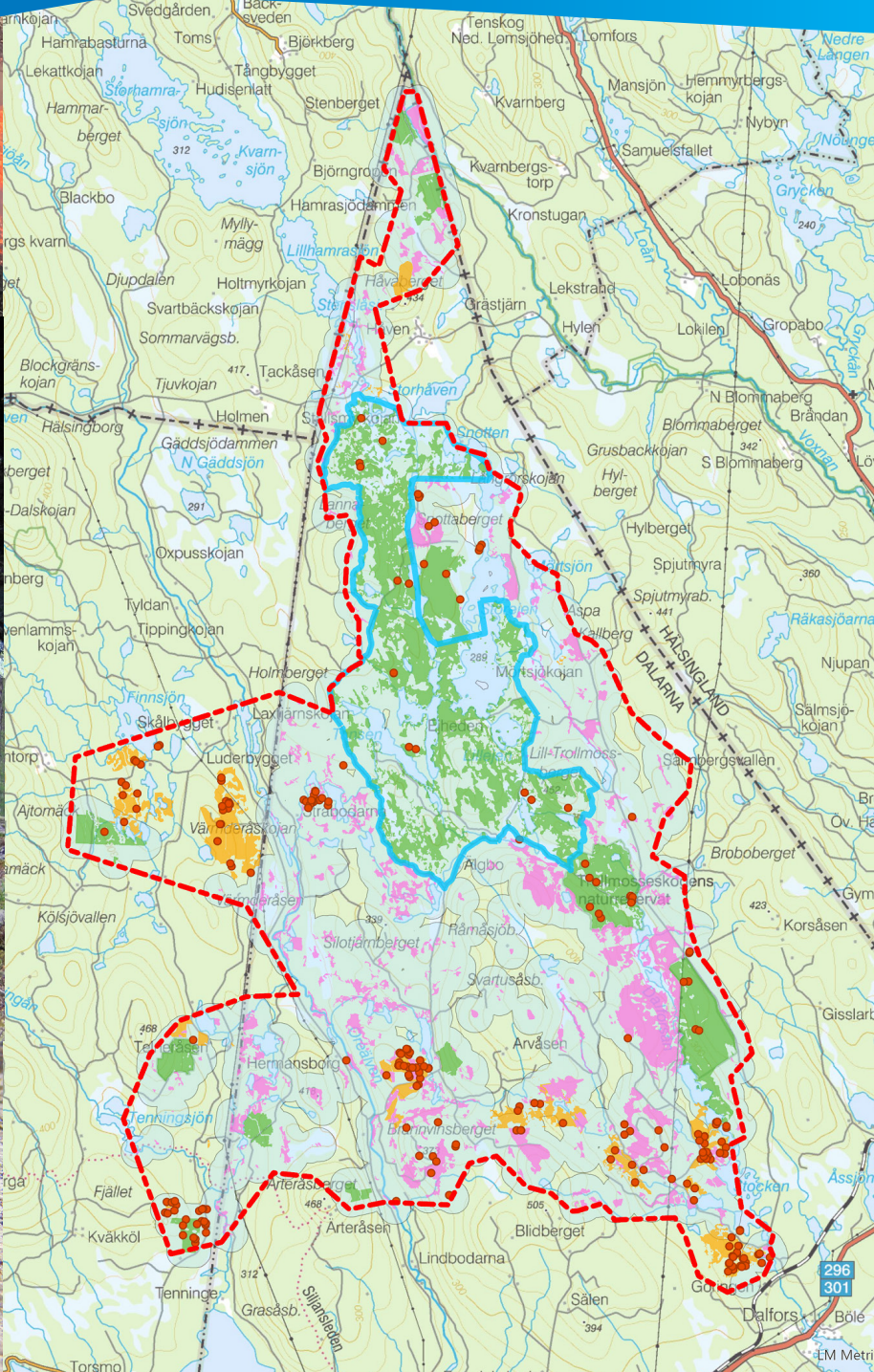




Rapport 2023:05

Projektet Grön infrastruktur i Gåsbergets värdeområde

Resultatet av ett samverkansprojekt 2018–2022

Omslagsbild: Bildkollage som illustrerar olika aspekter av Gåsbergets värdetrakt.

1. Naturvårdsbränning i Tenningbrändans naturreservat
2. Den akut hotade vedsvampen Kritporing
3. Död ved i Nifelhems naturreservat
4. Den sårbara skalbaggen Raggbock
5. Lantmäteriets översiktskarta med gräns för värdetrakten (röd streckad linje), gräns för ekopark Ejheden (blå linje), formellt skyddade ytor (mörkgrön färg), frivilligt avsatta ytor (rosa färg), ytor med kända naturvärden där förvaltning ännu inte avgjorts (orangea ytor), lokaler för fynd av prioriterade arter (röda punkter), ytor som nås av arter med spridningsavståndet 1000 meter runt skydd/avsättningar (ljusblå ytor).

