

Anbefalinger vedrørende omstilling og forvaltning af skov

Udarbejdet for Naturstyrelsen

Peter Friis Møller, Jacob Heilmann-Clausen, Vivian Kvist Johannsen,
Rita Merete Buttenschøn, Inger Kappel Schmidt,
Carsten Rahbek, Hans Henrik Bruun &
Rasmus Ejrnæs



Anbefalinger vedrørende omstilling og forvaltning af skov til biodiversitetsformål

Udarbejdet for Naturstyrelsen

Redaktion: Peter Friis Møller & Jacob Heilmann-Clausen

Peter Friis Møller, Jacob Heilmann-Clausen, Vivian Kvist Johannsen,
Rita Merete Buttenschøn, Inger Kappel Schmidt,
Carsten Rahbek, Hans Henrik Bruun &
Rasmus Ejrnæs

Forord

Denne rapport er udarbejdet for Naturstyrelsen som led i Naturstyrelsens udmøntning af Naturpakken. Arbejdet er udført i samarbejde mellem GEUS v. Peter Friis Møller, CMEC v. Jacob Heilmann-Clausen og Carsten Rahbek, IGN/KU v. Vivian Kvist Johannsen, Rita Merete Buttenschøn og Inger Kappel Schmidt, BIO/KU v. Hans Henrik Bruun og DCE v. Rasmus Ejrnæs.

Der er lagt stor vægt på at basere anbefalingerne på den nyeste faglige viden om biodiversitet og naturlige processer i skov, men vi har tillige trukket på generel forståelse af skoven som økosystem, og mange års praktiske erfaringer med naturgenopretning i skov. Bredden af forfattergruppen har været med til at sikre et balanceret perspektiv. Vi har ikke set det som vores opgave i detaljer at forholde os til praktiske og juridiske forhold som kan vanskeliggøre konkrete tiltag, men alene til hvordan naturen bedst muligt kan tilgodeses ved omstillingen af dyrket skov til urørt skov eller anden biodiversitetsskov, samtidigt med at der udtages vedmasse i processen.

De i bl.a. Tabel 1 og i bilagene anvendte arealtal er, da den endelige udpegning ikke forelå, baseret på de data, der lå til grund for høringsmaterialet til den offentlige høring i foråret 2018.

Redigeringen er forestået af Peter Friis Møller og Jacob Heilmann-Clausen.

Rapporten er kvalitetssikret af Morten Christensen, Orbicon, Jens-Christian Svenning, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og Per Angelstam, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) i Uppsala.

Indhold

Forord	3
Sammenfatning af anbefalinger	7
Hugst og veteranisering:.....	7
Hydrologi:	8
Græsning:.....	9
Ild:	10
Dokumentation og vidensopsamling :.....	11
1. Indledning og baggrund	13
1.1 Politisk baggrund - Kommissorium.....	13
1.2 Biodiversiteten i statsskovene.....	15
1.2.1 Bevoksningstyper.....	16
1.3 Konceptuel afklaring.....	19
1.3.1 Skovnatur versus lysåben natur.....	20
1.3.2 Hjemmehørende versus indførte træarter.....	21
1.4 Beskrivelse af vidensgrundlag	22
1.4.1 Erfaringer fra tidligere indfasning af skov i Danmark og nabolande	22
2. Naturgenopretning og hugst i indfasningsperioden	25
2.1 Retablering af naturlig hydrologi.....	25
2.2 Græsning og anden påvirkning med større pattedyr	29
2.2.1 Græsning af skov i sammenhæng med lysåbne arealer	30
2.2.2 Helårsgræsning	31
2.2.3 Fordele ved helårsgræsning:.....	33
2.2.4 Negative effekter af tilskudsfodring	33
2.2.5 Samgræsning.....	34
2.2.6 Græsningstryk	36

2.2.7	Anbefalinger vedrørende græsning.....	39
2.3	Afbrænding og anden brug af ild	40
2.4	Hugst i indfasningsperioden.....	41
2.4.1	Hugst i indfasningsperioden som naturgenopretning	42
2.4.2	Konflikter mellem vedmasseudnyttelse og biodiversitet.....	43
2.4.3	Sikring og fremme af træer med værdifulde mikrohabitater	43
2.4.4	Prioritering af træarter	44
2.4.5	Fremme af naturlig skovstruktur og dynamik	45
2.4.6	Hugstformer i ældre bevoksninger.....	46
2.4.7	Tynding og hugst af opvækst og unge bevoksninger	49
2.4.8	Sammenfatning	51
2.4.9	Driftsmæssige bemærkninger	53
2.5	Håndtering af invasive vedplanter	55
2.6	Skabelse af dødt ved og mikrohabitater i levende træer	57
2.6.1	Fremme af dødt ved	57
2.6.2	Aktiv skabelse af dødt ved og fremme af råd i levende træer.....	58
2.6.3	Anbefalinger	59
3.	Anbefalinger vedrørende forvaltningsplanerne	61
4.	Forvaltning efter indfasningsperioden	63
4.1	Urørt skov.....	63
4.2	Anden biodiversitetsskov	63
4.3	Dokumentation og vidensopsamling	64
5.	Litteratur	65
Bilag 1	Generelle anbefalinger vedrørende §25-kortlagte arealer	75
Bilag 2	Generelle anbefalinger vedrørende indfasning af urørt skov.	78

Sammenfatning af anbefalinger

Helt overordnet anbefaler vi, at forvaltningen af de udpegede områder fra begyndelsen af indfasningsperioden tager sigte på at sikre og fremme biodiversitet. Dette skal ske ved hurtigst muligt at skabe optimale rammer for naturlig dynamik og naturlige processer, og ved at sikre, udbygge og fremskynde udviklingen af forhold og levesteder, som er essentielle for biodiversiteten i skove og skovlandskaber.

Vi anbefaler, at indfasning og forvaltning af urørt skov tager sigte på etablering af selv bærende systemer i stor skala i pagt med de topografiske, jordbundsmæssige, klimatiske og hydrologiske gradienter og oplandsforhold. Ved selv bærende systemer forstås i denne sammenhæng systemer, som ikke har behov for aktiv forvaltning for at levere en positiv effekt i forhold til de nationale forpligtigelser for bevarelse af biodiversitet. I anden biodiversitetsskov vil der derimod være plads til fortsat naturpleje for at tilgode særlige levesteder og hertil tilknyttede arter, som kan være følsomme overfor tilgroning og andre processer der ikke kan reguleres detaljeret i urørt skov.

I begge tilfælde bør indfasningen tage sigte på at opbryde de ensartede flade- og linjestrukturer, blandt andet skarpe og ikke-naturlige bevoksningsgrænser, der præger skovene i dag, samt på at sikre rammer for naturlig dynamik.

Hugst og veteranisering:

Naturpakken fastsætter krav om finansiering gennem hugst, hvilket stiller krav om en gennemtænkt implementering for at minimere skadevirkninger og optimere gavnlige effekter på biodiversiteten. Helt generelt anbefaler vi, at hugst med udtag af vedmasse kun foretages op til den fastsatte finansieringsramme. Derimod kan hugst uden udtag af vedmasse, tiltag til at fremme udviklingen af levesteder knyttet til træer på roden og tiltag til at inducere stormfald uden oprydning, foretages overalt, hvor det vurderes at fremme udviklingen væk fra produktionsorienteret skov. Vi anbefaler endvidere at den nødvendige hugs fokuserer på unge og mellemaldrende, ensartede bevoksninger (ikke mindst plantninger) med sigte på at skabe strukturel variation og heterogenitet i træartsindhold, tæthed og kronedybde, inklusive etablering af større lysbrønde og egentlige lysninger. Overordnet anbefaler vi at hugst med biomasseudtag sker efter nedenstående prioritering:

1. Alle individer af vedplantearter, som ikke er hjemmehørende i Europa og er invasive, dvs. klit-fyr (contorta-fyr), glansbladet hæg og sitkagran.
2. Bevoksninger og grupper af andre vedplantearter, som ikke er hjemmehørende i Europa, dvs. bl.a. douglasgran, thuja, cryptomeria, grandis, nobilis, hybridlærk og rødeg.

3. Bevoksninger af overvejende europæiske vedplanter, som ikke er hjemmehørende i Danmarks biogeografiske regioner (atlantisk/kontinental), bl.a. østrigsk fyr, nordmannsgran, europæisk lærk og bjergfyr. Gammel bjergfyr og udvalgte bevoksninger og enkelttræer af de øvrige arter bør dog skånes, hvor de har betydning som levesteder for truede arter.
4. Bevoksninger af vedplanter under 150 år af arter som er potentielt hjemmehørende i Danmark, dvs. primært rødgran, alm. ædelgran og ær. Her prioriteres det at efterlade trægrupper, veterantræer og dødt ved i bevoksninger med strukturel og botanisk variation samt lade udvalgte bevoksninger af såvel løvtræ som rødgran på lav bund indgå i hydrologigenopretningen uden forudgående hugst.
5. Bevoksninger, navnlig plantninger og homogene skærmforyngelser af hjemmehørende arter under 150 år, med fokus på at fremme en mere åben og varieret struktur med 30-75 % kronedække fordelt på tættere (herunder utyndede) grupper, fritstillede træer, lysbrønde og egentlige lysninger. Ved denne hugst efterlades alle eksisterende eller potentielle struktur- og veterantræer, dvs. gamle træer (over 150 år) og træer, som er undertrykte i væksten eller som har skader, sår og hulheder. Desuden efterlades lystræer (skovfyr, eg, ask) fortrinsvis frem for skygetræer (bøg, ahorn(ær)). Ligeledes efterlades buske, lianer, samt insektbestøvede vedplanter (fx tjørn, vedbend, kristtorn, seljepil, lind, fuglekirsebær, skovæble, røn). Træer der skades i forbindelse med skovning bevares ligeledes.
6. Bevoksninger ældre end 150 år, samt registreret §25 skov hugges ikke, eller kun efter helt særlige retningslinjer, jfr. bilag 1.
7. I områder udlagt til anden biodiversitetsskov, hvor der er ekstensiv drift målrettet den specifikke flora, funga og fauna, fortsættes den ekstensive drift så vidt muligt uændret.

Udover sikring af allerede eksisterende mikrohabitater og biostrukturtræer (store træer, hultræer, veterantræer, liggende og stående døde træer o.l.) bør der foretages aktive tiltag for både at fremskynde udvikling af yderligere mikrohabitater og strukturtræer ('veteranisering') og sikre kontinuerlig tilgang af mikrohabitater, med fokus på ensartede bevoksninger af bøg og eg, og især i tilknytning til eksisterende kerneområder med forekomst af truede vedboende arter.

Hydrologi:

Vandstanden er en af de enkleste, billigste og hurtigst virkende dynamiske faktorer til at skabe variation og levesteder, herunder dødt ved og lysninger. Samtidig er vandstanden den naturlige faktor, som har været kunstigt påvirket i kortest tid som følge af

den omfattende dræning i især 18-1900-tallet. Derfor anbefaler vi genopretning af naturlig hydrologi i indfasningsfasen overalt, hvor det er praktisk, teknisk og naboretsligt muligt, og hvor helt specifikke naturhensyn (fx opretholdelse af natur- og kulturhistorisk værdifulde enge o.l.) ikke taler stærkt imod det.

- Genopretning af naturlig hydrologi foregår enklest ved aktivt at bringe dræningen af skovområderne til ophør. Det vil i praksis betyde, at grøfter kastes til og eventuelle underjordiske dræns funktion stoppes, således at naturlige vandstandsforhold og afstrømningsmønstre genopstår og vandet får mulighed for igen at virke som dynamisk faktor, artsfordeler og levestedsskaber.
- Naturlig hydrologi indebærer, at skoven ikke blot er vådere, men mindst lige så vigtigt også at vandet strømmer og fluktuerer frit. Derfor bør eventuelle opstemninger og regulerede overløb ligeledes fjernes som led i genopretningen af naturlig hydrologi.
- Vandstandsretableringen gennemføres således, at eventuel tilførsel af gødnings- og pesticidholdigt overflade- og drænvand fra det omgivende land belaster skovområderne mindst muligt.

Græsning:

Græsning og anden påvirkning fra store, planteædende pattedyr er af central betydning for biodiversiteten og en væsentlig fordelende faktor for vegetationsudviklingen i naturlige skovlandskaber - og har været det i Danmark frem til indfredningen af skovene sidst i 1700-tallet og i første halvdel af 1800-tallet.

Vi anbefaler græsning i alle de skovområder, hvor det er muligt at praktisere som helårsgræsning uden tilskudsfodring. I det omfang der af praktiske og økonomiske årsager skal prioriteres, anbefaler vi at arealer til skovgræsning udvælges efter nedenstående prioritering:

1. Etablering af store, sammenhængende og varierede områder, gerne mindst 500 ha, der med fordel både kan omfatte arealer, der er udlagt til urørt skov og anden biodiversitetsskov samt vådområder og andre lysåbne naturtyper, men ikke marker o.l. i fortsat omdrift.
2. Inddragelse af arealer med kendte forekomster af organismer knyttet til lysåbne skove og overgangshabitater og arealer med lang græsningskontinuitet.
3. Inddragelse af skove, bevoksninger og andre naturtyper med aktuel græsning og spor af tidligere græsningspåvirkning.
4. Inddragelse af bevoksninger af og med eg, herunder eventuelle egekrat.

Generelle anbefalinger vedrørende græsningen:

- Vi anbefaler, at der overalt arbejdes med helårsgræsning uden tilskudsfodring, således at der udvikles et naturligt græsningstryk primært baseret på den tilgængelige fødemængde og de naturlige årstids- og klimabestemte variationer i denne.
- Der mangler viden om naturligt græsningstryk. Vi anbefaler derfor, at der ind sættes dyr svarende til den nedre ende af bærekapaciteten for de enkelte områder på baggrund af en konkret vurdering, men med løbende regulering baseret på monitoring af dyrenes trivsel og effekter på vegetationen. Der vil være variation i bæreevne fra lokalitet til lokalitet og bæreevnen vil variere med valg af dyrearter og deres indbyrdes forhold.
- Vi anbefaler, at der arbejdes med flere forskellige planteædere – fx kvæg, heste, bison, elg, krondyr, dådyrvildsvin og bæver, dvs. dyr, der er ude hele året og ikke sættes på stald.
- Vi anbefaler, at man varierer sammensætningen af dyr lokaliteterne imellem for at skabe størst mulig variation. Der etableres basislinje målinger til erfaringsopsamling.
- Hegning vurderes i de fleste tilfælde at være en forudsætning for at kunne opnå en naturlig funktion af græsning, fordi dyrkede marker oftest ligger i tæt nærhed af skoven. Hegn kan etableres som semipermeable hegn, hvor arter som bæver, krondyr og dådyr kan passere, mens bl.a. bison, kvæg og hest holdes inde.

Ild:

Ild er en central faktor i de boreale, nåletræsdominerede skovøkosystemer på den nordlige halvkugle, ligesom ild historisk set har været med til at forme landskabet i store dele af Danmark, både før og efter at landbruget kom til Danmark (fx Hannon et al. 2000). Vi anbefaler at ild i højere grad inddrages som instrument i naturforvaltningen i skov, både i indfasningen af arealer til urørt skov, græsningsområder og anden biodiversitetsskov og i forvaltningen af disse fremover. Navnlig anbefaler vi:

- Brug af ild efter fx svensk forbillede på udvalgte arealer domineret af nåletræer, navnlig skovfyr.
- Brug af ild i forbindelse med naturgenopretning af arealer med opvækst og unge plantninger af sitkagran, klit-fyr, bjergfyr m.m.
- Brug af ild til gennem mosaikafbrænding at skabe variation i underskov og spiringssmiljø for hjemmehørende arter af træer og buske.

Dokumentation og vidensopsamling:

Internationalt er erfaringerne med naturgenopretning i tempereret løvskov begrænsede. Derfor er det væsentligt at de udførte tiltag og indhøstede erfaringer med metoder og indsatser samt ikke mindst de opnåede effekter på struktur og biodiversitet bliver dokumenteret og overvåget. Det gælder både i indfasningsperioden og efterfølgende, og med fokus på at resultaterne hurtigst muligt gøres tilgængelige og dermed kan evalueres i forhold til forvaltningen.

Vi anbefaler, at der udarbejdes og iværksættes et egentligt overvågningsprogram, der kan sikre dette, både på urørte arealer og på arealer, der drives som anden biodiversitetsskov.

1. Indledning og baggrund

1.1 Politisk baggrund - Kommissorium

Denne rapport er et af de faglige bidrag med anbefalinger, som er udarbejdet i forbindelse med udmøntningen af Naturpakken fra maj 2016. Naturpakkens udmøntning indebærer bl.a. udlæg af yderligere 13.300 ha skov, heraf 3.300 ha nåleskovsplantager til biodiversitetsformål i statsskovene, således at det samlede areal med urørt skov, græsningsskov og anden biodiversitetsskov når op på 25.000 ha.

Det fremgår yderligere af aftalen om naturpakken at:

”Udlægningen sker på statens arealer og skal ske på den mest omkostningseffektive måde på baggrund af den nyeste viden og med konsultation af relevante forskningsmiljøer, herunder det vidensgrundlag, der tilvejebringes i projektet om kortlægning af naturmæssigt særligt værdifuld skov. Den konkrete udlægning af arealerne fastlægges, så det sikres, at der målrettet udlægges arealer med det største biodiversitetspotentiale. Samlet udlægges således et areal svarende til 20 procent af statens skovareal til urørt skov eller anden biodiversitetsskov (Miljø- og Fødevareministeriets og Forsvarets skovareal svarer til 111.500 ha)”.

Og at *”Udlægningen sker ved en indfasning, hvor der udtages økonomiske værdier over de næste 10 år for løvskov, mens der for plantager med nåletræ sker en indfasning over 50 år for at sikre højere biodiversitetspotentiale ved bl.a. at konvertere nåleskoven og samtidig udtage økonomiske værdier. De nye udlagte arealer vil omfatte hele skove eller dele af større skove inklusiv mindre åbne arealer som fx skovmoser, skovenge mv., som er en naturlig del af skoven”.*

Med Naturpakken udlægges 3.300 ha nåleskovsplantager til urørt skov. Hvad angår disse arealer har Naturstyrelsen præciseret, at der hermed menes skove i hede- og klitplantageområderne. I praksis vil det sige nåletræsplantagerne vest for israndslinjen, klitplantager nord for Limfjorden samt på Læsø og i Tisvilde Hegn. I de udlagte nåletræsplantager vil der være arealer med løvtræer, både naturligt etablerede og plantede, og lysåbne arealer som fx heder og overdrev. Disse arealer vil indgå i arealet for udlagte nåletræsplantager. For plantager med nåletræ sker en indfasning over 50 år for at sikre biodiversitetspotentiale ved bl.a. at konvertere nåleskoven og samtidig udtage økonomiske værdier.

I alt 6.700 ha løvskov udlægges til urørt skov. Løvskov er i denne sammenhæng defineret som skove/ skovområder i de gamle skovegne øst for israndslinjen, som fx skovene Boserup skov, Bidstrup skovene, Gribskov og skovene i det østlige Sønderjylland. I de

udlagte løvskove vil der indgå nåletræsbevoksninger og lysåbne arealer som eksempelvis enge, moser og overdrev. Disse arealer indgår i det samlede areal for udlagt løvskov. Yderligere 3.300 ha, der primært omfatter løvskov, udlægges til anden biodiversitetsskov. Her er der forudsat, at der primært er tale om løvskovsarealer, der af den ene eller den anden grund er mindre egnet til egentlig urørt forvaltning. Anden biodiversitetsskov kan udlægges i komplekser sammen med urørt løvskov.

Af opdraget fra Naturstyrelsen for udredningsarbejdet vedrørende indfasning fremgår bl.a.:

"Der udarbejdes en række anbefalinger for forvaltning af skove til biodiversitetsformål under de rammer og forudsætninger, der ligger til grund for Naturpakken. NST har bl.a. tilkendegivet at der ønskes velkendte samt nye innovative forvaltningsmetoder præsenteret, fx brand af enkelttræer m.v. Desuden vil styrelsen gerne have anbefalinger vedrørende forvaltningsmetoder i forbindelse med overgangen fra eksisterende forhold til f.eks. hugst ned til 200 m³/ha for at udtage værdierne og så frem mod det ønskede "skovbillede":

Der udarbejdes anbefalinger i forhold til følgende områder:

- 1. Hugst i indfasningsperioden, herunder om hvordan hugsten i indfasningsperioden kan tilrettelægges, således at biodiversitetspotentialet forbedres og eller beskyttes. Anbefalingerne differentieres i forhold til forskellige bevoksningstyper og deres potentiale for biodiversiteten i udgangssituationen.*
- 2. Muligheder for græsningsskov. Herunder græsningstryk i forhold til andel af lysåben skov m.fl. og sammenspillet i forhold til omkringliggende lysåbne arealer.*
- 3. Omkostningseffektive metoder for bekæmpelse af invasive arter under implementering samt i den fremtidige forvaltning.*
- 4. Omstilling fra produktionsskov til urørt skov (ældre bevoksninger, selvforyngelser og mellemaldrende skove). Forskerne skal beskrive muligheder for håndtering af overgangen og anvise omkostningseffektive løsninger.*
- 5. Skabelse af dødt ved. Der ønskes forskningsbaserede anbefalinger for, hvordan man bedst og mest omkostningseffektivt kan skabe dødt ved."*

Arealudpegningen i forbindelse med Naturpakken adskiller sig fra tidligere udlægnings ved at fokusere på hele skove og dele af større skovområder frem for at fokusere på mindre arealer med særligt store naturværdier eller begrænset produktionspotentiale. De nye arealer, der bliver udlagt, vil således omfatte hele skove eller dele af større skove inklusiv lysåbne arealer som fx skovmoser, skovenge mv., som er en naturlig del af skoven såvel som bevoksninger, der er ret unge, er plantede, består af indførte arter eller på anden måde er stærkt præget af langvarig produktionsorienteret drift. Der kan også være tale om fx arealer, der forbinder allerede udlagt og geografisk fragmenteret urørt skov. I forbindelse med Naturpakken er det forudsat, at der med urørt skov alene

menes produktionsmæssigt urørt, dvs. at det er forudsat, at der kan gennemføres græsning eller anden pleje, for eksempel bekæmpelse af invasive arter, i den del af den urørte skov, hvor det har størst biologisk værdi.

1.2 Biodiversiteten i statsskovene

Problemerne for biodiversiteten i de danske skove er beskrevet i adskillige rapporter og artikler, herunder Bruun & Heilmann-Clausen (2012), Johannsen mfl. (2013) og Petersen (2016) og kan kort opsummeres som følger:

- Tab af naturligt skovareal som følge af konvertering til landbrugsland og dyrket skov, herunder dræning, plantning og hugst samt andre anvendelser.
- Tab af lysåbne arealer, indre skovbryn og overgange mellem skov og lysåben natur som følge af ophørt græsning, samt tilplantning og dræning.
- Tab af levesteder knyttet til naturlig skov, som følge af fokus på vedproduktion, herunder uforstyrret jordbund, dødt ved og gamle og skadede træer med en vifte af mikrohabitater.
- Tab af vedplanter, herunder insektbestøvede træ- og buskarter, som følge af fokus på vedproduktion.
- Tab af naturlige vådbundsarealer og fugtigt skovklima som følge af dræning.
- Tab af naturligt næringsfattige forhold som følge af eutrofiering, dræning, jordbearbejdning og i mindre omfang – direkte gødsning.

