direkte urørt naturskog er imidlertid neppe tilstede i Sør- og Østmarka.

4.2 Skogbrann

I et skoglandskap som ikke er påvirket av mennesker vil det være klimaendringer over kort eller lang tid som påvirker økosystemet. Fram til midten av 1800 tallet var trolig skogbrann en medvirkende økologisk faktor i Sør- og Øst-Norge, fordi det her har vært et særpreget innlandsklima med relativt tørre somrer. Av klimatiske årsaker har Sør- og Østlandet hatt de fleste og største skogbrannene i Norge. Sør- og Østmarka har også et klima typisk for Øst- Norge, men nærhet til kysten av Oslofjorden gjør at klimaet her er noe fuktigere enn lenger inn på Østlandet. Dette har påvirket brannregimet i Sør- og Østmarka.

Mysterud (1997) sier det brenner relativt små arealer i Norge målt i internasjonal målestokk. Han begrunner dette med at det norske klima der tordenvær som regel følges av stor nedbør gjør at lyn sjeldnere antenner skog enn for eksempel i mer kontinentale områder. Videre beskriver han topografien i Norge med søkk, dalbunner, myrer, sjøer og fuktområder som gir naturlige brannbarrierer, slik at i internasjonal målestokk brenner det relativt små arealer.

Bleken, Mysterud og Mysterud (1997) beskriver undersøkelser utført av Tryterud i 1995 i Oppkuven i Nordmarka. Undersøkelsene er gjort i gransumpskog. Han fant at det hadde vært to brannperioder etter siste istid; den ene år 3400-3300 f. Kr. til 2700-2600 f.Kr., den andre år 100 f. Kr til 400 –500 e. Kr. De siste 1500 årene har det ikke vært påvirkning av brann i området. Tryterud antyder at gransumpskogene i Oppkuvenområdet ble skapt etter brann for 1500 år siden. Grana var i sin innvandringsperiode på denne tiden. Til tross for at Oppkuvenområdet er et av de områdene i landet som har flest lynnedslag pr. kvadratkilometer har det altså vært lite påvirket av brann i historisk tid.

Bleken, et. al. (1997) har beskrevet kulturbetinget brenning utført av mennesker i norske skoger. Her konkluderes med at bevisst eller ubevisst påsetting av brann har omfattet store utmarksarealer. Brann påsatt av mennesker har påvirket skogøkosystemene i Norge. Før eksporten av trelast fra Norge kom i gang langs kysten, var tømmer lite verdt utover det man trengte til hustømmer og ved. Det ble ikke sett på som noen krise at skogen tok fyr. Det fantes ikke veier eller framkomstmidler, slik at når det tok fyr ble sjelden branner langt fra bebyggelse sløkket av mennesker.

Ohlson (1997) sier at naturlig skogbrann har hatt mindre betydning for skogøkosystemene i Norge enn i Sverige. Han antyder til og med at kanskje har ikke skogbrann hatt særlig betydning for norske skogøkosystemer i det hele tatt.

For Sverige og Finland er andelen lynnedslag som årsak til skogbranner større enn i Norge, henholdsvis 43% og 23% (Bleken et. al. 1997). Dette kan forklares med andre klimatiske og topografiske forhold i store deler av Sverige og Finland. Norge har mer oseanisk klima, og den kuperte topografien gjør at branner begrenses i omfang.

Østmarka er preget av meget kupert terreng med daler og kløfter som går på kryss og tvers over hele området. De høyereliggende områdene mellom daler og kløfter er preget av furuskog på middels til lav bonitet. Disse områdene har trolig brent med kortere eller lengre mellomrom. Brannlyrer på gamle furutrær bekrefter dette. Det ujamne terrenget med daler og kløfter danner barrierer for spredning av brann. Trolig kun ekstreme branner i sterk vind kan føre til at branner sprer seg over kløfter. I dalene er det fuktig mikroklima med granskog der branner ikke har lett for å antennes. Her mener vi det brant lite etter granas etablering for ca 1700 år siden. Mikael Olsson (pers. medd.) har undersøkt skogbrannregimet bla. i Østmarka. Han har funnet at før granas utbredelse brant det ofte. Dette forklares med at granas innvandring fører til et mer fuktig mikroklima. Grana danner bestand med mer skygge enn furu, noe som hindrer sollyset i å tørke skogbunnen. Grana har også større og tettere barmasse enn furu og fuktigheten etter nedbør henger lengre i trekronene på gran. Dette bidrar til at muligheten for antenning av brann blir mindre i granbestand. Står i tillegg grana i sumpskog vil grana forsterke og skape mer kontinuerlig fuktighet. I slike områder blir det brannrefugier som sjelden eller aldri brenner.

Siste sjanse har undersøkt brannspor på Falkehøgda i Østmarka naturreservat. Falkehøgda er bevokst med eldre furuskog og granskog i forsenkningene. 18 brannspor på furu ble funnet, fordelt med 11 på stubber, 2 på stubbelæger, 2 på gadd og 2 som brannlyrer på levende furu. Uten nærmere analyser er inntrykket fra Falkehøgda at skogen har vært lite utsatt for brann gjennom de siste 100 år. Inntrykket er også at de fleste trærne fra tidligere branner er hogd ut. Falkehøgda er omgitt av typiske brannbarrierer, og Blindheim(1999) finner det naturlig å anta at resten av Østmarka er underlagt samme type regime, noe som gjør at branner ikke har lett for å utvikle seg.

I dag er trolig de fleste branner forårsaket av menneskelig aktivitet. Statistikk fra direktoratet for brann og eksplosjonsvern viser at i Ski kommune har det i 70, 80 og 90 årene vært skogbranner ca hvert annet år. Enkelte år har det vært større hyppighet i antall branner, men gjennomsnittet for Ski kommune disse årene er 13 daa med 69 daa som det meste et enkelt år. Kommuneskogbestyrer R. Haugen (pers. medd.) anslår at 20% av brannene er lynnedslag, resten er menneskeskapte. Ca 2/3 av brannene slukkes før de når 2 daa i utstrekning. Dette gjenspeiler trolig det som er dagens brannregime i Østmarka.

Vi mener at skogbrann har hatt betydning for skogøkosystemet i Sør- og Østmarka. Området har et typisk sprekkedalslandskap med bratte kløfter, søkk og daler mellom

små koller. I søkk og daler er det ofte fuktskog, åpen myr eller vann. Det er mange barrierer mot skogbrann som gjør at det har brent over relativt små arealer om gangen.

4.2.1 Suksessjoner etter skogbranner

På åsrygger og koller hvor det brenner ofte (brannfurskog) vil det etter skogbrann stå igjen en god del store levende trær. Det vil også være noen større trær som dør. Brannen vil ramme trær i de midtre og lavere sjikt i bestandet. Bunnvegetasjon opp til og med busksjiktet dør. Avhengig av hvor sterk brannen har vært, vil også tresjiktet skades og enkeltrær eller grupper av trær vil dø.

I områder på bedre boniteter i lisisider hvor det brenner mer sjelden, kan en brann ramme større trær hardere enn f.eks i brannfurskog. Dypere trekroner gjør at branner lettere kan utvikle seg oppover i trekronene og gi en kronebrann. Kronebranner utvider seg dramatisk raskt og større områder med gammel skog kan brenne. Etter brann blir det en forholdsvis åpen slette med store mengder stående og liggende død ved. Her kan det bli grunnlag for etablering av lauvbrenner.

Umiddelbart etter brann vil det bli gode betingelser for frøspiring. Granstrom (1991) har undersøkt frøspiring på et 65 ha stort brannfelt i Oskarshamn i Sverige. Han fant at så å si all frøspiring kom fra trær som sto igjen på feltet etter brann. Anders Granstrom (1991) fant også ut at det var større overlevelse av bartreplanter (60%) enn lauvtreplanter (50%) 5 år etter brann. Vi mener at i Sør- og Østmarka har lauvtre som bjørk, selje og osp hatt større sjanse for å overleve, da det her er fuktigere klima på grunn av nærhet til kysten, og stedvis bedre jordsmonn enn i indre deler av Sverige. Dette mener vi tilsier at det har vært områder med løvbrenner i Østmarka, men at de har vært av relativt begrenset omfang.

Bleken et. al. (1997) har beskrevet ulike plantearters evne til å etablere seg etter brann.

I Sør- og Østmarka har det trolig vært så små brannflater at frø har spredd seg over hele brannfeltet, også fra trær ved siden av brannfeltet. Den mørke fargen av sot vil fange til seg sollys og gi høy temperatur dagtid. Nattetid vil det være lavere temperatur enn om det ikke hadde brent da det er mindre bunnvegetasjon som virker isolerende på jordbunnen. Forbrenning av biomasse fører til at næringsstoffer frigis. Stedvis vil mineraljord blottlegges, og for øvrig vil deler av humuslaget bli såpass forbrent at spireforholdene blir gode. Først vil pionerplanter etablere seg. Lauvtrær som bjørk, osp, rogn og selje vil spire fra frø og fra de røtter som måtte ha overlevd brannen.

Urter, geitrams og bringebær må etter hvert vike for lauvtrærne som etter hvert vil dominere. Innimellom lauvtrærne vil furu spire. Det vil også enkelte graner. Hvor dominerende lauvtresuksessjonen blir etter skogbrann avhenger av bonitet og fuktighet. På åsryggene vil det etter brann være innslag av lauvskog før furskog blir dominerende. Furu vil vinne fram da den er bedre tilpasset de tørre forholdene her. Det vil stå igjen en del levende furutrær etter skogbrann og ettersom furua forynger seg på åpne plasser vil en få en sjiktet furskog.

Ved branner lenger nedover i lia på bedre boniteter, vil lauvskogen dominere mer. Det kan her bli eldre lauvtresuksesjoner og flere generasjoner lauv. Det vil bli enkelte grove lauvtrær, og man vil ha stående og liggende døde lauvtrær i flere nedbrytningsstadier. I skyggen under lauvtrærne vil det være spiremuligheter for gran. Etter hvert vil det bli et underbestand av gran. Når det på grunn av vind eller alderdom blir åpninger i bestandet, vil enkeltrær av gran vokse opp. Over tid vil grana ta over bestandet helt og bli dominerende.

Helt nederst i dalbunner, kløfter og forsenkninger vil det brenne sjelden eller aldri. Her får man et brannrefugie med kontinuerlig granskog over lang tid. Her vil en ha sjiktet granskog med stående og liggende døde grantrær i ulike nedbrytningsstadier. Det vil være en kontinuerlig foryngelse av gran. De yngre granplantene vil utvikle seg sent, og noen av dem vil vokse opp til å bli medherskende trær. De dominerende trærne vil over tid vokse seg gamle, falle overende og gi tilgang på dødt virke. Noen av de medherskende trærne vil tette tomrommene etter de dominerende som er falt overende. På denne måten får man et kontinuerlig skogbilde av trær i alle sjikt og jevn tilgang på død ved. I naturtilstand vil disse utgjøre kontinuitetsbiotop. Slike områder påvirkes lite av ytre påvirkninger og preges av intern dynamikk.

4.3 Vindfelling.

Sør- og Østmarka ligger i et område med kontinentalt østlandsklima, men nærhet til kysten langs Oslofjorden gjør at det er en del vind fra sør og sørvest. Sterke vinder av storm styrke og oppover er sjeldent. Katastrofale fellinger av skog over store områder som følge av vind har trolig ikke forekommet. I et skogøkosystem upåvirket av menneskelig aktivitet vil imidlertid vinden spille en rolle som den faktor som får eldre trær over ende. Høststormer har trolig veltet overende de svakeste trærne, enten enkeltvis eller i større eller mindre grupper. I disse åpningene er det forhold for at granfrø i skogbunnen spirer. Spredte lauvtrær vil også spire fra frø. Grantrær kan stå undertrykt å sture i 1-2m høyde under eldre trær i mange år. Noen av disse vil ved økt lystilgang som ved vindfelling reagere og få økt høydevekst og vil etter hvert utfylle det åpne rommet som de vindfelte trærne skapte. På denne måten blir det interne endringer i sjiktning.

Dette har bidratt til at granskog som ikke har vært preget av brann vil være mer sjiktet enn dagens bestandsskogbruk. Det vil være kontinuerlig tilgang på død ved i alle nedbrytningsstadier. Vindfelling har vært et viktig element i interndynamikken, men har ikke vært vesentlig for å skape større områder med lauvtresuksesjoner.

4.4 Snøbrekk

Tunge snøfall kombinert med værømslag og vind kan gi store snøbrekkskader. Dette har trolig ikke vært noe dominerende regime i Østmarka. Snøbrekk kan imidlertid være en utløsende årsak til større insektangrep (granbarkbille). Dette har trolig vært vanlig i de tilfeller det har kommet en varm sommer med mye billesverming etter en vinter med mye snøbrekk. Snøbrekk har vært en faktor i barskogens interndynamikk, men ikke skapt større områder med lauvtresuksesjoner.

5 STATUS SKOGTILSTAND

5.1 Sørmarka og Østmarka utenom reservatene

5.1.1 Arealer

Skogarealet i Sørmarka og Østmarka fordeler seg på de ulike kommuner slik:

Tabell 1 Skogareal i Sør- og Østmarka fordelt på kommuner

	Produktivt areal dekar	Totalareal dekar
Oslo	31 500	38 500
Lørenskog	41 500	48 000
Rælingen	28 000	31 500
Enebakk	104 000	116 000
Ski	10 000	12 000
Sum	215 000	246 000
Gaupesteinmarka i Enebakk	9 500	11 000
Gaupesteinmarka i Ski	14 000	16 000
Sørmarka i Ski/Oppegård/Oslo	37 500	43 000
Totalt	277 000	316 000

Kilde: Enkelttakster og områdetakster 1990-1996

5.1.2 Bonitet

Følgende tabell kan settes opp over skogens bonitet i de ulike kommuner. Gjennomsnittstall for Sør- og Østmarka er arealveid gjennomsnitt

Tabell 2 Bonitet i Sør- og Østmarka i de forskjellige kommuner

	% høy bonitet	% middels bonitet	% lav bonitet
Oslo	19	62	19
Lørenskog	51	38	11
Rælingen	23	61	16
Enebakk	46	43	11
Ski	44	41	15
Veid gj.snitt for Sør- og Østmarka	41	46	13

Kilde: Enkelttakster og områdetakster i tidsrommet 1990 - 1996

Det kan bemerkes at Oslo og Rælingen skiller seg mest ut i forhold til det veide gjennomsnitt. Oslodelen av Østmarka og Rælingen har mye mindre høy bonitet enn middelet, mens de samme kommune ligger tilsvarende over middel når det gjelder middels bonitet.

5.1.3 Hogstklassefordeling

Alderssammensetningen innen Sør- og Østmarka varierer fra kommune til kommune. Ut fra oppgaver gjennom takster kan en sette opp følgende tabell for hogstklassefordeling. Gjennomsnittstall er arealveid gjennomsnitt.

Tabell 3. Hogstklassefordeling i Sør- og Østmarka i de forskjellige kommuner

	% hkl. 1	% hkl. 2	% hkl. 3	% hkl. 4	% hkl. 5
Oslo	1	30	20	15	34
Lørenskog	6	33	13	12	36
Rælingen	2	27	9	16	46
Enebakk	3	18	14	19	36
Ski	2	29	21	16	32
Veid gj.snitt for Sør- og Østmarka	3	29	16	16	36

Kilde: Enkelttakster og områdetakster i tidsrommet 1990-1996

Det er noe variasjonen i hogstklasser mellom kommunen, men forskjellene er ikke vesentlige når det gjelder gammel skog. Det kan imidlertid være interessant å finne ut hvilke boniteter den gamle skogen fordeler seg på. Dette kan en gjøre ved å gå inn i tallmateriale for de ulike takster fra siste ti-året og fordele hogstklasse 5 på de ulike boniteter.

Tabell 4 Hogstklasse 5 i Sør- og Østmarka fordelt i prosent på boniteter i de forskjellige kommuner

	Bon. 23	Bon. 20	Bon. 17	Bon. 14	Bon. 11	Bon. 8	Bon. 6
Oslo	1	4	13	20	30	29	3
Lørenskog	6	19	26	23	15	11	0
Rælingen	4	5	14	34	26	14	3
Enebakk	4	11	20	26	20	17	2
Ski	2	11	12	15	25	31	4
Veid gj.snitt for Sør- og Østmarka	4	10	18	24	22	20	2

Kilde: Enkelttakster og områdetakster i tidsrommet 1990-1996

Av ovenstående tabell går det fram at i Oslodelen av Østmarka, Rælingen og Ski er mindre enn 25% av den gamle skogen stående på høy bonitet. I Enebakk er andelen 35%, mens det i Lørenskog er 51% av gammel skog på høy bonitet. Høy bonitet er forbundet med grandominert skog. Bonitet 14 er også for det meste grandominert skog. Legger vi dette til høy bonitet blir andelen gammel skog på grandominert mark ca. 60% eller høyere i Lørenskog, Rælingen og Enebakk, mens den i Oslo og Ski er ca. 40% av gammel skog på grandominert mark.

Dette tilsvarer altså at i Oslo og Ski er ca. 60% av gammel skog stående på mark med vesentlig furu eller barbandingsskog, I de øvrige kommune er andelen av gammel furuskog/barblandingsskog ca. 40% eller mindre. Desidert minst av gammel furuskog/barblandingsskog finner vi i Lørenskog med 26 %.

5.1.4 Kubikkmasse

Ut fra skogbruksplanene kan det også finnes tall for fordelingen av treslag innen Sør- og Østmarka. Dette må gjøres gjennom oppgaver for stående kubikkmasse fordelt på treslag på registreringstidspunktet for siste taksering.

Tabell 5 Kubikkmasse fordelt på treslag i Sør- og Østmarka i prosent i de forskjellige kommuner

	% gran	% furu	% lauv
Oslo	37	53	10
Lørenskog	75	20	5
Rælingen	75	18	7
Enebakk	75	17	8
Ski	54	37	9
Veid gj.snitt for Sør- og Østmarka	66	26	8

Kilde: Enkelttakster og områdetakster i tidsrommet 1990-1996

5.1.5 Treslagsfordeling

Totalt areal i Sør- og Østmarka er ca. 350 000 dekar. Av dette har 85 % DMK-dekning (en del arealer i Oslo var ikke ferdigstilt på det tidspunkt oppgaven ble skrevet). Produktivt skogareal i Sør- og Østmarka er 277 000 daa.

Bonitetsfordelingen ut fra DMK (Digital markslagskartlegging på Økologisk kartverk) er som følger:

36 % høy bonitet

39 % middels bonitet

25 % lav bonitet

Bonitetsfordelingen som fremgår av DMK er avvikende i forhold til tabell 2, som er beregnet ut fra takstdata. DMK er benyttet for å kunne beregne treslagsfordeling ved hjelp av GIS. (GIS er geografiske informasjonssystemer på data)

5.1.5.1 Barskog

Granskogen fordeler seg på høy og middels bonitet. Furskogen på middels og lav bonitet. For å få et anslag på hvor stor del av Sør- og Østmarka som er granskog og hvor stor del som er furuskog må vi beregne treslagsfordelingen på middels bonitet. Dette er forsøkt gjort ved hjelp av GIS ved å kjøre "overlay" mellom DMK og skogbruksplandata. Vi har gjort dette for takstene i Ski og Losby med følgende resultat:

Tabell 6: Areal middels bonitet (DMK) fordelt på boniteringstreslag i taksten i Ski og Losby (dominerende treslag i bestandet).