Fotograf: 1) Johanna Malmgren, 2) Ville Pokela, 3) Jonas Bergstedt, 4) Lars-Ove Wikars

Utgiven av: Länsstyrelsen i Dalarnas län, mars 2023

Redaktör: Jonas Bergstedt

Författare: Lars Ambrosiusson, Jonas Bergstedt, Tommy Ek, Johanna Lundström, Cecilia Odelberg, Elisabet Ottosson, Mimmi Persson, Roger Mugerwa Pettersson, Hanna Staland och Daniel Udd.

Rapportnummer: 2023:05

Diarienummer: 511-3469-2018

Rapporten kan laddas ner från Länsstyrelsen i Dalarnas läns webbplats: www.lansstyrelsen.se/dalarna/publikationer

Rapporten är framtagen i samarbete med Skogsstyrelsen, Sveriges lantbruksuniversitet SLU, Stora Enso samt Sveaskog.



Förord

I den nordligaste delen av Rättviks kommun, i Ore socken, ligger ett område som kommit att kallas för Gåsbergets värdetrakt under framtagandet av Länsstyrelsen och Skogsstyrelsens regionala skogsskyddsstrategi 2006.

En värdetrakt är per definition ett landskapsavsnitt med särskilt höga ekologiska värden. Gåsbergets trakt är en av de största värdetrakterna i Dalarna.

Sedan lång tid tillbaka har dess värden uppmärksammats genom reservatsbildning, frivilliga avsättningar som skogsbruket gör, samt genom artinriktade inventeringar. Rättviks kommun lät tillsammans med Naturskyddsföreningen i Rättvik genomföra omfattande inventeringar i det som de kom att kalla för Ore skogsrike, ett område som till stor del sammanfaller med Gåsbergets värdetrakt. Slutrapporten från detta arbete som publicerades 2013 blev ett dokument som utgjorde startskottet för ett stort ideellt engagemang åren som följde för att värna skogslandskapet.

Länsstyrelsen i Dalarnas län och Skogsstyrelsen var under denna tid sysselsatta med att omarbeta den regionala strategin för formellt skydd av skog samtidigt med det nya regeringsuppdraget att verka för grön infrastruktur. Gåsbergets värdetrakt ägs till största delen av skogsbolag. Ett faktum som underlättar samverkan på landskapsnivå. Tillsammans med markägarna växte så ett projekt fram där vi tillsammans verkar för att undersöka den gröna infrastrukturen i trakten och tillsammans arbeta med de utmaningar som finns när det gäller att se till att livsmiljöer är funktionella. Att arbeta i enlighet med strategin är att samverka mellan stat och markägare.

Så här följer resultatet av detta arbete som varit utmanande, krävande samt inspirerande! Utöver skogsbolag och myndighetspersoner har insatser gjorts från forskarvärlden. Läs vår rapport och ta del av de undersökningar och analyser som utförts. Rapporten sätter inte punkt för insatser i trakten.

Vi kommer att fortsätta samverkansarbetet. Och det vi lär oss avser vi att tillämpa även inom andra trakter i Dalarna.

Björn Forsberg

Avdelningschef

Avdelning för naturvård

Länsstyrelsen i Dalarnas län

Innehållsförteckning

Förord	3
1 Sammanfattning.....	7
2 Översiktlig beskrivning av projektet	9
2.1 Bakgrund	9
2.2 Projektets syfte och mål	11
2.3 Projektgruppen	11
2.4 Samverkan med externa parter	12
2.5 Beskrivning av hur arbetet lagts upp över tid	13
2.5.1 Inledning.....	13
2.5.2 Analys	13
2.5.3 Avslutning	13
2.5.4 Övriga förutsättningar.....	13
2.6 Beskrivning av delprojekten och deras inbördes relation.....	14
2.6.1 Analys av grön infrastruktur	14
2.6.2 Analys om behov av skydd och avsättningar	16
2.6.3 Skogsbruksanalyser	17
2.6.4 Samverkan mellan myndigheter och bolag.....	18
3 Beskrivning av värdetrakten	20
3.1 Geografi.....	20
3.2 Berggrund och jordarter.....	20
3.3 Naturtyper	22
3.4 Skogshistorik	23
3.5 Ägarstruktur	24
3.6 Naturvärden och arter	26
3.6.1 Naturvärden.....	26
3.6.2 Arter	27
3.7 Naturskydd och avsättningar	29
4 Redovisning av enskilda delprojekt.....	31
4.1 Analys av grön infrastruktur	31
4.1.1 Inventering av död ved och naturvärdesträd	31
4.1.2 Habitatmodeller	40
4.1.3 Konnektivitetsanalys.....	72