I forbindelse med Naturpakken er der udarbejdet faglige anbefalinger for udpegningen af arealer i statsskovene (Petersen et al. 2017, Johannsen & Schmidt 2017, Buchwald 2018), som i vid udstrækning er blevet fulgt i Naturstyrelsens konkrete arealudpegninger. Forskernes anbefalinger har taget udgangspunkt i aktuelle forekomster af arter og strukturer, der kendetegner naturlig skov. De tiltag, der skal iværksættes i indfasningsperioden på henholdsvis op til 10 og 50 år, skal i videst muligt omfang understøtte disse forekomster og medvirke til en hurtig udvikling af potentialer.

For at opnå de ønskede, tilstrækkeligt store, sammenhængende områder, har det være nødvendigt at inddrage betydelige skovarealer, der er stærkt præget af lang tids produktionsorienteret drift. Disse bevoksninger og skove er langt fra en naturlig tilstand og det vil tage lang tid for den naturlige biodiversitet at indfinde sig på disse arealer; dels på grund af langsom spredning hos mange arter, dels fordi det vil tage lang tid, før egnede levesteder opstår naturligt. En veltilrettet indfasning kan dog fremme en udvikling af potentiale for biodiversitet ved at fremskynde skovens naturlige dynamik og ved at fremme de forhold og levesteder, som kendetegner naturlige skovøkosystemer. Mere konkret er en stor del af det udpegede areal som følge af historiske forhold og skovdrift med fokus på vedproduktion kendetegnet af:

- Ensartede og ensaldrende bevoksninger.
- Unge til mellemaldrende bevoksninger, uden biologisk gamle træer.
- Indførte arter og/ eller indførte herkomster (provenienser).
- Lille strukturel variation.
- Fravær af eller lille forekomst af træer med mikrohabitater
- Fravær af eller lille forekomst af dødt ved.
- Jordbund, der er præget af tidligere landbrugsmæssig dyrkning og af jordbearbejdning i forbindelse med kulturanlæg og selvforyngelser.
- Jordbund, der er stærkt præget af dræning.
- Skarpe, kunstigt skabte bevoksningsgrænser.
- Fravær af græsningsdynamik.

Flere af disse forhold (fx højere træ- og bevoksningsalder) kræver i sagens natur lang tids udvikling og vil ikke umiddelbart kunne forbedres indenfor indfasningens tidsramme på 10-50 år, mens andre i vekslende omfang kan forandres og genoprettes gennem aktive indgreb. Især i ensartede bevoksninger vil veltilrettelagt hugst kunne have positiv betydning for udviklingen af naturlige skovstrukturer, mens aktive tiltag til genoprettelse af naturlig hydrologi har et stort dynamisk og levestedsmæssigt potentiale overalt. Det gælder ligeledes genoprettelse/etablering af naturlige græsningsniveauer uden tilskudsfodring jfr. afsnit 2.2.om græsning.

Forskellige bevoksninger har forskelligt naturpotentiale på kort og langt sigt afhængig af bl.a. deres forhistorie (herunder graden af vedvarighed (kontinuitet)) og af det skovlandskab de indgår i. Desuden har forekomsten af andre strukturer i området, herunder 'geostrukturer' såsom særlig jordbund, topografi, sten, klipper, vådområder inkl. vandløb, væld og særlig hydrologi samt mulighederne for bl.a. at retablere naturlig hydrologi stor betydning.

1.2.1 Bevoksningstyper

I tabel 1 er sammenfattet arealer og gennemsnitsdata for de arealer, der pt. er udpeget til urørt skov og anden biodiversitetsskov i forbindelse med Naturpakken og som benyttes i høringsmaterialet. De kan ses som baggrund for anbefalingerne i nærværende rapport vedrørende den kommende planlægning og forvaltning i indfasningsperioden.

Bevoksningsklasse		Urørt løvskov		Urørt nåleskov		Anden biodiversitetsskov	
		areal	vedmasse	areal	vedmasse	areal	vedmasse
Driftsklasse (Hovedtræart)	Alders- klasse	ha	m ³ /ha	ha	m ³ /ha	ha	m ³ /ha
Bøg	<50	1.230	221	54	57	431	167
Bøg	50-80	648	278	19	233	256	297
Bøg	80-100	214	321	5	276	64	312
Bøg	100-150	841	319	43	382	352	354
Bøg	>150	361	305	21	394	188	323
Eg	<50	308	80	112	47	143	87
Eg	50-80	318	205	29	136	164	205
Eg	80-100	109	226	10	223	57	255
Eg	100-150	143	237	49	246	121	230
Eg	>150	107	230	4	244	127	201
Ær	<50	136	154	1	131	47	145
Ær	50-80	88	207	2	92	46	200
Ær	80-100	9	221	0	112	9	191
Ær	100-150	3	215	1	220	1	248
Ær	>150	3	264	-	-	1	234
Ask	<50	31	80	0	13	12	67
Ask	50-80	35	169	1	94	28	148
Ask	80-100	12	163	0	110	24	175
Ask	100-150	8	160	-	-	11	154
Ask	>150	1	112	-	-	1	139
Rødel	<50	11	39	4	15	4	51
Rødel	50-80	27	157	0	77	6	112
Rødel	80-100	10	78	-	-	1	177
Rødel	100-150	1	103	-	-	-	-
Rødel	>150	0	185	-	-	-	-
Birk	<50	217	66	63	82	76	68
Birk	50-80	199	127	216	90	42	139
Birk	80-100	66	137	6	137	21	159
Birk	100-150	76	134	27	176	31	139
Birk	>150	1	155	9	155	-	-
Andet løv	<50	59	61	14	37	21	70
Andet løv	50-80	78	146	12	91	34	141
Andet løv	80-100	40	153	1	123	15	164
Andet løv	100-150	17	155	-	-	15	126
Andet løv	>150	0	111	-	-	5	117
Hvidel og kastanje	<50	0	39	-	-	-	-
Hvidel og kastanje	50-80	2	145	-	-	0	155
Hvidel og kastanje	80-100	-	-	-	-	1	167
Hvidel og kastanje	100-150	-	-	-	-	-	-
Hvidel og kastanje	>150	-	-	-	-	2	122
Rødeg	<50	2	112	0	149	1	94

Rødeg	50-80	45	158	9	174	27	170
Rødeg	80-100	1	165	-	-	1	161
Rødeg	100-150	5	159	-	-	2	167
Rødgran	<50	720	231	141	245	276	233
Rødgran	50-80	459	390	134	309	161	394
Rødgran	80-100	46	362	17	313	34	371
Rødgran	100-150	37	386	51	273	23	281
Rødgran	>150	2	382	4	390	0	452
Skovfyr	<50	25	83	222	71	42	96
Skovfyr	50-80	29	251	370	222	53	227
Skovfyr	80-100	21	277	95	218	12	229
Skovfyr	100-150	39	251	220	186	189	148
Skovfyr	>150	3	323	57	172	1	405
Bjergfyr	<50	12	220	26	154	8	184
Bjergfyr	50-80	1	315	29	171	3	198
Bjergfyr	80-100	-	-	34	155	2	181
Bjergfyr	100-150	-	-	379	167	3	23
Ædelgran	<50	23	325	60	150	11	305
Ædelgran	50-80	26	459	24	268	30	555
Ædelgran	80-100	3	497	1	400	8	676
Ædelgran	100-150	2	869	2	388	7	693
Andet nål - europæisk	<50	69	142	53	106	42	135
Andet nål - europæisk	50-80	61	222	119	164	67	207
Andet nål - europæisk	80-100	18	215	12	153	12	225
Andet nål - europæisk	100-150	11	372	24	112	11	217
Andet nål - europæisk	>150	2	186	1	176	-	-
Nordmannsgran	<50	44	224	13	125	10	131
Nordmannsgran	50-80	16	451	2	301	15	476
Nordmannsgran	80-100	1	628	-	-	0	675
Nordmannsgran	>100-						
Sitkagran	<50	63	249	137	172	66	193
Sitkagran	50-80	29	421	57	339	21	428
Sitkagran	80-100	5	465	13	344	5	373
Sitkagran	100-150	0	348	3	487	0	550
Andet nål - ikke europ.	<50	108	226	85	101	62	165
Andet nål - ikke europ.	50-80	95	406	40	197	37	395
Andet nål - ikke europ.	80-100	24	415	3	281	10	470
Andet nål - ikke europ.	100-150	6	499	0	235	3	528
Andet nål - ikke europ.	>150	-	-	0	110	-	-
Midl. ubevokset	<50	143	9	41	2	52	3
Naturarealer	<50	4.956	0	1.281	0	1.388	1

Tabel 1 Oversigt over foreløbigt udpeget areal i statsskovene fordelt på de tre forvaltningskategorier, dvs. de arealer, der indgik i høringsmaterialet. Baseret på data fra Naturstyrelsen.

1.3 Konceptuel afklaring

Traditionelt har naturforvaltningen i Danmark taget udgangspunkt i et statisk eller kulturhistorisk begrundet natursyn, hvor målet var at bevare en eksisterende tilstand eller at genskabe et historisk landskab, med fokus på eksisterende naturværdier, hjemmehørende arter og velafgrænsede naturtyper, inklusiv dem, som er blevet fremmet i et historisk kulturlandskab (fx stævningskov og engskov med høslæt). I modsætning her til står et dynamisk natursyn, som anerkender, at naturen er under konstant forandring som konsekvens af naturlige og menneskeskabte processer. Naturplanens fokus på urørt skov som det vigtigste virkemiddel til sikring af skovenes biodiversitet understøttes af et dynamisk naturhensyn, mens arealerne afsat til anden biodiversitetsskov kan ses som en anerkendelse af et mere statisk og kulturhistorisk natursyn.

Med enkelte mulige undtagelser har alle hjemmehørende arter i Danmark udviklet sig evolutionært i et landskab uden menneskelig påvirkning. De vil derfor principielt kunne trives i et urørt, skovdomineret landskab med naturlige vandstandsforhold og store dyrs græsning, forudsat at de grundlæggende klimatiske og biotiske rammebetingelser for arternes forekomst ikke har ændret sig afgørende. I det danske landskab har mennesket i høj grad indskrænket rammerne for naturens processer. Overgangen fra dyrket til urørt skov indebærer en udvidelse af rammerne for de naturlige processer til stor gavn for biodiversiteten. På kort sigt er det dog sandsynligt at overgangen fra overvejende dyrket til urørt skov vil kunne medføre et utilsigtet tab af arter, især for arter tilknyttet lysåbne levesteder på tør bund. Det skyldes dels, at mange arter har så små og fragmenterede bestande i Danmark, at tilfældigheder eller mindre ændringer i levestedsvilkår kan medføre deres lokale uddøen (Schmidt et al. 2017). Desuden spiller det ind, at yngre, ensaldrende skov, som overlades til fri udvikling, vil gå i gennem en tæt og mørk fase i en kortere eller længere periode, indtil naturlige forstyrrelsesprocesser indfinder sig og genskaber lysåbne levesteder.

Genoprettelse af naturlig hydrologi og græsningsdynamik kan i kombination med hugst fremskynde udviklingen af naturlige skovstrukturer og processer til gavn for lyskrævende arter både i urørt skov og anden biodiversitetsskov. I anden biodiversitetsskov kan en løbende naturpleje anvendes til at fastholde bestemte lysåbne successionsstadier og hertil knyttede arter på bestemte arealer, som en del af forvaltningen af anden biodiversitetsskov. Konceptuelt er løbende naturpleje uforeneligt med urørt skov, men lokalt kan særlige omstændigheder tale for pragmatiske indgreb for at bevare konkrete bestande af truede arter eller særlige kulturhistoriske værdier. Tyngden i denne rapport ligger på den naturgenopretning, der kan opnås i indfasningen og målet er at fremme og sikre betingelser for så vidt muligt selvforvaltende systemer.

1.3.1 Skovnatur versus lysåben natur

Af historiske årsager har forvaltningen af skov og lysåben natur været afkoblet i Danmark. Det er ikke mindst en eftervirkning af udviklingen af et egentligt skovbrug med fokus på vedproduktion i 1700-tallet og de store reformer omkring år 1800, herunder Fredskovsforordningen af 1805, som satte et både mentalt og fysisk skel mellem skov og åbent land i den danske landskabsforvaltning. I processen omkring Fredskovsforordningen blev græssende husdyr udelukket fra skovene samtidig med, at de historiske driftsformer blev afløst af et ensidigt fokus på vedproduktion. Derudover blev der iværksat store bestræbelser for med dræning og tilplantning at omdanne tidligere åbne arealer i fredskovene til skov. Skellet mellem skov og lysåbne naturtyper er imidlertid kunstigt, og forvisningen af husdyr fra skovene markerede starten på en økologisk undtagelsestilstand, hvor skoven kunne udfolde sig uden et væsentligt græsningstryk. Mange af de mest truede organismer i dagens Danmark, fx mange sommerfugle og store vedboende biller er ikke overraskende knyttet til lysåbne og halvåbne skovhabitater samt dynamiske overgange mellem lysåben natur og skov. Vore anbefalinger til indfasningsfasen har derfor i høj grad fokus på at genskabe et varieret skovbillede og skovlandskab, hvor sluttet skov veksler med mere åbne habitater. Dette er ikke mindst relevant i de større udlæg over 100 ha, eller hvor mindre udlæg er sket i sammenhæng med eksisterende lysåben natur.

En væsentlig pointe i denne sammenhæng er, at høj produktivitet og skovsundhed i skovene ikke er en prioritet i Naturpakken. Mange af de processer, som er vigtige for skovenes biodiversitet, står i modsætning til, hvad der er ønskværdigt ud fra et vedproduktionssynspunkt. Misvækst og forstyrrelser, som skader enkelttræer og bevoksnings-er således generelt gavnlige for biodiversiteten. På vore breddegrader er følgende naturlige processer og forhold særligt vigtige i denne sammenhæng, idet de - alene og i samspil med hinanden - kan medvirke til at skabe en vifte af levesteder med kortere eller længere levetid:

- Naturlige vandstandsforhold, herunder høj vandstand i lavbundsområder og fluktuationer i vandstand, som følge af bl.a. bævere og variation i vejrliget
- Uforstyrret jordbundsudvikling på såvel sur som basisk (kalkrig) bund
- Erosion langs kyster og vandløb
- Stormfald
- Græsning (græs, urter og træopvækst), nipning (browsing), barkskrælning og andre påvirkninger (forstyrrelser) fra store dyr
- Sygdom og svampeangreb på træer
- Ild (brand)

Af disse kan ild, græsning og vandstand bringes aktivt i spil i forbindelse med naturgenopretning og pleje, mens andre processer og forhold kan understøttes af valgte indgreb på de udlagte arealer.

1.3.2 Hjemmehørende versus indførte træarter

Europas biogeografi er præget af de istider og varmetider, som har vekslet gennem Pleistocæn, og som gradvist har medført et tab i antallet af hjemmehørende træslægter, der ikke har formået at overleve i refugierne eller overvinde den spredningsbarriere som Alperne og andre centraleuropæiske bjergkæder udgør. Studier af spredning efter sidste istid viser desuden, at der stadig ikke er balance i træarternes udbredelse i Europa og at der stadig sker en naturlig ekspansion af udbredelsesområderne for de fleste europæiske træarter (Svenning & Skov 2004). I de seneste århundreder har skov- og agerbrug dog sat et meget stærkt præg på træartsforekomsten og -fordelingen i Danmark, med stærkt reduktion for visse arter, og indførsel og storskalabenyttelse af andre arter. Nogle af de indførte træer og buske er europæiske arter, som sandsynligvis ville være indvandret naturligt i løbet af nogle århundreder, men som ikke nåede det selv, inden de blev indført af mennesket, fx ær (ahorn), rødgran, grå-el og sandsynligvis alm. ædelgran. Andre er europæiske arter, som ikke umiddelbart tegnede til at ville indvandre af sig selv, men er blevet indført af mennesker, fx bjergfyr, østrigsk fyr og europæisk lærk. Endelig er en del arter indført fra andre verdensdele fx sitkagran, kæmpegran (grandis), ædelcypres, douglasgran, klit-fyr, røddeg og glansbladet hæg fra Nordamerika, nordmannsgran fra Kaukasus og japansk lærk fra Østasien. Disse arter ville i sagens natur ikke have en chance for at indvandre af sig selv.

Nogle af de indførte arter kan anses som problematiske i forhold til det naturlige plante- og dyreliv, og Miljøstyrelsen har udpeget en række af disse som invasive, og dermed uønskede i Danmark (<http://mst.dk/natur-vand/natur/national-naturbeskyttelse/invasive-arter/de-invasive-arter/>). Det gælder fx bjergfyr, klit-fyr, rynket rose og glansbladet hæg. Derimod står bl.a. sitkagran ikke på listen, selvom vi vurderer at denne art kan optræde problematisk, ikke mindst på rydninger og forstyrrede moser i skove, hvor den lokalt kan blive dominerende og i mindre omfang i gammel løvskov (fx i Lille Vildmose). Den reelle betydning af samtlige ovenstående arter i forhold til den hjemmehørende biodiversitet mangler dog at blive belyst gennem empiriske undersøgelser.

I vores anbefalinger til overordnet håndtering af vedplanter i indfasningsperioden har vi udover hjemmehørighed og spredningspotentiale taget udgangspunkt i arternes slægtskab med hjemmehørende eller europæiske arter, idet nærtbeslægtede arter alt andet lige deler flere tilknyttede arter af insekter og svampe end fjernbeslægtede arter. Derudover er arternes biologiske værdi vurderet ud fra bestøvningsforhold og ved/bark-kemi og struktur, idet insektbestøvede arter og arter med basisk bark/ved er tillagt større værdi, fordi de som hovedregel understøtter flere følgearter.

1.4 Beskrivelse af vidensgrundlag

Erfaringsgrundlaget for konvertering af dyrket skov til urørt skov eller anden biodiversitetsskov er begrænset, både nationalt og internationalt. Hittidige indsatser for beskyttelse af skovnatur har haft fokus på at beskytte eksisterende værdier knyttet til overlevende gammelskov, eller til at genskabe skov i områder præget af stort skovtab. Det er således en meget spændende proces, der nu igangsættes, og hvor der på flere punkter mangler praksisnære studier, der kan give konkret evidens om de enkelte tiltag og deres effekter. Det kan der forhåbentlig rådes bod på gennem et ambitiøst monitoringsprogram i indfasningsperioden med fokus på de hovedtiltag, der bringes i spil - bl.a. strukturudvikling gennem reducere af den levende vedmasse, skabelse af dødt ved, reetablering af naturlig hydrologi og helårsgræsning uden tilskudsfordring.

Overordnet set har vi i vores anbefalinger taget udgangspunkt i, at alle arter evolutionært er tilpasset et landskab uden mennesker. Nogle arter er naturligvis blevet begunstiget af skovdrift og andre menneskelige indgreb, men i konverteringen til urørt skov er hovedfokus på at genoprette så naturlige processer og strukturer som muligt, da disse helt overvejende begunstiger flest arter. Den evolutionære tilpasning til den naturlige skovdynamik kan således ses som en overordnet rettesnor for de foreslåede indgreb. Under denne paraply har vi inddraget videnskabelige studier af diverse problemstillinger samt, konkrete erfaringer med indfasning af urørt skov og anden biodiversitetsskov i ind- og udland, med mest vægt på videnskabelige publikationer, hvor sådanne var tilgængelige.

1.4.1 Erfaringer fra tidligere indfasning af skov i Danmark og nabolande

I Danmark er der gennem årene foretaget konverteringer af dyrket skov til urørt skov eller anden biodiversitetsskov, først og fremmest i forbindelse med Naturskovsstrategien fra 1992 og dens opfølgninger, men også i forbindelse med bl.a. fredninger, naturgenopretning og udlæg af reservater, græsningsskov eller urørt skov i anden sammenhæng, hvor forskellige former for hugstindgreb og rydninger, med eller uden udtag af vedmasse har indgået som en væsentlig del af indsatsen.

For at sikre et bedre fagligt grundlag for den fremtidige indsats, lod Skov- og Naturstyrelsen i 1995 udarbejde et 'basisprogram for naturskovsforskningen i Danmark' (Nielsen m.fl. 1995). Programmet skulle tilvejebringe datagrundlag og en 'baseline' for fremtidige undersøgelser, således at effekten af strategiens udlæg på bl.a. biodiversiteten kunne følges og erfaringer indhøstes. Men dette program blev aldrig sat i værk og status er, at der kun foreligger meget få danske undersøgelser, der kan belyse effekten for bl.a. biodiversiteten af udlæg af arealer til urørt skov eller til de særlige driftsformer. Det uheldige i denne mangel på viden er bl.a. påpeget i evalueringsrapporten

vedrørende den danske indsats for biodiversiteten i de danske skove 1992-2012 (Johannsen et al. 2013).

Et vist indtryk af betydningen af de forskellige driftsformers betydning for biodiversiteten fås bl.a. af undersøgelserne i projektet Biologisk mangfoldighed i dansk naturskov (Møller 1997, Flora og Fauna 2017). I projektet blev en række skovarealer med parvis nogenlunde identiske grundbetingelser men med forskellig drift: urørt, plukhugst og almindelig forstlig drift, sammenlignet og undersøgt for bl.a. en række artsgrupper. Projektet blev udført i 1992-94 og gentaget efter 20 års forløb i 2015 (Møller 1997, Flora og Fauna 2017). Baseret på omfattende feltstudier i Lille Vildmose gennemførte Mazziotta mfl. 2016) et space-for-time modelstudie af effekter på biodiversiteten ved naturgenopretning i skov. Studiet påviste en meget positiv effekt af genoprettet hydrologi og ophørt drift på både karplanter, epifytiske laver og vedboende svampe.

Selvom der bortset fra ovennævnte undersøgelser ikke foreligger sammenfattende undersøgelser af effekter af naturskogsstrategien eller andre indsatser for biodiversitetskov, er der en række praktiske erfaringer at trække på.

Fra vores nærmeste udland er der flere erfaringer at trække på, og også videnskabelige undersøgelser af biodiversitetsudviklingen i ny-udpegede skovreservater. I Sverige er der således igangsat et større projekt om aktiv konvertering af dyrkningspræget bøgeskov til urørt skov (Niklasson 2017), mens Vanderkerkhove mfl. (2009 og 2012), Meyer & Schmidt (2011) har undersøgt udviklingen i dødt ved og tilknyttet biodiversitet i yngre skovreservater i Nordvest- og Centraleuropa.

Resultaterne fra en international forskergruppes ret omfattende review af litteratur om betydning af tiltag i forhold til bl.a. dødt ved og brand for en række artsgrupper forventes at blive publiceret indenfor de kommende måneder (Jonsson et al. 2018).

2. Naturgenopretning og hugst i indfasningsperioden

Naturpakken udstikker en indfasningsperiode for urørt skov på hhv. 10 år (senest 2026) for arealer i løvskovsegnene og 50 år (senest 2066) for arealer i nåletræsplantagerne, mens indfasningen af arealer til 'anden biodiversitetsskov' skal foregå i løbet af 5 år (senest 2020). De udstukne åremål giver en ramme for, hvornår omstillingen senest skal være gennemført på arealerne, men bør selvfølgelig ikke være til hinder for en hurtigere omstillingsproces, hvor forholdene gør det muligt.