Boniteringstreslag	Ski områdetakst	Losby enkelttakst
Gran	53 %	69 %
Furu	44 %	31 %
BJØRK	3 %	0,2 %

Kilder: Losby enkelttakst 1994, Ski områdetakst 1995, DMK for Ski, Lørenskog og Rælingen

Som det fremgår av tabellen er fordelingen av dominerende treslag på middels bonitet avvikende mellom de to takstene. Det er følgelig vanskelig å benytte denne metoden til å anslå treslagsfordelingen på middels bonitet for de øvrige deler av Sør- og Østmarka med stor grad av sikkerhet. På bakgrunn av tallene fra takstene, og vår kjennskap til disse skogområdene, er det imidlertid rimelig å anta at gran er dominerende treslag på en større del av arealet enn det furu er. Videre viser tall fra de to takstene at omkring 30 % av arealet med middels bonitet (ØK) er bestokket med barblandingsskog der gran/furu utgjør 40-60 % av stående kubikkmasse.

På bakgrunn av ovenstående antas følgende treslagsfordeling på middels bonitet i Sør- og Østmarka:

45 % grandominert skog, 25 % furudominert skog og 30 % barblandingsskog (gran utgjør 40-60 % av kubikkmassen i forhold til furu).

På bakgrunn av bonitetsfordeling (DMK) og antatt treslagsfordeling på middels bonitet, anslås den naturlige barskogsfordelingen i Sør- og Østmarka til følgende:

- 53 % grandominert skog
- 35 % furudominert skog
- 12 % barblandingsskog

5.1.5.2 Løvskog

Skog med naturlig høy løvandel forekommer dels på lokaliteter med naturgitte forutsetninger som i sumpskog og sørvendt rasmark. Dels forekommer skog med høy løvandel også som suksesjoner etter forstyrrelser som brann.

Ut fra dagens kunnskap er det vanskelig å anslå hvor stor andel av skogarealet som naturlig ville vært løvdominert. Tallene fra Ski- og Losbytakstene gir en indikasjon om dagens tilstand i disse to områdene, men de forteller mer om skoghistorien enn om naturlige løvskogandeler.

Tabell 7: Arealandel løvdominerte bestand.

Alder og løvandel	Ski områdetakst	Losby enkelttakst
Bestand 30 år og eldre, volumprosent løv \geq 70 %	3 % av produktiv skog 30 år og eldre	0,1 % av produktiv skog 30 år og eldre
Bestand 30 år og eldre, volumprosent løv \geq 60 %	4 % av produktiv skog 30 år og eldre	2 % av produktiv skog 30 år og eldre
Bestand 40 år og eldre, volumprosent løv \geq 70 %	1 % av produktiv skog 40 år og eldre	0 % av produktiv skog 40 år og eldre
BESTAND 40 ÅR OG ELDRE, VOLUMPROSENT LØV \geq 60	2 % av produktiv skog 40 år og eldre	0 % av produktiv skog 40 år og eldre

%		
---	--	--

Kilder: Losby enkelttakst 1994 og Ski områdetakst 1995.

Anslag over hvor stor del av skogarealet som naturlig ville vært i ulike suksesjonsstadier etter forstyrrelser forutsetter kunnskap om de naturlige forstyrrelsesregimer i Sør- og Østmarka. Denne kunnskapen har vi ikke i dag.

6 STATUS BIOLOGISKE VERDIER

6.1 Nøkkelbiotoper i Ski kommune

I perioden 1995-96 gjennomførte Siste Sjanse på oppdrag fra kommunen nøkkelbiotopregistreringer i skogområdene i Ski kommune. (Siste Sjanse 1996)

Det ble registrert 53 nøkkelbiotoper i den delen av kommunen som ligger innenfor Marka. Disse er fordelt på følgende naturtyper: *Gammel granskog*, *gammel furuskog*, *sumpskog*, *seine lauvsuksesjoner* og *rasmark*. Nøkkelbiotopene er også gitt en relativ verdi (*** svært viktige, ** viktige, * mindre viktige) på bakgrunn av en helhetsvurdering av funnene i Ski, altså en vurdering i et lokalt (kommunalt) perspektiv. Når det gjelder de mindre viktige nøkkelbiotopene sies det i rapporten at det kan finnes områder av samme kvalitet som kan ha blitt oversett eller underkjent. De kan betraktes som restaureringsbiotoper.

Samlet areal av nøkkelbiotopene utgjør 1,7 % (1066 dekar) av Ski kommunes produktive skogareal innenfor Marka (64 500 dekar). Samlet areal av nøkkelbiotoper gradert som *svært viktige* er 215 dekar, samlet areal for *viktige* nøkkelbiotoper er 655 dekar, og areal *mindre viktige* nøkkelbiotoper er på 196 dekar.

Det er totalt sett registrert få signalarter i Ski. Dette settes i sammenheng med at skogarealene i Ski historisk sett har vært hardt utnyttet. Det er gjort funn av rødlistearter i 16 av nøkkelbiotopene (granrustkjuke, piggbroddsopp, kjøttkjuke, begerfingersopp, rynkeskinn og furustokkjuke).

6.1.1 De enkelte nøkkelbiototypene

Gammel granskog:

Denne naturtypen utgjør den største delen av nøkkelbiotopene i Ski (i alt 37). 6 av nøkkelbiotopene er gradert som svært viktige (***). De inneholder alle granrustkjuke og gammelgranslav, de har død ved i flere nedbrytningsstadier, og de inneholder flere nøkkelelementer. På tre av lokalitetene er det også gjort funn av henholdsvis kjøttkjuke, rynkeskinn og lungenever, og langnål.

18 nøkkelbiotoper av denne naturtypen er gradert som viktige (**). Disse har færre signalarter og et mer påvirket skogbilde.

9 lokaliteter er gradert som mindre viktige (*). Disse har få signalarter, ofte bare gammelgranslav, og har få nøkkelelementer.

Nøkkelbiotopene av typen gammel granskog varierer i størrelse fra 2 til 28 dekar. Totalt areal er 297 dekar.

Nøkkelbiotopene av typen gammel granskog fordeler seg i landskapet med avstander fra under 100 meter til ca. 3 km. De 26 nøkkelbiotopene i de østre og nordøstre delene av kommunen danner et nettverk der største avstand mellom to nøkkelbiotoper er 1,9 km. I nordvestre del av kommunen ligger nøkkelbiotopene (7 i alt) noe mer spredt; største avstand 2,3 km. Korteste avstand til nøkkelbiotoper i nordøstre deler av kommunen er 2,9 km. Nettverket i nordøstre og nordvestre deler av kommunen kan bindes sammen dersom det etableres nøkkelbiotoper på Oslo

kommunes eiendom. Avstand til nærmeste nøkkelbiotop i Enebakk kommune (Oslo kommunes eiendom) er 1,1 km. Avstand til nærmeste nøkkelbiotop i Oslo kommune er 1,8 km.

I noen områder av Ski kommune ligger nøkkelbiotopene relativt tett (mindre enn hundre til noen hundre meters avstand). I disse områdene finnes det i tillegg til de definerte nøkkelbiotopene også flere mindre lommer av gammelskog med død ved og andre nøkkelementer. Siste Sjanse anbefaler at disse områdene betraktes som *nøkkelområder* for biologisk mangfold, og at det her vises spesielle hensyn. Områdene inneholder fra 1 til 7 prioriterte nøkkelbiotoper av gammel granskog og varierer i størrelse fra ca. 200 dekar til ca. 1000 dekar.

I de sørligste deler av Ski kommunes skogarealer innenfor Marka mangler nøkkelbiotoper av typen gammel granskog.

Gammel furuskog:

Det er registrert 4 lokaliteter av denne naturtypen som er vurdert til å være nøkkelbiotoper. En av dem er gradert som svært viktig (***). Her er det gjort funn av arter som kandisbevre og tannet fiolkjuke, og det finnes død ved i alle nedbrytningsstadier. To nøkkelbiotoper er gradert som viktige (**). Disse har også død ved i alle nedbrytningsstadier. På den ene lokaliteten er det gjort funn av furustokkjuke og lys brannstubbeklav. Her finnes også de eneste sporene etter brann som ble registrert i Ski.

Nøkkelbiotopene av denne naturtypen er tildeles store av utstrekning, men inneholder for en stor del lav- og uproduktiv mark. De varierer i størrelse fra 20 til 400 dekar. Totalt areal er 580 dekar. To av furuskogslokalitetene ligger i nord, to i sør. Innbyrdes avstand mellom dem er av mindre interesse da det må antas at arter som er knyttet til slike biotoper har stor spredningsevne.

Det finnes i tillegg fragmenter av furuskog i enkelte av de andre nøkkelbiotopene, men disse innehar ikke spesielle verdier som gammel furuskog.

Sumpskog:

Det er prioritert 9 nøkkelbiotoper av denne naturtypen i Ski, hvorav 6 er gradert som viktige (**) eller svært viktige (***). Disse ligger spredt i hele kommunen, selv om hovedtygden er i nord. Både gran-bjørkesumpskog, lauv-viersumpskog og svartorsumpskog er representert. I tillegg inneholder 7 av nøkkelbiotopene med gammel granskog også større og mindre partier med gran-bjørkesumpskog. Nøkkelbiotopenen av denne typen spenner i areal fra 1 til 21 dekar. Totalt areal er 111 dekar.

Seine lauvsuksesjoner:

Det er ikke registrert noen virkelig gode nøkkelbiotoper av denne naturtypen i Ski. Tre lokaliteter er prioritert p.g.a. høy lauvandel, men er gradert som mindre viktige (*). De spenner i areal fra 4 til 16 dekar og utgjør totalt 24 dekar.

Rasmark:

4 nøkkelbiotoper av denne naturtypen er prioritert i Ski. Disse er gradert som viktige (**) eller svært viktige (***). En av dem er østvendt og preges av gammel granskog.

De øvrige er sør- og vestvendte og inneholder varmekjære treslag, samt en rik karplanteflora. De spenner i areal fra 2 til 24 dekar og utgjør totalt 53 dekar.

Tabell 8: Nøkkelbiotoper i Ski kommune

Nr.	Naturtype, dominerende	Naturtype, undertype	DAA	Rødlistearter	Prioritet
1	Gammel granskog		8,5		*
2	Gammel granskog	Sumpskog	10,0	<i>Granrustkjuke</i>	***
3	Gammel granskog		6,0	<i>Kjøttkjuke, Granrustkjuke</i>	***
4	Gammel granskog		9,5		**
5	Gammel granskog		4,0		*
6	Gammel granskog	Sumpskog	14,5		**
7	Gammel granskog	Sumpskog	3,5		**
8	Gammel granskog		3,5		**
9	Sumpskog		10,0		***
10	Sumpskog	Gammel granskog	6,0		*
11	Sein lauvsuksesjon		4,5		*
12	Rasmarksskog	Gammel granskog	5,5		***
13	Gammel granskog		14,5		**
15	Sumpskog		8,5		*
16	Gammel granskog		6,5	<i>Granrustkjuke</i>	***
17	Gammel granskog		1,5		**
18	Gammel granskog		10,5	<i>Piggbroddsopp</i>	**
19	Gammel granskog		2,0		*
20	Gammel granskog		9,0	<i>Granrustkjuke, Rynkeskinn</i>	***
21	Gammel granskog		6,0	<i>Piggbroddsopp</i>	**
22	Sumpskog		21,0		***
23	Sein lauvsuksesjon		4,0		*
24	Gammel granskog		3,5		*
25	Gammel granskog	Sumpskog	14,5		**
26	Gammel granskog		11,5	<i>Granrustkjuke</i>	**
27	Gammel furuskog		66,0		***
28	Gammel granskog	Gammel furuskog	28,0	<i>Granrustkjuke</i>	***
29	Gammel granskog		8,0		*
30	Gammel granskog	Sumpskog	3,5	<i>Granrustkjuke</i>	**
31	Gammel granskog		9,0	<i>Granrustkjuke</i>	**
32	Gammel granskog		2,0	<i>Granrustkjuke</i>	**
33	Sumpskog		1,0		*
34	Gammel granskog		2,5	<i>Granrustkjuke</i>	**
35	Sein lauvsuksesjon	Sumpskog	16,0		*
36	Gammel granskog	Sumpskog	5,0		*
37	Gammel granskog	Sumpskog	8,0	<i>Granrustkjuke</i>	***
38	Gammel granskog		2,5		*
39	Rasmarksskog	Gammel granskog	24,0	<i>Begerfingersopp</i>	***
40	Sumpskog		26,5		**
41	Gammel furuskog		400,0		**

42	Rasmarksskog		21,5		***
43	Gammel furuskog		94,5		*
44	Rasmarksskog		2,0		**
47	Gammel granskog		6,5		**
49	Gammel furuskog	Sumpskog	19,5	<i>Furustokkjuke</i>	**
52	Gammel granskog		7,0	<i>Granrustkjuke</i>	**
53	Sumpskog	Sein lauvsuksesjon	3,0		**
58	Gammel granskog	Sumpskog	26,5		**
59	Sumpskog		12,0		**
60	Gammel granskog	Sumpskog	12,0		*
61	Sumpskog		22,0		**
62	Gammel granskog	Sumpskog	19,0		**
63	Gammel granskog	Sumpskog	20,0		*

Kilde: Siste Sjanse 1996

6.2 Nøkkelbiotoper i Lørenskog og Rælingen kommuner

I perioden 1998-99 gjennomførte Siste Sjanse på oppdrag fra skogbrukssjefen nøkkelbiotopregistreringer i skogområdene i Lørenskog og Rælingen kommuner. Losbys eiendom samt Østmarka og Ramstadslottet naturreservater (med utvidelsesforslag) er ikke kartlagt i denne forbindelse. Losbys eiendom utgjør henholdsvis 70 % og 20 % av de to kommunenes areal innenfor Marka.

I følge Siste Sjanses rapport er dette landskapet generelt hardt påvirket av skogbruk gjennom lang tid. Ingen av de undersøkte biotopene har lang skoglig kontinuitet. Virkelig grov skog finnes ikke og det finnes ingen biotoper med lægerkontinuitet, grove læger eller læger i større mengder. Det ble kun registrert et fåtall signalarter og sjelden mer enn en eller to i hver biotop. Biotopene er valgt som nøkkelbiotoper ut fra et større innslag av nøkkelelementer og en mer intakt skogstruktur enn skogen i resten av landskapet.

Nøkkelbiotopene er gitt en relativ verdi (* lokalt viktig, **/** regionalt viktig) på bakgrunn av en helhetsvurdering av funnene, altså en vurdering i forhold til kvalitetene i landskapet totalt sett. De viktigste kriteriene for denne verdsettingen er skogstruktur, treslags sammensetning, elementrikdom, arrondering, påvirkning og forekomst av signalarter. Når det gjelder de mindre viktige nøkkelbiotopene sies det i rapporten at det kan finnes områder av samme kvalitet som kan ha blitt oversett eller underkjent. Disse nøkkelbiotopene er mer å betrakte som restaureringsbiotoper enn som nøkkelbiotoper.

6.2.1 Lørenskog

Det er registrert 13 nøkkelbiotoper i den delen av Lørenskog kommune som ligger innenfor Marka. Disse er fordelt på følgende naturtyper: *Gammel granskog*, *sumpskog* og *seine lauvsuksesjoner*. *Gammel furuskog* og *rasmarksskog* er representert som delområder i flere av nøkkelbiotopene. Samlet areal av nøkkelbiotopene utgjør 1,8 % (191 dekar) av det kartlagte produktive skogarealet

innenfor Marka (11 800 dekar). Det er ikke funnet nøkkelbiotoper i Lørenskog som vurderes til å være *svært viktige*. Samlet areal for *viktige* nøkkelbiotoper er 108 dekar, og areal *mindre viktige* nøkkelbiotoper er på 83 dekar.

I fire av nøkkelbiotopene er det gjort funn av rødlistearter (granrustkjuke og piggbroddsopp).

6.2.1.1 De enkelte nøkkelbiotoptypene

Gammel granskog:

Det er i all hovedsak nøkkelbiotoper av typen gammel granskog som er registrert i Lørenskog, 10 i alt. 3 av nøkkelbiotopene er gradert som viktige (**), de øvrige 7 er gradert som mindre viktige (*). I tillegg er det registrert en sumpskog der gran er dominerende treslag.

Nøkkelbiotopene varierer i størrelse fra 5 til 55 dekar. Totalt areal er 177 dekar.

Nøkkelbiotopene av typen gammel granskog fordeler seg i landskapet med avstander fra noen hundre meter til 2,8 km. Halvparten av nøkkelbiotopene ligger i østre del av kommunen, og halvparten i den vestre del. Korteste avstand mellom de to adskilte nøkkelbiotopområdene er 2,8 km. Innenfor de to områdene varierer avstanden mellom nøkkelbiotopene fra 400-500 meter til 1,6 km. Det er foreløpig ikke gjennomført systematiske nøkkelbiotopregistreringer på Losbys skogeiendom. Etablering av nøkkelbiotoper på denne eiendommen vil kunne knytte sammen de to adskilte nøkkelbiotopområdene i kommunen.

Avstand til nærmeste nøkkelbiotop i Oslo kommune er 1,5 km. Avstand til nærmeste nøkkelbiotop i Ramstadslottet naturreservat er 1,1 km.

Gammel furuskog:

Det er ikke registrert nøkkelbiotoper av typen gammel furuskog med spesielle naturverdier i den delen av Lørenskog som til nå er kartlagt. Det finnes imidlertid fragmenter av furuskog i enkelte av de registrerte nøkkelbiotopene, men disse innehar ikke spesielle verdier som gammel furuskog.

Sumpskog:

Det er kun prioritert 1 sumpskogs-nøkkelbiotop i det kartlagte området. Nøkkelbiotopen er en blanding av gran-bjørkesumpskog og svartorsumpskog. Den er på 8 dekar og er gradert som mindre viktig (*). I tillegg inneholder 5 av nøkkelbiotopene med gammel granskog også større og mindre partier av sumpskog.

Seine lauvsuksesjoner:

To lokaliteter med seine lauvsuksesjoner er definert som nøkkelbiotoper. En på 3 dekar som er gradert som viktig (**), og en på 8 dekar som er gradert som mindre viktig (*). I tillegg innehar en av granskogslokalitetene lauvsuksesjoner.

Rasmarkskog:

En av granskogslokalitetene er en østvendt rasmark.