4.2 Analys om behov av skydd och avsättningar	101
4.2.1 Habitatarealkrav för olika organismgrupper	101
4.2.2 Behov av skydd och åtgärder för prioriterade arter	108
4.3 Skogsbruksanalyser	147
4.3.1 Skogsbruksåtgärder för hänsyn till, eller gynnande av, naturvärden ...	147
4.3.2 Analys av skogsbruksåtgärdernas påverkan på arter	168
4.3.3 Simulering av olika skogsbruksinriktningar.....	175
4.4 Samverkan mellan myndigheter och bolag	202
4.4.1 Praktisk samverkan om naturvårdsåtgärder	202
4.4.2 Samverkan om val av skydd/avsättning eller hänsynsfullt brukande ...	211
5 Utfall av projektet.....	220
5.1 Inledning.....	220
5.2 Sammanfattning av de olika delprojektens utfall.....	220
5.2.1 Analys av grön infrastruktur.....	220
5.2.2 Analys om behov av skydd och avsättningar	222
5.2.3 Skogsbruksanalyser	223
5.2.4 Samverkan mellan myndigheter och bolag.....	226
5.3 Reflektioner över utfallet av projektet.....	229
5.3.1 Har projektets mål uppnåtts?	229
5.3.2 Vad kunde gjorts annorlunda?.....	233
5.3.3 Vad kan man ta fasta på inför fortsatt utveckling?	234
6 Referenser	237
7 Bilagor	245
7.1 Habitatmodeller beskrivna som uttryck med Heureka variabler	245
7.2 Bearbetning av datamängden inför konnektivitetsanalys.....	248

1 Sammanfattning

Grön infrastruktur i Gåsbergets värdetrakt är ett samverkansprojekt mellan Länsstyrelsen, Skogsstyrelsen, Sveaskog, Stora Enso och SLU som bedrivits under 2018–2022. Syftet har varit att, med utgångspunkt från denna den gröna infrastrukturen i denna skogliga värdetrakt i den nordligaste delen av Rättviks kommun, utveckla.

- metoder för att avgöra om områden bäst hanteras med hänsynsfullt brukande eller olika typer av skydd eller avsättningar,
- skogsbruksåtgärder för ett hänsynsfullt brukande,
- metoder för hur myndigheter och bolag kan samverka i planering och praktiskt utförande, av naturvårdsinsatser för en effektiv naturvård.

För att nå dessa mål inriktades arbetet initialt på att beskriva den gröna infrastrukturen i värdetrakten. Genom bestånddata som bolagen tillhandhöll, har kartor över utbredningen av fyra naturtyper samt två arts specifika habitat tagits fram genom s.k. habitatmodeller. Genom verktyget Heureka har även naturtypernas utveckling de kommande 100 åren simulerats. Vidare har naturtypskartorna, samt utbredningen av dagens skydd och avsättningar, nyttjats i s.k. konnektivitetssanalyser för att ge en bild av fragmenteringen av skogslandskapet. Utöver detta har även en inventering utförts över förekomsten av död ved och naturvärdesträd i värdetrakten, vilka är viktiga substrat för många arter.

Ovanstående analyser har bland annat visat att utbredningen av ekologiskt viktiga naturtyper framöver främst kommer att vara knutna till skydd och avsättningar men att produktionslandskapet i viss mån kan bidra. De har också visat vilken potential detta landskap kan ha på sikt för solgynnade insekter knutna till död ved då där kommer att finnas en stor mängd sydvända kant-zoner mellan slutna skog och öppna ytor som ungskog, myr och sjö. Analyserna har också visat på möjligheterna att tillskapa större arealer äldre lövrik skog på några årtiondens sikt.

Vidare visar analyserna att konnektiviteten mellan avsättningar och skydd i dagens landskap är god för de arter som är knutna till äldre tallskog.

Inventeringen har visat att förekomsten död ved är relativt god i värdetrakten men den främst är av yngre och klenare slag. Tätvuxen, grov och bränd ved är mycket sällsynt och detsamma gäller förekomsten av naturvärdesträd.

För att bedöma behovet av nya skydd och avsättningar har två studier gjorts. Projektet har anlitat extern expertis för att förstå vad forskningen idag säger om hur stor areal habitat som skalbaggar och kryptogamer kräver för att kunna leva vidare i livskraftiga bestånd.

Vidare har information sammanställts om 16 av värdetraktens mest hotade arter för att förstå i vilken mån deras kända lokaler idag är skyddade eller inte och huruvida deras populationer i värdetrakten är att betrakta som isolerade eller viktiga att bevara ur ett nationellt perspektiv.

Utfallet av forskningsgenomgången rörande habitat-areal för skalbaggar antyder att arealen av dagens skydd/avsättningar i värdetrakten är tillräckliga men för lite studier har hittats rörande kryptogamers krav för att man ska kunna uttala sig om saken. Vad gäller de prioriterade arterna så visar analyserna att det finns ett nationellt intresse att bevara värdetraktens populationer för 6 av arterna.

Att bestånd undantas från skogsbruk bedöms som viktigast för gruppen kryptogamer medan insekterna förmodas gynnas mer av bränning eller andra naturvårdsåtgärder.

Projektet har identifierat 18 skogsbruksåtgärder som tar hänsyn till värdetraktens befintliga arter och substrat eller tillskapar substrat för de arter som finns där. För de 15% av värdetraktens bestånd som idag utgörs av produktionsskog och som är i avverkningsbar ålder föreslås lämnande av evighetsträd som den lämpligaste åtgärden. Den adresserar såväl den generella bristen på naturvärdesträd, gynnar bevarande av mykorrhiza-flora och skapar även på sikt död ved av hög kvalitet.