I Naturpakken er der specificerede krav om en aktiv hugstindsats og udtag af biomasse i forbindelse med indfasningen. Formålet med denne hugst er at sikre finansiering til omstillingen. Kravet om hugst og udtag af vedmasse er således økonomisk begrundet, selvom hugst i vekslende omfang kan anvendes som et led i naturgenopretning og pleje.

Udover den aktive hugst kan og bør der som led i indfasningen gennemføres naturgenopretning, som udelukkende har fokus på at forbedre forholdene for skovenes naturindhold, strukturudvikling og biodiversitet. I dette kapitel gennemgår vi først reetablering af naturlig hydrologi og græsning, som naturgenopretningstiltag, der kan gennemføres med effekt over større flader. Dernæst beskriver vi, hvordan hugstindsats og biomasseudtag kan tilrettelægges således, at positive effekter på biodiversiteten optimeres, mens negative effekter minimeres. I den forbindelse behandles også bekæmpelse af invasive arter. Endelig gennemgår vi, hvordan levesteder knyttet til dødt ved og levende træer kan fremmes aktivt i indfasningsperioden.

2.1 Retablering af naturlig hydrologi

Vandstanden er en helt central økologisk faktor for artsfordelingen og dynamikken i naturlige økosystemer, herunder i skove og skovlandskaber. I store dele af landet, navnlig i de østlige dele, har de topografiske forhold efter istiden ført til dannelse af talrige og udstrakte vådområder, først som åbne vande umiddelbart efter isafsmeltningen, men siden, i takt med vegetationsudvikling, tilgroning og sedimentation, som kær, moser og skovsumpe uden permanent åbent vandspejl.

Geologiske kort viser således at fx i Nordsjælland har 25 % af arealet været så vådt, at der er dannet organiske aflejringer som gytje og tørv. Dertil kommer en høj andel af arealet, hvor vandstanden har været styrende for vegetationen, men hvor bunden ikke har været så våd, at der er sket aflejring. En stor del af landskabet vil derfor pga. vandstanden naturligt være træløs sø, mose eller bevokset med sumpskov og zoneret skov,

styret af forekomsten af trykvand, væld, vandløb med fluktuerende vandstand og varierende fugtighedsgradienter – og dermed rumme en meget stor variation i udbuddet af levesteder, herunder levesteder for lys- og varmekrævende arter (Møller 2000).

Derudover er varierende vandstand som følge af fx bæveraktivitet eller klimatiske fluktuationer og ekstreme vejrbegebenheder en vigtig dynamisk faktor, som kan forårsage omfattende svækkelse og død hos træer pga. af temporært iltfattige forhold i rodzonen og derved skabe værdifulde levesteder.

Imidlertid er de naturligt forekommende vådområder og vandstandspåvirkede jordbunde stort set overalt i skovene meget stærkt præget af udgrøftning, afvanding og vandløbsregulering, og ofte tillige af opdyrkning, tørvegravning samt ikke mindst tilplantning fra 1700-tallet og op i 1900-tallet. Beregninger i nordsjællandske skove viser et historisk tab af vådområder på ca. 80 % siden midten af 1800-tallet (Rune 1997). Dræningen og tilplantningen har ensrettet forholdene og generelt tilgodeset og fremmet udprægede skyggetræarter, både indførte og hjemmehørende, navnlig bøg, ær og rød- og sitkagran, men også ask, der har kunnet etableres eller få fodfæste på arealer, hvor jordbunden før var for våd og iltfattig til denne art. Navnlig bøg er af denne årsag blevet langt mere udbredt i skovene, end den ville være under naturlige vandstandsforhold (Møller 2000, Riis-Nielsen mfl. 2017).

Dræningsindsatsen kan siges at have toppet i 1970'erne og 80'erne. Især siden naturskogsstrategien i 1990'erne er grøfteoprensning generelt blevet ekstensiveret i statskovene, ligesom der mange steder er udført aktive tiltag for at genskabe mere naturlige vandstandsforhold (Møller 2000, Krog mfl. 2015).

Genoprettelse af naturlig hydrologi er givetvis det enkleste og hurtigst virkende naturgenopretningstiltag, som i løbet af ganske få år kan sikre stor variation og levesteder, herunder dødt ved, vådområder og lysninger (Møller 2000, Maziotta mfl. 2016). Naturlig vandstand vil være en enkel og væsentlig faktor i sikringen af selvforvaltende systemer, der kan opretholde diversiteten uden fortsatte indgreb.

Vi anbefaler derfor, at der som led i indfasningen foretages genopretning af naturlig hydrologi overalt, hvor det er muligt, både i urørt skov og i anden biodiversitetsskov, herunder på de arealer, der bliver udlagt til græsning – og at denne genopretning iværksættes så tidligt som muligt i forløbet.

Målet bør være så vidt muligt at genskabe naturlig hydrologi i områderne, åbne mulighed for udvikling af væld, af permanente og temporære vådområder, naturlige afstrømningsforhold og i det hele taget lade vandstanden genindtræde som den centrale artsfordelende og dynamiske faktor, den er.

Bøg og ask vil typisk være de træarter, som vil blive stærkest påvirket af en højnet vandstand, men også birk og rødgran vil ofte dø på roden ved pludselige vandstands-hævninger. Disse effekter – trædød og opståede lysninger og gendannede vådområder - skal dog betragtes som en væsentlig, og omkostningseffektiv del af processen.

Vi anbefaler direkte, at denne mulighed for enkelt og effektivt både at skabe vådområder og levesteder med dødt ved og svækkede træer på benyttes. Tidligere afvandede og nu bevoksede lavninger med løvtræer og rødgran kan ligeledes med fordel indgå som en del af hydrologigenopretningen uden forudgående rydning eller hugst, men efter en nærmere prioritering, som foretages i forbindelse med udarbejdelsen af indfasningsplanerne.

Retablering af hydrologi kan ske på flere måder:

1. Passivt ved blot at ophøre med grøftevedligeholdelse.

Eller aktivt ved:

2. Blokering af grøfter på få udvalgte steder.
3. Standsning af grøfters vandledningsevne ved punktvis tilkastning, med en afstand, der er afpasset topografi og andre lokale forhold, herunder retablere terræntærskler o.l. som typisk er gennemgravet i forbindelse med dræningen,
4. Total elimination af grøftesystemer gennem tilkastning i fuld længde.

Tilgang 4 er den mest effektive og konsekvente form for genopretning, der også vil give mulighed for retablering af naturlige afstrømningsmønstre, men er uden tvivl den mest ressourcekrævende.

Tilgang 3 kan betragtes som en minimalløsning, der vil opfylde en ikke uvæsentlig del af formålene. De åbne vandflader i de blokerede grøfter kan være vigtige levesteder for vand- og fugtigbundsarter i en overgangsperiode.

Tilgang 2 vil ofte have karakter af opstemning. Det kan være virkningsfuldt, og kan komme på tale, hvor færdsel på arealet ikke er mulig, fx på fugtig, blød bund eller hvor vegetationen ønskes overladt urørt til druknedød. Men helt generelt bør tilgang 3 og helst 4 anvendes fremfor denne, da man herigennem kan sikre naturlige hydrologiske gradienter, fremfor større åbne vandflader, som kun i ringe grad begunstiger skovarter.

Tilgang 1 vil de fleste steder kræve mange års virkningstid og selv efter flere hundrede år vil grøfterne ofte stadig have negativ indvirkning på vandstanden (Møller 2000).

Selvom det giver bl.a. træerne en mulighed en gradvis tilpasning til de ændrede forhold, kan denne tilgang generelt ikke anbefales med mindre konkrete forekomster af truede arter kan være i fare ved en hurtig vandstandshævning.

Ved lukning af grøfter o.l. er det oplagt først og fremmest at benytte de materialer, der findes på stedet fra etablering og oprensning af grøfterne og dermed også fjerne de ofte kanaliserende volde og spærringer af fyld og derved retablere den tidligere terrænoverflade. Hvor disse materialer ikke er tilstrækkeligt til at løse opgaven, bør der så vidt muligt benyttes jordfyld, der ikke vil påvirke forholdene negativt, fx undgå brug af kalkholdigt ler i grøfter på sur jordbund o.l.

Stedvis kan det, afhængig af forholdene (fx på tørvebund) være nødvendigt at supplere med membraner og forskellige former for spunsvægge o.l. for at opnå den tilsigtede virkning.

Ligeledes kan der, for at sikre hydrologigenoprettelsen, opstå behov for at omlægge rørunderførsler o.l. til en højere kote ved veje og stier i tilknytning til områderne.

Der er i de senere år indhøstet en række erfaringer ved genoprettelse af naturlig hydrologi i bl.a. statsskovene (Krog et al. 2017) og ved naturgenopretningen i Tofte Skov og Mose (Møller 2017). Genopretning af hydrologi bør iværksættes så snart som muligt i forløbet og i særdeleshed så hurtigt efter afslutning af en eventuel hugst, men vil af praktiske, færdselsmæssige grunde ofte først kunne iværksættes, når de øvrige indfasnings tiltag er gennemført, dvs. som en sidste 'lukker og slukker'-handling.

Erfaringer fra bl.a. implementeringen af Naturskogsstrategien underbygger, at det er vigtigt at gennemføre indsatsen så hurtigt som muligt efter den afsluttende behandling, især renaftdrift, mens arealet er lettilgængeligt og før den hugstbetingede vandspejlsstigning og 'forsumpning' sætter ind.

Vandløbsretslige forhold o.l., hensyn til særlige nabobevoksninger og til veje, byggeri o.l. kan dog stedvis begrænse mulighederne for retablering. Desuden kan det være nødvendigt at tage hensyn til opretholdelsen af særligt værdifulde, kulturhistoriske naturtyper, herunder artsrige enge o.l. med langvarig naturplejeindsats.

Disse aspekter anbefales inddraget i den anbefalede planlægning af indsatsen for hydrologi-genopretning i indfasningsplanerne (kap. 3).

2.2 Græsning og anden påvirkning med større pattedyr

Græsning har sammen med andre naturlige forstyrrelser i årtusinder været med til at skabe og vedligeholde varierede skovlandskaber med levesteder for mange arter (Bengtsson et al. 2000). De store græssere har været en naturlig dynamiskskabende del af skovøkosystemerne i kraft af deres kontinuerlige indflydelse på de økologiske processer og som en betydelig selektionsfaktor i den oprindelige udvikling af økosystemerne.

En væsentlig del af de mest truede arter i Danmark er knyttet til blomsterrige skovlysninger, overgangsnaturtyper mellem skov og åbent land, dynamiske skovbryn og gamle soleksponerede løvtræer (Buchwald og Heilmann-Clausen 2018, Sebek et al. 2016). For at sikre og forbedre disse arters status, er der behov for græsning og andre forstyrrelser, der hæmmer tilgroning af lysninger og opvækst omkring lystræer og som understøtter udvikling af en naturlig dynamik.

Påvirkningen fra græssere og andre store pattedyr har vekslet historisk i Danmark. I tidligere mellemistider fandtes en meget varieret pattedyrfauna med flere meget store arter, herunder elefanter og næsehorn. Under og efter sidste istid faldt de fleste meget store pattedyr fra, først næsehorn, elefanter, kæmpehjorte og store rovdyr som løve og sabelkat, men gradvist faldt bestandstæthederne også for bison, vildhest og elg, indtil der kun var hjortevildt, urokse og vildsvin tilbage. Den fattigere fauna efter seneste mellemistid kan være en del af forklaringen på, at vegetationsudviklingen i Holocæn (perioden efter seneste istid) blev væsentlig mere præget af mørk skov end i forrige mellemistid (Sandom et al. 2014). Menneskets langt mere fremtrædende rolle som jæger i både senglacial tid og i Holocæn har givetvis spillet en væsentlig rolle. Efter overgangen til bondestenalder blev græsningspåvirkningen i stigende grad forårsaget af tamdyr, mens de vilde græssere blev fortrængt yderligere. Indtil indfredningen af skovene foregik græsningen i stor stil på tværs af åbent land, ager og skov. Med fredskovsforordningen blev skovgræsning stærkt reguleret og reduceret, for stort set at forsvinde i 1800-tallet.

Siden 1950'erne og især 1980'erne er vildtbestandene gået frem overalt i det nordlige Europa, og der er en øget græsningspåvirkning fra hjortevildtet, især rådyr, men også i stigende grad krondyr og dådyr i langt de fleste danske skove. Dette græsningstryk kan dog ikke kaldes naturligt, dels fordi bestandene bliver reguleret ved jagt, dels fordi hjortevildtet bliver fodret, både indirekte og direkte. Direkte fodring foregår om vinteren som en helt normal vildtpleje, hvor der køres roer, gulerødder, korn og hø ud i naturen til hjortevildtet. Indirekte fodring foregår ved at dyrene opsøger vintergrønne marker for at æde af de mere næringsrige kulturplanter frem for at søge deres føde i naturen. Endelig mangler der egentlige specialiserede græssere blandt de vildtlevende arter. Græsning fra vilde dyr er dog med til at hæmme tilgroningen med bl.a. birk og pil (Buttenschøn 2014a, Petersen 1995), men hjortene henter en stor del af deres føde fra

landbrugsarealer og fra tilskudsfoder, og de foretrækker de mest næringsrige planter og vrager i høj grad grove græsser, siv og halvgræsser, som tagrør, rørhvener, blåtop, alm. star, lyse-siv m.fl. Trods enkelte eksempler på at krondyr kan vedligeholde arts- og blomsterrige lysninger, er mange skovenge og moser i dårlig tilstand, domineret af få arter (Thorndal 2016).

For at opnå en græsning, der understøtter den biodiversitet, der er knyttet til lysåbne og overgangsbiotoper, er der først og fremmest behov for en naturlig tæthed af store græssere og at der udover hjortevildt også indgår mere udprægede græssere som heste, kvæg eller evt. bison. Dette betyder i de fleste tilfælde, at græsningen er nødt til at foregå under hegn for at opnå et naturligt græsningsniveau i forhold til de økologiske rammevilkår indenfor de prioriterede arealer, og uden at overskride skadestærskler på tilgrænsende produktionsarealer.

Græsning kan anvendes som dynamiskskabende redskab på store flader på tværs af bevoksningsgrænser i skovområder, der skal henligge urørt, men kan også videreføres eller etableres i biodiversitetsskov (Buchwald og Heilmann-Clausen 2018). Den hurtigste effekt opnås ved retablering af naturlig græsning i ældre, strukurrige løvskove med præg af tidligere græsningsskov eller i løvskov og blandet løv- og nåleskov, hvor der retableres naturlig hydrologi. Det tager længere tid at udvikle ensaldrende unge eller mellemaldrende plantageskove på tør bund til heterogen græsningsskov, også selv om der foretages en indfasningshugst til etablering af lysninger. I ung højstammet, mørk skov er der som udgangspunkt ingen føde at hente for dyrene, og der sker en minimal påvirkning af skoven. Den positive effekt af græsning aftager i takt med skyggeeffekt fra tiltagende kronedække. Uanset skovtype vil græssende dyr dog overordnet set kunne være med til at skabe variation i skoven og derfor øge omstillingshastigheden fra monoton produktionsskov.

Kontinuerlig ekstensiv helårsgræsning med variation i græsningstrykket over rum og tid og samgræsning med flere slags dyr anses for at være den bedste metode til forvaltning af naturkvaliteten i skovlandskaber (Fløjgaard et al. 2017, Hodder et al. 2005, Mountford & Peterken 2003).

2.2.1 Græsning af skov i sammenhæng med lysåbne arealer

Som nævnt ovenfor er mange skovarter tilpasset skovlysninger og/eller gradvise overgange mellem skov og helt lysåbne biotoper som er blevet meget sjældne i det moderne opdelte landskab (Buchwald & Heilmann-Clausen 2018). Det har derfor høj prioritet, at etablere ekstensiv græsning af områder, der rummer både skovbevoksede og lysåbne naturarealer, og som har en størrelse, der tillader udvikling af naturlig dyna-

mik, det vil sige, som minimum 100 ha og gerne meget større. Græsning af skov i sammenhæng med åbne arealer kan desuden sikre, at der er tilstrækkeligt store græsarealer til rådighed for dyrene, der tillader, at de kan opretholde deres naturlige flokstrukturer under fouragering og flytte sig efter variation i fødeudbud. Store arealer med en mosaik af skov og lysåbne arealer giver desuden attraktive fouragerings- og opholdsarealer for fritstående vildt, specielt hvis der indgår jagt- og forstyrrelsesfri områder, som supplement til de græsningsdyr, der er holdt bag hegn.

Ved en indhegning på ca. 100 ha anbefales det, at 30 – 50 % af det samlede areal består af lysåbne arealer; lysåben skov med en veludviklet bundvegetation, skovenge og andre lysninger, som helt eller delvist kan skabes gennem retablering af naturlig hydrologi, hugst i indfasningen og evt. ild. Ved større indhegninger kan andelen af lysåbne arealer reduceres. Græs og urter udgør generelt den basale del af føden hos kvæg, hest, bison, krondyr og dådyr og kan ligeledes udgøre en væsentlig del af føden hos vildsvin i oldenfattige år (Putman et al. 1987, Krasińska & Krasiński 2013, Gebert & Verheyden-Tixier 2001, Kay & Staines 1981, Groot Bruinderink & Hazebroek, 1995). Græs er et vigtigt fødeemne året rundt og kan udgøre 80 % af det samlede fødeindtag hos heste, kvæg og bison (Cromsigt et al. 2017). Det er derfor i høj grad det samlede areal med græsvegetation og øvrige bundvegetation, der sætter grænsen for skovens bæreevne for helårsgræsning. Løv ædes især om foråret og igen om efteråret som middel til øgning af foderstrukturen og stimuleringen af vommens mekaniske behandling af foderet og når græs og urter taber næringsværdi om efteråret eller som følge af tørke mv.

2.2.2 Helårsgræsning

Forholdene for græsningen indrettes således, at dyrene i så høj grad som muligt udfylder deres naturlige økosystemfunktion, på samme måde som vildtlevende dyr i naturlige økosystemer ville gøre det. I den sammenhæng er det en vigtig pointe at store planteædere hører naturligt hjemme i vores økosystemer også om vinteren, hvor de har en ret anderledes effekt på vegetationen, end den der ses ved traditionel sommergræsning.

Dyrenes fødevalg og økosystemeffekter varierer hen over året afhængigt af dyreart og den tilgængelige føde. Blade af nåletræer og knopper, skud og bark fra løv- og nåletræer ædes især vinter og tidligt forår og dyrene træder på disse årstider i langt højere grad huller i vegetationen, for jorden ofte er vandmættet og blød. Det påvirker forstyrrelsesdynamikken og skaber nye nicher for etablering af arter, der ikke er konkurrencestærke. I et naturligt økosystem er der ikke så store økosystemeffekter om sommeren,

hvor dyrene æder en lille del af den urtevegetation, som produceres, mens de store effekter ses om vinteren, når der er knaphed på føde. Hvis man forsøger at opnå de samme økosystemeffekter alene ved sommergræsning, kan resultatet blive overgræsning og manglende urte- og blomsterresurser til bestøvere og planteædende insekter. For dyrene gælder, at de får mulighed for at tilvænne sig frie græsningsformer og udvikle hårdføre dyr tilpasset helårsgræsning uden flytninger og andre stressende håndteringer. Derfor bør store indhegninger og helårsgræsning uden tilskudsfodring være standard overalt, hvor det er praktisk muligt.

Der er stor interesse for at anvende helårsgræsning for at genskabe og bevare værdifulde naturområder i Europa, og der er mange steder etableret eller ved at blive etableret græsning med hårdføre dyr, ofte som samgræsning med kvæg og heste (Loucougaray et al. 2004, Menard et al. 2002). Der er dog kun få undersøgelser, der dokumenterer langtidseffekten af helårsgræsning på naturindholdet (Cromsigt et al. 2017, Rupprecht et al. 2016, Van Uytvanck & Hoffmann 2009) og kun meget få danske eksempler på helårsgræsning uden tilskudsfodring, med Molslaboratoriets arealer og Bøtø Nor etableret i hhv. 2016 og 2017 med samgræsning med heste og kvæg som nogle af de seneste skud på stammen.

Eksempel på helårsgræsning i Holland

I Holland er der flere steder etableret helårsgræsning uden tilskudsfodring med forskellig sammensætning af dyr, bl.a. i Kraansvlak, i Zuid-Kennemerland National Park. Området består af et åbent klitlandskab med spredte skovbevoksninger. Her blev der i 2007 udsat bison. I 2017 var der i alt 22 bisoner i en ca. 400 ha stor indhegning, hvor der også græssede små flokke af hhv. skotsk højlandskvæg og exmoorponyer. Dyrenes holdes inde af et 4-5 trådet elhegn. Bisonerne har klaret sig godt uden tilskudsfodring, de er ved godt helbred og får en kalv hvert andet år.

Dyrenes fødepræferencer undersøges ved hjælp af GPS og direkte observationer. Oldenproduktionen har betydning for dyrenes valg af habitat. I oldenår opholder bison sig i løvskoven om efteråret, mens de i højere grad flytter ud på vådt og tørt græsland, når der er få olden. Der er stor forskel på hvilke træer og buske, de bider. Benved er den foretrukne art. De afbarer ligeledes især benved og ahorn.

Heste, kvæg og bison foretrækker græs og halvgræsser, der på helårsbasis udgør 80 % af deres føde. Træer og buske udgør ca. 20 % af føden hos bison og kvæg, mens hestene stort set ikke æder vedplanter. Græsningen har resulteret i en reduktion af græs og en øgning af bredbladede urter (Cromsigt et al. 2017).

Ved helårsgræsning vil græsningstrykket tilpasse sig den mindre fødemængde, der er til rådighed i vinterhalvåret. Det betyder, at græsningstrykket er tilsvarende lavt i sommerhalvåret i forhold til den tilgængelige plantevækst, hvilket typisk giver mulighed for en rig blomstring (Fløjgaard et al. 2017).

2.2.3 Fordele ved helårsgræsning:

- Et naturligt lavt sommergræsningstryk kan fremme forstyrrelsesfølsomme planter og dyr, fx sommerfugle, vilde bier og andre insektgrupper, der har behov for nektarplanter og en rumlig struktur i vegetationen.
- Årstidsbestemte variationer i dyrenes valg af habitat og føde bevirker, at der sker en mere heterogen afgræsning ved helårsgræsning end ved sæsongræsning.
- Når væksten starter om foråret er plantevæksten på foretrukne græsningsarealer græsset i bund, således at der er tilstrækkeligt med lys og frøbede til at nye planter kan spire frem. Solen vil også varme jordbunden hurtigt op, når der er spist op, hvilket begunstiger de mange varmekrævende insekter.
- Ved græsning året rundt øges spredningen af frø fra planter, der modner sent og/eller som kun ædes om vinteren.
- Dyrenes tilstedeværelse betyder, at der er friske ekskrementer året rundt til gavn for gødningsbiller og andre gødningstilknyttede dyregrupper og svampe. Gødningsfaunaen er vigtige fødeemner for mange fuglearter og andre insektædende dyr.