Tabell 9: Nøkkelibiotoper i Lørenskog kommune

Nr.	Naturtype, dominerende	Naturtype, undertype	DAA	Rødlistearter	Prioritet
23009	Gammel granskog	Sumpskog	8		*
23010	Gammel granskog	Sumpskog	8		*
23011	Gammel granskog	Rasmarksskog	25		**
23012	Sumpskog	Gammel granskog	3		*
23013	Gammel granskog	Sein lauvsuksesjon	8		*
23014	Gammel granskog	Sumpskog	25		**
23015	Sein lauvsuksesjon		3		**
23016	Gammel granskog		55	<i>Granrustkjuke</i>	**
23019	Gammel granskog		18		*
23020	Gammel granskog	Sumpskog	13	<i>Piggbroddsopp</i>	*
23021	Gammel granskog	Sumpskog	5	<i>Granrustkjuke</i>	*
23022	Sein lauvsuksesjon		8		*
23023	Gammel granskog	Gammel furuskog	12	<i>Granrustkjuke</i>	*

Kilde: Blindheim 1999

6.2.2 Rælingen

Det er registrert 21 nøkkelibiotoper i den delen av Rælingen kommune som ligger innenfor Marka. Disse er fordelt på hovednaturtypene *gammel granskog* og *sumpskog*, men *gammel furuskog*, *seine lauvsuksesjoner* og *rasmark* er representert som delområder i flere av nøkkelibiotopene. Samlet areal av nøkkelibiotopene utgjør 1 % (246 dekar) av Rælingen kommunes produktive skogareal innenfor Marka (24 000 dekar). Det er ikke funnet nøkkelibiotoper i Rælingen som vurderes til å være *svært viktige*. Samlet areal for *viktige* nøkkelibiotoper er 53 dekar, og areal *mindre viktige* nøkkelibiotoper er på 193 dekar.

I fem av nøkkelibiotopene er gjort funn av rødlistearter (granrustkjuke, piggbroddsopp, svartsonekjuke og duftskinn).

Nøkkelibiotopregistreringene er kvalitetssikret og supplert i 1999. Dette har resultert i et totalt antall på 26 nøkkelibiotoper i Rælingen, med et samlet areal på 290 dekar. Samlet areal av nøkkelibiotopene utgjør dermed 1,2 % av produktivt skogareal innenfor Marka. Sluttrapporten fra Siste Sjanse er ennå ikke ferdigstilt slik at de nye nøkkelibiotopene ikke er tatt med i denne fremstillingen.

6.2.2.1 De enkelte nøkkelibiotoptypene

Gammel granskog:

Det er i all hovedsak nøkkelibiotoper av typen gammel granskog som er registrert i Rælingen, 19 i alt. Kun 3 av nøkkelibiotopene er gradert som viktige (**), de øvrige 16 er gradert som mindre viktige (*). I tillegg er det stort innslag av gran i de to registrerte sumpskogene.

Nøkkelibiotopene varierer i størrelse fra 3 til 30 dekar. Totalt areal er 240 dekar.

Nøkkelibiotopene av typen gammel granskog ligger relativt godt fordelt i hele det kartlagte området med avstander fra 400 meter til 2 km. Avstand til nærmeste nøkkelibiotop i Østmarka naturreservat er 1 km. Til nærmeste nøkkelibiotop i Ramstadslottet naturreservat er avstanden 1,5 km. Avstand til nærmeste nøkkelibiotop i Lørenskog kommune er 2,2 km.

Gammel furuskog:

Det er ikke registrert nøkkelibiotoper av typen gammel furuskog med spesielle naturverdier i den delen av Rælingen som til nå er kartlagt. Det finnes imidlertid fragmenter av furuskog i enkelte av de registrerte nøkkelibiotopene, men disse innehar ikke spesielle verdier som gammel furuskog.

Sumpskog:

Det er prioritert to sumpskogs-nøkkelibiotoper i det kartlagte området. Den ene er gradert som viktig (**), den andre som mindre viktig (*). Begge er 3 dekar. I tillegg inneholder 6 av nøkkelibiotopene med gammel granskog også større og mindre partier av sumpskog.

Seine lauvsuksesjoner:

Det er ikke registrert nøkkelibiotoper av typen seine lauvsuksesjoner i det kartlagte området, men lauvsuksesjoner forekommer i en av granskogslokalitetene.

Rasmarkskog:

Fire av granskogslokalitetene inneholder nord- og østvendte rasmarker.

Tabell 10 : Nøkkelibiotoper i Rælingen kommune

Nr.	Naturtype, dominerende	Naturtype, undertype	DAA	Rødlistearter	Prioritet
22801	Gammel granskog		20	<i>Granrustkjuke</i> <i>Piggbroddsopp</i>	*
22802	Gammel granskog		13	<i>Piggbroddsopp</i>	*
22803	Gammel granskog	Sein lauvsuksesjon	10	<i>Granrustkjuke</i> <i>Svartsoneskjuke</i>	*
22804	Gammel granskog	Gammel furuskog	15	<i>Granrustkjuke</i> <i>Duftskinn</i>	*
22805	Gammel granskog	Rasmarksskog	14		*
22806	Gammel granskog	Sumpskog	15		**
22807	Gammel granskog	Rasmarksskog	7		*
22808	Gammel granskog	Rasmarksskog	20		*
22809	Gammel granskog	Sumpskog	10		*
22810	Gammel granskog	Sumpskog	20		**
22811	Gammel granskog	Rasmarksskog	30	<i>Duftskinn</i>	**
22812	Gammel granskog		12		*
22813	Gammel granskog		18		*
22814	Gammel granskog		10		*
22815	Sumpskog		3		**
22816	Gammel granskog	Sumpskog	4		*
22817	Gammel granskog		3		*
22818	Sumpskog		3		*

22819	Gammel granskog		8		*
22820	Gammel granskog	Sumpskog	7		*
22821	Gammel granskog	Sumpskog	4		*

Kilde: Blindheim 1999

6.3 Nøkkelbiotoper i Oslo kommunes skogeiendommer i Oslo og Enebakk

I 1992 ble det foretatt spesielle biologiske registreringer i Oslo kommunes skoger i forbindelse med flerbruksplanen for perioden 1995-2005 (Prosjekt "Naturregistreringer i Oslo kommunes skoger"). Prosjektet var et pilotprosjekt med intensjoner om å finne enkle og gode registreringsmetoder for å trekke inn biologiske vurderinger i flerbruksplanarbeidet på skogseiendommer. Hensikten var å finne arter og andre elementer som indikerer skoglig kontinuitet/grad av urørthet. Fokus for prosjektet var følgelig rettet mot gammel granskog.

Det ble undersøkt 700 bestand, hovedsakelig granskog i hogstklasse IV og V på bonitet 14 og bedre. Av disse ble 349 bestand skjemaført og klassifisert på bakgrunn av et sett med "sjeldenhetskriterier". Bestandene ble gitt en vurdering fra * til **** (mindre interessant til meget bevaringsverdig). De bestand som oppnådde **/**** eller bedre er i flerbruksplanen satt av som "bevaringsskog", i alt 59 bestand/områder. Av disse ligger 25 i Østmarka. Registreringene dekker Oslo kommunes skogeiendommer i Oslo, Asker, Nittedal, Oppegård, Enebakk og Ski. Det ble ikke prioritert bevaringsskog i Nittedal, Oppegård og Ski.

Generelt sett er det undersøkte området sterkt preget av aktiv skogskjøtsel og hogstinngrep. Undersøkelsesområdet inneholder store arealer med ensaldret treslagssammensetning, lite lauvinnslag og mangel på dødt virke. De 59 bestand som er prioritert og omtalt i rapporten "Naturregistreringer i skogbestand i Oslo kommunes skoger", skiller seg ut fra de øvrige undersøkte bestand ved å inneha en skogtilstand mer tilnærmet naturskog. Disse er ofte karakterisert ved å ha et mer flersjiktet skogbilde med større spredning av alder og tresammensetning, flere gamle og døde trær, og dødt virke i flere nedbrytningsstadier.

6.3.1 Oslo

Det er registrert 12 områder som er satt av som bevaringsskog i Oslo kommune del av Østmarka. En av disse områdene består av lauvsuksesjoner i form av gjengroende kulturmark rundt en nedlagt plass. Området er på 51 dekar. De resterende områdene er gammel granskog, men flere av dem inneholder elementer av edellauvtrær, lauvsuksesjoner, sumpskog og rasmarker. Det er dessuten innslag av furuskog på toppområdene, men det er ikke vurdert om disse innehar spesielle verdier som gammel furuskog. Bevaringsskogområdene varierer i størrelse fra 21 til 113 dekar.

Samlet areal av bevaringsskogområdene utgjør 2 % (611 dekar) av Oslo kommunes eiendom i denne delen av Marka (31 500 dekar). Samtlige områder er klassifisert som *bevaringsverdige bestand*, hele eller større deler av bestandet. Det er ikke funnet

bestand i denne delen av Oslo kommunes skogeierdommer som vurderes til å være *spesielt verneverdige*.

I fem av områdene er det gjort funn av rødlistearter (granrustkjuke, svartsonekjuke, piggbroddsopp og kjøttkjuke).

Bevaringsskoglokalitetene av typen gammel granskog ligger i to adskilte områder, ett i nord og ett i sørlige deler av kommunen. De seks bestandene i nord fordeler seg med avstander fra under 100 til 700 meter. I sør ligger de fem bestandene med avstander fra 400 meter til 1 km. Korteste avstand mellom de to adskilte områdene med bevaringsskogslokaliteter er ca. 4 km. Det er altså på det rene at det mangler nøkkelbiotoper med gammel granskog i et stort landskapsavsnitt i de midtre deler. Nøkkelbiotoper mangler også i et større område mot sør og sørvest. Avstand til nærmeste nøkkelbiotoper i Ski kommune er 1,5-2,0 km. Avstand til nærmeste nøkkelbiotop i Enebakk kommune 2,2 km. Avstand til nærmeste nøkkelbiotop i Lørenskog kommune 1,5 km.

Tabell 11: Nøkkelbiotoper i Oslo kommune

Nr.	Naturtype, dominerende	Naturtype, undertype	DAA	Rødlistearter	Prioritet
30135	Gammel granskog		48		**
30136	Gammel granskog		95	<i>Svartsonekjuke</i>	**
30137	Gammel granskog		42		**
30138	Gammel granskog		113	<i>Piggbroddsopp</i>	***
30139	Gammel granskog	Edellauvskog	75		**
30140	Gammel granskog	Edellauvskog	35		**
30141	Gammel granskog	Sumpskog	21		**
30142	Sein lauvsuksesjon	Sumpskog	51		**
30143	Gammel granskog	Sein lauvsuksesjon	37	<i>Granrustkjuke</i>	***
30144	Gammel granskog	Sumpskog	23	<i>Granrustkjuke</i>	***
30145	Gammel granskog	Sumpskog	41		**
30146	Gammel granskog		30	<i>Kjøttkjuke</i> <i>Piggbroddsopp</i>	***

Kilde: Bendiksen og Håpnes 1993

6.3.2 Enebakk

Det er registrert 12 områder som er satt av som bevaringsskog i Oslo kommunes skogeierdom i Enebakk. Samtlige av de registrerte nøkkelbiotopene er av typen gammel granskog, men flere av dem inneholder elementer av lauvsuksesjoner, sumpskoger og rasmarker. Det er dessuten innslag av furuskog på toppområdene, men det er ikke vurdert om disse innehar spesielle verdier som gammel furuskog. Bevaringsskogområdene varierer i størrelse fra 11 til 136 dekar. I tillegg til disse 12 er det registrert et bestand innenfor foreslått utvidelse av Østmarka naturreservat. Denne lokaliteten omtales sammen med øvrige nøkkelbiotoper i reservatet.

Samlet areal av granskogsområdene utgjør 2 % (456 dekar) av det kartlagte produktive skogarealet i denne delen av Enebakk (22 000 dekar). Samtlige områder

er klassifisert som *bevaringsverdige bestand*, hele eller større deler av bestandet. Det er ikke funnet bestand i denne delen av Oslo kommunes skogeiendommer som vurderes til å være *spesielt verneverdige*.

I syv av områdene er det gjort funn av rødlistearter (granrustkjuke, piggbroddsopp og kjøttkjuke).

I det meste av det kartlagte området fordeler bevaringsskoglokalitetene seg jevnt i landskapet med avstander fra under 100 meter til 1,5 km. To bestand lengst nord ligger adskilt fra øvrige; avstand til bestandene i midtre deler av det kartlagte området er 2,3 km, men avstand til nærmeste nøkkelbiotop i Østmarka naturreservat er 1,4 km. En av de registrerte bevaringsskoglokalitetene ligger innenfor foreslått utvidelse av Østmarka naturreservat. Denne ligger 1,2 km fra nærmeste bestand i midtre del av det kartlagte området og 900 meter fra nærmeste nøkkelbiotop i reservatet. En kan således si at lokaliteten danner et bindeledd mellom bevaringsskoglokalitetene i Oslo kommunes skogeiendom i Enebakk og nøkkelbiotopene i Østmarka naturreservat. Avstand til nærmeste nøkkelbiotoper i Ski kommune er 1,1 km.

Tabell 12 : Nøkkelbiotoper i Enebakk kommune.

Nr.	Naturtype, dominerende	Naturtype, undertype	DAA	Rødlistearter	Prioritet
22947	Gammel granskog		31		**
22948	Gammel granskog	Sein lauvsuksesjon	91	<i>Granrustkjuke</i>	**
22949	Gammel granskog		12		**
22950	Gammel granskog		32	<i>Piggbroddsopp</i> <i>p</i>	***
22951	Gammel granskog	Sumpskog	35	<i>Granrustkjuke</i>	**
22952	Gammel granskog	Sumpskog	28	<i>Granrustkjuke</i>	**
22954	Gammel granskog	Gammel furuskog	136	<i>Granrustkjuke</i> <i>Piggbroddsopp</i> <i>p</i>	***
22955	Gammel granskog	Rasmarksskog	16	<i>Piggbroddsopp</i> <i>p</i>	**
22956	Gammel granskog	Sumpskog	11		**
22957	Gammel granskog	Sumpskog	19	<i>Kjøttkjuke</i>	**
22958	Gammel granskog	Sumpskog	(anslått) 20		**
22959	Gammel granskog	Sein lauvsuksesjon	(anslått) 25		**

Kilde: Bendiksen og Håpnes 1993

6.4. Nøkkelbiotoper i Østmarka naturreservat og Ramstadslottet foreslåtte naturreservat

Siste Sjanse foretok nøkkelbiotopregistrering i Østmarka naturreservat og Ramstadslottet foreslåtte naturreservat høsten 1999 (Heggland 1999). Arbeidet ble utført etter oppdrag fra Fylkesmannens miljøvern- og landbruksavdeling. Hensikten var å dokumentere forventet forskjell i naturtilstanden mellom reservatene og omkringliggende områder.

Det viser seg at skogen i reservatene med få unntak er økologisk ung, men det meste av arealet er bevokst med hogstmoden skog. Yngre skogpartier forekommer, særlig innenfor utvidelsesforslagene. Aldersboringer viser at det er stor aldersspredning, men det er likevel lite av grove dimensjoner av gran. Skogen bærer preg av at det tidligere er drevet hard plukk- og dimensjonshogst i områdene, som har en lang skogbrukshistorie i likhet med Sør- og Østmarka for øvrig. Det finnes imidlertid produktive områder med grove dimensjoner og store trehøyder.

Løvskog forekommer sjelden. Det er generelt lite død ved innenfor områdene, og særlig når det gjelder middels og sterkt nedbrutte læger. Kontinuitet i død ved er derfor sjelden, og forekommer knapt i de mest prioriterte nøkkelbiotopene. Produksjon av død ved er tiltakende, ved at skogen bryter sammen i grupper og på mindre arealer (Korsmo 1993, Heggland 1999).

I Østmarka naturreservat er det imidlertid registrert to områder med naturskog i reservatets vestre til nordvestre hjørne. Til sammen utgjør naturskog 13 % av totalarealet i tillegg til nøkkelbiotopene. Naturskog defineres i følge Siste Sjanse (Jf. Anderson og Bolin 1998) som skog som oppfyller minst to av følgende fire kriterier:

1. høy gjennomsnittlig trealder
2. flersjiktet og glennepreget med stor artsspredning
3. betydelig innslag av død ved, også i sterkt nedbrutt fase
4. forekomst av kontinuitetskrevede signalarter eller rødlistearter

I dag er det ubetydelige arealer i Østmarka naturreservat som oppfyller alle fire kriteriene. I første rekke er det mangel på sene nedbrytningsstadier i død ved. De to omtalte naturskogarealene tilfredsstiller i hovedsak punkt 1 og 2 ovenfor..

Det er registrert en rekke nøkkelbiotoper i reservatene og i disse er det funnet 11 rødlistearter samt flere signalarter. Dette viser ikke uventet at reservatene inneholder flere nøkkelbiotoper enn i marka for øvrig og flere registrerte truede arter enn i resten av undersøkelsesområdet. Noen arter som finnes i reservatet er ikke registrert i tiliggende områder.

Følgende kriterier ble lagt til grunn for Siste Sjanses registrering: Alle svært viktige og regionalt viktige lokaliteter i granskog, noen lokaliteter av laveste verdiklasse i granskog og alle biotoper i løvskog og sumpskog ble registrert. Det er anvendt tre hovedkriterier: 1. sjeldne naturtyper, 2. godt utviklet eller sjelden skogtilstand og 3. størrelse. I tillegg vurderes dokumentert artsmangfold. Skyggefulle kløfter og markerte dalganger forekommer så rikelig at dette alene ikke kvalifiserer som nøkkelbiotop. Ingen restaureringsbiotoper ble foreslått, på bakgrunn av at hele området etter hvert vil utvikle seg mot et sammenhengende naturskogområde. Siste Sjanse peker for øvrig på at det er vanskelig å avgrense nøkkelbiotoper i homogene gammelskogsområder ettersom begrepet nøkkelbiotop er tett knyttet opp mot habitatsfragmentering. Man må derfor anta at omfanget av nøkkelbiotoper innenfor reservatene vil være større, sett i forhold til de tilstøtende områdene.

Det ble funnet 27 nøkkelbiotoper i Østmarka naturreservat, noe som utgjør ca 4.3 % av produktivt areal. Totalt areal utgjør 713 daa. Videre ble det funnet 3 nøkkelbiotoper i Ramstadslottet, med et areal på 93 daa eller 4,4 % av totalarealet.

Av nøkkelbiotopene i Østmarka naturreservat utgjør gammel granskog 87%, sumpskog 9 % og boreal løvskog 4 % av arealet, mens alle nøkkelbiotopene i Ramstadslottet ligger i gammel granskog.

Noen biotoper inneholder flere naturtyper. Gjennomsnittstørrelsen på nøkkelbiotopene er 26 daa, men flere av biotopene i gammel granskog er vesentlig større. Sumpskogene er gjennomgående små. De rike sumpskogene er svært artsrike, men har ulikt artsinventar. Alle rike sumpskoger i reservatet må betraktes som nøkkelbiotoper i følge Siste Sjanse. Antallet nøkkelbiotoper i sumpskog er derfor muligens for lavt i denne registreringen.

I Østmarka naturreservat viser nøkkelbiotopene en skjev geografisk fordeling mot nordvest, hvor det er en stor opphopning av naturverdier og et større område med naturskog. I flere områder er det gjort funn av rødlistearter.