Hälften av bestånden i värdetrakten är idag under 40 år. I dessa föreslås primärt att löv gynnas vid röjning och gallring samt att befintliga evighetsträd och lågor röjs fram för att öka livslängden på dessa substrat.

Projektet har också nyttjat bolagens beståndsdata och Heureka för att analysera utfallet på 100 års sikt av fyra skogsbruksinriktningar, också kallade scenarier.

1. dagens hänsynsnivåer
2. lågt ställda hänsynskrav
3. all skog över 80 år avsätts
4. dagens hänsynsnivåer men med extra åtgärder.

Utfallet visar bl.a. att den hänsyn som bolagen idag lämnar skapar en naturvårdsnytta som är uppemot 4 gånger så stor som i scenariot med lågt ställda hänsynskrav samt att nyttan med att avsätta all skog över 80 år bara tillför 20% högre naturvårdsnytta relativt detta.

I syfte att främja kommande samverkan mellan myndigheter och bolag har två arbeten utförts. I det första har villkoren och möjligheterna för att samverka praktiskt kring utförande av naturvårdsåtgärder sammanställts. Med detta som grund ges till sist en skiss på utformningen av en gemensam åtgärdsplan som är tänkt att tas fram under 2023 för de kommande åren. I det andra arbetet har varje part primärt sammanställt de villkor man har att iaktta när man tar ställning till skydd, avsättning eller hänsynsfullt brukande av ett område. Utifrån detta har därefter en lathund tagits fram som parterna kan följa när man ska föra samtal om framtida förvaltning av tidigare okända områden med naturvärden.

2 Översiktlig beskrivning av projektet

2.1 Bakgrund

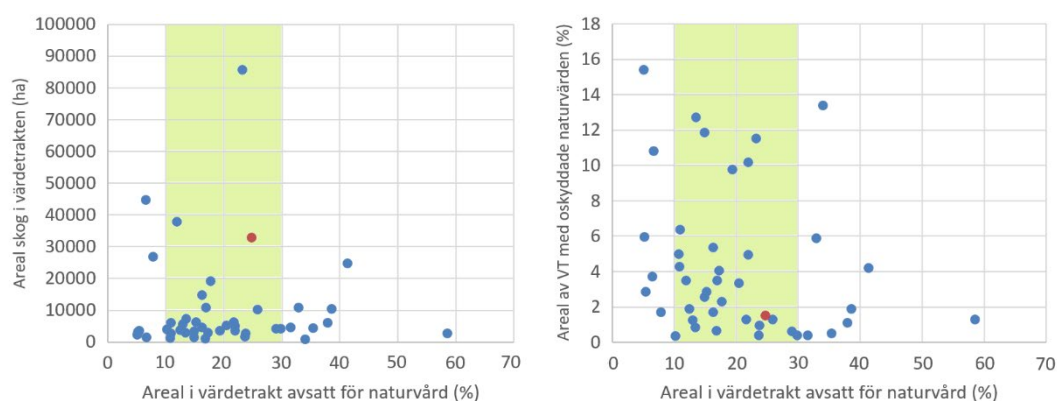
Inom ramen för myndigheternas miljömålsarbete formulerades en nationell skogsskyddsstrategi (Anonymus 2005), samt regionala dito under 2005–06 (Anonymus 2006). Ett centralt begrepp som myntades i samband med detta var *värdetrakt*. En värdetrakt är ett geografiskt område som utmärker sig genom en förhöjd täthet av områden med naturvärden, t.ex. naturreservat, nyckelbiotoper eller naturvårdsarter. Även naturvårdsintressanta förhållanden som vissa naturtyper, hävdhistoria eller markförhållanden kan utgöra motiv för att definiera en värdetrakt. De enskilda ytorna med naturvärden inom värdetrakten kallas gemensamt för *värdekärnor*.

Motivet till att definiera värdetrakter grundade sig på insikten att det idag vare sig finns naturvärden, eller resurser, för att man jämt över landet ska kunna avsätta tillräckligt mycket skog för naturvård så att den biologiska mångfalden kan bibehållas överallt. En grundläggande förutsättning är nämligen att arealen livsmiljö lokalt är tillräckligt stor för att bibehålla livskraftiga populationer av känsliga arter. Studier gjorda antyder att det för många hotade arter krävs 20 ± 10 % av ursprunglig, funktionell livsmiljö kvar i ett landskap för deras överlevnad (Angelstam et al 1997, Angelstam 2004). Isolerade värdekärnor bedöms ha sämre chanser att bibehålla sina populationer över lång tid. Ligger värdekärnorna i så nära anslutning till varandra att individer kan röra sig mellan dem ökar dock chanserna till överlevnad. Genom att koncentrera naturvårdsinsatserna till värdetrakter ökar möjligheterna till bevarande av biologisk mångfald åtminstone i dessa.

Gåsbergets värdetrakt, belägen i de nordligaste delarna av Rättviks kommun och angränsade delar av Orsa, är en av de största i Dalarnas län.