Mens vintergrønne arter som bølget bunke, hedelyng, tue-kæruld, blåbær, skovsyre, brombær og vedplanter som nåletræer, kristtorn, vedbend m.fl. beholder et rimeligt næringsindhold hen over vinteren, er næringsindholdet i mange bredbladede urter, græsser og halvgræsser som bjerg-rørhvene, blåtop og alm. star, der visner om efteråret, meget lavt. De vintergrønne planter udgør sammen med olden en væsentlig del af den tilgængelige føde i vinterhalvåret. Der er generelt få oplysninger om biomassens kvantitet og kvalitet i vinterhalvåret og tidligt om foråret, hvor mængden af tilgængelig føde normalt er på sit laveste niveau. I undersøgelse af kvaliteten og kvantiteten af den tilgængelige fødemængde ved helårsgræsning med heste og kvæg i naturområder i Nordtyskland, udgjorde den tilgængelige plantebiomasse vinter og tidligt forår ca. 25 % af den tilgængelige biomasse i sommerhalvåret (Gilhaus & Hölzel 2016).

2.2.4 Negative effekter af tilskudsfodring

Der er en række negative effekter forbundet med tildeling af fodertilskud, både i forhold til græsningseffekten og i forhold til dyrene.

ICMO2 (2010) fraråder at anvende tilskudsfodring som krisehjælp i ekstreme situationer i det hollandske græsningsprojekt Oostvaardersplassen under henvisning til, at det normalt er for sent til at være effektivt. Dyrene har opbrugt deres fedtreserver og er nået et stadium, hvor de tærer på deres proteiner. Det er ofte en irreversibel proces, der ikke ændres af et fodertilskud. Selv inden dette stadium har de vilde drøvtyggere en årstidsbestemt variation i deres vomstruktur og sammensætning af mikroflora, hvilket er en tilpasning til træstofindholdet i plantevæksten. Dyrene er derfor uegnede til at omsætte tilskudsfoder med lavt træstofindhold om vinteren (ICMO2, 2010, Putman & Staines 2004).

Sammenfattende må konstateres, at tilskudsfodring med hø og andre former for typisk dyrket foder kan have følgende negative effekter:

- Mindre fjernelse af grove planter på bekostning af mere nøjsomme arter, fordi dyrene vrager de grove vækster og dermed ikke har samme effekt på de naturlige økosystemer – eksempelvis nedbides vedplanter primært når dyrene er sultne.
- Uønsket belastning med næringsstoffer (eutrofiering) af naturarealerne.
- En uheldig omfordeling af næringsstoffer, fx hvis store dele af vinterfoderet hentes fra en stor del af det samlede græsningsareal, mens gødningen primært deponeres på et begrænset areal i forbindelse med dyrenes hvileplads.
- Dyrevelfærdsmæssige problemer som følge af at:
 - Dyrenes samling omkring fodringsstederne kan medføre en øget aggressivitet dyrene imellem.
 - Dyrenes samling omkring fodersteder kan øge parasittrykket.
 - Tilskudsfoder med højt indhold af lavmolekylære kulhydrater kan medføre en dødelig forsurelse i vommen hos drøvtyggere.

På grund af bl.a. disse negative effekter fraråder vi græsning, der er afhængig af eller baseret på tilskudsfodring (bortset fra mineral-slikkesten o.l.).

2.2.5 Samgræsning

En kombination af græssende dyr med forskellige egenskaber, der supplerer hinanden, kan udvikle og vedligeholde et dynamisk system, hvor tilgroning og skovlysninger veksler i tid og rum, og som giver en mangfoldighed af nicher forudsat, at det samlede græsningstryk er tilpasset fødegrundlaget i det samlede natur- og skovlandskab.

Der er forskellig grad af overlap mellem de forskellige græsningsdyr med hensyn til habitat- og fødepræferencer, men også forskelle i fødevalg, der dels betyder, at der kan være synergi mellem dyrearter og /eller en indbyrdes konkurrence om føderessourcer, og dels at bæreevnen varierer med dyreart (Putman 1996). Gordon & Illius (1988)

fandt, at græsning med kvæg på blåtopdominerede enge resulterede i mere plantebio-masse og mere tilgængeligt grønt græs om foråret end på tilsvarende ugræssede area-ler. De græssede enge blev foretrukket af krondyr. Disse dyr fik et større antal kalve end krondyrene udenfor de kvæggræssede områder fik. Kuiters et al. (2005) fandt lige-ledes en synergieffekt mellem kvæg og krondyr og ligeledes i nogen grad mellem kvæg og vildsvin, men også, at der afhængigt af årstiden var konkurrence om ressourcerne ved helårsgræsning i et hollandsk skovlandskab.

Dyrenes fødevalg afhænger ikke kun af de tilstedeværende plantearter og årstiden, men også af de vækstbetingelser, hvorunder de gror. Desuden spiller placering i for-hold til skjulesteder, drikkevand og grad af forstyrrelser også ind i forhold til dyrenes valg af fourageringssteder. En undersøgelse af helårsgræsning med får og kvæg i et 180 ha stort naturområde i Tyskland viste således, at kvæget foretrak at græsse på de fugtige, mere produktive engarealer, mens fårene foretrak de tørre mere næringsfat-tige områder. Dyrenes præferencer for hhv. fugtige og tørre områder var mere udpræ- get end variationer i fødevalg hen over året. For kvæget havde afstanden til godt drik-kevand betydning for deres valg af græsningsareal, mens det for fårene var vigtigere med afstanden til skjul (Putfarker et al. 2007). Heste kan bedre omsætte grove græsser og halvgræsser og kompensere for lavt næringsindhold end drøvtyggerne kan (Cosyns et al. 2001, Menard et al. 2002) og der kan derfor være en højere bæreevne for heste end for fx kvæg (Gilhaus & Hölzel 2016). Lyng og andre dværgbuske ædes gerne af hjorte, får og kvæg, men vrages til gengæld ofte af heste. Olden er et meget nærings- rigt supplement til føden i vinterhalvåret for vildsvin, då- og krondyr samt for bison, men tåles kun i begrænset omfang af kvæg og heste.

Ved samgræsning sker der en større spredning af flere forskellige arter af frø. Dyrenes forskellige fødepræferencer og forskellig grad af findeling af føden betyder, at der er forskel på hvilke arter, der spredes med de forskellige dyrearter. Dyrene supplerer så- ledes hinanden som vektorer for frøspredning (Cosyns et al. 2005, Jaroszewicz et al. 2013).

En del af de gødningstilknyttede dyr og svampe er artsspecifikke, samgræsning er der- for med til at skabe flere levesteder for disse organismer.

Der er ikke så mange erfaringer med samgræsning uden tilskudsfodring. De fleste dyre- arter har en stor grad af tilpasningsevne i forhold til det aktuelle fødeudbud og konkur- rence herom med andre dyrearter, så helt generelt anbefales det at implementere samgræsning med så mange forskellige arter, som det er praktisk muligt (naturlige fau- naer er meget diverse), og så vil tiden vise om alle arterne trives i det hegnede om- råde. Se også nedenfor.

2.2.6 Græsningstryk

Græsningstrykket har stor betydning for, hvordan græsningen påvirker skoven og dens biodiversitet (Berner et al. 2018, Myrsetrud 2006, Putman 1994, Putman et al. 2011). Traditionelt angives et lavt til moderat græsningstryk at give størst biodiversitet og anbefales ved skovgræsning (Mitchell & Kirby 1990), og der er forskellige angivelser af et anbefalet græsningstryk (Tabel 2). Mere overordnet, og på tværs af økosystemer anbefaler vi, at der arbejdes på at opnå et naturligt græsningsniveau, som her forstås som et niveau der er reguleret af den tilgængelige fødemængde, uden tilskudsfordring i samspil med prædation og sygdomme, og som derfor varierer i tid og rum. Her har vi den udfordring, at vi mangler viden om naturlige tætheder af store dyr, fordi man næsten alle steder regulerer og fodrer bestanden. Vi foreslår derfor at lade dyrene finde ud af det selv ved at sætte et antal dyr ind, som svarer til nedre ende af det vurderede bærekapacitetsinterval, og observere hvad der sker, og hvornår der bliver behov for en regulering. Dette behov defineres ikke af dyrenes effekt på økosystemet, men af dyrenes overlevelse og vil veksle fra år til år afhængigt af klimatiske variationer, herunder ikke mindst strenge vintre. For at opnå indsigt i disse dynamikker er en indledende periode uden regulering afgørende. Hermed kan man "skyde sig ind" på et områdes bærekapacitet. I Mellemområdet i Lille Vildmose påregnes og på Molslaboratoriet praktiseres dette og her er tilføjet en reaktiv forvaltning, hvor svage dyr fjernes, før de dør, men med en målsætning om at bestandsdynamikken bliver så naturlig som mulig. Man kunne også forestille sig en model, hvor der foregår afskydning som simulering af rovdyrprædation, men selv da må man forvente, at svage dyr skal fjernes i vinterhalvåret, hvor de under naturlige omstændigheder ville dø af svækkelse. Fra en biodiversitetssynsvinkel, navnlig af hensyn til ådsels-faunaen, bør der ubetinget arbejdes med modeller, hvor døde dyr efterlades på arealerne, fx ved at en del af de svækkede dyr dræbes på stedet, eller bringes tilbage hertil efter at de er dræbt. Dette implicerer dog dels veterinærlovgivningsmæssige og dels dyreetiske problemstillinger, som ligger udenfor denne rapports rammer. Den aktuelle lovgivning vedrørende ådsler i landskabet og håndhævelsen af den i Danmark hører til den strengeste og mindst fleksible i Europa.

Anbefalet græsningstryk	Bemærkninger	Kilde
0,1 SK/ha (40 - 60 kg/ha)	Helårsgræsning med husdyr i skov (Generel anbefaling for græsning i løvskov i UK)	Mayle 1999
0,15 hest/ha, 0,3 kvæg/ha (45 kg hest/120-150 kg kvæg/ha)	Variation i græsningstryk og samgræsning med heste, kvæg og hjorte anbefales på baggrund af undersøgelse af effekten af 40 års græsning med heste og kvæg og hjorte i bøgedomineret woodland-pasture Denny Wood i The new Forest	Mountford & Peterken 2003
0,25 DE/ha (150 kg/ha)	Mosaikafgræsning anbefales i mosaik af blandet løvskov og åbne arealer på næringsrig bund med høj biodiversitet	Van Uytvanck & Hoffmann, 2009
0,5 SK/ha (200 kg dyr/ha)	Min 10, helst min 50 ha ved helårsgræsning. Græsningstryk bør tilpasses den aktuelle lokalitet (Generel anbefaling for helårsgræsning)	Bunzel-Drüke m.fl. 2008
500 kg dyr/km ² (5 kg/ha)	Regeneration/tilgroning ved reduktion af græsningstryk til 500 kg/ km ²	Kuiters & Slim 2002
0,15 - 0,07 DE/ha (75-45 kg/ha)	Blandet løvskov på hhv. rig og fattig bund Generel anbefaling	The Scottish Agricultural College 2007
0,3 – 0,4 galloway/ha (120-160 kg/ha)	Enebærodde 80 ha strandeng, lynghede, enebærkrat og krat af løvtræer	Buttenschön 2014b
100 – 200 kg dyr/ha)	Helårsgræsning på næringsfattige naturarealer på min. 300 ha (Militærets arealer) Generel anbefaling	Faunaforst 2013

Tabel 2. Anbefalet græsningstryk ved helårsgræsning. SK = Storkreatur defineret som 1 voksen ko af racen sortbroget malkeko og lignende uden opdræt (dvs. ca. 600 kg), men i den nuværende administration af græsningstryk regnes 1 SK som 1 voksen ko uanset race/vægt. De hårdføre kvægracer som skotsk højlandskvæg, galloway og dexter vejer 400 – 450 kg. DE = dyreenhed er oprindeligt defineret ud fra kvælstofindhold i gødningsproduktionen, men anvender samme grundenhed som SK, således at 1 DE svarer til 1 SK. Buttenschön (2014b).

Ved helårsgræsning anbefales generelt et græsningstryk på mellem 1/3 og 1/4 af, hvad området kan bære ved sommergræsning (Buttenschøn 2014b og 2015) således at der skabes en naturlig, variation over tid og rum i græsningstrykket i balance med primærproduktionen. De nyligt igangsatte helårsgræsninger ved Molslaboratoriet og Bøtø Nor vil give værdifulde erfaringer med græsning ved naturlig bærekapacitet og minimal regulering de kommende år. Molslaboratoriets arealer består overvejende af enge, overdrev og vedvarende græsarealer samt arealer under tilgroning med løvtræer og buske og kun i mindre grad af højskov og har dermed en væsentlig større bæreevne end de fleste skovgræsninger forventes at få.

I tabel 3 er angivet nogle indikatorer for hhv. lavt, middel og højt græsningstryk.

	Ingen græsning	Græsning	øget græsningsintensitet →		Meget højt græsningstryk
Træer og buske	Ingen regeneration på grund af konkurrence fra tæt bundvegetation og/eller mangel på lys	Etablering af regenerations nicher	Tab af kimplanter. Skader på unge planter	Tab af unge planter. Browse-skader på træerne	Barkskader på store træer Tab af underskov
Karplanter	Reduceret biodiversitet på grund af konkurrence fra få hurtigvoksende arter	Begrænsning af konkurrencearter Øget diversitet	Reduktion i vegetationsstruktur Øgning af græsningstolerante arter	Tab af diversitet, specielt græsningsfølsomme arter	Tab af plantedække og skader pga. tramp. Bar jord
Mosser og laver	Reduceret dækning og diversitet	Øget dække af jordboende mosser og laver		Skader på jordboende arter som følge af tramp	Tab af tørkefølsomme arter
Små pattedyr	Høj tæthed med få dominerende arter	Øget diversitet som følge af øget variation i vegetationsstruktur	Reduktion af antal af dyr som følge af mindre variation i vegetationsstruktur		Reduktion af antal af dyr på grund af fødemangel
Fugle	Favoriserer fuglearter der hører til i tætte krat	Øget diversitet som følge af øget strukturindhold	Øgning af arter der foretrækker begrænset kratdække	Tab af jordynglende arter på grund af mangel på skjul	Tab af bærerendende arter
Invertebrater	Høje populationer af phytofage insekter	Øget diversitet som følge af øget strukturindhold	Øgning af gødningsbiller og andre arter knyttet til gødning	Tab af skovarter	

Tabel 3 Effekt af stigende græsningstryk på flora og fauna under skovgræsning (efter Buttenschøn m.fl. 2008, bearbejdet efter Mitchell & Kirby 1990).

Et meget højt græsningstryk kan fx optræde ved tilskudsfodring, eller hvor der er tale om en meget lille andel skov ud af det samlede græsningsareal, fx efter større naturlige forstyrrelser af skoven. Her kan der være fare for, at skoven vil blive negativt påvirket af græsningen som følge af dyrenes anvendelse af skoven som hvilested, som derfor bliver udsat for en stor næringsbelastning samt slid fra dyrenes færdsel.

2.2.7 anbefalinger vedrørende græsning

Vi anbefaler græsning i alle de skovområder, hvor det er muligt at praktisere som helårsgræsning uden tilskudsfodring.

I det omfang der af praktiske og økonomiske årsager skal prioriteres, anbefaler vi at arealer til skovgræsning udvælges efter nedenstående prioritering:

5. Etablering af store, sammenhængende og varierede områder, gerne mindst 500 ha, der med fordel både kan omfatte arealer, der er udlagt til urørt skov og anden biodiversitetsskov samt vådområder og andre lysåbne naturtyper, men ikke marker o.l. i fortsat omdrift.
6. Inddragelse af arealer med kendte forekomster af organismer knyttet til lysåbne skove og overgangshabitater og arealer med lang græsningskontinuitet.
7. Inddragelse af skove, bevoksninger og andre naturtyper med aktuel græsning og spor af tidligere græsningspåvirkning.
8. Inddragelse af bevoksninger af og med eg, herunder eventuelle egekrat.

Generelle anbefalinger vedrørende græsningen:

- Vi anbefaler, at der overalt arbejdes med helårsgræsning uden tilskudsfodring, således at der udvikles et naturligt græsningstryk primært baseret på den tilgængelige fødemængde og de naturlige årstids- og klimabestemte variationer i denne.
- Der mangler viden om naturligt græsningstryk. Vi anbefaler derfor, at der ind sættes dyr svarende til den nedre ende af bærekapaciteten for de enkelte områder på baggrund af en konkret vurdering, men med løbende regulering baseret på monitoring af dyrenes trivsel og effekter på vegetationen. Der vil være variation i bæreevne fra lokalitet til lokalitet og bæreevnen vil variere med valg af dyrearter og deres indbyrdes forhold.
- Vi anbefaler, at der arbejdes med flere forskellige planteædere – fx kvæg, heste, bison, elg, krondyr, dådyrvildsvin og bæver, dvs. dyr, der er ude hele året og ikke sættes på stald.
- Vi anbefaler, at man varierer sammensætningen af dyr lokaliteterne imellem for at skabe størst mulig variation. Der etableres basislinje målinger til erfaringsopsamling.
- Hegning vurderes i de fleste tilfælde at være en forudsætning for at kunne opnå en naturlig funktion af græsning, fordi dyrkede marker oftest ligger i tæt nærhed af skoven. Hegn kan etableres som semipermeable hegn, hvor arter som bæver, krondyr og dådyr kan passere, mens bl.a. bison, kvæg og hest holdes inde.

2.3 Afbrænding og anden brug af ild

Skovbrand er en naturlig dynamisk faktor i Europas skove, især i mediterrane og boreale zoner med dominans af nåletræer. I Danmark og tilgrænsende områder har skovbrande spillet en betydelig rolle i vegetationsudviklingen siden istidens afslutning, og den fortsatte forekomst af skovfyr og stilkeg i mange skove langt op i tiden er sat i forbindelse med skovbrand (fx Hannon mfl. 2000, Niklasson mfl. 2002). Det er usikkert i hvor høj grad disse skovbrande har været naturlige, dvs. opstået ved især lynnedslag eller er menneskeskabte. Meget tyder dog på, at mennesker bevidst og ubevidst har igangsat en stor del af brandene i det danske landskab lige siden før skovens indvandring til området – en brandpåvirkning, der kulminerer med skovrydning, svedjebrug og dannelse og vedligeholdelse af lyngheder. Men dette ændrer ikke ved at ild og brand med fordel kan anvendes som led i naturgenopretning og udvikling af levesteder i skovområder.

I bl.a. Nordamerika og det nordlige Skandinavien er kontrolleret brug af ild en indarbejdet del af forvaltningen til sikring af biodiversiteten. En international forskergruppe har netop gennemført et stort review af litteratur omkring bl.a. brand og ildens betydning for en række artsgrupper som forventes at blive publiceret indenfor de kommende måneder (Jonsson et al. 2018).

I sig selv gør den omfattende brug af træarter fra boreale og dermed brandprægede skovsystemer i Nordamerika og Skandinavien det relevant at inddrage brug af ild i naturforvaltningen i skov i Danmark, men også at udnytte ild som redskab i forbindelse med naturgenopretning ved rydning af nåletræplantninger og selvsåninger og til at skabe variation i foryngelsesmiljøet i en række skovtyper.

Igangværende projekter er ved at udrede ildens historiske rolle og betydning for biodiversiteten i Danmark samt mulighederne for brug af ild som et omkostningseffektivt instrument til at håndtere invasive og problematiske arter og skabe variation og levesteder. Der vil i løbet af få år foreligge yderligere erfaringer og anbefalinger, som vil kunne blive inddraget i indfasningen og forvaltningen på et senere tidspunkt.

På det foreliggende grundlag er det dog allerede muligt at konkludere:

- Ild skaber særlige levesteder og muligheder for en række arter.
- Ild er et brugbart instrument til omkostningseffektiv bekæmpelse af opvækst af bl.a. sitkagran på rydninger.
- Ild kan sandsynligvis med fordel anvendes som instrument til at begrænse opvækst af brandfølsomme skyggetræarter som bøg og ær i gammel løvskov.
- Plet- eller mosaikafbrænding kan skabe variation i foryngelsesmiljøet på rydninger og i åbne skove med bl.a. eg og skovfyr.
- Ild kan anvendes som alternativ til motormanuel ringning af træer til at initiere dannelsen af dødt ved af en række træarter samt til dannelse af hultræer.

- Afbrænding af biomasse fjerner relativt mere kvælstof end fosfor og kationer og kan potentielt modvirke eutrofiering.

2.4 Hugst i indfasningsperioden

Som omtalt indledningsvist er de fleste udpegede skove og bevoksninger stærkt præget af produktionsorienteret skovbrug og derfor strukturelt og artsmæssigt ensartede, samtidigt med at de indeholder økonomiske værdier i form af vedmasse (tømmer, kævler samt flis mm).

I Naturpakken er det et eksplicit mål at udnytte en del af den økonomiske ressource i de skove, som er udlagt med biodiversitet som hovedformål over en tidshorisont på 10 år i løvskovsegnene og 50 år i nåleskovsegnene. Udtagningen af værdier i indfasningsperioden angives i Naturpakken som del af finansieringen (jf. Tabel 2 i Bilag 2 i Naturpakken). De 34,5 mio. kr. i indtægt fra hugst i perioden 2016-2019 skønnes at svare til salg af ca. 5 m³/ha i gennemsnit over det samlede udlagte areal i løbet de første 5 år. I den resterende periode af indfasningen forventes der en tilsvarende hugst. Finansieringen af indfasningen vil afhænge af den værdi, der hentes i hugsten, og dermed af sammensætningen af hugsten af kævler, tømmer samt brænde og flis. Omfanget af hugst vil være 50-100 % af den tilvækst, der er på arealet. Omfanget er afhængig af, hvilke træer der fældes, hvor stor en del, der sælges og til hvilken pris samt af tilvæksten af de tilbageværende træer. Den aktuelle gennemsnitlige vedmasse i statsskove er 231 m³/ha med en årlig tilvækst på ca. 7-9 m³/ha (Nord-Larsen et al. 2017). I tabel 2 er sammenfattet gennemsnitsdata vedrørende de arealer, der er foreslået udpeget efter Naturpakken. Den gennemsnitlige vedmasse for de udpegede skovarealer er ca. 230 m³/ha i løvskovsegnene og ca. 180 m³/ha i nåleskovsplantagerne i 2017. En stor del af vedmassen står i yngre nål og løv, men særligt i områder udpeget til urørt løvskov står der store mængder vedmasse i ældre bevoksninger af bøg og eg. Samlet er ca. 1/3 af vedmassen at finde i bevoksninger over 100 år.

I dette afsnit beskrives, hvordan hugst kan anvendes til at skabe en hurtigere udvikling af naturlige skovstrukturer. Først gennemgås overordnede aspekter af hugst og udnyttelse af vedmasse, med fokus på konflikter mellem økonomiske og biologiske hensyn, principielle forskelle til produktionsorienteret hugst samt forsigtighedsprincipper. Dernæst gennemgås en række konkrete hugsttyper med fokus på deres relevans i indfasningsperioden inden afsnittet afsluttes med overordnede anbefalinger for hugst i bevoksninger af forskellig type.