Tabell 13: Nøkkelbiotoper i Østmarka og Ramstadslottet naturreservater

Nr.	Naturtype, dominerende	Naturtype, undertype	DAA	Rødlistearter	Prioritet
Østmarka					
23010401	Gammel granskog	Sein løvsuksesjon	45		**
23010402	Gammel granskog	Sein løvsuksesjon	15		**
23010403	Gammel granskog	Sein løvsuksesjon	95	<i>Rynkeskinn</i> <i>Korallpiggsopp</i>	**
23010404	Gammel granskog		55	<i>Rynkeskinn</i> <i>Granrustkjuke</i> <i>Svartsonekjuke</i>	**
23010405	Gammel granskog		25	<i>Rynkeskinn</i> , <i>Granrustkjuke</i> <i>Urskogskjuke</i>	***
22810701	Sumpskog	Gammel granskog	15	<i>Rynkeskinn</i> <i>Granrustkjuke</i> <i>Svartsonekjuke</i> <i>Duftskinn</i>	**
22810702	Gammel granskog		70	<i>Begerfingersopp</i> <i>Rynkeskinn</i> <i>Granrustkjuke</i> <i>Svartsonekjuke</i> <i>Duftskinn</i> <i>Lappkjuke</i> <i>Grønnsko</i>	***
22810703	Gammel granskog		15	<i>Begerfingersopp</i>	*
22810704	Gammel granskog		60	<i>Rynkeskinn</i> <i>Granrustkjuke</i> <i>Svartsonekjuke</i>	***
22810705	Gammel granskog		10	<i>Granrustkjuke</i>	**
22810706	Gammel granskog	Sumpskog	20	<i>Rynkeskinn</i> <i>Granrustkjuke</i> <i>Svartsonekjuke</i>	**
22810707	Gammel granskog		40	<i>Duftskinn</i>	*

22810708	Gammel granskog		20		*
22810709	Gammel granskog		12		*
22810710	Sein løvsuksesjon		15		*
22810713	Sumpskog	Gammel granskog	7		
22910801	Gammel granskog	Sumpskog	35	<i>Svartsonekjuke</i>	**
22910802	Gammel granskog		10	<i>Granrustkjuke</i>	*
22910803	Sein løvsuksesjon	Sumpskog	15		*
22910804	Sumpskog	Gammel granskog	10		*
22910805	Gammel granskog	Sumpskog	70	<i>Granrustkjuke</i> <i>Duftskinn</i>	**
22910806	Gammel granskog	Sumpskog	25		*
22910807	Sumpskog	Gammel granskog	5		
22910808	Sumpskog	Gammel granskog	7		
22910809	Sumpskog	Gammel granskog	2		
22910810	Sumpskog	Gammel granskog	10		
22910811	Sumpskog	Gammel granskog	5		
Ramstadslottet					
23010406	Gammel granskog	Sumpskog	30	<i>Duftskinn</i>	**
22810711	Gammel granskog		60	<i>Granrustkjuke</i> <i>Svartsonekjuke</i> <i>Duftskinn</i>	***
22810712	Gammel granskog		3		*

Kilde: Hegglund 1999

6.5 Vurdering og sammenligning av de ulike registreringsarbeidene

Vi mener nøkkelbiotopregistreringene i Ski, Lørenskog, Rælingen og i naturreservatene er sammenlignbare, idet samtlige registreringsarbeider er utført av Siste Sjanse etter deres metode. Det kan imidlertid settes spørsmålstegn ved om de prioriteringene som er foretatt i de ulike arbeidene tar utgangspunkt i samme skala. Det kan synes som prioriteringene i Ski er foretatt med Ski kommune som skala, fordi man på dette tidspunkt hadde et begrenset erfaringsgrunnlag å støtte seg på. Verdivurderingen av nøkkelbiotopene i Lørenskog, Rælingen og i naturreservatene er gjort med grunnlag i erfaringer fra større deler av Østlandet. Det er derfor sannsynlig at enkelte av nøkkelbiotopene i Ski har fått for høy verdi sett i en regional sammenheng. Det er imidlertid helt på det rene at verdsetting av nøkkelbiotoper er vanskelig fordi registrator påvirkes av landskapet det registreres i til en hver tid.

I registreringen og prioriteringen i Oslo kommunens skogeiendommer ble det lagt vekt på følgende sett av "sjeldenhetskriterier": Kalkfurskog, storklokke, turt, timian, 7 ulike sopparter (herav granrustkjuke, svartsonekjuke, duftskinn og piggbroddsopp), kystjannemose, lungenever, ravine, sjeldne trær, tiurleik, sannsynlig territorium eller påvist hekking av jerpe, gråspett, dvergspett og tretåspett, samt død ved av lauv, gran og furu. De fleste av disse elementene inngår i dag i Siste Sjanses metode i form av signalarter, nøkkelelementer eller sjeldne naturtyper.

Den metoden som ble utviklet gjennom prosjektet "Natturregistreringer i Oslo kommunes skoger" må kunne sies å være en forløper til den metoden som benyttes til nøkkelbiotopregistreringer i dag. Utprøving av metodikk og vurdering av arters indikatorverdi ble dels gjort i samarbeid med Siste Sjanse, en fagbiologisk gruppe som på den tiden var i sin spede begynnelse. Siste Sjanses metode er etter hvert utviklet ved at antall signalarter er sterkt utvidet og fordelt på landsdeler, flere nøkkelelementer vektlegges, og at flere naturtyper enn gammel granskog omfattes av registreringene.

Til tross for at registreringene i Oslo kommunes skogeiendommer var basert på et noe avvikende kriteriesett i forhold til dagens metode, er de viktigste områdene med gammel granskog fanget opp. En registrering etter den metoden som Siste Sjanse benytter i dag ville høyst sannsynlig fange opp de samme områdene med gammel granskog (pers. med. R. Aanderaa). Imidlertid inneholder flere av de prioriterte områdene rike naturtyper med innslag av krevende karplanteflora, edellauvskog, rasmarker og sumpskog (den benyttede metoden har "premiert" slike elementer). Dagens metode vil antagelig skille ut slike elementer som egne nøkkelbiotoper der de forekommer som klart avgrensede lokaliteter.

Fattig furskog og blandingsskog gran/furu var ikke med i registreringene i Oslo kommunens skogeiendommer. Sumpskoger er heller ikke systematisk registrert. Det er derfor sannsynlig at det finnes verneverdige eller hensynskrevende lokaliteter som ikke er fanget opp av denne undersøkelsen.

Vi mener på bakgrunn av ovenstående at de registrerte lokalitetene med gammel granskog i de fire ulike registreringsarbeidene er tilstrekkelig sammenlignbare til at de kan behandles enhetlig i det videre prosjektarbeidet. Systematiske registreringer av andre naturtyper enn gammel granskog er ikke gjennomført i prosjektet

”Naturregistreringer i Oslo kommunes skoger”, men er sammenlignbare for de tre andre registreringsarbeidene.

6.6 Vurdering av skogtilstand og nøkkelbiotoper i Sør- og Østmarka

I rapporten for Lørenskog og Rælingen fremgår det at skogen i undersøkelsesområdet er generelt hardt påvirket av et intensivt drevet skogbruk. Den gjenværende gammelskogen er jevnt over forholdsvis ensaldret og med få innslag av nøkkelementer. Dette gjenspeiles i de registrerte nøkkelbiotopene, som stort sett er ensjiktet skog med lite død ved, og uten lang kontinuitet.

I noen av lokalitetsbeskrivelsene er det angitt at det er kontinuitet i død ved. Denne kontinuiteten er ikke et resultat av lang skoglig kontinuitet, men er et resultat av at enkelttrær til ulike tider, kanskje i forbindelse med plukkhogster, billeangrep eller vindfelling har dødd. Det meste av slike døde trær er dessuten av små dimensjoner. Det er derfor gjort få funn av arter som nettopp er avhengig av lang skoglig kontinuitet for å opprettholde levedyktige populasjoner på sikt. Denne ”tilsynelatende” kontinuiteten vil antakelig bli brutt ved at det er lenge til skogen i de fleste biotoper når sammenbruddsfase (Blindheim pers. med.). Alle de registrerte nøkkelbiotopene har imidlertid et stort potensiale til å utvikle kvaliteter som naturlig hører hjemme her, men som i dag av skoghistoriske grunner er en mangelvare.

Rapportene fra de andre registreringsarbeidene gir lignende beskrivelser, slik at tilstanden i Lørenskog og Rælingen kan sies å være representativ for hele skoglandskapet i Sør- og Østmarka.

Gammel furuskog med høye naturverdier forekommer svært sjeldent. Det er derfor i svært liten grad etablert nøkkelbiotoper av denne typen, til tross for at furudominert skog utgjør anslagsvis 35 % av skogarealet. Seine lauvsuksesjoner finnes svært sparsomt som rene lauvbestand, men noen få lokaliteter er valgt ut som nøkkelbiotoper. Noe lauvskog inngår i grandominerte biotoper, men dette er svært sparsomt.

I reservatet har mye av den rikere skogen kommet i en tidlig forfallsfase og rommer derfor flere og større lommer med signalarter, samt flere ulike signalarter, enn det meste av gammelskogen i øvrige deler av Sør- og Østmarka. Men skogen innehar heller ikke i reservatet den sjiktning og alders- og dimensjonsspredning som må være til stede for å sikre kontinuerlig tilførsel av død ved i alle dimensjoner. Med utgangspunkt i dagens skogtilstand i reservatet vil dette kanskje ta 100 år (Blindheim pers. med.). Når det gjelder den fattige furuskogen så skiller ikke den seg vesentlig fra øvrig furuskog i Sør- og Østmarka, men det finnes noe eldre lauvsuksesjoner i reservatet enn det man finner utenfor.

Som en konklusjon kan man si at Sør- og Østmarka jevnt over har vært så hardt utnyttet over så lang tid at det ikke lenger finnes økologisk kontinuitet. Dette gjelder også naturreservatene selv om disse inneholder noe eldre skog og en vesentlig arealandel av gammelskog. Utfordringen i Sør- og Østmarka vil derfor være å restaurere deler av skoglandskapet, slik at dette skogområdet på lang sikt vil inneholde tilstrekkelige andeler av naturskogens ulike leveområder til at arter som er knyttet til disse kan opprettholde levedyktige bestander. I denne sammenheng spiller

naturreservatene og de registrerte nøkkelbiotopene en sentral rolle fordi de innehar det lille som er igjen av spesielle verdier i dette området.

6.7 Store naturreservaters betydning i et landskap

Ved å sikre store sammenhengende arealer som naturreservat ønsker man å oppnå robuste reservatområder hvor det finnes et mangfold av naturtyper, representative for det opprinnelige naturskoglandskapet. Både Ramstadslottet og Østmarka naturreservater vil i framtiden utvikle seg i retning av naturskog og vil kunne tilby substrater og miljøer knyttet til stabilitet. I dag er imidlertid brannpregete arealer en mangelfaktor, også i reservatene. (Rune Aanderaa, pers medd.).

På lang sikt vil området bli rikt på substrater og miljøer som kan akkumulere tilfeldige arter som finner passende voksesteder idet de "fyker forbi" avhengig av spredningsevne (Aanderaa, pers. medd.) og fører til stigende artsrikdom. Populasjoner av arter som etablerer seg har mulighet for å vokse og bli store slik at de vil ha et overskudd å bidra med til omgivelsene (source). Særlig Østmarka naturreservat vil på grunn av sin størrelse utgjøre et stabilt spredningssenter med mange habitater. Dette vil på sikt utgjøre kjerneområder med spredningsmuligheter for mange livsformer - dersom det finnes spredningsmuligheter. Her vil nøkkelbiotopene ha stor funksjon, både som "stepstones" for arter som kan komme til reservatene og ikke minst som spredningsmedier for arter i reservatene.

I en landskapsovergripende økologisk planlegging er det i følge Liljelund et al.(1992) viktig å identifisere kjerneområder for biologisk mangfold. Reservater vil imidlertid alltid utgjøre "øyer i skoglandskapet" som utsettes for ulike kanteffekter mv. selv om de sammenbindes med ulike korridorsystem. Han mener også at behovet for reservater er størst i de skogøkosystem der interndynamikk har vært herskende som skaper av strukturer på bestands- og landskapsnivå. Dette gjelder kanskje i Østmarka.

Betydningen av reservatet for omgivelsene er avhengig av at det finnes områder med alle slags naturlig forekommende miljø og substater innenfor rekkevidde. Gustavson og Nohlgren (1995) har gjort en litteraturstudie om hva forskningen har funnet ut om korridorer. Denne omtales et annet sted i denne oppgaven. I det naturlige skoglandskapet i Østmarka eksisterer et nettverk av fuktige drag som danner et naturlig korridorsystem. Vår modell legger opp til at bruken av disse arealene skal foregå på en måte som på lang sikt bidrar til å bevare og gjenskape levesteder og utviklingsmuligheter for artene som finnes i området gjennom å etterstrebe et skogbruk som ligner naturens egen forstyrrelsesdynamikk (interndynamikk)

Liljelund et al. (1992) mener at et optimalt skogbruk må innbefatte en vel avveid blanding av store reservat, mange små reservat (nøkkelbiotoper) og produksjonsskog som skjøttes på en måte som ikke er "ecosystemomdanende". I en slik sammenheng vil naturreservatene ha en stor fremtidig betydning som spredningssenter og sourceområde for arter som i dag ikke finner særlig gode vilkår i skoglandskapet. I mellomtiden er det vår oppfatning at reservater av en slik størrelse, på kortere sikt, vil kunne utgjøre en reservebank og forsikring for at arter vil kunne utvikles og forbli, i et område som ikke utsettes for skogbruksinngrep.

7 LANDSKAPSØKOLOGISKE TEORIER

7.1 Fragmentering

Det naturlige barskoglandskapet gjennomgår to hovedtyper av utvikling betinget på frekvens av katastrofer (Angelstam og Holmer, 1993). Den ene utviklingstypen vil være skog som ofte eller i blant brenner, eller som utsettes for omfattende ødeleggelser. Områdene kjennetegnes ved suksesjonsskog, som etter katastrofen gjennomgår en gradvis utvikling gjennom en lauvsuksesjon til klimaks med gran- og furuskog, inntil katastrofe igjen inntreffer. Skogen forynger seg samtidig og vil kunne få et ensaldret preg. I skog som sjelden eller aldri brenner derimot vil det oppstå en intern dynamikk hvor yngre skog kommer i luker etter trær og grupper av trær som faller. Dette er skoger med stor stabilitet, kontinuerlig foryngelse og mange arter.

I dagens landskap foregår fragmentering ved en rekke inngrep. Her ser vi på skogbrukets fragmentering av landskapet gjennom utnyttingen av arealene.

7.1.1 Terskelverdier

Avvirkning av eldre skog medfører at en type leveområde erstattes med en annen. Barskoglandskapet under fragmentering vil suksessivt gli over fra ett habitat til et annet i takt med avvirkningen. I begynnelsen av en fragmenteringsprosess vil det nye habitatet finnes som øyer i det opprinnelige. Gjennom prosessen vil det gamle habitatet bli mer og mer oppstykket, for etter hvert å bli liggende som øyer i det nye habitatet.

Effektene på planter og dyr øker ikke i takt med fragmentering i begynnelsen av prosessen. Med økende fragmentering får vi økende påvirkning, og ettersom øyer av ungskog i gammelskogen avløses av øyer av gammelskog i ungskogen vil utviklingen gå raskere. Ved en kritisk terskelverdi vil individer og populasjoner få en plutselig og dramatisk negativ reaksjon. Det er imidlertid generelt manglende kunnskap om enkeltarters terskelverdier.

Angelstam m. fl. (1997 og 1993) peker på at fragmenter begynner å isoleres når 70% av kontinuerlig utbredt opprinnelig livsmiljø er igjen. Inntil da antas at ingen tilpassede arter er truet.

Når det opprinnelige livsmiljøet utgjør mindre enn 50-60% vil det imidlertid oppstå isolerte øyer og delpopulasjoner med liten mulighet for nykolonisering. Bevegelige arter som fugler, og noen planter, kan fremdeles forflytte seg mellom fragmentene. Ved mindre enn 20% opprinnelig livsmiljø vil også arter som kan bevege seg får raskt økende problem. Med dagens kjennskap antas at det nødvendige livsmiljøets forekomst ligger på 20-30% av opprinnelig livsmiljø. Dette er terskelverdier hvor det skjer store forandringer. Under terskelverdi vil arten være utdødd eller vil komme til å dø ut. Selv om det naturlige skoglandskapet er naturlig og uregelmessig fragmentert ble ikke terskelverdien for gammel skog underskredet i naturskoglandskapet i følge Angelstam og Andren (1993).

Angelstam og Andren (1993) mener at det er nødvendig med landskapsplanlegging og studier for å bestemme terskelverdier for ulike arter og artsgrupper. De mener at den gjenværende gammelskogen bør konsentreres i en viss grad slik at enkelte landskapsavsnitt får beholde en tilstrekkelig andel gammelskog. Angelstam og Rosenberg (1993) har skissert et opplegg basert på den såkalte ASIO-modellen som prøver å gjenskape et skoglandskap mest mulig likt det naturlig fragmenterte landskapet. Angelstam og Holmer (1993) viser imidlertid til at dersom det biologiske mangfoldet i landskapet ønskes optimalisert må alle nivåer påvirkes, fra den lille skalaen som finnes på ett punkt, via enkeltbestand til hele landskapet.

7.1.2 Effekter av arealfragmentering

Kraftig økende fragmentering innebærer en rekke endringer i skoglandskapet. Forandringer i landskapets aldersfordeling, fragmenteringsgrad og mosaikkstruktur påvirker flora og fauna og relasjonene mellom artene. Ved avvirkning av deler av en gammelskog vil kanteffekter kunne gi klimatiske virkninger langt inn i den gjenværende skogen. Aanderaa m.fl. (1998) angir at det kan forekomme klimatiske virkninger 100 m inn i restbestandet. Man skal også merke seg at denne utviklingen griper inn i gamle prosesser, etter som moderne skogbruk bare har preget 2% av den tid barskoglandskapet har eksistert. (Angelstam og Holmer, 1993)

Fremstad m.fl. (1997) peker imidlertid på at arealfragmentering og nedgang i andel gammel skog ikke nødvendigvis er uheldig for alle arter. Hjørtevilt har vist en oppblomstring i forbindelse med bestandsskogbruket og med økende andel randsoner har det vært registrert generell økning i antall fuglearter tilknyttet denne biotopen. Men sammenhengen mellom artsmangfold og moden skog i nærheten tyder generelt på at oppstyking og arealreduksjon av eldre skog er uheldig

Arter med begrenset spredningsevne

Kunnskapen om spredningsevne og habitatkrav er liten for mange arter men man vet at fragmentering av områder med sammenhengende gammel skog vil kunne gjøre det vanskelig for en del arter med dårlig spredningsevne å spre seg til egnede lokaliteter. Dette vil ramme vekster og dyr som behøver et stabilt mikroklima og stabilitet i tresjiktet. Dette er miljøer for mange av de truede insekter, lav og sopp. Huldrestry antas å være en slik art.