I värdetrakten finns flera stora naturreservat bildade men ännu större frivilliga avsättningar är gjorda av skogsbolagen. Värdetrakten, och området runt denna, har det senaste årtiondet uppmärksammats av ideell naturvård vilka förespråkat att mer skydd och avsättningar görs där (Kirppu, Oldhammer 2013).

Utifrån data sammanställd av Länsstyrelsen i samband med revideringen av skogsskyddstrategin 2017-19 (Anonymus 2019), så framstår Gåsberget som en av de värdetrakter med mest skyddad och frivilligt avsatt areal i länet, se Figur 1, såväl procentuellt som i reella tal. Procentuellt ligger Gåsbergets värdetrakt i det övre delen av det spann som anges ovan med Angelstam som källa. Utöver det är andelen kända naturvärden utan skydd i värdetrakten relativt låg.



Figur 1: Två diagram som beskriver olika aspekter av hur stor andel av Dalarnas värdestrakter som avsatts för naturvård. Med detta avses såväl formellt skyddad mark som frivilliga avsättningar. I diagrammet till vänster jämförs detta med den totala skogsarealen och i diagrammet till höger med andelen oskyddade områden med naturvärden. Gåsbergets värdestrakt är markerad med röd punkt. Den grönfärgade ytan motsvarar det intervall som angivits av Angelstam (1997, 2004) av funktionell livsmiljö för arters fortlevnad. Diagrammet bygger på data som sammanställdes av Länsstyrelsen i samband med revideringen av skogsskyddsstrategin 2017-19 (Anonymus 2019) och som därefter uppdaterats 2022.

Eftersom såväl myndigheter som bolag har begränsade resurser som ska fördelas över länet/innehavet blir det relevant att fråga sig om mer ska fördelas till denna värdestrakt eller i stället läggas på områden med lägre måluppfyllnad. Både myndigheter och bolag arbetar sedan lång tid med ett landskapsperspektiv i sina naturvårdssträvanden men propäerna från ideell naturvård aktualiserade ett behov att se över parternas arbetsmetodik för att ta ställning till om det behövs mer skydd och avsättningar eller inte i värdestrakten.

Regeringsuppdraget om *Grön infrastruktur* (Anonymus 2018) bedömdes vara en lämplig utgångspunkt för att ta sig an ämnet på ett nytt sätt. Förhoppningen var att genom analys av värdestraktens gröna infrastruktur så kunde behovet av ytterligare skydd och avsättningar tydliggöras. En annan ambition var att utreda vad hänsynsfullt brukande kan bidra med för att gynna den biologiska mångfalden i värdestrakten samt hur myndigheter och bolag kan samverka för att stärka naturvärdena i värdestrakten.

Av den anledning initierades projektet *Grön infrastruktur i Gåsbergets värdestrakt* hösten 2018. Medverkande, och drivande, organisationer i projektet har varit Länsstyrelsen och Skogsstyrelsen i Dalarnas län, Sveaskog och Stora Enso. I arbete har projektet också tagit hjälp av expertis från SLU Umeå, Artdatabanken och företaget Greensway.

2.2 Projektets syfte och mål

När projektet startades formulerades följande kring vad det syftade till att åstadkomma.

Projektet syftar till att, med utgångspunkt från Gåsbergets värdetrakt och dess gröna infrastruktur, utveckla:

- metoder för att avgöra hur områden bäst hanteras med hänsynsfullt brukande eller olika typer av skydd eller avsättningar i ett landskapsperspektiv.
- skogsbruksåtgärder för ett hänsynsfullt brukande.
- metoder för hur myndigheter och bolag kan samverka i planering, och praktiskt utförande, av naturvårdsinsatser för en effektiv naturvård.

2.3 Projektgruppen

En projektgrupp, med representanter för de olika organisationerna, har varit den drivande kraften för projektets genomförande. Nedan följer en uppräknig av dessa samt vilken kompetens de bidragit med till projektet. Det ska dock nämnas att flera inte deltagit under hela projekttiden utan axlat representationsansvaret från en tidigare kollega.

Personerna är inom varje organisation uppräknade i bokstavsordning.

Länsstyrelsen

Bergstedt, Jonas – naturvårdshandläggare: Projektsamordnare och sakkunnig om myndighetens naturskyddsarbete i Rättviks kommun.

Eriksson, Jemt Anna – enhetschef: Sakkunnig om myndighetens övergripande naturvårdsarbete.

Udd, Daniel – naturvårdshandläggare: Sakkunnig om myndighetens naturvårdsanalyser.

Skogsstyrelsen

Ambrosiusson, Lars – skogskonsulent: Sakkunnig i frågor som rör naturvård och skogsbruk.

Sarenmark, Lars-Olof – skogskonsulent: Sakkunnig i frågor som rör naturvård och skogsbruk.

Sveaskog

Bergman, Peter – naturvårdschef: Sakkunnig om företagets övergripande naturvårdsarbete.

Björklund, Jonas – naturvårdsspecialist: Sakkunnig om företagets övergripande och praktiska naturvårdsarbete.

Ek, Tommy – naturvårdsstrateg: Sakkunnig inom företagets övergripande naturvårdsarbete.