2.4.1 Hugst i indfasningsperioden som naturgenopretning

Når dyrket skov udtages af vedproduktion, vil der som regel gå lang tid, før der udvikles en varieret skovstruktur og høj habitatdiversitet, som det kendes fra naturlige skovøkosystemer (Niklasson 2017). Hastigheden af udviklingen afhænger af udgangspunktet, blandt andet af træart, -alder, jordbundsforhold og topografi, men også af forekomsten af forstyrrelser, fx i form af stormfald, sygdomsudbrud eller genoprettet naturlig hydrologi, der kan medføre en hurtigere overgang til en varieret skovstruktur.

Som alternativ til den langsomme spontane udvikling af naturlige strukturer kan hugst anvendes til at forcere en strukturel udvikling, samtidigt med at der kan skabes eller opretholdes lysåbne forhold (Niklasson 2017).

Hugst, hvor vedmassen fjernes, vil ofte have en række negative indvirkninger på skovens udbud af levesteder, ved bl.a. at:

- Forkorte eller afskære træernes livscyklus så gamle træer ikke eller kun i begrænset omfang udvikles.
- Fjerne eksisterende og potentielle levesteder for epifytter og andre vedlevende organismer.
- Fjerne eller reducere grundlaget for dannelse af dødt ved og udvikling af hultræer og andre strukturelt værdifulde træer.
- Påvirke strukturer og naturværdier, både i de konkrete bevoksninger, der hugges i og i naboområder som følge af eksempelvis udtørring.

Hugst kan dog også anvendes som et aktivt værktøj i naturgenopretningen med særligt fokus på at:

- Skabe strukturel variation og heterogenitet i ensartede bevoksninger, herunder egentlige lysninger og lysbrønde.
- Opbryde og opbløde ensartede linjestrukturer, herunder skarpe, unaturlige bevoksningsgrænser.
- Sikre naturmæssigt værdifulde enkelttræer, trægrupper og bevoksninger, fx veterantræer, ege og andre lystræarter gennem frihugst.
- Sikring og bevaring af træer med allerede udviklede eller potentiale for udvikling af forskellige former for mikrohabitater (levesteder): skadede, hullede, snoede, krogede og på anden måde biologisk værdifulde træer
- Fremme diversitet af vedplanter med fokus på insektbestøvede buske og træer samt arter som fx bævreasp, hassel og avnbøg.
- Fjerne eller begrænse invasive og på anden måde problematiske træ- og buskarter.
- Understøtte den biologiske funktion af indre og ydre bryn, vandløb, fugtige lavninger og andre vådområder.
- Fremme gendannelse af værdifulde lysåbne habitater.

- Fremme naturlig forstyrrelsesdynamik, herunder stormfald og græsning.

2.4.2 Konflikter mellem vedmasseudnyttelse og biodiversitet

Den eksplicitte forudsætning om udnyttelse af den fældede vedmasse som finansieringskilde indebærer, at hugsten i indfasningsperioden ikke kan ses som ren naturgenopretning. Fjernelse af fældet ved indebærer en økonomisk gevinst, men et tab af levesteder bl.a. for epifytter og vedboende arter. Man har med andre ord indbygget en konflikt mellem økonomiske indtægter og biodiversitet i indfasningen af de kommende biodiversitetsskove. Dette trade-off øges alt andet lige med stigende bevoksningsalder og størrelse på de træer, der påtænkes fældet. Dette skyldes især at både de største økonomiske og de største biodiversitetsmæssige værdier alt andet lige er knyttet til ældre træer. Til en vis grænse vil de teknisk-økonomisk mest værdifulde træer (kævler) i en bevoksning dog også være dem som har den laveste biodiversitetsværdi, hvorfor det i de fleste tilfælde kan anbefales, at rette den påkrævede hugst mod få stammer af høj økonomisk værdi. Fældning og vedudnyttelse i ung skov giver generelt et mindre dækningsbidrag end hugst i eller af økonomisk set hugstmodne bevoksninger, men indebærer til gengæld ingen eller meget begrænsede negative effekter på biodiversiteten.

Den biodiversitetsmæssige værdi af en bevoksning vil dog ikke alene afhænge af alderen, men også af træartssammensætning, oprindelse og af den skovdyrkningsmæssige bevoksningspleje, som den har været udsat for. Det er forventeligt at især plantninger o.l., der har været udsat for intensiv bevoksningspleje, også i forholdsvis høj alder vil rumme færre levesteder end mere naturlige bevoksninger, uden samme driftshistorie. I denne rapport har vi vurderet de enkelte hugstindgreb med udgangspunkt i, at den fældede vedmasse fjernes, dvs. med fokus på at afveje den positive effekt af de enkelte indgreb i forhold til at skabe mere naturlige bevoksningsstrukturer og nye levesteder i bevoksningen mod det tab af levesteder, som fjernelsen af vedmasse indebærer. Hugstindgreb uden fjernelse af fældet vedmasse vil generelt have en mere positiv biodiversitetseffekt.

2.4.3 Sikring og fremme af træer med værdifulde mikrohabitater

Indfasningshugsten bør udnyttes til at bevare og fremme de træer, der har størst værdi og potentiale for biodiversitet, dvs. bevaring af skadede, hullede, snoede og krogede individer samt gamle træer og særlige arter. Den bør desuden benyttes til at skabe en mere varieret træartssammensætning og aldersstruktur.

Da der samtidigt er krav om økonomisk udbytte ved indfasningshugsten, indebærer dette, at hugsten alt andet lige kan fokusere på de teknisk-økonomisk set mest værdifulde stammer til kævler og tømmer, især hvis dette indebærer, at der fjernes mindre vedmasse samlet set. Dette gælder især i træarts- og aldersmæssigt ensartede bevoksninger, hvor det kan antages at der ikke er en positiv sammenhæng mellem vedværdi og biodiversitetsmæssig værdi, hvis man sammenligner træer af samme alder og størrelse. De træer, der har højest vedværdi ved salg, er typisk kendetegnet ved en ret stamme uden skader eller tveger, mens de biodiversitetsmæssigt mest værdifulde træer omvendt er kendetegnet ved skader og andre irregulariteter, der nedsætter tømmer- og kævleværdien. Igangværende undersøgelser af bølgebevoksninger i Gribskov har bekræftet denne sammenhæng. I mere heterogene bevoksninger med betydelig arts- og/eller størrelsesspredning er sammenhængen mere kompleks, og en selektiv hugst af en stor del af den ældste og økonomisk mest værdifulde trægeneration vil her kunne have en stærk negativ biodiversitetseffekt.

2.4.4 Prioritering af træarter

Indfasningshugsten kan med fordel bruges til at fremme den lokale træartsdiversitet. Især bør individer af hjemmehørende vedplanter, navnlig insektbestøvede buske og træer (fx løn, navr, lind, tjørn) samt arter som bævreasp, hassel og avnbøg skånes under hugsten af dominerende bestandstræer. I blandede bevoksninger af lys- og skyggetræer, vil det være oplagt at fremme førstnævnte gennem hugst af skyggetræer, især hvis sidstnævnte udgør en yngre trægeneration. Dette skyldes risikoen for, at lystræer udkonkurreres i den ensartede formørkningsfase, der kan optræde i en kortere eller længere periode, når en bevoksning lægges urørt.

For ikke-hjemmehørende træarter prioriteres hugsten på baggrund af hjemmehørig-hed samt det invasive potentiale af arterne, som kan variere fra lokalitet til lokalitet. Det skal forstås således, at hugst af invasive arter prioriteres højere end hugst af hjemmehørende arter og vi anbefaler følgende prioritering af hugst:

1. Invasive arter (fx klitfyr (contorta), glansbladet hæg)
2. Invasivt agerende arter fra andre kontinenter (fx sitkagran)
3. Andre indførte arter og slægter fra andre kontinenter (fx Thula, Cryptomeria, Chamaecyparis)
4. Indførte arter af hjemmehørende slægter (fx rødeg,) eller af arter fra fjernere dele af Europa (fx lærk)
5. Indførte arter, der er hjemmehørende i Danmarks nærområde (fx rødgran, gråel, ær)
6. Hjemmehørende arter (fx rødæl, stilkeg, bøg, skovfyr)
7. Sjældent forekommende, hjemmehørende arter (fx småbladet lind, spidsløn, tarmvridrøn)

Bekæmpelse af arter på den officielle liste over invasive arter behandles i afsnit 2.5.

I den lokale prioritering er det vigtigt at inddrage træarternes historie i landskabet og de enkelte bevoksningernes kontinuitet. Jo længere en bestemt træart har vokset i det samme område, desto længere tid har artstilknyttede specialister haft til at indfinde sig på arealet, og desto større kan de negative konsekvenser være ved at fjerne fældet ved fra området. I nogle tilfælde kan en gammel bevoksning af en ikke hjemmehørende træart således have større biodiversitet end en nyplantet bevoksning af en hjemmehørende træart. Det gælder ikke mindst i hede- og klitplantagerne, hvor nogle af de ældste bevoksninger af klit- og bjergfyr huser flere rødlistede arter end yngre plantninger af bøg og lind (Heilmann-Clausen mfl. 2015).

2.4.5 Fremme af naturlig skovstruktur og dynamik

Skiftet fra vedproduktionsorienteret bevoksningspleje til indfasningshugst indebærer også vigtige konceptuelle ændringer på større rumlig skala. I det naturnære skovbrug er der et produktionsmæssigt fokus på at sikre et stabilt produktionspotentiale gennem kontinuert kronedække, hvor de teknisk bedst formede og økonomisk set mest værdifulde træer fremmes gennem tyndingshugst. Sluthugsten tilrettelægges tilsvarende med henblik på at udnytte bevoksningstræer på et økonomisk optimalt tidspunkt, samtidigt med at foryngelsen (næste generation) sikres bedst muligt. Indfasningshugsten bør i modsætning hertil fokusere på at bevare kummerformer og undlade/begrænse hugst af ældre hugstmodne træer. Som i det naturnære skovbrug er målet at skabe et varieret kronedække, med lysninger, forsinket foryngelse, men give øget plads til naturlig dynamik, herunder stormfald. Især i kommende urørt skov kan indfasningshugsten med fordel lade sig inspirere af naturlig skovdynamik, og dermed arbejde på at efterligne og underbygge de forstyrrelsesregimer, der kendetegner naturlige skovøkosystemer på vores breddegrader, dvs. lysbrønds-dynamikker genereret af storm og svampeangreb i samspil med græsningspåvirkning, naturlig vandstandsdyamik og lejlighedsvis storskala forstyrrelser fra orkaner, andre klima-ekstremer, sygdomsudbrud og brand.

Helt overordnet bør hugsten i indfasningen således have fokus på at fremme heterogene bevoksningsstrukturer, med fokus på at fremme naturlige forstyrrelsesdynamikker og levesteder.

De kraftigste hugstindgreb kan gennemføres i strukturelt ensartede bevoksninger af ikke-hjemmehørende træarter, hvor der typisk er meget lidt biodiversitet at miste, men et betydeligt potentiale for efterfølgende udvikling af mere varieret skovnatur. Omvendt bør ældre, strukturelt varierede bevoksninger af hjemmehørende arter helt

friholdes fra hugst, da der her er mest biodiversitet at tabe. Derimellem findes en lang række bevoksningstyper hvor hugst-indsatsen kan skaleres således, at den så vidt muligt balancerer gevinster ved øget strukturel variation i forhold til tabet af eksisterende levesteder, knyttet til de levende træer.

2.4.6 Hugstformer i ældre bevoksninger

Nedenfor beskrives en række traditionelle og utraditionelle hugstformer med fokus på deres potentiale i den kommende indfasning.

2.4.6.1 Plukhugst (fjernelse af 1-50 % af stående vedmasse per 10 år)

”Plukhugst” dækker over et ret bredt spektrum af hugstindgreb, fra den klassiske, uordnede plukhugst, hvor man blot hentede de træer og emner, man havde brug for her og nu, til systematisk plukhugst, hvor der foretages en selektiv hugst af træer af bestemt art eller dimension, eksempelvis en bestemt højde eller diameter (måldiameterhugst). Indgrebets styrke afhænger meget af den aktuelle bevoksning og hvorledes den videre forvaltning bedst sikres.

Plukhugst fremhæves ofte som mere skånsom overfor skovens biodiversitet sammenlignet med skovdrift baseret på renafdrift eller skærmstilling, bl.a. fordi både skovklima og skovkontinuitet opretholdes samtidigt med at der sikres en finskaleret heterogenitet (se fx Brunet et al. 2010 for yderligere analyser).

I indfasningen er plukhugst relevant, især i blandede bevoksninger hvor uønskede træarter kan fjernes, samtidigt med at ønskede træarter får mere plads. Fx kan invasive eller indførte træarter selektivt fjernes, mens lokalt sjældne arter med en vigtig biodiversitetsfunktion kan fremmes. Tilsvarende kan plukhugst give plads til træer, der på grund af særlige vækstmæssige forhold eller skader har potentiale til hurtigere at udvikle sig til værdifulde levesteder, ligesom særligt store eller gamle træer kan sikres (Bauhus mfl. 2009).

2.4.6.2 Skærmstilling (fjernelse af 50-80 % af stående vedmasse per 10 år)

Skærmstilling dækker over hugstindgreb, der fjerner en stor andel af træerne i krone-taget og opretholder en spredt skærm af ældre træer. Især i bøgebevoksninger bruges skærmstilling traditionelt til at fremme selv- og naturforyngelse af ensaldrende, ældre bevoksninger. Pointen er at bevare skovklima og et frøspredningspotentiale, således at en ny trægeneration kan etableres hurtigt.

Biodiversitetsmæssigt har skærmforyngelse den fordel, at der opretholdes en kontinuitet i forekomsten af vedplanter, og ofte også i bundfloraen. Sammenlignet med pluk-hugstdrift er driftsformen til gengæld hård ved arter, der er knyttet til gamle levende træer eller et stabilt fugtigt skovklima, fx mosser, laver og snegle (Brunet mfl. 2010).

Ved traditionel skærmstilling af bøg fremmes homogenitet på bevoksningsniveau, hvilket er meget uhensigtsmæssigt både på kort (homogenisering af mikroklimatiske gradienter) og lang sigt (homogenisering af fremtidig skovstruktur) (Brunet mfl. 2010). Derfor bør skærmstilling kun undtagelsesvist anvendes ved konvertering til urørt skov.

I stedet bør anvendes en hugst, der skaber højere grad af strukturel variation over fladen, dvs. en heterogeniserende strukturhugst i form af fx den nedenfor beskrevne gruppevis hugst.

Det anbefales dog generelt i bevoksninger, der allerede er skærmstillet i forbindelse med fx natur- og selvforryngelser, at der ikke foretages yderligere hugst blandt skærmtræerne (overetagen el. overstanderne), og at disse i stedet overgår til urørthed. De økonomisk set mest værdifulde træer (kævler) vil i langt de fleste tilfælde allerede være fjernet på dette tidspunkt.

2.4.6.3 Gruppevis hugst (fjernelse af 10-50 % af stående vedmasse per 10 år)

Gruppevis hugst og forryngelse er foreslået som et alternativ til skærmforyngelse i det naturnære skovbrug, med afsæt i studier af dynamikken i naturlige skovøkosystemer (Bergeron mfl. 1999; Larsen 2005). I de frodige løvskove, især i det sydlige Østjylland, er der en lang tradition for driftsformen, som med strategien for naturnær skovdrift er under udbredelse i store dele af statsskovbruget. Skovbrugsmæssigt er fordelene at frø-kilder og skovklima opretholdes i højere grad end under skærmforyngelse.

Biodiversitetsmæssigt er driftsformen skånsom for arter, der er afhængige af et stabilt, fugtigt skovklima, og den opretholder i højere grad end skærmforyngelse en kontinueret forekomst af ældre træer i bevoksningen. Driftsformen er derimod som udgangspunkt ikke gavnlig for lys- og varmekrævende arter, idet man normalt tilstræber at undgå at skabe længerevarende større huller i kronetaget.

I indfasningen har gruppevis hugst et stort potentiale, især i ensartede bevoksninger, og under forudsætning af, at den gruppevis hugst udføres mere differentieret end det vil være hensigtsmæssigt i fortsat dyrket skov (Niklasson 2017). Hugst af trægrupper, som resulterer i lysbrønde med stor diameter (som tommelfingerregel større end træhøjde), skaber således langt større mikroklimatiske gradienter end i de små lysbrønde (diameter mindre end træhøjde), der normalt anbefales i skovdrift baseret på skyggetræarter (Malcolm mfl. 2001; Gálhidy mfl. 2006). De større lysbrønde resulterer alt andet lige i større biodiversitet (Naaf & Wulf 2007; Kern mfl. 2012) og i en forsinket og heterogen forryngelse, pga. øget konkurrence med karplanter og potentielt et større

græsningstryk, idet store lysbrønde ofte skaber gode forhold for græsvækst. Vi anbefaler, at der arbejdes med varierende størrelser af lysbrønde (på fra 1 til 5 gange den omgivende træhøjde), men med hovedvægt på relativt store lysbrønde. På denne vis skabes mosaik-prægede skovstrukturer som de, der kendes fra naturlige skovøkosystemer (fx Emborg mfl. 2000; Winter & Brambach, 2011) og dermed et optimalt udgangspunkt for naturlig dynamik på længere sigt. Den gruppevis hugst kan med fordel fokuseres på at underbygge naturlig variation indenfor bevoksningen, ved fx at fremme forblæste partier, græspartier og lysåbne vådområder.

Den gruppevis (heterogeniserende) hugst tilrettelægges afhængigt af bevoksningsstruktur, så den reducerer stamtallet uensartet – varierende på en skala, der omfatter grupper, holme uden hugst over varierende grader af hugst til fritstilling af træer, der gives mulighed for udvikling af dybe kroner.

2.4.6.4 Renafdrift (fjernelse af 90-100 % af stående vedmasse per 10 år)

Renafdrift er hugst af alle træer i en bevoksning og er i sagens natur et drastisk indgreb for biodiversiteten i den aktuelle bevoksning. For lys- og varmekrævende arter har renafdrifter dog ofte en positiv effekt (Fedrowitz mfl. 2014) og for enkelte artsgrupper, fx sommerfugle, kan renafdrifter ligefrem udgøre vigtige habitater i en kortere overgang (Viljur & Teder 2016). Man kan argumentere for, at renafdrifter efterligner naturlige storskala-forstyrrelser som er særligt typiske i naturlige nåleskove, herunder stormfald, skovbrand og skadedyrsangreb, fx fra typografer. Også i løvtræsdominerede skove har storskala-forstyrrelser dog en naturlig plads, fx i forbindelse med særligt voldsomme stormfald. Den væsentlige forskel fra en naturlig forstyrrelse er, at hele eller størstedelen af vedmassen som regel fjernes fra arealet ved en renafdrift.

I indfasningen har renafdrifter under indtryk af de økonomiske krav en berettigelse i tilfælde, hvor den eksisterende bevoksning har lav biologisk værdi og/eller repræsenterer en trussel for en fremtidig gunstig udvikling af biodiversitet. Det vil typisk kunne være relevant i ensartede bevoksninger af indførte oversøiske træarter som eksempelvis sitkagran og hvor afvandede, tilplantede vådområder skal reableres.

Ved anvendelse af renafdrift bør døde eller døende træer opretholdes for at sikre levesteder for vedboende arter, uanset om målet er lysåben natur, urørt skov eller en mosaik af naturtyper.

I planlægningen af renafdrifter bør der inddrages rumlige aspekter, fordi renafdrifter påvirker de omgivende bevoksninger, herunder luftmiljøet i disse, som følge af brat eksponering, udtørring og forøget influx af luftbårne stoffer. Tilsvarende skal man være opmærksom på, at der kan opstå problemer med næringsstofbelastning og forsurening af nedstrøms søer og vandløb. Hvis et større areal med nåletræer planlægges ryddet, kan mindre renafdrifter gennemføres med henblik på at skabe ustabile forhold og dermed

fremme stormfald og sikre strukturel diversitet og dødt ved i opretholdte nabobevoksninger over en længere periode.

Ved risiko for negative effekter af udtørring og influx af luftbårne stoffer på eksisterende gammel løvskov med store naturværdier, eller for næringsstofbelastning af værdifulde vådområder, bør renafdrift ikke gennemføres.

2.4.6.5 Renafdrift med opretholdte trægrupper (fjernelse af 50-90 % af stående vedmasse per 10 år)

Blandt andet i det skandinaviske nåleskovbrug er renafdrift med opretholdte enkelttræer og trægrupper en meget anvendt driftsform, især på FSC- og PEFC-certificerede ejendomme. Her er driftsformen indført som erstatning for de klassiske renafdrifter for at sikre øer med skovkontinuitet og dermed en mindre drastisk effekt på biodiversiteten. Adskillige forskningsprojekter har undersøgt effekten af opretholdte træer og trægrupper på biodiversiteten og hele to reviews har sammenfattet resultaterne (Rosenvald & Löhmus 2008, Fedrowitz mfl. 2014). Sammenfattende viser de to reviews ikke overraskende en positiv effekt af opretholdte træer eller trægrupper sammenlignet med traditionelle renafdrifter. Den positive effekt stiger generelt med antallet af træer, samt størrelsen af de trægrupper der overholdes.

I indfasningen har renafdrift med gruppevis opretholdelse størst relevans ved overgang til urørt skov med græsning eller i mosaik med lysåben natur, og især hvor de opretholdte trægrupper repræsenterer en biodiversitetsmæssig værdi, fx i blandede bevoksninger af indførte og hjemmehørende træarter, hvor sidstnævnte kan opretholdes i grupper. I rene bevoksninger af indførte, potentielt invasive træarter, bør levende træer eller trægrupper ikke opretholdes.

2.4.7 Tynding og hugst af opvækst og unge bevoksninger

Tynding er en integreret del af driften af de fleste danske skove. Biodiversitetsmæssigt har tynding og hugst af unge træer alt andet lige mindre negativ betydning end hugst af ældre træer. Dette skyldes, at unge træer rent arkitektonisk/strukturelt er simple end store træer og de mangler typisk vigtige levesteder, fx grov bark, hulheder og rådne partier. Samtidigt har unge træer haft færre år til at opbygge komplekse samfund af tilknyttede arter.

I indfasningen er tynding og hugst af unge træer især relevant i ældre bevoksninger af lystræarter med underskov af skygetræarter og i yngre og mellemaldrende, ensartede plantninger eller selvforyngelser, uanset træart.

I unge, ensartede bevoksninger, både på gammel skovjord og som skovrejsning på agerjord, kan tynding tjene flere formål i indfasningen. For det første kan tynding skabe et mere heterogent grundlag for udvikling af strukturrig urørt skov. For det andet kan tynding medvirke til at fjerne et næringsstofoverskud, hvilket ikke mindst er relevant på næringsrige skovrejsningsarealer.

2.4.7.1 Selektiv hugst af opvækst i ældre bevoksninger

I ældre bevoksninger domineret af lystræer, i praksis skovfyr, eg og birk samt ask, vil der ofte spontant have etableret sig en kraftig undervækst af skyggetræarter, typisk gran, bøg eller ær, der på kortere eller længere sigt kan være en trussel for de biologiske værdier tilknyttet den ældre trægeneration. Ved at rydde eller stærkt udtynde denne undervækst (med overholdelse af lystræarter og –buske) kan der for en længere periode fremover sikres lys til skovbundens flora samt et generelt varmere mikroklima. I Sverige er der udført et omfattende studie af biodiversitetseffekter ved selektiv rydning af undervækst i lysåbne egeskove, sammenfattet af Götmark (2013). Resultaterne af studiet viser en positiv effekt på diversiteten af bundflora, epifytiske laver, vedboende og phytofage biller, på overlevelse hos gamle ege, samt opvækst af unge ege. Derimod var der en negativ effekt på diversiteten og mængden af snegle, dødt ved og vedboende svampe.