Fremstad m.fl. (1997) konkluderer med at kontinuitet i tilgang på ulike typer substrat og stabilt mikroklima er det viktigste kravet til å opprettholde artsmangfoldet av planter knyttet til boreal skog under naturlig dynamikk. For å sikre mest mulig kontinuitet i substrattilgang og gi best mulige levekår for arter med begrenset spredningsevne, bør et skogbruk som bevarer kronedekket og har en naturlig dynamikk i nedbryting og nyskaping av død ved tilstrebes over størst mulige skogområder.

Biotopspecialister

Biotopfragmentering er til skade for arter som stiller bestemte krav til biotoper – biotopspecialister. For arter med dokumentert spesialisert levevis knyttet til biotoper som er i tilbakegang som følge av skogbrukets biotopfragmentering utgjør skogbruket en systematisk trussel (Gundersen og Rolstad, 1998). Reduksjon av

egnete biotoper i antall eller størrelse vil kunne ha større effekt på populasjonstrenden enn reduksjonen isolert skulle tilsi. Årsakene kan være kanteffekter, terskeffekter, spredningsbarrierer eller direkte fjerning av egnete biotoper for arten ved hogst.

Gundersen og Rolstad peker på at omfattende fragmentering teoretisk kan gi tre effekter for disse artene:

Redusert andel egnete biotoper i skoglandskapet og negativ populasjonstrend

Redusert størrelse på egnete biotoper gir svakere populasjoner, og kanteffekter kan svekke biotopkvaliteten ytterligere

Økende avstand mellom biotopene kan gi isolasjonseffekt

Gundersen og Rolstad sier også at selv om det er vanskelig å forutsi effekter av fragmentering på en populasjon, er det oftest slik at en biotopfragmentering øker sannsynligheten for at den enkelte populasjon dør ut. De mener at man må øke andelen av egnete biotoper i landskapet (nøkkelbiotoper) og samtidig gi generelle retningslinjer (detaljensyn) i resten av landskapet.

Arealkrevende arter

Noen få arealkrevende arter krever imidlertid hensyn på landskapsnivå, f. eks. biotopkvalitet i hjemområdet for mår, korridorer for jerpas forflytninger mellom isolerte skogfragment, dagområder for storfugl og arealer med mye død ved for hvitryggspett (Gundersen og Rolstad, 1998)

Det vil oppstå endringer i faunasammensetningen når skoglandskapet forandres. Problemer oppstår for arter som krever store arealer med gammelskog eller kontinuitetsskog. Noen dyr får lang vei for fødesøk om vinteren (energibalanse), blir lett utsatt for predatorer, etc.

Gråspett er om vinteren avhengig av lokaliteter med mange døde trær. Dersom det blir for lange avstander å fly for å finne slike lokaliteter vil den lett kunne komme i negativ energibalanse. Jerpe trenger gammel flersjiktet granskog med lauv. Det har vist seg at den vanskelig krysser åpne strekninger bredere enn 150 m. Hvitryggspett, som tidligere var en vanlig art på østlandet krever arealer med mye død lauvved. Angelstam og Andersson (1997) hevder for øvrig at hvitryggspett er en bra indikatorart og gir indikasjon for andre arter. Lappmeis lever i store skoger med rikelig forekomst av store og døde trær (Angelstam og Andrén, 1993).

Mår er et typisk skoglevende dyr som er tilpasset å leve i gammel skog, gjerne urskogliknende områder eller grov lauvskog. Hannen har et revir på ca 9 km², men den blir mer arealkrevende og legger ut på lange vandringer når det er lite gammel skog. Måren kvier seg for å krysse åpne områder som myrer, islagte vann og hogstflater. (Norges Dyreliv 1991).

Storfugl er en av de dyreartene som er viet stor oppmerksomhet, og er mest undersøkt og best kjent når det gjelder krav til levested, både med hensyn til leikområder, oppvekst og fødesøk.

Rolstad, Gjerde og Vegge (1991) har gjennomført en undersøkelse over et tidsrom på 12 år på Varaldskogen i Hedmark. Vi går ikke nærmere inn på denne undersøkelsen her,

men nøyer oss med å understreke noen momenter. Storfuglen er tilpasset barskog med høy andel av eldre suksesjonsstadier og stor variasjon i landskapsmosaikken og er følsom overfor inngrep og fragmentering i leveområdene. Tiuren er mesteparten av året knyttet til eldre og gammel skog, og gammelskogtilknytningen er sterkere om vinteren enn om sommeren. Tiurene er sterkere knyttet til gammel skog enn røyene. Røyer med kull har sterk preferanse for sumpskog den første tiden.

Reduksjon i størrelsen eller økning av avstand mellom gammelskogbestand virker direkte inn på populasjonsnivået når det gjelder storfugl og gir seg utslag i redusert tetthet. Økning av hogstflatearealet gir indirekte effekt ved at det kan øke predasjonspresset fra kantsoner. Ved oppsplitting og endring av habitatfordelingen i forhold til et naturlig skoglandskap endres storfuglens evne til overlevelse og reproduksjon.

7.2 Nøkkelpoter som forvaltningstiltak

269 arter på rødlista er vurdert å være truet som en direkte konsekvens av skogbrukets aktiviteter. (Gundersen, V og Rolstad, J, 1998) 125 av disse er igjen knytta til restbiotoper i skog og bør jmf Gundersen og Rolstad forvaltes gjennom nøkkelpoter. De resterende 144 systematisk truede artene er vurdert truet av substratmangel og kan forvaltes ved detaljhensyn. Nøkkelpoter som forvaltningsområde ser dermed ut til å kunne være viktig for å kunne bevare biologisk mangfold i skog.

Definisjon av nøkkelpotep:

Siste Sjanses def: *Nøkkelpoter er områder som er særlig viktige for bevaring av det biologiske mangfoldet fordi de inneholder naturtyper, nøkkelelementer eller arter som er sjeldne i landskapet.*

NISKs def: *Nøkkelpotep er et avgrenset forvaltningsområde som opprettes for å bevare eller nyskape verdifulle biotoper som ikke ivaretas ved dagens skogbruk.*

I utgangspunktet kan definisjonene virke ulike ved det at NISK også legger vekt på nyskaping av biotoper. Siste Sjansse legger imidlertid også vekt på å gjenskape biotoper som i dag mangler i landskapet, såkalte restaureringsbiotoper (Haugset, T., Alfredsén, G. & Lie, M.H., 1996).

Mange steder har fragmentering ført til at godt utviklede utforminger av selv de typiske (vanlige) skogtypene har blitt sjeldne. Nøkkelpotepene kan ses på som øyer i landskapet, og er tiltenkt funksjon som bærer av kildepopulasjoner, som spredningssentra og som spredningshabitat i et fragmentert skoglandskap. Ved å ha et nettverk med ulike biotoper, håper en med dette at spesialiserte arter med store økologiske krav vil kunne finne sin biotop. Den genetiske variasjonen innen en art blir best opprettholdt hvis den kan spre seg fra øy til øy.

Et problem en står ovenfor i forhold til å bestemme størrelse og avstand mellom nøkkelbiotoper er at kunnskapen om spredning av arter er liten. Store arealer med ubeboelig habitat kan være en spredningsskranke for arter som har evolvert i et miljø hvor naturlig dynamikk har vært enerådende over store arealer. Vitenskapelige arbeider støtter denne hypotesen; noen arter kan være sjeldne fordi de har spesielle krav til substrat og fordi deres spredningsevne er dårlig (Bendiksen et al. 1997).

Det hersker også usikkerhet om i hvilken grad nøkkelbiotoper vil fungere som "hot spots" som på en tilfredsstillende måte fanger opp de artene som ikke finner levevilkår i kulturskogbruket (Gundersen, V & Rolstad, J, 1998). Forvaltningen av arter tufter derfor i stor grad på "føre var" prinsippet der teoretiske modeller fra øybiogeografi og metapopulasjonsdynamikk bygd på eksisterende kunnskap om spredning av arter danner basis.

I Sverige er det utført omfattende registreringer av nøkkelbiotoper. Til sammen utgjør disse ca. 1% av den produktive skogen. Ved en inventering av nøkkelbiotopene ble det funnet 2,5 til 5,8 rødlistede arter pr ha. (Gustafsson, L. 1999) Utenfor nøkkelbiotopene var tilsvarende funn 1-2,3 rødlistede arter pr ha. I skog høyere enn 15 meter 2,3-4,2 rødlistearter pr ha. Det kan synes som om forskjellen mellom nøkkelbiotopene og arealene utenfor ikke er så stor. Det vises imidlertid til at det er en signifikant forskjell mellom nøkkelbiotopene og arealene utenfor. Funnene utenfor nøkkelbiotopene består videre av noen få hensynskrevende arter knyttet til enkelte eldre løvtrær. (3 arter utgjør 70% av disse funnene) Ser en bort fra disse artene, menes å oppnå betydelig større forskjell mellom arealene utenfor og i nøkkelbiotopene. Dessuten befinner seg mer enn halvparten av artene bare innenfor nøkkelbiotopene.

Resultater fra MIS-prosjektet (Stokland, pers.medd) viser at rødlistearter i furuskogstypene sannsynligvis har en langt bedre spredningsevne enn arter tilknyttet andre skogtyper, f. eks. sumpskogstypene. Forklaringen på dette finner en i at de rene furuskogene ofte er tørre og soleksperte. Artene knyttet til denne biotopen er derfor ikke så sårbare for åpne hogster i tillegg til at det antas at disse artene har forholdsvis god spredningsevne. Det framholdes at sikring av substrat (store, gamle, døende og døde trær) er tilstrekkelig for å sikre artene tilknyttet denne skogtypen. Resultatene underbygges av Gundersen og Rolstad i NISK-oppdragsrapport nr 5/98: Nøkkelbiotoper i skog. Stokland framholder videre at nøkkelbiotoper ikke er nødvendig som forvaltningstiltak for ivaretagelse av artene tilknyttet furuskogstypene. Det kan imidlertid være hensiktsmessig å avsette områder der spesielle hensyn tas. Dette for å sikre seg mot at en vilkårlig skogbehandling ikke tar tilstrekkelig hensyn til artenes krav til substrat. På slike områder kan ordinær hogst foretas såfremt det ivaretas tilstrekkelig substrat både i forhold til kvalitet og kvantitet.

Spesielle hensyn bør fortrinnsvis legges til områder der det finnes brannlyrer eller signal/rødlistearter da det kan indikere at disse områdene allerede inneholder relativt høyere naturverdier.

Pga begrensede ressurser er det ikke gjort forsøk på å kvantifisere andel permanente løvsuksesjoner (rasmark og lignende) i Sør- og Østmarka. Det er imidlertid ikke utenkelig at disse områdene er tilstrekkelige til å ivareta de ikke arealkrevende artene

tilknyttet seine løvsuksesjoner, spesielt hvis en i tillegg ”tar godt i” når det gjelder ”hverdagshensynene.”

7.2.1 Store kontra små nøkkelbiotoper

Pr. i dag er kunnskapen om de fleste arters økologi, spredningsevne og bestandsdynamikk for mangelfull til å kunne kvantifisere hvor mye som bør avsettes som nøkkelbiotoper uten å foreta grove og trolig svært usikre antakelser. Ved vurdering av tilstrekkelig andel nøkkelbiotoper i et skoglandskap ligger derfor også for en stor del en føre var tankegang bak.

Ved en tilnærming til problemstillingen kan det være hensiktsmessig å vurdere om størrelsen på den enkelte nøkkelbiotop og avstand og fordeling mellom disse kan ha noen betydning.

Ut i fra ”øyteorien” kan en i prinsippet og noe forenklet si at en rekke små biotoper vil kunne erstatte en stor med tilsvarende areal. Det er imidlertid minst 3 årsaker som kan tyde på at dette ikke er tilfelle:

- En stor nøkkelbiotop vil kunne inneholde muligheten for flere ulike levesteder og dermed flere arter.

-Små arealer har som regel små populasjoner av en art. Små populasjoner øver større risiko for å dø ut enn store og avgangen av arter vil kunne være større i en liten biotop. Det kan innvendes at så lenge det er kort vei til neste biotop, vil en art lett kunne spre seg til en annen lokalitet og på denne måten allikevel sikre overlevelsen innenfor området. Imidlertid menes artene å ha forskjellig ”livshistoriestrategi” (Appelqvist & Norden, 1998), noe som vil kunne ha betydning for deres overlevelse avhengig av om nøkkelbiotopene er små eller store. Livshistoriestrategien bygger på teorien om at en organisme som legger mye ressurser på en ferdighet får mindre ressurser på en annen. Dette brukes til å forklare hvorfor en del arter har høy reproduksjon men er lite konkurransedyktige mens andre har lav reproduksjon og høy konkurransedyktighet. I små nøkkelbiotoper vil arter med førstnevnte strategi fort kunne få problemer med å holde ”stand by” i en lokalitet, men kan sannsynligvis relativt lett etablere seg i nærliggende biotoper og på den måten overleve innenfor området. Artene med motsatt strategi vil imidlertid kunne få større problemer i et område med små nøkkelbiotoper: I en liten biotop fins det få alternative leveområder. De naturlige endringene i en liten biotop vil kunne forringe livsbetingelsene for artene der den har etablert seg uten å kunne tilby alternative leveområder innenfor biotopen. Med lav reproduksjon og dermed liten spredningsevne vil nyetablering i annen lokalitet vanskeligjøres tross kort avstand til denne.

-En nøkkelbiotop vil svært ofte kreve en buffersone rundt deler av eller hele arealet for å opprettholde egnet mikroklima over tid. En slik buffersone vil betinge en redusert eller unnlattelse av uttak av skog i denne. Krav til en buffersones bredde rundt en nøkkelbiotop vil være lik enten biotopen er liten eller stor. Gitt en viss arealandel avsatt til nøkkelbiotoper i et skoglandskap, vil denne andelen oppdelt i mange små biotoper kontra noen store, medføre, jmf enkle matematiske prinsipper, at en større andel av skogarealet vil bindes opp i buffersoner. Hvis det ikke har noen betydning for øvrig om biotopen er liten eller stor eller avstanden mellom dem, vil

andelen nøkkelbiotoper oppdelt i mange små enheter medføre høyere kostnader for skogbruket uten at det biologiske mangfoldet blir bedre ivaretatt.

Ved en gitt andel skogsmark avsatt til nøkkelbiotoper kan en risikere å oppnå stor avstand mellom nøkkelbiotopene der disse er store. For stor avstand mellom nøkkelbiotopene vil kunne hindre utveksling og spredning av arter mellom disse, og nøkkelbiotopene vil dermed miste mye av sin tiltenkte funksjon. Ved svært spredte nøkkelbiotoper og store avstander mellom disse, hevdes det at sannsynligheten for at artene forsvinner vil overstige sannsynligheten for nyetablering. (Aandreaa, R., Rolstad, J. & Søgne, S. 1996)

Studier av vedboende sopper i kontinuitetsbiotoper i granskog har vist at antall arter stiger med økende areal opp til 75-100 daa. (Aanderaa, Rolstad & Søgne 1996) Denne sammenhengen skyldes både det at en større biotop vil kunne inneholde flere ulike leveområder samt at avgangen av arter vil være mindre i større biotoper grunnet større populasjoner. På den annen side kan ei enkelt eik fungere som nøkkelbiotop. Nøkkelbiotoptype og artene en har fokus på vil sannsynligvis medføre stor variasjon i hva som kan betraktes som stort og lite i denne sammenhengen.

7.2.2 Hvor stor andel skog bør sikres med nøkkelbiotoper?

Noen svenske skogbiologer (Liljelund et.al.,1992) hevder at optimal bevaringsstrategi må innbefatte en blanding av store reservat og mange små "reservat" (nøkkelbiotoper) blant produksjonsskog som er økosystemomdannende. Kjerneområdene for biologisk mangfold knyttes sammen med ulike typer korridorsystem. Med et slikt opplegg hevdes at ca. 15% produktiv skogsmark må unntas fra skogbruk. Denne andelen kan imidlertid senkes ved hensynstagen på det øvrige arealet. Således antydes bl.a. at opptil 10% av virket bør stå igjen etter avvirkning for å sikre fremtidens biologisk gamle trær, hulltrær, høystubber og læger i produksjonsskogen. Det antydes imidlertid ikke hvor stor andel som bør avsettes til reservat og nøkkelbiotoper ved å ta slike hensyn.

7.3 Korridorer - betydning for spredning/genutveksling

Det er gjort en rekke undersøkelser på effekt av korridorer. I Skogforsk nr.8 1995 er det gjort en sammenfatning av et litteraturstudium på korridorer i skoglandskapet utført av Lena Gustafson og Eva Nohlgren. (1995) Ytterst få av de undersøkelsene de viser til beviser at korridorer har en positiv effekt for arters spredning. De fleste studier av korridorer har imidlertid kun vært rettet mot virkningen for pattedyr. En svakhet ved de fleste studier er at det ikke er foretatt sammenlikninger med omgivelsene samt at forflytning av organismer er studert kun innenfor korridoren uten å skjele til om organismene i virkeligheten beveger seg mellom ulike skogområder.

En korridor kan ha to funksjoner: den ene er spredning av arter, den andre som livsmiljø. En korridors utforming (bredde) har stor betydning. En smal utforming medfører at kanteffekten er påtakelig, mens breiere korridorer i stor grad kan opprettholde et skogklima i sentrum. For pattedyr og fugler er hogstflater neppe et

spredningshinder. For visse mosearter, laver, sopp og sneglearter antydes av Gustafson og Nohlgren at spredningsevnen er betydelig dårligere, men at de for spredningen i stedet krever det rette miljøet og substratet i tilstrekkelig nærhet. Dette innebærer at det stilles spesielle krav til korridorens utforming.

Ved bruk av korridorer anbefales disse å legges i terrengavsnitt med en viss skoglig kontinuitet og som dermed utgjør naturlige forbindelseslenker i landskapet. Sådanne formasjoner finner en framfor alt på bløte og fuktige marktyper som sumpskog og langs vannstrenger. Det antydes at best effekt oppnås ved å bygge inn nøkkelbiotoper og biologisk rike områder i korridorene.

7.4 Nøkkelbiotoper og korridorer som forvaltningstiltak i Sør- og Østmarka

Som det framgår av ovenstående kan mye tyde på at nøkkelbiotoper er et nødvendig forvaltningstiltak for å sikre det biologiske mangfoldet. Vi har imidlertid ikke funnet vitenskaplige arbeider som kan angi kvantitative mål på hvor mye som bør avsettes som nøkkelbiotoper i et landskap. Andelen nøkkelbiotoper der slike er registrert i Sør- og Østmarka, er på 1-2%. Dette kan sannsynligvis anses å være et minimum av hva som bør avsettes som nøkkelbiotoper. Enkelte biologer (Liljelund et.al., 1992) vil kunne hevde at en langt større andel produktiv skogsmark bør sikres. Da det viser seg vanskelig å kvantifisere nødvendig andel nøkkelbiotoper jfr ovenstående, anser vi at dette underbygger antakelsen om nødvendigheten av en landskapsplan for å sikre artsmangfoldet i Sør- og Østmarka.