Ekström, Christina – planeringsledare: Sakkunnig om företagets praktiska naturvårdsåtgärder.

Odelberg, Cecilia – naturvårdsspecialist: Sakkunnig om företagets övergripande naturvårdsarbete.

Persson, Mimmi – naturvårdsspecialist: Sakkunnig om företagets övergripande naturvårdsarbete.

Söderlund, Erik – planeringsledare: Sakkunnig om företagets praktiska naturvårdsåtgärder.

Stora Enso

Persson, Martin – planeringsledare: Sakkunnig om företagets praktiska naturvårdsåtgärder.

Staland, Hanna – hållbarhetsspecialist: Sakkunnig om företagets övergripande naturvårdsarbete.

2.4 Samverkan med externa parter

I arbetet har projektet tagit hjälp av expertis från ett flertal organisationer

Sveriges lantbruksuniversitet

Lundström, Johanna – forskare: Sakkunnig om programvaran Heureka och ansvarig för de simuleringar som projektet gjort med detta verktyg.

Mugerwa Pettersson, Roger – entomolog: Sakkunnig om skalbaggar och ansvarig för den litteratursammanställning om arealkrav för livskraftiga populationer för skalbaggar som projektet låtit honom utföra.

Ottosson, Elisabet – mykolog: Sakkunnig på artdatabanken och ansvarig för den litteratursammanställning om arealkrav för livskraftiga populationer som projektet låtit artdatabanken utföra rörande kryptogamer.

Greensway

Widenfalk, Olof – konsult: Entomolog och behjälplig i delar av utformningen av de habitat-modeller projektet formulerat.

Ovanstående personer är den externa expertis som projektet haft stadigvarande kontakt med över åren. Utöver dessa har även synpunkter inhämtas på enskilda ämnen från ett flertal forskare och organisationer som inte redovisas här.

2.5 Beskrivning av hur arbetet lagts upp över tid

Arbetet inom projektet har varit uppdelat i tre faser.

2.5.1 Inledning

Under den inledande fasen, vilken sträckte sig från oktober 2018 till mars 2020, sammanställdes data om värdetrakten samt utkast till struktur och metodik för det fortsatta arbetet. Informationen presenterades i en skrift, en delredovisning, som sändes till forskare och andra intressenter i syfte att ta del av deras synpunkter på materialet. Som komplement hölls även ett seminarium hösten 2019. En stor mängd synpunkter inkom och mycket tid lades ner på att diskutera, och återkoppla på de insända bidragen.

2.5.2 Analys

Därefter vidtog arbetet med att genomföra analyserna, en fas som i huvudsak inföll från våren 2020 till hösten 2021 men som i praktiken, för vissa delprojekt, inleddes redan ett år tidigare. Under denna period kom projektgruppen att delas upp i ett par arbetsgrupper där en ägnade sig åt analyser av värdetraktens gröna infrastruktur och hur den påverkades av olika skötselriktningar medan den andra ägnade sig åt mer handfasta problem som hänsynsfulla skogsbruksåtgärder och praktisk samverkan. För att hålla samman projektet har det under denna fas även hållits tre möten/halvår där alla projektmedlemmar kunnat ta del, och diskutera, hur arbetet förlöpt i de olika arbetsgrupperna.

2.5.3 Avslutning

Under den avslutande fasen har projektet ägnat sig åt att sammanställa resultaten från det tidigare arbetet och dra slutsatser utifrån detta material. I viss mån kan starten för fasen sättas till inledningen av 2021 i och med att resultat började strömma in men i praktiken tog arbetet fart först under hösten samma år. I fasen ingår även arbetet med att författa denna slutrapport samt redovisa dess resultat via ett planerat seminarium.

2.5.4 Övriga förutsättningar

Det ska understrykas att när projektet drogs igång hösten 2018 så fanns bara syfte och övergripande mål formulerade. Något utkast till metodik för hur målen skulle uppnås fanns inte utan tanken var att detta skulle diskuteras fram under inledningen av projektet. Så skedde också men så här i slutfasen av projektet kan det konstateras att vissa delprojekt som projektgruppen sjösatte aldrig rots i hamn. Det finns flera skäl till detta men det har dels sin grund i en missbedömning av hur lång tid de olika delprojekten tagit i anspråk att genomföra. I viss mån beror det också på bristande planering, exempelvis i hur insamlade data ska nyttjas och kopplas mot andra

delprojekt. Ytterligare ett skäl som vägts in huruvida ett delprojekt skulle slutföras eller inte beror på hur viktigt det varit för att besvara de övergripande frågor som projektet strävar mot.

Det faktum ska också framhållas att det nationella arbetet med grön infrastruktur var, och fortfarande är, i sin linda. Därmed har det funnits lite tidigare erfarenhet och etablerade metoder för projektet att bygga på. Projektet har haft karaktären av en experimentverkstad och i en sådan kan ju inte allt förväntas leda till något praktiskt användbart.

I kapitel 2.6 redogörs kortfattat för alla delprojekt som startats, även de som inte avslutats. I del 4 av rapporten redogörs bara för de delar som slutförts.