Ingen af de studerede bevoksninger var græssede, men i en konvertering til urørt skov er det oplagt, at en rydning eller stærk udtynding af underskov giver mest mening i bevoksninger, hvor der er et naturligt eller reguleret højt græsningstryk, der på længere sigt kan regulere underskoven uden løbende pleje. Tilsvarende kan driftsformen anvendes som mere løbende naturpleje i anden biodiversitetsskov. I begge tilfælde er det oplagt at fokusere hugsten på skyggetræer uanset hjemmehørighed, mens hjemmehørende blomstrende buske og lystræer skånes.

2.4.7.2 Selektiv tynding af unge bevoksninger

På den finere skala kan der gennemføres en målrettet og systematisk tynding med fokus på at fremme ønskede, men sparsomt repræsenterede træarter samt enkelttræer med tveger, skader, hulheder eller andre anlæg til værdifulde mikrohabitater, som beskrevet under plukhugst. På denne skala kan tyndingen desuden bruges til at fremme en heterogen dimensions-udvikling, således at de største træer fremmes eller sikres mulighed for udvikling af dyb krone, sammen med de typisk skadede mindre træer. En sådan selektiv tynding er særlig relevant i lidt ældre eller heterogene naturforyngelser og plantninger af hjemmehørende træarter, hvor der er allerede findes et betydeligt biodiversitetspotentiale i kraft af de forekommende træarter eller lang skovkontinuitet.

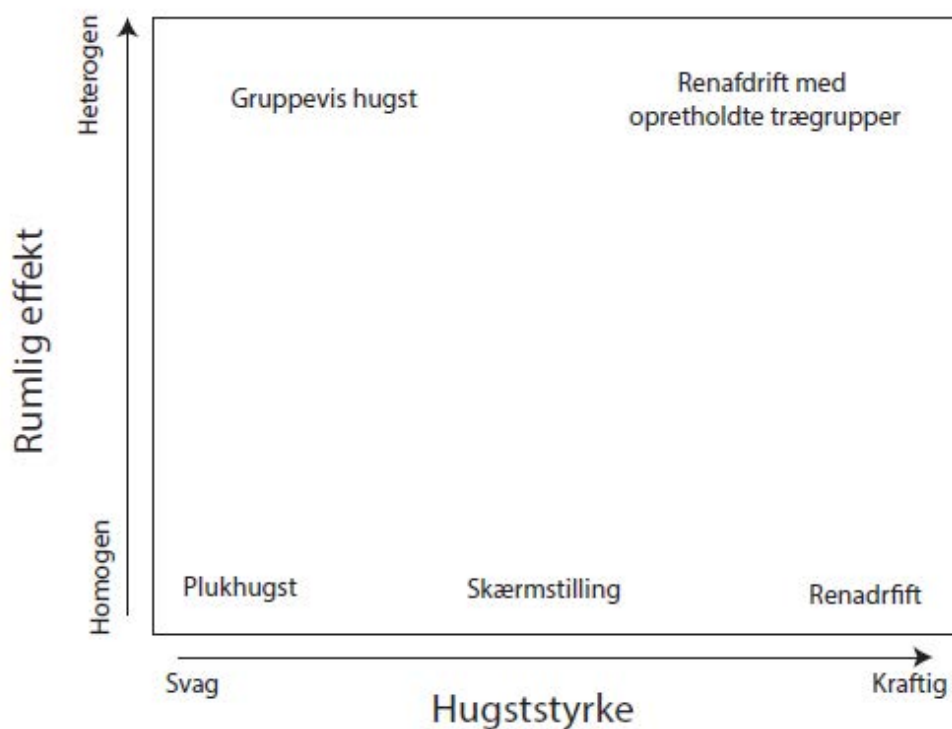
2.4.7.3 Gruppevis hugst i unge bevoksninger

På den grovere skala kan tynding erstattes med en gruppevis hugst af unge træer med henblik på at skabe en mosaikstruktur, hvor grupper af opvækst veksler med mere åbne områder. Sådanne indgreb er ikke mindst relevante i yngre homogene plantninger, herunder skovrejsning, uanset træarter. Ligesom beskrevet for den gruppevis hugst af modne træer bør de ryddede grupper have en diameter der er større end den forventede maksimale træhøjde, således at heterogeniteten sikres på længere sigt.

I mere heterogene unge bevoksninger kan gruppevis hugst anvendes til at skabe større lysbrønde i ensartede tætte opvækstgrupper, mens områder med mere heterogen eller sparsom opvækst friholdes for hugst.

2.4.8 Sammenfatning

De ovenfor beskrevne hugstindgreb kan betragtes som nedslag i et kontinuum af mulige indgreb struktureret langs to akser som skitseret i figur 1.



Figur 1 Konceptuel indplacering af beskrevne hugstindgreb for ældre bevoksninger i forhold til hugststyrke og rumlig effekt.

Hugststyrken bør som nævnt skaleres efter hvor meget biodiversitet, der tabes ved indgrebet, og med fokus på de indgreb, der skaber størst mulig rumlig heterogenitet.

Eksempelvis vil en gruppevis hugst alt andet lige være et bedre alternativ til plukhugst, fordi gruppevis hugst skaber større heterogenitet på bevoksningsniveau, samtidigt med at forstyrrelser fra hugst og udkørsel af ved begrænses til en mindre del af fladen.

Tilsvarende er en gruppevis opretholdelse af trægrupper alt andet lige mere hensigtsmæssig end en skærmstilling, hvis den overordnede hugststyrke holdes konstant. Dette skyldes at der hermed opretholdes større heterogenitet i mikroklima og levesteds-udbud med bevaret skovklima i opretholdte trægrupper og lysåbne forhold i huggede partier.

De heterogenitetsskabende indgreb bør ikke mindst prioriteres i ensartede bevoksninger, mens især plukhugst kan være relevant i allerede heterogene bevoksninger med betydelige naturværdier. I praksis vil det være relevant at kombinere de beskrevne indgreb, eller arbejde med mellemformer.

Det vil, især i plantageegnene med den lange indfasningsperiode være relevant at have forholdsplaner for uforudsete naturgivne ændringer, fx hvor stormfald vælter en bevoksning før planlagt tid, således at omstillingen kan fremrykkes. Det gælder navnlig for fladefald på lav bund (drænede og tilplantede vådområder).

Da vi som udgangspunkt betragter græsning som en naturlig del af skovens dynamik i Danmark, anbefaler vi ikke, at man gennem valg af metoder til indfasningshugst i den enkelte bevoksning tager særskilte hensyn til planlagt græsning. I tilfælde af at der er mangel på lysåbne arealer i det samlede udpegede område, kan det dog være formålstjenligt at hugge hårdere i bevoksninger, der indgår i kommende græsningsskov. I den rumlige planlægning kan det dog være relevant at indtænke større og mindre rydninger så de rumligt forbinder eksisterende lysåben natur, og kan understøtte i dyrenes vandringer gennem områderne. Af samme grund bør græsningen etableres så hurtigt som muligt, så der fra starten sikres et græsningstryk på de områder, der åbnes op som led i indfasningshugsten. For skove, der skal beskyttes som anden biodiversitetskov bør indfasningen fra starten tilpasses konkret formulerede mål for skovstruktur og biodiversitet.

I biologisk værdifulde bevoksninger, herunder registreret §25 skov, og andre bevoksninger ældre end 150 år bør hugst af ældre træer i indfasningen kun foregå under helt særlige omstændigheder, fx for at fjerne frøtræer af invasive arter. Den simpleste overgang for sådanne bevoksninger består i ganske simpelt hen ikke at gøre noget, dvs. umiddelbart at ophøre med samtlige indgreb. Aktiv naturgenopretning, fx gennem skabelse af dødt ved og veteranisering, samt hugst i underetage i fx eg kan dog stadig være relevant.

På tværs af alle bevoksningstyper og indgreb anbefales det helt generelt, at der i alle områderne sker en vedvarende sikring af:

- Alle veterantræer og træer over 200 år.
- Alle træer over 150 år med mikrolevesteder.
- Mindst 20 livs-/evigheds-/fremtidstræer/ha i bevoksninger af hjemmehørende arter.
- Overstandere af europæiske træarter over selv- og naturforyngelser og plantninger.

2.4.9 Driftsmæssige bemærkninger

2.4.9.1 Udnyttelse af fældede træer

Uanset hugsttype, kan udnyttelse af fældede træer ske gennem varierende grader af udnyttelse, typisk afhængig af størrelse og kvalitet af træet og det aktuelle marked. Det er indlysende at andelen af træ, der kan udnyttes økonomisk er størst i mellemaldrende og økonomisk set hugstmodne bevoksninger. Mindre dele af stamme og grene kan i varierende grad udnyttes til brænde eller flis. I unge bevoksninger og ved hugst af mindre træer vil der ofte ske heltræudnyttelse, typisk til flis, hvor hele den overjordiske biomasse fjernes. Dette kan også gøre sig gældende for en del ældre bevoksninger, hvor mindre grene og dele af kronen efterlades i skoven eller i nogle tilfælde samles det sammen (GRene Og Toppe af nåletræer - GROT) med henblik på heltræudnyttelse.

Generelt kan heltræudnyttelse anbefales i omstillingsfasen, så længe dette ikke kompromitterer den samlede mængde af dødt ved i skoven. Danske og udenlandske undersøgelser har således vist at en skæv udnyttelse af fældet ved kan forrykke konkurrenceforholdene således at generalister fremmes på bekostning af de mest specialiserede arter (Sippola & Renvall 1999). I danske bøgeskove fandt Heilmann-Clausen & Aude (2006) at stød og efterladte toppe ganske vist tilbød levesteder for mange arter, men ikke for de mest krævende. I ældre bevoksninger er det således alt andet lige en fordel at fælde færre træer, som til gengæld udnyttes fuldt og helt, end at fælde flere træer, hvor kun de mest værdifulde dele anvendes. Dette er især tilfældet, hvis der samtidig gennemføres tiltag, der øget mængden af dødt ved i bevoksningen på kort og mellemlangt sigt. I modsat fald vil det være en fordel at efterlade grove topgrene og andre typer af dødt ved med stor diameter når træer fældes med sigte på vedudnyttelse i indfasningsfasen, fordi der dermed sikres et input af dødt ved i skoven.

I yngre bevoksninger kan det stedvis være en fordel, at så stor en del af biomassen som muligt fjernes, ikke mindst hvis målet også er at fjerne næringsstoffer fra arealet,

fx i skovrejsninger på landbrugsjord. Den mest effektive næringsstoffjernelse vil ske ved heltræudnyttelse inklusiv kviste og løv/nåle, typisk gennem flisning.

2.4.9.2 Generelle forsigtighedsregler

Hugst indebærer ikke kun fældning af træer og fjernelse af vedmasse, men vil i de fleste tilfælde også være forbundet med en række andre fysiske påvirkninger, blandt andet kørsel i forbindelse med selve fældningen og ved bunkelægning, udslæbning og ud-kørsel, flisning mv. Desuden kan anbringelse af dynger af hugstaffald, grene, toppe, kvas mm også påvirke områderne temporært og stedvis være problematisk for bundfloraen.

I nåletræegnene, hvor indfasningen foregår over op til 50 år, kan det stedvis være hensigtsmæssigt at benytte de allerede udlagte systemer af faste kørespor og ligeledes at fortsætte med den hidtidige praksis, hvor flisning foretages ved vejene og ikke inde i bevoksningerne.

Helt generelt anbefales at eventuel indfasningshugst i de enkelte områder gennemføres over så korte tidsrum som muligt og ved indfasningen i løvtræegnene så vidt muligt ad én omgang inden udløbet af 2026.

Forsigtighedsreglerne i forhold til beskyttelse og sikring mod skader på naturværdier i bevoksningerne i indfasningen adskiller sig i princippet ikke fra det, der er gældende i den almene drift og hugstindsats på statens skovarealer. Da fokus er på områder der er udvalgt med fokus på at sikre naturværdier og -potentialer, er der dog en forøget risiko for utilsigtede skader. Samtidig vil der være stor offentlig bevågenhed på indfasningen, hvor utilsigtede skader kan få stor negativ opmærksomhed.

Dette stiller krav om en særdeles grundig instruktion af personalet og at det elektroniske plan- og kortgrundlag, der løbende opereres efter i skoven, er tilstrækkeligt udbygget og udførligt, således at indsatsen kan foregå optimalt, og uden at medføre utilsigtede skader jf. afsnit om planlægning af indfasningsperioden.

2.5 Håndtering af invasive vedplanter

Fire arter af vedplanter står på den officielle danske liste over invasive arter: bjergfyr, klit-fyr, glansbladet hæg og rynket rose (<http://mst.dk/natur-vand/natur/national-naturbeskyttelse/invasive-arter/de-invasive-arter/>), jfr. tabel 4.

Den klassiske, elementære strategi i forhold til invasive og problematiske arter er tredelt:

1. Stands yderligere frøspredning ved at fjerne frøtræer i og nær området.
2. Stands tilgangen af nye frøtræer ved at bekæmpe opvækst og ikke-fertile træer/buske.
3. Tøm eller inaktiver frøbanken.

Det er indlysende at en tidlig og effektiv indsats mindsker problemet og udgifterne forbundet med dets løsning.

Her er det oplagt at lægge en særlig indsats i forbindelse med indfasningshugsten, hvor så mange individer af invasive arter som muligt fjernes på en måde, der giver mindst mulig genvækst og mulighed for frøspredning o.l.

Selvsået opvækst efter rydning af nåletræsbevoksninger kan blive problematisk, eksempelvis på de lysninger og rydninger, der foretages i forbindelse med indfasningen. Det gælder især opvækst af klit-fyr samt sitkagran, selvom den ikke står på den officielle liste over invasive arter. Da sitkagran kun i meget begrænset omfang ædes af græssende dyr, vil den selv med højt græsningstryk derfor kunne blive endog meget fremtrædende og dominerende. Gentagen rydning før opvæksten når frøsætningsalderen kan være nødvendigt.

Afbrænding vil, hvor det er teknisk og sikkerhedsmæssigt muligt, kunne være en effektiv metode til bekæmpelse af uønsket opvækst, især af sitkagran og andre nåletræer. Dette er aktuelt under afprøvning i Tofte Skov i 2018 (Møller 2018).

I bevoksninger og tilgroningsskov vil motormanuel nedskæring og/eller ringning ofte være eneste reelle mulighed og derfor meget ressourcekrævende. Det gælder også opfølgende manuel og motormanuel nedskæring og ringning eller oprykning.

Glansbladet hæg er udover på heder især et problem i egekrat og andre lysåbne skove, hvor den kan hæmme opvækst og overskygge lyskrævende arter. Bekæmpelse kræver ofte flere års indsats med en kombination af forskellige metoder.

Art	Frøspredning	Stødskud	Rodskud	Metode
Bjergfyr	Tidlig og stor	Nej, men lavt-siddende, levende kviste overlever ofte nedskæring o.l.	Nej	Rydning, evt. afbrænding
Klit-fyr (Contorta-fyr)	Tidlig frøsætning, særligt efter brand	Nej	Nej	Rydning
Glansbladet hæg	Med fugle, ræv og hjortevildt	Ja	Ja	Oprykning, kombination af nedskæring og græsning. Ringning af større træer.
Rynket rose	Med fugle og pattedyr samt med vand	Ja	Kraftige	Opgravning, tildækning eller græsning med geder og får.

Tabel 4. Oversigt over invasive vedplanter - se også <http://mst.dk/natur-vand/natur/national-naturbeskyttelse/invasive-arter/de-invasive-arter/>

2.6 Skabelse af dødt ved og mikrohabitater i levende træer

Dødt ved er levested for ca. en fjerdedel af alle skovens organismer (Stokland mfl. 2012). Samtidig er dødt ved et af de levesteder, som mest markant adskiller dyrket skov fra urørt naturlig skov (Kepfer-Rojas mfl. 2017). Denne forskel afspejler at målet i dyrket skov netop er at producere tømmer, kævler og anden biomasse, som kan sælges og derfor fjernes fra skoven. Internationale opgørelser viser, at mængden af dødt ved i dyrket skov generelt er mindre end 10 % af mængden af dødt ved i naturlige reference-skove (Stokland mfl. 2012). I Danmark er forholdet endnu mere udtalt, da de danske dyrkede skove er blandt de mest fattige på dødt ved i Europa (Nord-Larsen et al 2017). I lyset af ovenstående er det oplagt at se på mulighederne for at fremme forekomsten af dødt ved i skove, der overgår til urørt skov eller anden biodiversitetsskov.

En lang række faktorer har betydning for biodiversiteten i dødt ved på lokal skala, hvoraf de vigtigste er (Stokland mfl. 2012; Boddy mfl. 2017):

- Træart
- Mortalitetsfaktorer og nedbrydningsstadier
- Position og type (stående, liggende, eller i jorden, typisk som rødder)
- Dimensioner
- Mikroklima

Træarten har afgørende betydning for hvilke arter der lever i et givet stykke dødt ved. Baseret på nordiske data fandt Dahlberg og Stokland (2004) at mindst 81 % af alle vedboende svampe foretrak enten løv- eller nåletræ, mens de øvrige forekommer i begge typer. Tilsvarende havde ca. 75 % af de vedboende biller præference for enten løv- eller nåletræer, mens 26 % udviste præference for en bestemt slægt af træer. Betydningen af træart er særlig stor for arter, der lever på dødt ved i tidlige nedbrydningsstadier, og som måske endda har interageret med værten mens denne endnu var levende. Det gælder en lang række svampe, men også insekter knyttet til nylig dødt splintved og bark, fx barkbiller og træbukke. Generelt huser løvtræ flere arter af både biller og svampe end nåletræer (Stokland m.fl. 2012), men med stor variation når man sammenligner enkelte træarter. Her viser analyser af danske data at vedplanternes arkitektur spiller en afgørende rolle, idet store skovtræer alt andet lige huser flere arter end buske og mindre træer (Heilmann-Clausen mfl. 2016).

2.6.1 Fremme af dødt ved

I naturlige skove skabes der løbende dødt ved som følge af en række mere eller mindre forudsigelige processer, i Danmark ikke mindst vindpåvirkning (stormfald o.l.), svampe- og insektangreb samt selvtynding (mortalitet i tætte bevoksninger). I overgangen fra dyrket til urørt skov vil disse processer gradvist øge mængden af dødt ved afhængigt af

træarter, aldre og øvrige bevoksningsforhold. Studier fra en lang række urørte skovreservater i Central og Nordvesteuropa har påvist gennemsnitlige akkumuleringsrater på 1-2 m³/ha/år, men med meget stor variation (Vanderkerkhove mfl. 2009; Meyer & Schmidt 2011).

Nogle af de naturlige processer, der skaber dødt ved kan fremmes eller hæmmes aktivt i indfasningsfasen. Mortalitet kan således hæmmes ved aktiv tyndingshugst mens stormfald kan fremmes ved hugst, der målrettet øger skovens ustabilitet, navnlig i for-
ening med højnet vandstand. Derimod er aktiv spredning af skadevoldende svampe eller insekter næppe en realistisk mulighed, på grund af de potentielle skadevirkninger på fortsat dyrkede skove.

Reetablering af naturlig hydrologi er et mere aktivt greb, der kan fremme skabelsen af dødt ved, idet de fleste træarter dårligt tåler længere tids iltfrie forhold i rodzonen. Også afbrænding kan øge mængden af dødt ved i påvirkede skove. Endelig vil den fortsatte spredning af bævere i dele af landet fremme skabelsen af dødt ved, dels på grund af de oversvømmelser som bæverdæmninger skaber, dels gennem bævernes aktive fældning af yngre træer. Det samme gælder næppe for andre pattedyr, der aktuelt findes i Danmarks natur.

2.6.2 Aktiv skabelse af dødt ved og fremme af råd i levende træer

Det er meget nemt og hurtigt at skabe dødt ved i skoven, gennem aktive indgreb, fx fældning eller ringbarkning (dødelig ringning) af levende træer. Tilsvarende kan man gennem påførte skader af større eller mindre omfang skabe mikrolevesteder med råd i levende træer, og dermed fremskynde udviklingen af hultræer, såkaldt veteranisering. I de øvrige nordiske lande er der en længere tradition for at skabe dødt ved i form af højstubbe som en del af det certificerede nåleskovbrug (Halme mfl. 2013). I tempererede skove er aktiv skabelse af dødt ved som en del af forvaltningen et ret nyt fænomen og der foreligger derfor endnu kun få konkrete langtidserfaringer (Seibold mfl. 2015). Det samme gælder helt generelt for veteranisering.

Der foreligger en enkelt undersøgelse, der direkte har sammenlignet kunstig skabt liggende dødt ved med naturligt dødt ved skabt ved henholdsvis ringbarkning, fældning med motorsav og kunstig rodvæltning i finske fyrreskove (Pasanen mfl. 2018). Den overordnede konklusion på studiet er, at naturligt dødt ved alt andet lige huser flere svampearter end kunstigt skabt dødt ved, men at forskellen er ret lille. Desuden fandt de at de forskellige metoder til kunstigt at skabe dødt ved resulterer i forskellige svampesamfund, hvorfor de anbefaler at kombinere flere metoder til at skabe dødt ved på det samme areal.

I Sydsverige er der gennemført et større pilotprojekt med skabelse af dødt ved og veteranisering i produktionsorienterede bøgeskove, ved hjælp af syv forskellige metoder (Niklasson 2017). Foreløbige opgørelser har påvist forskelle i dødelighed efter 5-6 år spændende fra 100 % (kunstig højstub uden sidegrene), over 67 % (fuld ringbarkning) og 57% (kunstig højstub med levende sidegren) til 9 % (udsavet hul) og 3 % (partiell ringbarkning). Biodiversitets-respons er indtil videre undersøgt i begrænset omfang, men mindst en i Sverige rødlistet insektart (Stribet stankelben) er fundet ynglende i de kunstigt udsavede huller, som dog indtil videre har lavere biodiversitet end naturlige reference-huller. Et tysk studie med fokus på biller fandt hele 36 rødlistede arter i tilknytning til kunstigt skabte træhuller (Weigelmeier 2012). Der var ikke signifikante forskelle i artssammensætning og –diversitet i sammenligninger mellem hhv. vandfyldte, vedsmuldfyldte og tomme huller.

I Gribskov pågår i øjeblikket sammenlignende studier af fire metoder til skabelse af dødt ved og skader på levende træer: ringbarkning, kunstige træhuller, basal brænding og fældning med lav højstub. Resultater af undersøgelserne forventes i løbet af 2019, men foreløbige observationer har påvist forekomst af flere sjældne arter i tilknytning til de brændte træer, nemlig billen *Melasis buprestoides* (rødlistet som EN- moderat truet) og kul-blækhat (LC- ikke truet, men med kun 4 yderligere observationer i de sidste 10 år). Et foreløbigt overslag over udgifterne til at udføre de forskellige behandlinger (løn, transport og maskinomkostninger) viser at prisen per behandlet træ stiger fra fældning (119 kr.) og afbrænding (148 kr.) til ringbarkning (309 kr.) og udsavning af kunstige træhuller (447 kr.). Afbrænding ved basis kræver intet specialudstyr og kan evt. udføres som frivilligt arbejde under kyndig instruktion.