Resultater fra MIS-prosjektet (Stokland-pers.medd) kan tyde på at komplementærmetoden er den mest hensiktsmessige for å sikre størst artsmangfold i et område. Med komplementærmetoden menes her at en foretar en utvelgelse av de biologisk mest verdifulle områdene innenfor hver naturtype etter at det er foretatt en registrering av alle verdifulle områder, definert ut fra bestemte kriterier, innenfor de forskjellige naturtypene i landskapet. Ved en slik registrering vil sannsynligvis med større grad av sikkerhet kunne plukke ut arealer som bør sikres. Imidlertid krever en slik registrering ressurser som ligger utenfor prosjektets rekkevidde.

Ut fra allerede utførte registreringer kan vi imidlertid anta at de fleste eller alle lokalitetene av en naturtype er viktig for artsmangfoldet i området. Innenfor Østmarka naturreservat er det foretatt inventering av arter i en rekke sumpskog. (Økland, et.al, *Biologisk mangfold i bunnvegetasjon i gransumpskog*, NISK 2000). Resultatene herfra viser at de forskjellige sumpskoglokalitetene har ulikt artsinventar. Dette kan tyde på at artene tilknyttet sumpskogen har dårlig spredningsevne som igjen kan indikere at det er viktig at sumpskoglokalitetene ivaretas. Økland et.al. framholder også at alle intakte sumpskog på næringsrik grunn i området bør avsettes som nøkkelbiotoper.

Vi har ikke kunnet finne at korridorer er viktige som forvaltningstiltak for sikringen av artsmangfoldet i et område. Det vil derfor ikke bli lagt vekt på innarbeide korridorer i landskapsplanen for Sør- og Østmarka.

8 LANDSKAPSPLANLEGGING

Det er i de senere år utviklet flere forskjellige modeller for landskapsplanlegging. Blant annet klimasoner og grad av menneskelig påvirkning skiller de ulike modellene.

8.1 Metoder for landskapsplanlegging

8.1.1 Aldrig-Sällan-Ibland-Ofta

Aldrig-Sällan-Ibland.Ofta (ASIO)-modellen er en metode for landskapsplanlegging som har fått stor utbredelse i Sverige. Særlig bolagene har tatt den, eller lokale varianter av den, i bruk. Denne brukes også ofte i kombinasjon med andre modeller.

Metoden bygger på at en skal etterligne naturens egne foryngelsesmønstre som brann, stormfelling, sopp og insektsangrep. Metoden er spesielt tilpasset de boreale barskogområdene i Sverige hvor brann er det viktigste foryngelsesmomentet i naturskogen. Basis for metoden er at brannhyppigheten påvirkes av marktype, topografi og fuktighetsforhold og at brannintensiviteten varierer med ulike gradienter av disse faktorene. Skogarealene blir klassifisert etter brannintensiviteten i klassene: Aldri; Sjelden; Iblant; Ofte. De forskjellige klassene har ulike anbefalte skjøtsel- og foryngelsesmetoder som alle prøver å etterligne den naturlige utviklingen.

ASIO-modellen er i utgangspunktet utviklet for store skogeiendommer, men skal i prinsippet også kunne tilpasses mindre eiendommer om en kan løse problemet med opprettholdelse av kontinuitetsnettverk fordelt på flere grunneiere. (Rülcker, Angelstam & Rosenberg 1994)

De ulike skjøtselstiltakene må tilpasses lokale forhold for blant annet å fange opp spesielle naturskogområder på arealer som er klassifisert som S, I og O. Tilsvarende bør også selve inndelingen av arealer i de ulike klassene skje med henblikk på lokale variasjoner i topografi og naturgrunnet hvor vindens og til dels andre faktorer betydning stedvis bør tillegges større vekt. En skal også være oppmerksom på at det ikke alltid er like lett å spore den reelle brannhistorikken.

ASIO-metoden er først og fremst tenkt brukt i de naturlige barskogmiljøene og fanger ikke automatisk opp viktige menneskepåvirkede naturverdier verken i skog- eller kulturlandskapet. Således faller ofte deler av lauvskog- og edellauvskogmiljøer utenfor.

8.1.2 AIK -modellen

AIK er en modifisert utgave av ASIO og en grov inndeling av landskapet i 2 klasser basert på brannfrekvens og brannintensivitet samt en egen klasse for kulturlandskapet. Det tas hensyn til at det kan være vanskelig å finne eksakte brannfrekvenser da skillet mellom menneskeskapte og naturlige branner ofte er uklart. Metoden er i utgangspunktet beregnet på Syd-Sveriges lauv- og edellauvrige områder, ofte tilknyttet kulturlandskapet. Dette er edelløvsog med svært rikt

artsinventar, også arter med meget lang kontinuitet. Dette er områder hvor det er vanskelig å fastslå det eksakte referanselandskapet (Drakenberg 1994).

Anbefalte skjøtselstiltak innen hver av klassene velges på bakgrunn av en naturvernmessig vurdering av behovet regionalt eller for det enkeltes bestandets strukturer og naturverdier.

8.1.3 Kärna-stråk modellen

Kärna-stråk modellen bygger på at det i landskapet finnes kjerneområder, nøkkelbiotoper og andre miljøer som er viktig for det biologiske mangfoldet. Ofte er slike miljøer knyttet til skog med lang kontinuitet. Kontinuitetsskog er uvanlig der det er drevet intensivt skogbruk. Kjerneområdene betraktes som sammenbindingsområder i et tenkt nettverk i skoglandskapet, der korridorer av gammel skog bygger opp miljøer for biologisk mangfold mellom kjerneområdene (Dahlin, Sallnäs 1994). Korridorene kan bidra til spredning av arter samtidig som de selv kan være viktige habitater. For å fungere som spredningsveier bør korridorene bestå av strukturer mest mulig lik kjerneområdene. Dette er ofte vanskelig å få til i praksis. Rundt kjerneområdene og korridorene kan man etablere kantsoner for å gjøre de mer effektive og stabile samt redusere uheldige kanteffekter.

Korridorer bør tilpasses topografien i landskapet, for eksempel langs vannveier og fuktige dråg. Ofte har disse områdene stor egenverdi som viktige biotoper samtidig som de vil kunne gi positive virkninger for arter som lever i vassdragene. Tilsvarende vil korridorer i et kulturlandskap kunne være mer stabile enn i skog da de åpne arealene ofte er av et mer permanent preg.

Modellen bør suppleres med skjøtelsesmetoder som begunstiger det biologiske mangfoldet utenom kjerneområdene og korridorene.

Der er inntil nå få forskningsrapporter som viser at korridorer fungerer som effektive spredningsveier. Når denne effekten skal vurderes bør vi ta hensyn til den svært begrensede viten vi har om arters spredningsmekanismer. Spredningsevnen vil være avgjørende for hvilke funksjoner en korridor vil få. For enkelte arter vil en korridor kunne fungere mer som et filter eller en barriere enn en spredningsvei. De fleste rapportene om korridorer er basert på undersøkelse av dyr og få på vekster (Gustafsson, Nohlgren 1995).

8.1.4 Ledstångsmodellen

Ledstångsmodellen er utviklet til bruk i Syd-Sverige i områder med stor menneskelig påvirkning og hensyntagen til rekreasjonsverdier, kulturminneverdier og estetiske verdier vel så mye som til biodiversitet. I ledstångsmetoden har man ikke noen spesielle biologiske verdikjerner, skogstrukturer eller naturlige foryngelsesmønstre å etterligne. Verdier knyttes mer opp mot løsere definerte landskapsstrukturer eller karakteristiske/viktige lokale landskapslementer. Dette kan for eksempel være bånd med lauvskog ispedd edellauv, sammenhengende grensesoner mot dyrket mark, sammenhengende arealer med kulturhistoriske interesser eller viktige

passasjer/områder for friluftslivet. Skjøtselen i slike belter/bånd bør styres av det enkelte bestandets plass og rolle i de overgripende strukturene. Metoden egner seg i områder med mange og relativt små skogeiendommer.

Ledstångsmodellen, som de fleste andre modellene, er ingen fasit på landskapsplanlegging. I de aller fleste tilfellene må modellene tilpasses lokale forhold og/eller kombineres med flere av de andre modellene.

8.2 Valg av planmodell

Ved valg av landskapsplan, må vi ta utgangspunkt i de til nå kjente anvendte landskapsmodellene og eventuelt tilpasse disse til de lokale forholdene i Sør- og Østmarka.

Ledstångsmodellen er utviklet på bakgrunn av at det ikke lar seg gjøre, eller at det ikke er ønskelig, å etterlikne et naturlig referanselandskap. Denne modellen er spesielt tilpasset opprettholdelse av kulturpåvirkete landskap hvor blant annet kulturverdier og rekreasjon kan få en sentral plass. I Sør- og Østmarka har vi et referanselandskap basert på en naturlig utvikling og det er derfor fordelaktig å benytte en av modellene som har dette som utgangspunkt. Selv om setring og oppdyrking inne i Sør- og Østmarka kun har hatt liten arealmessig utstrekning, kan disse viktige områdene også i andre modeller, gis prioritet og tillegges planen tilslutt. På lik linje kan det tas hensyn til Sør- og Østmarka som et viktig rekreasjonsområde. I svært mange tilfeller vil friluftslivet ha sammenfallende interesser med et skogbruk basert på et naturlig referanselandskap. I Sør- og Østmarka vil dette kunne gi et naturnært skogbruk med variert skogbehandling og skogbilde .

Det er nærliggende å tenke seg at Østmarkas 2 naturreservater, og enkelte mindre områder med konsentrasjon av nøkkelbiotoper, på sikt vil kunne fungere som kjerneområder for biologisk mangfold, som skissert i Kärna-stråk modellen. I det kupert terrenget i Østmarka vil det imidlertid by på problemer med å lage effektive spredningskorridorer, særlig på tvers av dalene/drågene. Selv om det også i øst-vest retning finnes en del sprekker, er disse som regel mindre og ikke sammenhengende over lengre strekninger. De har derfor ikke forutsetninger til å kunne fungere som effektive spredningskorridorer på samme måte som de mer dominerende nord-sørgående dalene. Hovedvassdragene følger i hovedsak de nord-sørgående dalene. Sprekkene og drågenes beskyttede og stabile miljø kan også fanges opp og ivaretas i andre modeller. Grunnet Sør- og Østmarkas topografi, reservatenes beliggenhet (begge i nord-øst) og generell usikkerhet om korridorenes virkning (Gustafsson, Nohlgren 1995), anses ikke Kärna-stråk som den best tilpassete modellen for dette området. I nærområdene til reservatene vil det allikevel kunne skje en vesentlig utveksling av arter. Reservatenes størrelser reduserer imidlertid behovet for forsterkningssoner

AIK modellen baserer seg på et referansesystem på lik linje med ASIO. AIK er imidlertid utviklet for i tillegg til barskogen, å kunne ivareta viktige kulturlandskap og større lauv- og edellauv rike områder. Som nevnt tidligere er dette kun marginale arealmessige områder i Sør- og Østmarka.

ASIO-modellen er tilpasset de boreale skogområdene og utviklet for de nordlige delene av Sverige. Dette er områder hvor brann er det dominerende forstyrrelsesmomentet. I Sør- og Østmarka har neppe brann hatt en like dominerende rolle både på grunn av Sør- og Østmarkas grunngitte naturforhold og store nedbørmengder som faller sammen med lynnedslagene.

Vel så stor betydning har sannsynligvis skogens intern dynamikken hatt. Sopp- og innsektsskader sammen med enkelte klimaskader både i forbindelse med granskogens utbredelse og generelle klimatiske endringer, vil ha påvirket både skogstrukturen og treslagsblandingen. Vinden vil i første rekke hatt betydning for svekkete og døende trær og vært med på å skape mindre åpninger. Flom vil i første rekke kunne skje i hovedvassdragene og berøre relativt små arealer.

Det grunnleggende i ASIO-modellen med å etterlikne naturskogen og tilpasse skjøtselen etter de viktigste forstyrrelseselementene, kan benyttes selv om brann ikke har en like dominerende rolle. Vi har derfor valgt, på samme måte som i ASIO-modellen, å dele skogen inn i ulike klasser etter det dominerende forstyrrelseselementet samtidig som anbefalte skjøtselstiltak vil måtte gjenspeile forstyrrelseselementenes virkning. Da brannfrekvensen er mindre og det i praksis ofte kan være vanskelig å skille A og S områdene, har vi valgt å behandle de som en klasse. Vi har valgt å benytte de samme betegnelse på brannklassene selv om begrepene "aldri" og "alltid" er selvmotsigende som beskrivelse på naturens prosesser.

Vi har valgt å dele arealene inn i følgende 3 klasser:

AS-områder; (Aldri brann / sjelden brann).

Dette er områder hvor foryngelsen i første rekke starter som et resultat av intern dynamikk. I disse områdene skjer det meget sjelden katastrofepregede forstyrrelser.

I-områder; (Iblant brann).

Dette er områder hvor foryngelsen kan starte både som et resultat av interndynamikk med små åpninger og som et resultat av mer katastrofepregede forstyrrelser med flater av ulike størrelser.

O-områder; (Ofte brann).

Dette er områder hvor brann er det dominerende forstyrrelseselementet.

AS-områdene tilsvarer A-områdene og S-områdene i ASIO modellen. I de fuktigste delene av disse arealene starter foryngelsesprosessen i åpninger etter enkelttrær og interndynamikken er den tilnærmet enerådende foryngelsesprosessen. Dette er først og fremst høybonitetsområder i kløfter og sprekker samt noe langs vassdragene. Høgstaudegranskog og sumpskog er de typiske vegetasjonssamfunnene. Disse områdene vil ha en skogstruktur dominert av gran med innslag av andre treslag i luker og hull, stor aldersspredning og dødt trevirke i forskjellige nedbryningstrinn.

AS-områdene vil også inneholde ASIO's S-områder som sjelden brenner. Dette vil i første rekke være frisk og fuktig granskog i nord og østvendte skråninger. Det meste av storbregnegranskogen og høgstaudegranskogen samt den friskeste/fuktigste delen av lågurt- og småbregnegranskogen vil kunne finnes her.

Ved at brannfrekvensen antas lavere i Sør- og Østmarka enn i forsøksmaterialet i de svenske undersøkelsene, vil disse områdene utgjøre en vesentlig større andel av

arealet enn i Sverige. I naturskog vil vi derfor finne relativt store områder som stedvis har stor aldersspredning og dødt virke i ulike nedbrytningsstadier. Når det en sjelden gang brenner, kan det skapes lauvrike suksesjonsskoger som etter hvert går over i granskog dominert av interndynamikk.

I-områdene er de arealene hvor foryngelsen er et resultat både av små åpninger grunnet intern dynamikk og større åpninger/flater grunnet brann. Klassen vil inneholde all frisk barskog som ikke er i AS-klassen. Arealmessig er dette den største klassen.

I-skog inneholder mye brennbart materiale i moser og lyng som er lettantennelig når det i visse perioder tørker ut. Dette kan gi intense branner hvor få trær overlever. Gran- og barblandingsskogen på middels bonitet er det typiske skogbildet. Dominerende vegetasjonstype er blåbærgranskog selv om klassen også rommer røsslyng-blokkebærskog samt de tørreste delene av lågurtgranskog og småbregnegranskog. De rikeste partiene kan finnes i nedre deler av sør- og vestvendte lier. I tillegg finner vi en del tørkeutsatt torvmark med lite næringskrevende lyngarter, ofte lokalisert til forsengkninger på høyereliggende områder og småkoller. Trær som overlever brann i disse områdene står ofte i klynger lokalisert til fuktige forsumpninger eller andre brannhindre.

O-områdene er de arealene som brenner oftest. Disse er dominert av tørkeutsatt, mager furuskog ofte med lavarter og tyttebærlyng i bunnsjiktet. Vanligst er dette skogbildet på toppene og litt høyereliggende områder med lite jordsmonn. Lavfuruskog er den typiske vegetasjonstypen sammen med bærlyngbarblandingsskogen. I Sør- og Østmarka kan vi også finne slike arealer i de lavere partiene med lite løsmasse. Da berggrunnen jevnt over er granittisk grunnfjell er boniteten i Sør- og Østmarka stort sett avhengig av tykkelsen på løsmassene. Sammenliknet med de svenske forsøksområdene er det lite O-områder i Sør- og Østmarka. Dette skyldes, i tillegg til de lokale klimaforskjellene, Sør- og Østmarkas topografi med korte og bratte skråninger.

Grunnet svak bonitet i O-områdene skjer det liten opphoping av brennbart materiale, noe som gir redusert intensitet i brannene. Dette sammen med furuas overlevelsessevne, gjør at det som regel finnes enkelte store gamle levende trær, noe som i neste ledd gir kontinuitet i dødt virke.

8.3 Terrengformasjonskart - verktøy for arealklassifisering

For å kunne klassifisere de forskjellige terrengtypene har vi ved hjelp av NINA fått utarbeidet et terrengformasjonskart. Vi har kartfestet og derigjennom kvantifisert konkave terrengstrukturer som kløfter, forsengkninger, nord- og østhellinger. Vi har på denne måten ved hjelp av kart forsøkt å arealbestemme samt vise beliggenheten av AS-områdene.

Terrengformasjonskartene ble sammenliknet med vegetasjonskartene Lutvann og Nøklevann utarbeidet av Oslo kommune i 1990 samt tilfeldig sjekket i terrenget i området Røyrivann / Nordre Krokvann. Det undersøkte området utgjør kun en liten del av Sør- og Østmarka med de feilkilder dette kan medføre.

Det ble ikke funnet områder av storbregnegranskog, høgstaudegranskog, ulike sumpskoger og myrer på vegetasjonskartet som ikke også kom fram, som enten forsenkninger, nord- og østhellinger eller myr, på terrengformasjonskartet. En del av småbregnegranskogen og lågurtgranskogen på vegetasjonskartet fantes også innenfor de utvalgte kriteriene på terrengformasjonskartet. Terrengformasjongsrensene fulgte ikke vegetasjonstypegrensene systematisk, men fantes med en stor grad av overlapping. Overlappingen var best for myr, sumpskog, storbregnegranskog og høgstaudegranskog. Noe småbregnegranskog og lågurtgranskog kom ikke fram på terrengformasjonskartet. Uten at det er kontrollert, kan det antas at dette gjelder de tørreste utformingene av disse vegetasjonstypene

På befaringen ble det benyttet terrengformasjonskart hvor også bonitet var avmerket. Dette ga oss mulighet for en videre oppdeling, noe som viste seg nødvendig da AS-marka i første rekke er knyttet til høy bonitet.

Kløftene som ble kontrollert varierte i størrelse og form. Som regel var de fuktige med en god del myr og typiske AS-områder. Noen var tørrere og rike på blokkmark, men så lenge de var trange vil terrengformasjonen beskytte dem mot brann. Således vil ikke manglende fuktighet medføre en annen klassifisering.

Forsenkinger med høy bonitet besto for det meste av granskog og lauvskog med frisk fuktighet og lå ofte i tilknytting til skråninger ned mot fuktigere partier. Dette var stort sett arealer som ble klassifisert til AS-områder. Ned mot bunnen av forsenkningene økte fuktigheten og boniteten avtok. Dette var som regel områder preget av forsumping og lå ofte i tilknytting til myr eller vann. Dette er typiske AS-områder. I de mest åpne forsenkningene fantes det også fastmarksområder med varierende topografi. I de områdene vi kontrollerte, var dette som regel tørr og grunnlendt mark med lav bonitet. I utgangspunktet er dette ikke AS-områder, men der de var av liten geografisk utstrekning og omkranset av høy bonitet eller fuktområder, vil de sjelden brenne i Østmarkas kuperte terreng. Der de utgjorde større sammenhengende områder ble de klassifisert til O-områder.