2.6 Beskrivning av delprojekten och deras inbördes relation

Delprojekten kan delas in i fyra grupper

- Analys av grön infrastruktur
- Behovsutredning om skydd och avsättningar
- Skogsbruksåtgärder i värdetrakten
- Samverkan mellan myndigheter och bolag

2.6.1 Analys av grön infrastruktur

Vad som avses med grön infrastruktur finns det flera definitioner på. I detta projekt har vi valt att beskriva den som den geografiska utbredningen av de livsmiljöer som olika arter kräver. En förutsättning för att över huvud taget kunna uttala sig om behovet av skydd eller skötsel i en grön infrastruktur är att den finns beskriven. Hur en sådan beskrivning ska se ut finns det ännu inte någon etablerad standard för. Därför har en stor del av projektarbetet lagts på att försöka hitta sätt att beskriva Gåsbergets gröna infrastruktur och hur den utvecklas över tid.

Ansatzerna bygger överlag på de beståndsdata som Sveaskog och Stora Enso har över sitt innehav i värdetrakten, de naturvårdarter som är kända från området samt vad man idag tror sig veta om dessa arters krav och spridningsförmåga. För att beskriva den gröna infrastrukturen har nedanstående delprojekt utformats.

Inventering av död ved och naturvärdesträd

Många av värdetraktens naturvårdarter är knutna till äldre träd och död ved av olika slag och kvalitet. Vår kunskap om förekomsten av dessa nyckelelement är ganska god inom de områden som redan idag avsatts för naturvård men sämre i det kringliggande landskapet. Genom en inventering

har projektet fått en mer nyanserad bild av hur vanliga dessa substrat är och i förlängningen livsförutsättningarna för de anknutna arterna.

Resultaten från inventeringen har därefter kommit att användas som indata i de simuleringar av olika skogsbruksinriktningar som gjorts (kapitel 4.3.3) samt i förlängningen de habitatkartor som skapats utifrån modellerna beskrivna i nästa avsnitt (kapitel 4.1.2). De har också använts för att bedöma vilka skogsbruksåtgärder som bör prioriteras för att tillskapa substrat (kapitel 4.3.1).

Habitatmodeller - en grund för att beskriva grön infrastruktur

Vad som utgör grön infrastruktur skiljer sig åt mellan olika arter. I princip finns det lika många varianter av grön infrastruktur i ett landskap som det finns arter och att beskriva alla dessa är naturligtvis inte möjligt. För att hantera detta problem har projektet tagit fram några modeller av naturtyper i denna värdetrakt som kan förväntas hysa många av de arter som naturvården syftar till att värna. Modellerna är

- Äldre tallskog med gott om död ved
- Äldre lövskog med gott om död ved
- Brandpräglad skog
- Äldre skog med låg grad av sentida störning

Som komplement har även två andra, mer artspecifika, modeller tagits fram. En för skalbaggen raggbock samt en annan för gruppen *skalbaggar på nydöd tallved*. Valet av dessa bygger på att Gåsbergets värdetrakt lyfts fram som ett kärnområde för deras populationer regionalt och nationellt.

Modellerna bygger primärt på de beståndsdata som bolagen beskriver sitt skogsinnehav med, kompletterat med uppgifter om t.ex. förekomster av död ved. Beståndsdata är kanske inte ett optimalt material för att beskriva grön infrastruktur eftersom variablerna är framtagna i syfte att bedriva produktivt skogsbruk. Men då flera variabler speglar viktiga ekologiska aspekter av ett bestånd, t.ex. trädslagsblandning och ålder, och det är allmänt förekommande datamaterial, finns det ett värde i att utforska hur det kan nyttjas för att beskriva grön infrastruktur.

Modellerna har applicerats på beståndsdata representerande nutid men även de framskrivna beståndsvärden som framräknats i samband med simulering av olika skogsbruksinriktningar genom verktyget Heureka (kapitel 4.3.3).

På så vis har en bild skapats av hur habitatet utvecklas över tid.

Konnektivitetsanalyser

Habitat uppträder fläckvis, såväl i landskapet som över tid. Ibland är ytorna så stora att de kan hysa livskraftiga populationer över lång tid men många

gångar är de små och ibland kortlivade till sin karaktär. Hotade arter har ofta begränsad spridningsförmåga vilket är en annan viktig omständighet i hur de kan nyttja befintliga ”öar” av habitat i ett landskap. Genom så kallade konnektivitetsanalyser kan dessa aspekter av ett landskap beskrivas.

Projektet har experimenterat med flertal olika typer av analyser men utifrån två huvudinriktningar, dels för att beskriva konnektiviteten i dagens landskap och dels hur den kan utvecklas i framtiden.

Som utgångspunkt för att beskriva dagens situation har gränser för befintliga skydd och avsättningar nyttjats. Utifrån schablonvärden för olika arters spridningsförmåga har en bild skapats över hur fragmenterat landskapet är.

För att beskriva hur konnektiviteten kan utvecklas i framtiden har kartor tagits fram för fyra av de sex habitat som omnämns i avsnittet ovan och deras utveckling i de olika skogsbruksinriktningarna. Som komplement till detta har en analys även gjorts av när olika bestånd uppnår en sådan ålder att de bedöms kunna tjäna som länkar mellan de olika öarna skyddad och avsatt skog.