2.6.3 Anbefalinger

Som udgangspunkt anbefaler vi, at mængderne af dødt ved i indfasningen i første omgang øges gennem indgreb, der fremmer naturlig dynamik og trædød. Ikke mindst hævet vandstand vil mange steder kunne skabe en markant øgning i de lokale mængder af dødt ved. I ældre, ensartede bevoksninger af især bøg og eg vil det være oplagt at fremme veteranisering (strukturtræudvikling) gennem udsavning af træhuller og basal afbrænding, ligesom ringbarkning og fældning kan anvendes til at skabe strukturel variation og dødt ved i bevoksninger, der er så gamle, at yderligere udtag af fældet vedmasse ikke kan forsvares. Ringbarkning kan på samme måde anvendes på opvoksende skyggetræer, der optræder som opvækst i gamle bevoksninger af lystræer. Indsatsen for aktiv skabelse af dødt ved og veteranisering bør særligt prioriteres omkring eksisterende kerneområder med forekomst af sjældne vedboende specialister, således at disse arters spredning fremmes. I yngre bevoksninger vil det være nødvendigt at benytte disse tiltag ud over indfasningsperioden for at opretholde en kontinuerlig tilgang af dødt ved og træer med mikrohabitater, indtil dette foregår naturligt.

3. anbefalinger vedrørende forvaltningsplanerne

For hvert af de udpegede områder, der skal indfas, skal Naturstyrelsen på forhånd udarbejde forvaltningsplaner. Disse planer skal ligesom bl.a. arealudpegningerne i offentlig høring inden de iværksættes.

Vi anbefaler, at der udarbejdes hensigtsmæssige tidsfølgeplaner for indgreb og dispositioner for bl.a. at optimere indsatsen og så vidt muligt undgå negative effekter på eksisterende naturværdier som del af indfasningsplanerne.

Indfasningsplanerne bør i øvrigt omfatte følgende trin:

- Udarbejdelse af kort og indsatsgrundlag med afgrænsning af særligt værdifulde og sårbare forekomster og interesseområder for bl.a.:
 - Truede dødtveds-organismer (svampe, insekter mm.).
 - Truede epifytter (trælevende mosser og laver) – følsomme overfor følger af hugst (brat eksponering, lysstilling, tilgang af forurennet luft, udtørring osv.)
 - Truede jordbundssvampe – der generelt er følsomme overfor kørsel eller tildækning.
 - Truet bundflora – særlige arter af karplanter, karsporeplanter og mosser, der vil være følsomme overfor kørsel eller tildækning.
 - Særlige jordbunde (morlag o.l. - §25-typer).
 - Sårbare ynglefugle, kolonier o.l., dels for at sikre selve redetræerne, dels for at undgå forstyrrelser indenfor en artsafhængig bufferzone på omkring 100-200 meter i typisk januar/marts til august.
 - Kendskab til andre særlige artsgrupper, herunder insekter, sommerfugle mv.

Kortene kan laves som lag på basis af de elektroniske skovkort.

- Planlægning af overordnet forvaltning efter endt omstillingsperiode, dvs. stillingtagen til hvad indfasningen skal tage sigte på: Urørt skov, græsnings-skov/græsningslandskab, anden biodiversitetsskov (plukhugstskov o.l.) eller eventuelle andre specifikke forvaltningsformer eller overgang til anden naturtype som sø, mose, hede eller græsland. I denne forbindelse er det vigtigt at inddrage det omkringliggende skovlandskab og sammenhæng med allerede udlagte urørtskov-arealer, lysåbne naturtyper, eksisterende fredninger o.l.
- Planer for retablering af naturlig hydrologi, herunder sumpskov, åbne vådområder (søer, moser, kær, fugtige lavninger) og generel retablering af naturlige afstrømningsforhold gennem lukning af grøfter m.v. i de udpegede områder. Som led i planlægningen af hydrologiindsatsen tages også stilling til, om bevoksningerne på de berørte lavbundsarealer skal forblive uden hugstindgreb, udtyndes eller ryddes og hvorvidt hele den fældede biomasse (inklusiv kvas o.l.) i så fald

skal fjernes fra arealet inden vandstandshævning igangsættes. Vi anbefaler i denne forbindelse, at vandstanden på en række udvalgte, drænedes og nu bevoksede/tilplantede lavninger med løvskov og rødgran blot reableres uden forudgående rydning eller hugst. Det er en enkel og omkostningseffektiv metode til at skabe værdifulde levesteder.

- Som en del af planlægningen udarbejdes tidsfølge/faseplaner, der sikrer optimal indsats og koordinering med afslutning af hugst og udkørsel og evt. biomassefjernelse, således at vandstandsreablering kan ske så hurtigt som muligt.
- Planer for etablering af de konkrete græsningsområder - hegning, valg af dyrearter osv.
- Planer, der inddrager det rumlige aspekt af den samlede skov og tilstødende naturområders sammenhæng og mulighed for udvikling som et samlet skov- og naturlandskab. Dette kan inddrage hensyn til naboarealer, der ikke er omfattet af udpegningen.

4. Forvaltning efter indfasningsperioden

4.1 Urørt skov

I Naturskovsstrategien var urørt skov defineret som "... skov, der er friholdt fra kulturindgreb fra et nærmere angivet tidspunkt" (Skov- og Naturstyrelsen 1994), dvs. skov i fri succession, hvor enhver form for hugst, fjernelse af levende og dødt træ og andre, direkte menneskelige indgreb er ophørt.

Efter at denne strenge tolkning (senere kaldet urørt urørt) havde været i kraft i knapt 20 år blev ønsket om eller behovet for at kunne foretage indgreb af forskellig art så stort, at en ny, mere pragmatisk definition eller fortolkning taget i brug. I forbindelse med Naturpakken anføres således, "*at der med urørt skov alene menes forstligt urørt, dvs. at det er forudsat, at der kan gennemføres græsning eller anden pleje, for eksempel bekæmpelse af invasive arter, i den del af den urørte skov, hvor det har størst biologisk værdi*".

Vi anbefaler dog helt overordnet at de urørte skove i løbet af indfasningsfasen naturgenoprettes, således at de fremover så vidt muligt vil kunne fungere som selvforvaltende økosystemer uden løbende indgreb. Det kan dog fortsat være relevant med en vis regulering af græsningstryk samt opfølgende tiltag til at sikre genoprettelse af naturlig hydrologi. Derudover bør det vurderes om der i særlige tilfælde skal åbnes for mindre naturplejeindgreb til gavn for biodiversiteten, herunder opfølgende naturpleje i forhold til fx invasive arter eller sikring af naturmæssigt særligt værdifulde enkelttræer, fx gamle ege gennem frihugst, nedskæring, eller ringning af påtrængende opvækst. Denne vurdering kan med stor fordel tage udgangspunkt i de erfaringer der indhentes i indfasningsperioden

4.2 Anden biodiversitetsskov

I arealer udlagt som 'anden biodiversitetsskov' har biodiversitet ligeledes hovedprioritet, men i modsætning til arealer med urørt skov, kan der fortsat ske udtag af vedmasse efter indfasningsperioden, når det ikke skader biodiversiteten. På disse arealer kan der også foretages opfølgende naturpleje i forhold til fx invasive arter eller sikring af naturmæssigt særligt værdifulde enkelttræer, fx gamle ege gennem frihugst, nedskæring, ringning o.l. af påtrængende opvækst af fx nåletræer, bøg, ær o.l. Desuden

kan der fortsat laves aktive tiltag for at fremme udvikling af strukturel variation, udvikling af dødt ved og mikrohabitater på levende træer (hultræer o.l.) og det kan være relevant med en vis regulering af græsningstryk i områder med græsning.

I bilag 3 er opstillet et forslag til overordnede retningslinjer for forvaltningen.

4.3 Dokumentation og vidensopsamling

Det er væsentligt, at de udførte tiltag og indhøstede erfaringer med metoder og indsatser samt ikke mindst de opnåede effekter på struktur og biodiversitet bliver dokumenteret og overvåget. Det gælder både i indfasningsperioden og efterfølgende, og med fokus på at resultaterne hurtigst muligt gøres tilgængelige og dermed kan evalueres i forhold til forvaltningen.

Vi anbefaler, at der udarbejdes og iværksættes et egentligt overvågningsprogram, der kan sikre dette, både på urørte arealer og på arealer, der drives som anden biodiversitetsskov.

Derudover anbefaler vi, at der foretages en grundig evaluering af indfasningen og de indhentede erfaringer senest i 2026.

5. Litteratur

Aude, E., D.N. Hansen, P.F. Møller og T. Riis-Nielsen. 2002. Naturnær skovrejsning - et bæredygtigt alternativ. Faglig rapport fra DMU, nr. 389 2002. 49 pp.

Bauhus, J., Puettmann, K., & Messier, C. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 525-537.

Bengtsson, J., Nilsson, S.G. Franc, A., Menozzi, P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132, 39-50.

Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A., & Gauthier, S. 1999:. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand-and forest-level considerations. *The Forestry Chronicle*, 75(1), 49-54.

Boddy, L., Hiscox, J., Gilmartin, E.C., Johnston, S.R. and Heilmann-Clausen, J. 2017. Wood decay communities in angiosperm wood, Pp. 169-189 In: *The Fungal Community: Its Organization and Role in the Ecosystem*, Fourth Edition (Dighton, J and White J.F. eds.). CRC press.

Bréda, N., Huc, R., Granier, A., & Dreyer, E. 2006. Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science*, 63(6), 625-644.

Brunet, J., Fritz, Ö., & Richnau, G. 2010. Biodiversity in European beech forests—a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins*, 53: 77-94.

Buchwald, E. 2018. Analysis and prioritization of future efforts for Danish biodiversity – with particular regard to Nature Agency lands. PhD Thesis. Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, KU.

Buchwald, E. Heilmann-Clausen, J. 2018. Muligheder på Naturstyrelsens arealer for bedre opfyldelse af 2020-mål for truede arter. Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, KU.

Bunzel-Drüke, M., C. Böhm, P. Finck, G. Kämmer, R. Luick, E. Reisinger, U. Riecken, J. Riedl, M. Scharf & O. Zimball. 2008. " Wilde Weiden": Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung, Arbeitsgem. Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest eV (ABU).

Buttenschøn, R.M. 2008. Effekt af græsning på træer og buske: fra hedeplantage til lysåben græsningsskov. *Videnblad Park og Landskab* 6.6-10.

Buttenschøn, R.M. 2012. Bekæmpelse af glansbladet hæg. Videnblad 6.0-31 Skov og Landskab. Københavns Universitet.

Buttenschøn, R. M. 2014a. Krondyr som naturplejere. I: N. Kanstrup, P. Madsen, K. Stenkjær, R. M. Buttenschøn & A. Jensen. Kronvildt på Sjælland. Institut for geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, 63-74.

Buttenschøn, R. M. 2014b. Vejledende græsningstryk for udvalgte naturtyper http://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Miljoe_oekologitilskud/2015_Miljoe-_og_oekologitilsagn/Nedsat_graesningstryk.pdf

Buttenschøn, R. M. 2015. Helårsgræsning som driftsgren. Faktaark udarbejdet for Naturstyrelsen. <http://mst.dk/media/145892/faktaark-om-helaarsgraesning-som-driftsgren.pdf>

Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L. P., & Hellweg, S. 2016. Impact of forest management on species richness: global meta-analysis and economic trade-offs. *Scientific reports*, 6.

Cosyns, E., Degezelle, T., Demeulenaere, E., Hoffmann, M. 2001. Feeding ecology of Konik horses and donkeys in Belgian coastal dunes and its implications for nature management. *Belgian J. Zool.*

Cosyns, E., Claerbout, S., Lamoot I., Hoffmann, M. 2005. Endozoochorous seed dispersal by cattle and horses in a spatially heterogeneous landscape. *Plant Ecology*, 178, 149–162.

Cromsigt, J. P.G.M., Kemp, Y. M. Rodriguez, E., Kivit, H. 2017. Rewilding Europe's large grazer community: how functionally diverse are the diets of European bison, cattle and horses? *Restoration Ecology* 2017, 1-9.

Dahlberg, A., & Stokland, J. N. 2004. Vedlevande arters krav på substrat. Skogsstyrelsen, rapport, 7, 1-74.

Emborg, J., Christensen, M., & Heilmann-Clausen, J. 2000. The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 126(2), 173-189.

Faunaforst 2013. Naturpleje med græsningsdyr på forsvarets terræner - en analyse af muligheder, begrænsninger, fordele og ulemper.

Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S. C., Lindenmayer, D. B., Palik, B., Rosenthal, R., ... & Messier, C. 2014. Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51 (6), 1669-1679.

Flora og Fauna 2017. Biologisk Mangfoldighed i naturskov. Red. Schmidt IK & Jensen TS. Flora og Fauna 123, Hæfte 2/3/4, Side 35-119.

Fløjgaard, C., Bladt, J. & Ejrnæs, R. 2017. Naturpleje og arealstørrelser med særligt fokus på Natura 2000 områderne. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 58 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 228. <http://dce2.au.dk/pub/SR228.pdf>.

Fløjgaard, C., Haugaard, L., de Barba, M., Taberlet, P., Ejrnæs, R. 2016. Fødevalg hos krondyr i Klelund Dyrehave. Undersøgelse af den rumlige og tidsmæssige variation i krondyrenes fødevalg. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 60 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 190 <http://dce2.au.dk/pub/SR190.pdf>.

Gálhidy, L., Mihók, B., Hagyó, A., Rajkai, K., & Standovár, T. 2006. Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a Hungarian beech forest. *Plant Ecology*, 183(1), 133-145.

Gilhaus, K. Hölzel, N. 2016. Seasonal variations of fodder quality and availability as constraints for stocking rates in year-round grazing schemes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 234, 5-15.

Groot Bruinderink, G.W.T.A., Hazebroek, E. 1995. Modelling carrying capacity for wild boar *Sus scrofa* in a forest/heathland ecosystem. *Wildlife Biology* 1, 81-87

Götmark, F. 2013. Habitat management alternatives for conservation forests in the temperate zone: Review, synthesis, and implications. *Forest Ecology and Management*, 306, 292-307.

Hahn, K. & J. Emborg (red.). 2007. Suserup Skov: structures and processes in a temperate, deciduous forest reserve. – *Ecological Bulletins*, 52: 1-196.

Hannon G E, Bradshaw R H W, Emborg J. 2000. 6000 Years of forest dynamics in Suserup Skov, a semi-natural Danish Woodland. *Glob. Ecol. Biodiver. Lett.*, 9: 101–114.

Heilmann-Clausen, J. & Aude, E., 2006: Forvaltning af dødt ved i naturnære bøgebevoksninger – til gavn for biodiversiteten? *HabitatVision*, rapport 06-01 2006.

Heilmann-Clausen, J., Larsen, J. C., Pedersen, L., Vistisen, K., Iversen, L. L., Kielgast, J., Bruun, H. H., Hermansen, B., Pedersen, O., Sand-Jensen, K. og Tøttrup, A. P. 2015: Program for Basisregistrering og naturovervågning i Nationalpark Thy. Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Københavns Universitet. 88 sider.

Heilmann-Clausen, J., Maruyama, P. K., Bruun, H. H., Dimitrov, D., Læssøe, T., Frøslev, T. G., & Dalsgaard, B. 2016. Citizen science data reveal ecological, historical and evolutionary factors shaping interactions between woody hosts and wood-inhabiting fungi. *New Phytologist*, 212(4), 1072-1082.

Halme, P., Allen, K. A., Auniņš, A., Bradshaw, R. H., Brūmelis, G., Čada, V., ... & Ikauniece, S. 2013. Challenges of ecological restoration: lessons from forests in northern Europe. *Biological Conservation*, 167, 248-256.

Hodder, K.H., Bullock, J.M., Buckland, B.C., Kirby, K.J., 2005. Large Herbivores in the Wildwood and in Modern Naturalistic Grazing Systems. English Nature, Peterborough.

ICMO2, 2010: Natural processes, animal welfare, moral aspects and management of the Oostvaardersplassen. Report of the second International Committee on the Management of large herbivores in the Oostvaardersplassen (ICMO2). The Hague/Wageningen, Netherlands.

Jaroszewicz, B. Piroznikow, E. Sondej, I. 2013. Endozoochory by the guild of ungulates in Europe's primeval forest. *Forest Ecology and Management* 305, 21-28.

Johannsen, V.K & Schmidt, I.K. 2017: Udpegning af skov til biodiversitetsformål på statens arealer – strukturel analyse. IGN Rapport, december 2017, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Frederiksberg. 34 s. ill.

Johannsen, V. K., Dippel, T. M., Møller, P. F., Heilmann-Clausen, J., Ejrnæs, R., Larsen, J. B., Raulund-Rasmussen, K., Rojas, S. K., Jørgensen, B. B., Riis-Nielsen, T., Bruun, H. H. K., Thomsen, P. F., Eskildsen, A., Fredshavn, J., Kjær, E. D., Nord-Larsen, T., Caspersen, O. H., Hansen, G. K. 2013: Evaluering af indsatsen for biodiversiteten i de danske skove 1992-2012. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning.

Kepfer-Rojas S, Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Byriel DB, Justesen MJ, Nielsen AO, Alban M, Johannsen VK. 2017: Strukturer med betydning for biodiversiteten i urørt og forstligt drevet skov. - *Flora og Fauna* 123 (2-4): 47-53.

Kern, C. C., Montgomery, R. A., Reich, P. B., & Strong, T. F. 2012. Canopy gap size influences niche partitioning of the ground-layer plant community in a northern temperate forest. *Journal of Plant Ecology*, 6 (1), 101-112.

Kirby, K.J. 2001. The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* 74, 219-229.

Kraus, D., Büttler, R., Krumm, F., Lachat, T., Larrieu, L., Mergner, U., Paillet, Y., Rydkvist, T., Schuck, A., and Winter, S., 2016. Katalog over mikrohabitater i træer - Reference feltliste. Integrate+ Teknisk Rapport. 16 s. integrateplus.org.

Krog, M., Refsgaard, A., Østergaard, F. & Jensen, M. 2017: Naturlig hydrologi i Naturstyrelsens skove. *Vand & Jord* 24 (1), 29-34.

Kowalczyk, R., Taberlet, P., Coissac, E., Valentini, A., Miquel, C., Kamiński, T., Wójcik, J.M. 2011. Influence of management practices on large herbivore diet—Case of European bison in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Forest Ecology and Management* 261, 821-828.

Krasińska M., Krasiński Z.A. 2013. Food and Use of the Environment. In: *European Bison*. Springer, Berlin, Heidelberg

Kuiters, A.T. and Slim, P.A. 2002. Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biological Conservation* 105, 65-74.

Larsen, JB 2005, *Naturnær Skovdrift - 2005*. Dansk Skovbrugs Tidsskrift, Dansk Skovfor-
ening, København.

Loucougaray, G. Bonis, A. Bouzillé, J.-B. 2004. Effects of grazing by horses and/or cattle on the diversity of coastal grasslands in western France. *Biological Conservation* 116, 59-71.

Malcolm, D. C., Mason, W. L., & Clarke, G. C. 2001. The transformation of conifer forests in Britain—regeneration, gap size and silvicultural systems. *Forest Ecology and Management*, 151(1-3), 7-23.

Mayle, B. 1999. Domestic stock grazing to enhance woodland biodiversity. Forestry Commission. Information Note.

Mazziotta, A., Heilmann-Clausen, J., Bruun, H. H., Fritz, Ö., Aude, E., & Tøttrup, A. P. 2016. Restoring hydrology and old-growth structures in a former production forest: modelling the long-term effects on biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 381, 125-133.

Menard, C. Duncan, P., Fleurance, G., Georges, J-Y., Lila, M. 2002: Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands. *Journal of Applied Ecology* 39, 120-133.

Meyer, P., & Schmidt, M. 2011. Accumulation of dead wood in abandoned beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in northwestern Germany. *Forest Ecology and Management*, 261(3), 342-352.

Miljø- og Fødevarerministeriet, Naturstyrelsen. 2016: Aftale om Naturpakke.

Miljø- og Fødevarerministeriet. 2017: Nøgle til kortlægning af naturmæssigt særlig værdifuld skov.

Mitchell, F.J.G. & Kirby, K.J., 1990: The impact of large herbivores on the Conservation of Semi-natural Woods in the British Uplands. *Forestry* 1990; 63(4), 333-353.

Mountford, E.P., Peterken, G.F. 2003. Long-term change and implications for the management of wood-pastures: Experience over 40 years from Denny Wood, New Forest. *Forestry* 76, 19-40.

Mysterud, A. 2006. The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. *Wildlife Biology* 12, 129-141.

Møller, P.F. 1997: Biologisk Mangfoldighed i Dansk Naturskov. En sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 1997/41. 209 pp.

Møller, P. F. 2000: Vandet i skoven - hvordan får vi vandet tilbage til skoven? Belysning af afvandingens baggrund, omfang og naturmæssige betydning - med henblik på mulighederne for at opnå mere naturlige vandstandsforhold i de danske skove. Udarbejdet for WWF Verdensnaturfonden. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2000/62. 60 pp.

Møller, P.F. 2000: Status for urørt skov i Danmark. Udarbejdet for Skov- og Naturstyrelsen. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2000/20. 21 pp.

Møller, P.F. 2017: Projekt "Biologisk Mangfoldighed i Dansk Naturskov - en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove". Baggrund og formål. – *Flora og Fauna* 123 (2-4): 35-46.

Møller, P.F., Buttenschøn, R.M. og Tybirk, K. 2002: Forvaltning af egekrat. Værdier, problemer, muligheder og fremtidig drift. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2002/105. 102 pp.

Naaf, T., & Wulf, M. 2007. Effects of gap size, light and herbivory on the herb layer vegetation in European beech forest gaps. *Forest ecology and management*, 244, 141-149.

Naturstyrelsen/Skovrådet 2016: Virkemidler til fremme af biodiversitet i skov. J.nr NST-309-00115 - <http://mst.dk/media/121791/virkemidler-til-fremme-af-biodiversitet-i-skov-den-13-april-2016.pdf>.

Nielsen, F., S. Brøgger-Jensen, J.B. Larsen & P.F. Møller 1995: Basisprogram for Naturskovsforskningen. Projektrapport udarbejdet for Skov- og Naturstyrelsen. Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. 106 pp.

Niklasson, M. 2017. Ekologisk restaurering av ung produktionspräglad bokskog. Länsstyrelsen i Hallands län, Meddelande 2017:10.