Også i nord- og østhellingene var det viktig å kunne skille på bonitet da både lav, middels og høy bonitet ble tegnet ut på kartet. Høybonitetsområdene lå som regel i nederste del av hellingene og besto i første rekke av småbregnegranskog, storbregnegranskog samt noe høgstaudegranskog. Det var bra overlapping mellom ovennevnte vegetasjonstyper og terrengklassen selv om vi også fant disse vegetasjonstypene på høy bonitet utenfor. Ved endring av både vinkler og helningsgrad kan dette overlappet sannsynligvis forbedres.

På bakgrunn av kontrollens beskjedene utstrekning kan det ikke trekkes sikre konklusjoner om terrengformasjonskartenes funksjonalitet i forhold til utvelgelse av AS-områder. Imidlertid kan det se ut som både kløfter, forsenkninger på høy bonitet, fuktige forsenkninger på middels og lav bonitet samt nord- og østvendte hellinger på høy bonitet, alle vegetasjonstyper som sjelden eller aldri brenner, ble fanget opp i våre kontroller. Dette er arealer som alle indikerer AS-områder og som vil være viktige å få skilt ut i forbindelse med ivaretagelse av biologisk mangfold. Da parametrene for utvelgelse av terrengformasjonene ble skjønnsmessig valgt, vil disse høyest sannsynlig kunne justeres etter en mer systematisk kontroll i terrenget. Det bør derfor kunne antas at terrengformasjonskartene vil kunne forbedres og ved utprøving av ulike modeller, få et bedre sammenfall mellom terrengformasjoner og vegetasjonstyper som indikerer AS-områder. Om det i framtiden lykkes å forbedre disse kartene, vil dette kunne bli et kostnadseffektivt og praktisk hjelpemiddel til arealklassifisering.

9 ANALYSE

9.1 Mangelanalyse

Landskapsplanlegging bygger på at man med utgangspunkt i det aktuelle landskapets forutsetninger forsøker å bevare eller gjenskape en tilstrekkelig andel ulike biotoper for å bevare det biologiske mangfoldet. Mangelanalyse ("gap analysis") er et verktøy for å definere målsettinger for landskapsplanen. Ved å ta utgangspunkt i det opprinnelige naturskogslandskapet hjelper analysen oss til å bestemme hvilke biotoper/naturtyper det er spesielt viktig å bevare eller gjenskape og hvor stor andel av skogarealet disse bør utgjøre. Den følgende mangelanalysen er gjennomført etter modell av Angelstam&Andersson 1997.

Mangelanalysen er bygget opp med følgende steg: regioninndeling, beskrive opprinnelig naturtilstand, anslå hvor stor andel av de ulike naturtypene som må bevares, beregne hvor mye som allerede er vernet/bevart, beregne mangler og/eller overskudd i behovet for bevaring. I realiteten er det ikke pr. i dag mulig å følge den ideelle modellen for mangelanalyse. Dette skyldes kunnskapsmangel på en rekke områder. Vi kommer tilbake til dette under de enkelte punktene i analysen.

9.1.1 Regioninndeling

Inndeling i ulike regioner er relevant bare i den grad det er forekommer store ulikheter i naturgrunnet innen et gitt område. I Sør- og Østmarka gir ulikheter i klima, berggrunn, kvartærgeologi og høyde over havet lite utslag i forhold til forekomst av naturtyper, idet disse er relativt jevnt fordelt i hele området. Prosjektområdet betraktes således som én region med en relativt likeartet sammensetning av livsmiljøer og økosystem. I hovedsak inneholder prosjektområdet følgende naturtyper: Granskog, furuskog og barblandingsskog, samt ulike typer av sumpskog og lauvsuksesjoner.

9.1.2 Opprinnelig naturskogstilstand

Vi har valgt å bruke en modifisert utgave av ASIO-modellen for å beskrive naturskogstilstanden i Sør- og Østmarka (jf. 8.2). Vi har grovt delt skogtypene inn som følger:

AS IO	AS	I	O
Brannregime	Områder som sjelden eller aldri brenner	Områder som brenner iblant	Områder som ofte brenner
Topografi	Søkk, daler, kløfter, nord- og østvendte hellinger	Konvekse terrengformasjoner på høy og middels bonitet samt sør- og vestvendte hellinger	Åsrygger, tørre rabber, øverst i sør- og vestvendte slake lisider
Skogtype	Sumpskog, gammel granskog på frisk mark	Lauvbrenner, lauvrik skog, gran- og barblandingsskog	Brannfuruskog
Suksesjoner	Intern dynamikk, lite eller ingen påvirkning av ytre faktorer.	Alle suksesjonsstadier etter brann, fra lauvbrenner via gammel lauvrik skog til gammel barskog	Flersjiktet, fleraldret furuskog

For å gjennomføre den delen av mangelanalysen som går ut på å vurdere mangler og overskudd var det nødvendig å få en oversikt over den naturlige arealfordelingen mellom de ulike naturtypene i Sør- og Østmarka. Det materialet vi hadde til rådighet for denne vurderingen var DMK for nesten hele området og digitale skogbruksplandata for Ski kommune, samt vegetasjonskart for Oslo. I tillegg benyttet vi en metode for arealklassifisering ved hjelp av terrengmodellering. Denne modellen er beskrevet i kapittel 4 og 8.3. Følgende terrengformasjoner ble definert ved hjelp av terrengmodellen: Forsenkninger (konkave terrengformasjoner) og kløfter samt nord- og østvendte lier.

Nord- og østvendte lier fremkommet i terrengmodellen, som ligger på høy og middels bonitet (DMK), samt forsenkninger og kløfter, har vi definert som skogsmark som sjelden eller aldri brenner (AS-mark). Slik mark utgjør ut fra terrengmodellen 27 % av det produktive skogarealet i Sør- og Østmarka.

I andelen AS-mark inngår også sumpskog. Vi mener at sumpskogen skiller seg fra den øvrige AS-marka. Resultater fra undersøkelser foretatt i Østmarka naturreservat (Økland m.fl., 2000) viser at sumpskogene har generelt høyt artsinnhold. Dessuten varierer artsinventaret fra lokalitet til lokalitet, særlig i de rike sumpskogene. Intakte sumpskoger, særlig på næringsrik grunn, er derfor svært viktige for opprettholdelse av biologisk mangfold i skog. En stor andel av sumpskogene er også lauvrike. Flere steder forekommer rike utforminger av svartorsumpskoger, særlig i de lavereliggende deler av Sør- og Østmarka (Blindheim pers. medd.). Sumpskogen kan ikke skilles ut ved hjelp av terrengmodellen, men et anslag over andel sumpskog i Sør- og Østmarka er gjort på bakgrunn av vegetasjonskart. Detaljert vegetasjonskartlegging er utført i hele Oslo kommune. Gjennomsnittlig andel sumpskog for de kartbladene som ligger innenfor Østmarka er 4 %. I mangel av gode vegetasjonstyperegistreringer i andre deler av Sør- og Østmarka benytter vi 4 % sumpskogsandel for hele skogområdet.

O-mark er definert ved hjelp av DMK og Ski områdetakst, som inneholder bestandsvise vegetasjonstyperegistreringer. I utgangspunktet har vi antatt at den fattige furuskogen som ofte er utsatt for brann fremkommer som skogkledd fastmark på lav bonitet i DMK. Slik mark utgjør 22 % av det produktive skogarealet i Sør- og Østmarka. Imidlertid er klassifiseringen av lav bonitet i DMK for grov til å kunne benyttes direkte for dette formålet. Dette går klart frem ved en sammenligning av DMK og områdetaksten for Ski. Ved å kjøre overlay mellom vegetasjonstype i taksten og lav bonitet i DMK viser det seg at bare 50 % av arealet med lav bonitet er registrert som vegetasjonstyper som vi antar har brent relativt ofte (lavskog og bærlyngskog). Resten av lavbonitetsarealet utgjøres av fuktigere/friskere vegetasjonstyper. Det er altså nødvendig med en form for vegetasjonskartlegging for å kunne påvise hvor O-marka finnes i landskapet, og for å få et godt estimat på hvor stor andelen av denne klassen er. Arealet O-mark som fremgår av vedlagte kart over brannklasser inneholder følgelig også en god del I-mark. Med bakgrunn i sammenligningen mellom Ski-taksten og DMK er andel O-mark skjønnsmessig anslått til 11 % av det produktive skogarealet i Sør- og Østmarka.

Det resterende produktive skogarealet kommer i en mellomstilling og er definert som I-mark. Dette arealet vil inneholde konvekse terrengformasjoner på høy og middels bonitet samt sør- og vestvendte lier.

På bakgrunn av ovenstående antas følgende fordeling av brannklasser i Sør- og Østmarka:

AS-mark:	27 % (hvorav ca. 15 % er sumpskog)
I-mark:	62 %
O-mark:	11 %

9.1.3 Hvor lite er nok?

Da det ut fra dagens kunnskaper ikke lar seg gjøre eksakt å kvantifisere hvor mye som er nødvendig av de ulike livsmiljøene, har vi valgt å benytte oss av en metode (Pettersen, Børje 1998) bygd på studier av større urskogsområder i Russland. Studiene viser den naturlige alderssammensetningen i et uberørt skogområde kun preget av naturlige forstyrrelsesregimer så som brann og vind. De største naturverdiene ligger i den eldste skogen, og det er dette som det som regel er mangelvare på i dagens intensivt utnyttete skoglandskap. Derfor er dette kvaliteter som bør tas vare på. Men hvor mye av dette bør en ta vare på/utvikle? Som nevnt tidligere har Angelstam (Angelstam & Anderson 1997) kommet fram til at når opprinnelig habitat kommer ned i 20-30% av det opprinnelige, kan en risikere at artene som er knyttet til dette, oppnår en dramatisk reduksjon i antall individer og sannsynligheten for en langsiktig overlevelse av populasjonen synker.

Alderssammensetning ved naturlig suksesjon i en boreal skog: (Pettersen, Børje 1998):

Boreal granskog:

Aldersklasse	Andel%
0-29	28
30-69	32
70-109	23
110-149	9
150+	8

Aldersklassene under uthevet strek er gammel granskog med antatt høye naturverdier.

Løvandel i boreal suksesjon

Løvandel i %

Aldersklasse	0-20	20-50	>50
0-29	8	10	10
30-69	8	12	12
70-109	7	<u>8</u>	<u>8</u>
110-149	3	3	3
150+	8	0	0

Understreket klasser er løvrik skog med antatt høye naturverdier. (De to nederste aldersklassene blir fanget opp som granskog med antatt høye naturverdier.)

Boreal sumpskog:

Aldersklasse	Andel%
0-29	1
30-69	1
70-109	1
110-149	7
150+	90

Sumpskoger under uthevet strek er sumpskoger med antatt høye naturverdier.

Brannpreget furuskog:

Aldersklasse	Andel%
0-29	10
30-69	10
70-109	10
110-149	10
150+	60

Furuskoger i aldersklasse som er understreket er furuskoger med antatt høye naturverdier.

Det er i de eldste alderklassene, >110 år, vi kan anta å finne de største naturverdiene (Børje Petterson, pers. medd). I tillegg er det disse aldersklassene som er minst tilstedeværende i dagens skoglandskap der optimal økonomisk hogstmodenhetsalder i hovedsak er lavere enn dette. Derfor er det disse aldersklassene/livsmiljøer vi bestreber oss på å ivareta.

Vi har tidligere sett at Angelstam (Angelstam & Anderson 1997) opererer med en terskelverdi i intervallet 20-30% som et minimum på hva som bør finnes i et skoglandskap av skogtyper med antatt høye naturverdier. I et føre var perspektiv velger vi å bruke en terskelverdi på 30%. Dvs at vi ønsker å sikre 30% av ovenfornevnte aldersklasser med antatt høye naturverdier.

Naturforholdene i Sør- og Østmarka skiller seg på vesentlige punkter fra de omtalte områdene i Russland (Petterson 2000, pers.med.) ikke minst når det gjelder klima og topografi. Det naturlige skogbildet slik vi antar at det er, vil være vesentlig annerledes i Sør- og Østmarka enn i nordre Värmland og nordre Russland. De sterkt kupert terrengformasjonene i Sør- og Østmarka utgjør et sprekkedalslandskap med stor variasjon i eksposisjon og helningsgrad. Dette, sammen med varierende løsmassedekke, fører til hyppige vekslinger i vegetasjonsforhold og boniteter over små arealer. Samtidig gir klimatiske forhold, mer humid klima enn i f.eks. Värmland, mindre areal brannpreget mark. Det skjer ofte lynnedslag, men antenner ikke lett.

I det teoretiske naturskoglandskapet i nordre Värmland, som Stora-Enso bruker som grunnlag for sin "bristanalys" er fordelingen mellom brannklassene som følger: AS = 3 %, I = 67% og O = 30%. Sør- og Østmarkalandskapet gir en langt større andel AS-mark, skog med interndynamikk, enn i denne modellen. Forholdene gir også en

langt mindre andel brann-preget mark. For I-områdene- som iblant brenner er fordelingen tilnærmet lik.

I vår mangelanalyse benyttes de samme prosentandelene for ”andel areal med høy naturverdi innen hver brannklasse” i naturlandskapet, som i analysen til Stora-Enso. Det vil si at av AS-mark er 97% anslått å ha store naturverdier. Tilsvarende for O-mark er 60% og for I-mark anslås 16% av arealet å bestå av løvrik gammel skog med høye naturverdier mens 17% består av gammel granskog med høye naturverdier. Dette blir svært anslagsvis, men vi har ikke grunnlag i den litteraturen vi er kjent med, for å hevde noe annet.

Det antas at ovenstående er overførbart for sumpskogandelen i innenfor AS-marka i vår modell. Om naturverdiene i andelen gammel granskog innenfor AS-områdene, er det større grunn til tvil. Imidlertid vil også dette være stabile områder hvor det er god mulighet for å utvikle kontinuitet for artene. Vi antar at prosentandelen store naturverdier her ligger under sumpskogens, noe vi har i bakhodet under vurderingene. Vi har imidlertid, som sagt ikke grunnlag for å velge en annen andel.

Brannpreget mark i Sør- og Østmarka vil også generelt ha en annen karakter enn i Stora-Enso-modellen. Både når det gjelder frekvens, det brant sannsynligvis sjelden, og type brann. Vi har imidlertid heller ikke her belegg for å hevde at det er en annen andel skog med store naturverdier her enn i det boreale naturskoglandskapet den russiske modellen bygger på.

Konklusjonen blir at modellen ikke er helt tilpasset, men vi har for øyeblikket intet bedre. Andre valg må baseres på mer forskning. Det synes imidlertid som om det naturlige skoglandskapet i Sør- og Østmarka var et landskap med relativt store naturverdier i forhold til det teoretiske boreale naturskoglandskapet.

9.1.4 Hvor mye er vernet?

9.1.4.1 Nøkkelbiotoper

Ser vi bort fra reservatene er det registrert nøkkelbiotoper på drøyt halvparten av det produktive skogarealet i Sør- og Østmarka. De registrerte nøkkelbiotopene dekker totalt 2570 dekar. I mangelanalysen nedenfor tas ikke med nøkkelbiotoper som ikke kan klassifiseres til brannklasse (gjelder lauvsuksesjoner på tidligere kulturmark). Totalt areal av de registrerte nøkkelbiotopene utgjør 1,5 % av det produktive skogarealet i de kartlagte delene av Sør- og Østmarka (dekker mellom 1 og 2 % av skogarealet i de respektive kartlagte delene). I nedenstående tabell er nøkkelbiotopene fordelt på brannklasser og naturtyper slik de er beskrevet i 9.1.2. Dette er gjort ved manuell gjennomgang av registreringsmateriale. Arealet i nøkkelbiotopene er skjønnsmessig splittet opp i brannklasser og naturtyper på bakgrunn av registrert vegetasjonstype, treslagsfordeling, eksposisjon og topografisk beliggenhet.

Tabell 14 Areal (daa) nøkkelbiotoper fordelt på naturtyper og brannklasser

	Totalt produktivt skogareal	Sumpskog	Gammel granskog AS-mark	Gammel barskog I-mark	Lauvrik skog (>20 %) I-mark	Brannfuruskog O-mark
Ski	1 050	103	291	99	29	218
Oslo	611	50	384	136	41	0
Enebakk	456	16	249	166	0	25
Lørenskog	207	52	115	40	0	0
Rælingen	305	77	202	26	0	0
Totalt	2 554	298	1 241	777	70	243

Kilde: Bendiksen og Håpnes 1993, Blindheim 1999, Siste Sjanse 1996

Nøkkelbiotoper vil bli kartlagt på de resterende arealer i løpet av de nærmeste år. Mangelanalysen nedenfor omfatter kun de deler av Sør- og Østmarka der nøkkelbiotoper er registrert, inkludert naturreservatene.

9.1.4.2 Naturreservater

Produktivt skogareal i de to naturreservatene (Østmarka naturreservat m/foreslåtte utvidelser og foreslått Ramstadslottet naturreservat) er på til sammen 18 420 dekar. Dette utgjør 6,6 % av det totale produktive skogarealet i Sør- og Østmarka. Naturreservatene i Østmarka er definert som typeområder for regionen. Vi antar derfor samme arealfordeling av brannklasser i reservatene som for Sør- og Østmarka som helhet.

Bare deler av et naturlig skoglandskap vil til enhver tid inneholde høye naturverdier. Gitt et naturlig forstyrrelsesregime vil bare de deler av arealet som har skog med høy alder eller befinner seg i bestemte suksesjonsstadier etter brann, inneha høye naturverdier. Vi mener dette også vil gjelde for disse store naturreservatene. Særlig gjelder dette Østmarka naturreservat, som utgjør en variert skog med flere ulike skogtyper som finner sin naturlige plass i landskapet ut fra næringstilgang og fuktighetsforhold. Området utgjør et tverrsnitt av det barskogslandskapet som er typisk for den grovkuperte delen av naturgeografisk region 21 a (Korsmo, 1993). I nedenstående tabell fremgår de arealstørrelser i reservatene som, i henhold til den naturskogmodellen som er beskrevet under 9.1.3, vil inneha store naturverdier.

Tabell 15 Arealer (daa) med høye naturverdier i Østmarka og Ramstadslottet naturreservater

Skogtype	Brannklasse	Anslått fordeling i naturlandskapet¹	Anslått areal i naturlandskapet	Andel høy naturverdi, % av brannklasse²	Sum areal, høy naturverdi
Gammel granskog og sumpskog	AS	27 %	4 974	97 %	4 825
Brannfuruskog	O	11 %	2 026	60 %	1 216
Lauvrik skog (>20 %)	I	62 %	11 420	16 %	1 827

Gammel barskog	I	62 %	11 420	17 %	1 941
Sum			18 420		9 809

¹ Ref. 7.1.2

² Ref. 7.1.3

Ca. 53 % av arealet i reservatene vil etter denne modellen inneha høye naturverdier.