- Niklasson, M., Lindblad, M., & Björkman, L. 2002. A long-term record of *Quercus* decline, logging and fires in a southern Swedish *Fagus-Picea* forest. *Journal of Vegetation Science*, 13(6), 765-774.
- Pasanen, H., Junninen, K., Boberg, J., Tatsumi, S., Stenlid, J., & Kouki, J. 2018: Life after tree death: Does restored dead wood host different fungal communities to natural woody substrates?. *Forest Ecology and Management*, 409, 863-871.
- Petersen, P. M., 1995: Dåvildtets indflydelse på vegetationen i Maglemose i Gribskov. *URT* 1995/4: 107-112.
- Petersen, A.H., T.H. Lundhede, H.H. Bruun, J. Heilmann-Clausen, B.J. Thorsen, N. Strange og C. Rahbek. 2016: Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove. En analyse af den nødvendige indsats, og hvad den betyder for skovens andre samfundsgoder. Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Københavns Universitet. 110 pp.
- Petersen, F. R. 1997. Decline of mires in four Danish State Forests during the 19th and 20th century. *Forskningscentret for skov & landskab*.
- Putfarken, D. Dengler, J. Lehman, S. Härdtle, W. 2007. Site use of grazing cattle and sheep in a large-scale pasture landscape: A GPS/GIS assessment. *Applied Animal Behaviour Science* 111, 54-67.
- Putman, R.J., 1994. Effects of grazing and browsing by mammals on woodlands. *British Wildlife* 4, 205-213.
- Putman R.J. 1996: Competition and resource partitioning in Temperate Ungulate Assemblies. *Chapman & Hall Wildlife*.
- Putman, R.J., Langbein, J. Green, P. Watson, P. 2011. Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur. *Mammal Review* 41, 175-196.
- Putman, R.J., Staines, B.W. 2004. Supplementary winter feeding of wild red deer *Cervus elaphus* in Europe and North America: justifications, feeding practice and effectiveness. *Mammal Rev* 34:285–306. doi: [10.1111/j.1365-2907.2004.00044.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2004.00044.x)
- Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Kepfer-Rojas S, Nielsen AO, Knudsen MA, Byriel DB, Justesen MJ, Johannsen VK (2017) Skovbundsflora og træ-regeneration af træer i urørt og forstlig drevet skov. *Flora og Fauna* 123 (2-4).
- Rosenvald, R., & Löhmus, A. 2008: For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management*, 255 (1), 1-15.

Rupprecht, D., Gilhaus, K, Hölzel, N. 2016. Effects of year-round grazing on the vegetation of nutrient-poor grass- and heathlands—Evidence from a large-scale survey. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 234: 16-22.].

Sandom, C. J., Ejrnæs, R., Hansen, M. D., & Svenning, J. C. 2014. High herbivore density associated with vegetation diversity in interglacial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(11), 4162-4167.

Sebek, P., Vodka, S. Bogusch, P., Pech, P. Tropek, R. Weiss, M. Zimova, K. Cizek, L. 2016. Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: The diversity, composition, and conservation value of associated communities. *Forest Ecology and Management* 380, 172-181.

Seibold, S., Bässler, C., Brandl, R., Gossner, M. M., Thorn, S., Ulyshen, M. D., & Müller, J. 2015. Experimental studies of dead-wood biodiversity—a review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation*, 191, 139-149.

Sippola, A. L., & Renvall, P. 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: a 40-year perspective. *Forest Ecology and Management*, 115, 183-201.

Skov- og Naturstyrelsen 1994: Strategi for de danske naturskove og andre bevaringsværdige naturtyper. 48 pp.

Skov- og Naturstyrelsen 1997: Særlig beskyttet naturskov - lokaliteter i statsskovene. Bind 1 Øerne, Bind 2 Jylland.

Stokland, J. N., Siitonen, J., & Jonsson, B. G. 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press.

Svenning, J. C., & Skov, F. 2004. Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecology Letters*, 7, 565-573.

The Scottish Agricultural College 2007. Conservation grazing of semi-natural habitats. ISBN 1 85482 870 3. March 2007.

Thorndal, L. 2016. Skovengenes naturtilstand og plejebehov. upubl. speciale. IGN, KU.

Vandekerkhove, K., De Keersmaeker, L., Menke, N., Meyer, P., & Verschelde, P. 2009. When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 425-435.

Van Uytvanck, J. Hoffmann, M. 2009. Impact of grazing management with large herbivores on forest ground flora and bramble understorey. *Acta Oecologica* 35, 525-532.

Weigelmeier, S. 2012. Induced tree hollows in beech trees (*Fagus sylvatica* L.) in the Steigerwald (Bavaria, Germany): Effects of cavity type, time scale and spatial distance to donor populations on diversity, density and community structure of saproxylic Coleoptera. Masterarbeit, Georg-August-Universität Göttingen.

Winter, S., & Brambach, F. 2011. Determination of a common forest life cycle assessment method for biodiversity evaluation. *Forest Ecology and Management*, 262(12), 2120-2132.

Bilag 1 Generelle anbefalinger vedrørende §25-kortlagte arealer

Nr. i nøgle	Beskrivelse	§25-kortlagt areal i de foreløbige udpegninger ha			Anbefaling vedrørende indfasning
		Urørt løv	Urørt nål	Anden biodiv.	
4a	Skov med meget stor strukturel variation i både højden (vertikalt) og fladen (horisontalt), dvs. stor alders- og diametervariation, fx mindst 3 etager eller holmevis struktur og forekomst af: mindst 5 stk./ha af levende biostrukturtræer og mindst 5 stk./ha af liggende eller stående døde træer med dbh ≥ 20 cm).	7,2		1,2	Overgang til urørt uden hugst og udtag, men med supplerende aktive tiltag til fremme af dødt ved og mikrolevesteder på træer ("veteranisering").
5a	Stævningskov, hvor driftsformen har været praktiseret i skønsvi mindst 100 år.				(Historiske driftsformer kan fortsættes).
5b	Mellemskov (stævningskov med overstandere), hvor driftsformen har været praktiseret i skønsvi mindst 100 år.	2,0		3,1	Historiske driftsformer kan fortsættes inklusiv udtag af vedmasse som flis el. lign. af eller evt. overgang til urørt eller græsning.
5c	Dyrehave og græsningsskov.			18,7	Græsning fortsættes (og udvides arealt hvor det er muligt). Drives i principet som urørt græsningskov, hvor hugst kun foretages a.h.t. sikring af biodiversitet og fortidsminder.
6a	Sump- og vådbundsskov med dbh ≥ 20 cm, herunder skov med vældpræget bund, naturlige våde lavninger eller skovbund, der er præget af naturlig mikrotopografi med vandstandspåvirkning, herunder tidvis oversvømmelse.	84,6	0,9	10,5	Overgang til urørt uden hugst og udtag.
6b	Varieret blandsskov med mindst 3 hjemmehørende arter med dbh ≥ 20 cm i kronetaget, og træartsfordeling (herunder zoner) efter naturlige gradienter (især vandstand eller saltpåvirkning), fx	5,6	2,2	12,2	Overgang til urørt uden hugst og udtag.

	naturlig brynskov ved kyster, søer, moser o.a. lysåbne naturområder.				
6c	Ældre tilgroningsskov (mindst 50 år gammel, dvs. fra før ca. 1965) bestående af mindst 8 arter af hjemmehørende vedplanter, der på stedet er ≥ 5 m høje og hvoraf mindst 10 træer/ha har dbh ≥ 20 cm og mindst 5 træer/ha med dbh ≥ 20 cm er hultræer eller/og stående/liggende dødtræer.	164,1		27,6	Overgang til urørt uden hugst, kørsel og udtag.
7a	Anden skov med dbh ≥ 20 cm på kalkbund (synlig kalkklippe og/eller synlig kalk/kridt i overfladen).	1,1		4,9	Strukturhugst hvor det kan ske fra eksisterende, faste kørespor, ellers overgang til urørt uden hugst, kørsel og udtag.
7b	Anden skov med dbh ≥ 20 cm på skredpræget bund (herunder plastisk ler).	4,1			Overgang til urørt uden hugst, kørsel og udtag.
7c	Anden skov med dbh ≥ 20 cm på meget stenet eller (på Bornholm) klippepræget bund, herunder stenstrøninger og gammelt strandvoldsterræn.			3,8	Strukturhugst hvor det kan ske fra eksisterende, faste kørespor, ellers overgang til urørt uden hugst, kørsel og udtag.
7d	Anden skov med dbh ≥ 20 cm, bestående af mindst 80 % hjemmehørende løvtræarter (i kronetag) på meget fattig bund med tykke mordannelser (≥ 10 cm) på mindst 50 % af arealet.				(Strukturhugst hvor det kan ske fra eksisterende, faste kørespor, ellers overgang til urørt uden hugst, kørsel og udtag.)
9a	Bøgskov af røllebøge, stynede bøge o.l.	2,2		2,7	Overgang til urørt uden hugst og udtag.
9b	Bøgedomineret skov (dbh ≥ 50 cm) med mindst 10 biostrukturtræer/ha.	212,5		59,0	Overgang til urørt uden hugst og udtag.
9c	Bøgedomineret skov (dbh ≥ 50 cm) med naturlig (ikke-plantet) forekomst af enten i alt mindst 5 stk./ha af småbladet lind, skærmelm, tarmvridrøn eller i alt mindst 10 stk./ha af disse arter, og/eller af træer med dbh ≥ 20 cm af bævreasp, avnbøg, navr, spidsløn eller/og træer med dbh ≥ 10 cm af skovabild, hvidtjørn, kristtorn.	1,7		0,7	Overgang til urørt efter frihugst/ringning af især skygetræarter (bøg, ær) uden udtag.
10a	Egekrat; registreret egekrat	15,2		3,2	Afhængig af eventuelle allerede gældende bestemmelser. Ellers typisk plukhugst/strukturhugst for at sikre egekrattets strukturelle og træarts-

					mæssige variation. Fjernelse af bøg, ær, gran m.v.
10b	Egekratlignende skov; dvs. lavtvoksende, ofte kroget skov af eg, gerne med indblanding af bævreasp, alm. røn, birk, lind, abild.			3,6	Plukhugst/strukturhugst for at sikre den strukturelle og træartsmæssige variation. Fjernelse af bøg, ær, gran m.v.
10c	Egedomineret skov (dbh ≥ 50) med forekomst af i alt mindst 10 bio-strukturtræer/ha.	59,2	1,7	56,9	Plukhugst/strukturhugst
10d	Egedomineret skov (dbh ≥ 50 cm) med naturlig (ikke-plantet) forekomst af enten i alt mindst 5 stk./ha af småbladet lind, skærmelm eller/og tarmvridrøn eller i alt mindst 10 stk./ha af disse arter og/eller af træer med dbh ≥ 20 cm af bævreasp, avnbøg, navr eller/og spidsløn eller/og med dbh ≥ 10 cm af skovabild, hvidtjørn, kristtorn.				<ikke aktuel>
11a	Skovfyr-domineret skov (dbh ≥ 40 cm) med i alt mindst 10 bio-strukturtræer/ha.	2,8	131,0	52,8	Gruppevis hugst og strukturhugst for at sikre lysåbenhed og strukturel og træartsmæssig variation.
12a	Løvskov/blandskov (dbh ≥ 50 cm) med mindst 10 biostrukturtræer/ha.	10,1		23,1	Gruppevis hugst og strukturhugst for at sikre lysåbenhed og strukturel og træartsmæssig variation.
12b	Løvskov/blandskov (dbh > 50 cm) med naturlig (ikke-plantet) forekomst af enten i alt mindst 5 stk./ha af småbladet lind, skærmelm, tarmvridrøn eller mindst 10 stk./ha af disse arter og/eller træer med dbh ≥ 20 cm af bævreasp, avnbøg, navr, spidsløn, og/eller med dbh ≥ 10 cm af skovabild, hvidtjørn, kristtorn.				<ikke aktuel>

Biostrukturtræer er betegnelse for biologisk betydningsfulde træer, dvs. store træer (dbh ≥ 40 , 60 eller 80 cm, *afhængig af art*) eller/og veterantræer, hultræer, liggende og stående døde træer med dbh > 20 cm). Se i øvrigt nøglen (Miljø- og Fødevarerministeriet 2017).

Bilag 2 Generelle anbefalinger vedrørende indfasning af urørt skov.

Anbefalinger fordelt på bevoksningstyper i de foreløbigt udpegede områder, baseret på Naturstyrelsens bevoksningsregister med data om indblandingsprocenter og stående vedmasse, samt klassificering af overstandere. Vedmassen omfatter hele bevoksningen, hvoraf andel der findes i overstandere er angivet i sin egen kolonne. Bevoksningstyper med mindre end 5 ha i alt i områderne er ikke medtaget.

Driftsklasse	Alders- klasse	Areal ialt	Vedmasse Gns.	Andel ved- masse i over- standere	Anbefaling
		ha	m ³ /ha	%	
Bøg	<50	1.715	202	51	Gruppevis hugst (stærk strukturhugst), Overstandere og indblanding af hjemmehørende arter bevares.
Bøg	50-<80	924	282	3	Gruppevis hugst (stærk strukturhugst). Overstandere og indblanding af hjemmehørende arter bevares. Hugst af lysbrønde + veteranisering.
Bøg	80-<100	283	319	0	Hugst af lysbrønde + veteranisering
Bøg	100-150	1.236	331	0	Gruppevis veteranisering. Hugst af lysbrønde uden fjernelse af dødt ved
Bøg	>150	570	314	0	Friholdes generelt for hugst
Eg	<50	563	75	10	Gruppevis hugst (stærk strukturhugst). Overstandere bevares.
Eg	50-<80	510	201	2	Gruppevis hugst (stærk strukturhugst), hugst af lysbrønde. Overstandere bevares
Eg	80-<100	176	235	0	Plukhugst + tynding/hugst af underskov/opvækst efter behov + veteranisering.
Eg	100-150	313	236	0	Plukhugst + tynding/hugst af opvækst efter behov + veteranisering
Eg	>150	237	215	0	Friholdes generelt for hugst
Ær	<50	184	152	22	Gruppevis hugst (stærk strukturhugst). Overstandere bevares.
Ær	50-<80	135	203	10	Stærk strukturhugst; Overstandere bevares.
Ær	80-<100	19	204	0	Hugst af lysbrønde
Ær	100-150	5	224	0	Hugst af lysbrønde
Ask	<50	43	76	4	Friholdes for hugst.
Ask	50-<80	64	159	0	Friholdes for hugst.

Ask	80-<100	37	170	0	Friholdes for hugst.
Ask	100-150	18	157	0	Friholdes for indgreb
Rødel	<50	19	37	0	Gruppevis hugst (stærk strukturhugst o.l.) i ensartede bevoksninger.
Rødel	50-<80	33	149	0	Friholdes for hugst
Rødel	80-<100	11	85	0	Friholdes for hugst
Birk	<50	356	69	5	Gruppevis hugst (stærk strukturhugst o.l.) i ensartede bevoksninger.
Birk	50-<80	457	111	0	Gruppevis hugst (stærk strukturhugst) og/eller hugst af lysbrønde i ensartede bevoksninger med fokus på at fremme indblandede, hjemmehørende lystræarter.
Birk	80-<100	93	142	0	Friholdes for hugst.
Birk	100-150	134	144	0	Friholdes for hugst.
Birk	>150	10	155	0	Friholdes for hugst.
Andet løv	<50	94	59	3	Gruppevis hugst (stærk strukturhugst o.l.). Hugst af lysbrønde. Overstandere bevares.
Andet løv	50-<80	123	139	2	Gruppevis hugst (stærk strukturhugst o.l.). Hugst af lysbrønde, Overstandere bevares.
Andet løv	80-<100	56	156	0	Gruppevis hugst (o.l.), Hugst af lysbrønde, Overstandere bevares. Skov på våd bund friholdes for hugst.
Andet løv	100-150	32	141	0	Friholdes generelt for hugst.
Andet løv	>150	5	116	0	Friholdes generelt for hugst.
Rødeg	50-<80	81	164	0	Stærk strukturhugst
Rødeg	100-150	7	161	0	Evt. renadrift
Rødgran	<50	1.136	233	1	Stærk strukturhugst. Eventuelle skovfyr, løvtræer og mindre grupper samt overstandere.
Rødgran	50-<80	753	376	1	Renadrift med bevaring af skovfyr, løvtræer og mindre grupper, samt overstandere.
Rødgran	80-<100	97	356	0	Hugst af lysbrønde
Rødgran	100-150	111	312	1	Hugst af lysbrønde
Rødgran	>150	6	388	0	Friholdes generelt for hugst
Skovfyr	<50	290	76	7	Friholdes for hugst, evt. rydning af indblandede skyggetræer
Skovfyr	50-<80	452	225	0	Friholdes for hugst, evt. rydning af indblandede skyggetræer
Skovfyr	80-<100	127	228	0	Friholdes for hugst, evt. rydning af indblandede skyggetræer
Skovfyr	100-150	449	176	0	Friholdes for hugst, evt. rydning af indblandede skyggetræer
Skovfyr	>150	62	186	0	Friholdes for hugst, evt. rydning af

					indblandede skyggetræer
Bjergfyr	<50	46	176	2	Rydning, evt. afbrænding i dele. Gruppevis hugst (stærk strukturhugst), og overholdelse af dele som spirely for løvtræ.
Bjergfyr	50-<80	33	177	0	Gruppevis hugst (stærk strukturhugst), og overholdelse af dele som spirely for løvtræ.
Bjergfyr	80-<100	37	156	0	Gruppevis hugst (stærk strukturhugst), og overholdelse af dele som spirely for løvtræ.
Bjergfyr	100-150	382	165	0	Rydning undlades medmindre særlige forhold og naturhensyn taler for det.
Ædelgran	<50	94	210	11	Renafdrift med bevaring mindre grupper samt enkelttræer og af eventuel indblanding af løvtræer, rødgran, skovfyr m.v. samt overstandere.
Ædelgran	50-<80	80	438	0	Renafdrift med bevaring mindre grupper samt enkelttræer og af eventuel indblanding af løvtræer, rødgran, skovfyr m.v. samt overstandere.
Ædelgran	80-<100	12	608	0	Gruppevis hugst (stærk strukturhugst).
Ædelgran	100-150	11	667	0	Hugst af lysbrønde
Nål - europæisk	<50	164	129	1	Renafdrift; evt med overholdte trægrupper, især i blandede bevoksninger.
Nål - europæisk	50-<80	246	190	0	Renafdrift, evt med overholdte trægrupper, især i blandede bevoksninger.
Nål - europæisk	80-<100	43	200	0	Hugst af lysbrønde
Nål - europæisk	100-150	45	198	0	Friholdes generelt for indgreb.
Nordmannsgran	<50	67	190	5	Fjernes (evt. midlertidig skærm).
Nordmannsgran	50-<80	33	454	1	Fjernes (evt. midlertidig skærm).
Sitkagran	<50	266	196	1	Fjernes
Sitkagran	50-<80	107	379	0	Fjernes
Sitkagran	80-<100	23	375	0	Fjernes
Nål – ikke-europ.	<50	255	169	5	Fjernes
Nål – ikke-europ.	50-<80	172	355	0	Fjernes
Nål – ikke-europ.	80-<100	37	420	0	Fjernes
Nål – ikke-europ.	100-150	9	498	0	Fjernes
Midlertidigt ubevokset		237	6	100	
Naturarealer		7.624	0	100	

Bilag 3 Forslag til principper for forvaltning af anden biodiversitetsskov

	Naturskogsstrategiens generelle principper for pluk-hugstdrift (S&N 1994).	Anbefalede principper for forvaltning af anden biodiversitetsskov
Skovdække	Skovarealet holdes vedvarende dækket af skov bestående af flere træarter og aldre i blanding	Skovarealet holdes for størstedelens vedkommende dækket af skov bestående af flere træarter og aldre i blanding, men afpasset bl.a. hydrologiske forhold (vandstandsdynamik) og under hensyn til vådområder o.a. naturlige lysninger.
Hugstformål	Træer hugges med forskellige formål for øje: Lysning for naturlig opvækst Lysning for skovbundsfloraen Tynding af hensyn til resterende træer Udnyttelse af økonomisk værdifulde træer	Hugst må ikke have homogeniserende karakter, men understøtte heterogenitet og strukturel variation. Træer kan hugges med forskellige formål for øje: Lysning for naturlig opvækst Lysning for skovbundsfloraen Tynding af hensyn til resterende træer, herunder især naturmæssigt værdifulde enkelttræer, veterantræer, bl.a. særlige arter og fremtidstræer af fx eg. Eksempelvis for at fastholde lysåbne, artsrige skovbryn. Hugst som led i pleje og sikring af fortidsminder o.l. Hugst for at sikre lysåbne vådområder og skabelse af strukturel variation.

		Hugst for at fjerne invasive arter. Udnyttelse af økonomisk værdifulde træer af lav aktuel og potentiel biodiversitær betydning kan finde sted. Sikkerhedshugst med efterladelse af veddet i bevoksningen kan foretages hvor det er påkrævet (fx ud mod veje o.l.).
Renafdrift	Renafdrift og fladeforyngelse benyttes ikke	Renafdrift og fladeforyngelse benyttes ikke.
Dødt ved	Dødt ved efterlades i vid udstrækning til dyr og svampe	Dødt ved såsom stående og liggende døde træer, og levende rodvæltre bevares uden opskæring. Kun undtagelsesvis oparbejdes kævler o.l. Dødt ved fremmes ved ringning o.l. som alternativ til hugst.
Hultræer		Eksisterende hultræer bevares og yderligere hultrædannelse fremmes aktivt ved eksempelvis ildpåvirkning, såring o.l.
Livs-/evigheds-træer o.l.	Som hovedregel bevares løbende minimum 5 til 10 træer/ha til størst mulig alder og efterfølgende død og henfald, udover at et væsentligt antal træer holdes længere end normal omdriftsalder.	Som hovedregel bevares løbende minimum 20 træer/ha til størst mulig alder og efterfølgende død og henfald, udover at et væsentligt antal træer holdes længere end normal omdriftsalder.
Foryngelse	Foryngelse sker ved brug af naturlig opvækst, evt. under hegn. Hvis vigtige arter i den gamle skov, fx eg, ikke formår at forynge sig selv, kan de	Foryngelse sker udelukkende ved brug af naturlig opvækst. I særlig tilfælde kan undtagelsesvist foretages indplantning.

	dog indplantes så vidt muligt med lokalt materiale.	Undtagelsesvist kan mindre hegn eller planterør benyttes kortvarigt til fremme af naturlig opvækst o.l.
Foryngelse	Alle træarter, der indgår i for- yngelsen, bør søges opret- holdt i skovbestanden, inkl. pil, birk, asp, røn, elm, løn m.fl. Tynding og udrensning må ikke ensidigt favorisere fx bøg.	Alle hjemmehørende træarter, der indgår i opvæksten søges opretholdt i skovbestanden, herunder pil, birk, asp, røn, elm, løn m.fl. Tynding og udrensning skal tage sigte på at skabe strukturel, arts- og aldersmæssig variation.
Nåletræ	Nåletræ kan optræde som indblanding, eller i visse til- fælde, fx skovfyr, være ho- vedtræarten.	Nåletræ kan fortsat indgå som indblanding, eller i visse til- fælde, fx skovfyr, være hoved- træarten.
Jordbearbejdning	Jordbearbejdning begrænses mest muligt, og undlades helt i egne, hvor foryngelse erfa- ringsmæssigt kommer af sig selv, selvom det kan medføre ubevoksede lysninger i perio- der.	Jordbearbejdning foretages ikke.
Afvanding	Afvanding begrænses mest muligt.	Genoprettelse af naturlig hy- drologi tilstræbes gennem aktiv lukning overalt hvor det er mu- ligt. Kun hvor gennemløbende grøf- ter skal opretholdes af hensyn til naboarealer kan foretages en minimal oprensning/vedligehold- else af hovedforløbet, men med lukning af eventuelle tilløb i skoven.
Sprøjtning og gødskning	Sprøjtning og gødskning und- lades	Sprøjtning og gødskning foreta- ges ikke.