9.1.5 Mangler og overskudd

Vår vurdering av mangler og overskudd tar utgangspunkt i de naturtypene som vi vet naturlig skal finnes i et borealt barskogslandskap som Sør- og Østmarka; granskog, furuskog og boreal lauvskog. Videre er det kun interessant å vurdere forekomster av de suksesjonsstadier vi vet er mangelvare som følge av de siste tiårs skogbruksmetoder og annen menneskelig påvirkning; gammel granskog, brannpreget furuskog og naturlige suksesjoner etter brann. Det er først og fremst disse skogmiljøene, som er skoghistorisk betinget, som må være gjenstand for en vurdering av mangler og overskudd. Andre naturtyper/skogmiljøer som kan inneholde truede og sjeldne arter og artssamfunn er betinget av topografiske, hydrologiske, klimatiske eller jordbunnsmessige forhold. Dette gjelder spesielle biotoper som bekkekløfter, raviner, rasmark, bergvegger, edellauvskog, flommarksskog m.v. De vil forekomme i landskapet i den grad de spesielle naturgitte betingelsene er tilstede. I utgangspunktet bør alle intakte biotoper av disse naturtypene sikres. En vurdering av behovet for å restaurere slike skogmiljøer forutsetter detaljert kjennskap til de naturgitte forutsetningene i det aktuelle landskapsutsnitt.

En enkel mangelanalyse fremgår av de to nedenstående tabellene. I tabell 16 er utregnet antatte arealandeler av de ulike skogtypene i naturskogslandskapet. Siste kolonne viser hvilke arealstørrelser som bør sikres av hver skogtype dersom man setter terskelverdien for tilgjengelig habitat til 30 %. I tabell 17 fremgår hvor store arealer som er sikret og hva som mangler for at målsettingen fra tabell 16 skal oppfylles.

Tabell 16 Naturlandskapet i Sør- og Østmarka (areal i daa)

Skogtype	Brann klasse	Anslått fordeling i naturlandskapet ¹	Anslått areal i naturlandskapet	Andel høy naturverdi, % av brannklasse ²	Sum areal, høy naturverdi	Areal anbefalt sikret (30 % av naturareal)
Gammel granskog og sumpskog	AS	27 %	46 256	97 %	44 868	13 460
Brannfuruskog	O	11 %	18 845	60 %	11 307	3 392
Lauvrik skog (>20 %)	I	62 %	106 217	16 %	16 995	5 098
Gammel barskog	I	62 %	106 217	17 %	18 057	5 417
Sum			171 318³		91 226	27 368

Andel av totalt areal⁴

16 %

¹ Ref. 7.1.2 ² Ref. 7.1.3 ³ Sum areal dekket av nøkkelbiotopregistreringer

⁴ Andel av totalt areal dekket av nøkkelbiotopregistreringer

Tabell 17 Forenklet mangelanalyse Sør- og Østmarka (areal i daa)

Skogtype	Brann klasse	Areal nøkkelbiotoper	Areal naturreservater med høy naturverdi	Sum areal sikret	Mangel ift anbefalt sikret	Andel oppnådd ift anbefalt sikret
Gammel granskog og sumpskog	AS	1 539	4 825	6 364	7097	47 %
Brannfuruskog	O	243	1 216	1 459	1 933	43 %
Lauvrik skog (>20 %)	I	70	1 827	1 897	3 201	37 %
Gammel barskog	I	777	1 941	2 718	2 699	50 %
Sum		2 629	9 809	12 438	14 930	45 %

Som det fremgår av tabell 16 vil det være ønskelig å sikre 16 % av totalt produktivt skogareal i Sør- og Østmarka dersom vi ønsker å sikre 30 % av det arealet som i naturskogstilstand ville innehatt spesielt høye naturverdier. I forhold til denne målsettingen varierer måloppnåelsen pr. i dag fra 37 % til 50 % for de ulike skogtypene. Seine lauvsuksesjoner er dårligst ivaretatt (kun 37 % måloppnåelse), mens gammel barskog på I-mark har best måloppnåelse (50 %). Totalt er 45 % av det skogarealet som anbefales sikret gjennom denne modellen pr. i dag fanget opp i nøkkelbiotoper og naturreservater.

10 LANDSKAPSPLAN FOR SØR- OG ØSTMARKA

Landskapsplanen bygger på følgende:

-Mangelanalyse (se kap 9)

-Prioritering av de biologiske mest verdifulle biotopene innenfor hver naturtype.

I vårt tilfelle velger vi å kalle dette for nøkkelbiotoper da registreringene som allerede er foretatt i området og som vi har tilgang til, har denne benevnelsen. En utvelgelse jfr komplementærmetoden som er beskrevet i MIS, vil medføre omfattende nye registreringer som ligger utenfor prosjektoppgavens rekkevidde.

-Skogbehandlingen på mellomliggende arealer.

Vi har ikke definert noe nivå på dette. Generelt kan imidlertid sies at kravene til avsatte områder til ikke-hogst, eller som betinger spesiell skjøtsel, kan senkes jo høyere krav en stiller til skogbehandlingen ("hverdagshensyn") på mellomliggende arealer.

Jfr mangelanalysen, og med en terskelverdi på 30%, har vi kommet til at 16% av totalt produktivt skogareal i Sør- og Østmarka bør sikres som nøkkelbiotoper eller reservat. Jfr tabell 17 mangler vi da ca 7100 daa i klasse AS, 1900 daa i klasse O, 3200 daa med lauvrik skog (klasse I) og 2700 daa med gammel granskog i klasse I. Dette er imidlertid forutsatt at en ikke legger opp til noen hensynstagen på mellomliggende arealer.

Vi kan vanskelig kvantifisere hvor mye som må sikres som nøkkelbiotoper og reservat ved i stor grad å ta "hverdagshensyn" på mellomliggende arealer, men kun antyde at arealene som bør sikres kan reduseres. På det meste av I-arealet er naturskogbildet forenlig med et flerbruksrettet flateskogbruk slik det drives i Akershus i dag, styrt blant annet av Levende Skog standardene og Forskrift for skogsdrift og skogbehandling i Oslo og nærliggende områder. Denne forskrifts strenge begrensninger på flatestørrelser kan komme i konflikt med behovet for enkelte større løvbrenner.

Ved skogbehandling som etterligner den naturlige suksesjonen på de forskjellige arealtypene jfr vår ASIO-modell, kan vi ytterligere senke andelen sikret som nøkkelbiotoper eller reservat.

Vi vil anbefale følgende i de forskjellige områdene:

AS-områdene:

Jfr mangelanalysen bør det her sikres ytterligere ca 7100 daa. Grunnet sumpskogenes artsrikdom, og artenes antatte dårlige spredningsevne, sikres alle disse lokalitetene. Det resterende arealet må sikres i gammel granskog. Krav til sikret areal kan senkes ved spesiell skjøtsel på resterende AS-areal. Skjøtselmessig må en i AS-områdene være svært forsiktig, og kun foreta beskjedne inngrep. Tilsvarende som A-områdene i ASIO bør få stå urørt (Rülcker, Angelstam & Rosenberg 1994), bør det unngås inngrep i de fuktigste og rikeste områdene i AS. Her finnes potensiale til på sikt å utvikle restaureringsbiotoper. Dette er svært verdifulle områder i Sør- og Østmarka hvor det pr. i dag er funnet få kontinuitetsbiotoper. I resten av AS-området bør avvirkingen baseres på lukkede hogstformer som plukkhogst, gruppehogst,

småflatehogst (< 2 daa) og bledningshogst alt etter de lokale forholdene. Det er i første rekke intern dynamikk som forstyrrelseselement som skal etterliknes

I-områdene:

Jfr mangelanalysen mangler det her 3200 daa med lauvrik skog og 2700 daa med gammel granskog. Det bør sikres mer areal med lauvsuksesjon (mer enn 20% lauv), fortrinnsvis på allerede forvillede områder subsidiært på egnede foryngelsesarealer. Det bør sikres en større andel nøkkelbiotoper i granskog. Denne andelen kan senkes hvis skjøtsel tilsvarende i AS-områdene utføres.

O-områdene:

Jfr mangelanalysen bør det her sikres ytterligere 1600 daa. Vi viser imidlertid til tidligere kapitler der vi har konkludert med at det ikke er nødvendig å sikre arealer i form av nøkkelbiotoper av denne typen. Det må imidlertid sikres tilstrekkelig substrat i disse områdene. Dette sikres i praksis ved "hverdagshensyn" og ved å avvirke ved hjelp av frøtrestillinger hvor enkelte frøtrær får vokse seg inn i neste generasjon. Dette er også områder hvor det enkelte steder kan brennes etter hogst.

Brann styres mye av tilfeldigheter og en kan ikke drive en 100% skjematisk skjøtsel innenfor de ovennevnte klassene. Selv der en antar det brenner ofte vil det finnes områder som ved tilfeldigheter ikke har brent på flere hundre år. Derfor vil det med fordel kunne settes igjen enkelte urørte arealer også i O-områdene. Tilsvarende er det ingen katastrofe om det i de tørreste utformingene av AS-områdene blir foretatt enkelte mer radikale inngrep, spesielt når denne klassen utgjør en så stor del av arealet.

Ved sikring av nye arealer i form av nøkkelbiotoper bør disse fortrinnsvis lokaliseres til områder hvor det er "huller" i dag.

- Nøkkelbiotoper mangler i området mellom nordøstre og nordvestre del av Ski og i de sørlige deler av kommunen.
- I Oslo kommune mangler det nøkkelbiotoper i landskapsavsnittet mellom Nøklevann i nord og Svartkulp og Sølvdobla i sør, samt i de sørligste og sørvestre deler av kommunen.
- På Oslo kommunes eiendom i Enebakk mangler det nøkkelbiotoper som kan knytte sammen de midtre og søndre nøkkelbiotopene med de lengst i nord.

For øvrig er nøkkelbiotoper er ennå ikke kartlagt i Enebakk (bortsett fra Oslo kommunes eiendom), Oppegård og Losby (en stor privat eiet skogeiendom i Lørenskog og Rælingen).

Denne planen vil være retningsgivende for framtidig registrering og sikring av biologisk viktige områder.

11 LITTERATUR

- Aanderaa, R. 1999 Biolog SABIMA Personlig meddelelse
- Aanderaa, R., Rolstad, J. & Søgne, S. M. 1996. Biologisk mangfold i skog. Norges Skogeierforbund & Landbruksforlaget.
- Angelstam, P. og André, H. 1993 Hur mycket är nog? Skog & Forskning 1/93
- Angelstam, P. & Andersson, L., 1997. Bristanalys ger svaret. Skog & Forskning nr 3-4/97: 22-25.
- Angelstam, P. og Holmer, M. 1993 Vårda hela landskapet Skog & Forskning 1/93
- Angelstam, P., Rosenberg, P. 1993. Aldrig Sällan Ibland Ofta. Skog & Forskning 1/93.
- Appelqvist, T. & Norden, B. 1998, Kontinuitet- ett mångtydigt begrepp, Svensk Bot. Tidsskrift 92.23-36
- Bargel, Terje H. 1997 Løsmassekart – M 1:125 000. Norges geologiske undersøkelse Oslo og Akershus.
- Bendiksen, E. & Håpnes, A. 1993. Naturregistreringer i skogbestand i Oslo kommunes skoger. Oslo skogvesen.
- Bendiksen, E., Høiland, K., Brandrud, T.E. & Jordal, J.B. 1997. Truede og sårbare sopparter i Norge-en kommentert rødliste.
- Bleken, E., Mysterud, I. & Mysterud I. (red.) 1997. Skogbrann og miljøforvaltning. Direktoratet for brann og eksplosjonsvern og Biologisk institutt, UiO. Oppdragsrapport. 243 s.
- Blindheim, T. 1999 Biolog Siste Sjanse Personlig meddelelse
- Blindheim, T. 1999. Nøkkelbiotoper i skog i Lørenskog og Rælingen kommuner. Siste Sjanse rapport 99-5.
- Burud, Trond. 1992 Opplevd og hørt i Rausjø. Eget forlag
- Dahl, E., Elven, R., Moen, A. og Skogen, A. 1986: Vegetasjonsregionkart over Norge, 1:1500 000. Nasjonalatlas for Norge - Statens kartverk.
- Dahlin, B., Sallnäs, O. 1994 Landskapsbaserad planering i praktiken. Skog&Forskning 4/94.
- Direktoratet for naturforvaltning (DN), 1999, Barskog i Øst-Norge, Utkast til verneplan – fase II, DN-rapport 1999-4

DN-rapport 1999-3: *Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998.*

Drakenberg, B. 1994 Ekologisk planering i det ekrika Sydsverige. Skogsfakta. Konferens nr. 20

Enkelttakster og områdetakster 1990-1996:

Områdetakst for Enebakk, Nedre Glommen Skogeierforening 1990
Områdetakst for Rælingen, Nedre Glommen Skogeierforening
Områdetakst for Lørenskog, Nedre Glommen Skogeierforening,
Taksering av Oslo kommunes skoger, nedre Glommen Skogeierforening,
Taksering av Losby Bruk, Norsk Skogbruksforening, 1995
Områdetakst for Ski, Nedre Glommen Skogeierforening, 1996

Fremstad, E., Bendiksen, E., Flatberg, K.I., Frisvoll, A., Holien, H., Høyland, K., Prestø, T., & Svalastog, D. 1997 NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95: Landskapsøkologi. Sluttrapport. – NINA temahefte 7: Planter i boreal skog – effekter av økologi og skogsdrift på artsmangfoldet.

Fryjordet, Torgeir 1992 Skogadministrasjonen gjennom tidene, Bind 1
Landbruksdepartementet og Direktoratet for statens skoger

Granstrom A. 1991 Skog & Forskning nr 4/91. Sveriges Skogvårdsförbund. s. 32 - 39

Gundersen, V. & Rolstad, J. 1998. Nøkkelbiotoper i skog. Oppdragsrapport nr. 5/98
NISK

Gundersen, V. & Rolstad, J. 1998. Truede arter i skog. Oppdragsrapport nr. 6/98
NISK

Gustafsson, L. 1999 Skogforsk 1999-01-31, Pressmeddelande: Värdefulla skogsområden svårbedömda i praktiken

Gustafsson, L., Nohlgren, E. 1995. Korridorer i den skogliga landskapsplaneringen. Skogforsk, Resultat nr. 8 1995.

Haugen, R. 1999 Ski kommuneskoger Personlig meddelelse

Haugset, T., Alfredsen, G. & Lie, M. H. 1996. Nøkkelbiotoper og artsmangfold i skog. Siste Sjanse, Naturvernforbundet i Oslo og Akershus.

Heggland, A. 1999 Nøkkelbiotoper i skog i Østmarka naturreservat og Ramstadslottet, Akershus, Siste Sjanse-rapport 1999-6)

Håpnes, A. & Haugan, R. 1993. Siste Sjanse. En håndbok om skogøkologi og indikatorarter. Siste Sjanse, Naturvernforbundet i Oslo og Akershus.

Korsmo, H. & Svalastog, D. 1993. Inventering av verneverdig barskog i Akershus og Oslo. – NINA Oppdragsmelding 227: 1-128.

- Korsmo, H., Moe, B. & Svalastog, D. 1990 ? Verneplan for barskog. Regionrapport for Øst-Norge. – NINA Utredning 25: 1-190)
- Krogsbøl, N.P. 1990 Enebakk i gamle dage Enebakk Historielag
- Kummen, T. & Larsson, J.Y. 1983. GJERSRUD, vegetasjonskart målestokk 1:10.000, Oslo Helseråd, kontoret for natur- og miljøvernsaker.
- Kummen, T. & Larsson, J.Y. 1990. LUTVANN, vegetasjonskart målestokk 1:10.000, Oslo Helseråd, kontoret for natur- og miljøvernsaker.
- Kummen, T. & Larsson, J.Y. 1990. NØKLEVANN, vegetasjonskart målestokk 1:10.000, Oslo Helseråd, kontoret for natur- og miljøvernsaker.
- Larsson, J. Y., Kielland-Lund, J. & Søgne, S. M. 1994. Barskogens vegetasjonstyper. Landbruksforlaget.
- Liljelund, L.E., Petterson, B. & Zackrisson, O. 1992, Skogsbruk og biologisk mangfold. Svensk Botanisk Tidsskr. 86: 227-232
- Mysterud I. 1997. Norsk brannregime. Aktuelt fra Skogforsk nr 2-97. Norsk Institutt for Skogforskning. Knut Solbrå (red.) s. 8-9.
- Nordiska ministerrådet, 1984 Naturgeografisk regioninndeling i Norden
- Norges Meteorologiske Institutt 1999 Statistiske opplysninger
- Norges Skogeierforbund 1991. Rikere Skog. Landbruksforlaget.
- Norskog 1995. Taksering av Losby bruk
- Ohlson, M. 1997. Skogsbrandens betydelse - likheter eller ulikheter mellom Norge og Sverige. Aktuelt fra Skogforsk nr 2-97. Norsk Institutt for Skogforskning. Knut Solbrå (red.) side 9 -10.
- Ohlson, M. 1999 Inst for Biologi og Naturforvaltning NLH Personlig meddelelse
- Oppegaard, Ulf 1989 Enebakkvassdragene og virksomheten der. Eget forlag
- Petterson, Børje, 2000, Stora /Enso, Personlig meddelelse.
- Petterson, B. 1998 Økologisk landskapsplan. Stora Skog
- Rolstad, J, Wegge, P. & Gjerde, I. 1991 Kumulativ effekt av habitatfragmentering: Hva har 12 års storfuglforskning på Varaldskogen lært oss? Fauna 44: 90-104.
- Rülcker, C., Angelstam, P. & Rosenberg, P. 1994. Ekologi i skoglig planering – forslag på planeringsmodell i Särna-prosjektet med naturlandskapet som forebild. Redogörelse nr. 8.

Senje, Sigurd 1987 Østmarka Gyldendal Norsk Forlag

Siste Sjanse 1996. Nøkkelbiotopregistreringer i skog i Ski kommune –
registreringsmateriale.

Ski kommuneskoger 1917 og 1918: Aarsmelding Ski kommuneskoger 1917 og
1918

Solbraa, K. 1996. Veien til et bærekraftig skogbruk. Universitetsforlaget.

St. m. nr 58 (1996-97) Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling

Stokland, J, 2000, NIJOS, Personlig meddelelse.

Storaas, T. & Punsvik T. 1990 Viltforvaltning. Landbruksforlaget 1996
Norges Dyr, bd. 1, Cappelens forlag

Strand, Lars 1969 Klimaet i Norge, Landbrukets årbok, Skogbruk Johan
Grundt Tanum Forlag

Vevstad, Andreas 1989 Det begynte med Frognerseterskogen, Oslo
kommunes skoger 1889-1989 Aschehoug forlag

Økland, R. H., Økland T. & Rydgren, K. 2000 Biologisk mangfold i
bunnvegetasjon i gransumpskog, NISK

Vedlegg:

Kart: *Brannklasser i Sør og Østmarka - naturreservat og nøkkelbiotoper*