2.6.2 Analys om behov av skydd och avsättningar

Idag är ca 8100 ha, knappt 25% av den skogsklädda marken i Gåsbergets värdetrakt, skyddad formellt av myndigheterna eller avsatt frivilligt av markägarna. Som nämnt ovan är det mycket sett till vad som är skyddat i länets övriga värdetakter, såväl till absolut areal men också procentuellt. Räcker detta för att bevara den biologiska mångfalden i värdetrakten?

Ett av incitamenten för att starta projektet var att försöka besvara denna fråga. Av den anledning har två delprojekt genomförts.

Utredning om habitatarealkrav

För att populationer av en art ska kunna överleva över tid i ett landskap måste det finnas habitat i tillräckligt stor omfattning. I de senaste årens sammanställningar om forskning på grön infrastruktur framgår att det forskats en hel del kring vilka kvaliteter olika naturtyper ska ha för att kunna fungera som habitat för en viss art eller artgrupp. Likaså finns det en del forskning där man försöker kvantifiera kraven, t.ex. hur stor mängd död ved det måste finnas per hektar för att man ska kunna betrakta ett bestånd som habitat för en given art.

I de sammanställningar som projektet tagit del av är det dock svårare att hitta studier som försöker kvantifiera hur mycket habitat det måste finnas i ett landskap för att en art ska kunna leva kvar i livskraftiga bestånd. Potentiellt skulle detta kunna vara ett mycket viktigt kunskapsunderlag när man ska ta ställning till om det finns anledning att skydda/avsätta mer areal för naturvård i en värdetrakt eller om resurserna ska läggas någon annanstans.

För att förstå om det över huvud taget finns någon forskning kring detta, och vad den i så fall säger, har projektet anlitat några externa forskare för att försöka göra en mindre litteratursammanställning i ämnet. Vi har begränsat uppdraget till att omfatta de organismgrupper vi bedömt som viktigast att ta hänsyn till i den aktuella värdetrakten. Elisabet Ottosson, mykolog vid Artdatabanken, har fått i uppdrag sammanställa litteratur rörande svampar, lavar och mossor medan Roger Mugerwa Pettersson, entomolog knuten till SLU i Umeå, utfört motsvarande uppdrag för skalbaggar.

Behov av skydd och åtgärder för prioriterade arter

En annan aspekt att ta hänsyn till när man ska utreda behovet för skydd eller avsättningar i en värdetrakt är hur unika naturvärdena är relaterat till deras förekomst i regionen eller landet.

Projektet har därför låtit genomföra en studie av hur situationen ser ut för de prioriterade arterna i Gåsbergets värdetrakt. Med prioriterad avses här arter av rödliste-kategorierna akut och starkt hotad men även de arter av lägre hotkategori som är upptagen i något åtgärdsprogram. För dessa arter har dels de kända lokalerna i värdetrakten analyserats med avseende på om de ligger inom eller utanför skyddad eller avsatt yta. Arternas förekomst i landet som helhet har också studerats för att förstå om populationerna i Gåsbergets värdetrakt är så viktiga att alla förekomster bör prioriteras för skydd eller avsättning.

2.6.3 Skogsbruksanalyser

Konceptet med värdetrakter har sedan det lanserades främst använts för att identifiera områden som ska ges ett formellt skydd eller bli en frivillig avsättning. Lite fokus har lagts på att utforska hur det övriga landskapet i en värdetrakt kan, eller bör, förvaltas för att stärka dess naturvärden. Denna problematik försöker projektet ta sig an i denna del.

Skogsbruksåtgärder för hänsyn till, eller gynnande av, naturvärden

Det har under årens lopp, av olika aktörer, arbetats fram en mängd olika skogsbruksåtgärder som kan nyttjas för att ta hänsyn till befintliga naturvärden vid vanligt brukande, eller som syftar till att tillskapa substrat och andra livsförutsättningar för arter. Projektet har försökt ringa in vilka av dessa som är lämpliga att använda i Gåsbergets värdetrakt.

Analys av skogsbruksåtgärdernas påverkan på arter

Arter påverkas på olika sätt av de redovisade skogsbruksåtgärderna. Därför har ett arbete gjorts för att försöka bedöma hur åtgärderna påverkar enskilda arter, positivt eller negativt. Bedömningarna har ställts upp i en matris. Projektet redovisar ett utkast till metodik för att med denna matris ringa in vilka åtgärder som kan prioriteras för generell hänsyn respektive vid

förvaltning av ett enskilt bestånd.

Summerat får det konstateras att den bedömningsmetodik som tagits fram av projektet har sina brister och utfallet är därför inte helt tillförlitligt.

Slutprodukten ska därför ses som en inspiration snarare än som ett färdigutvecklat verktyg.

Simulering av olika skogsbrukningsinriktningar

Projektet har med verktyget Heureka simulerat hur skogen utvecklas över 100 år under fyra olika brukningsinriktningar, även kallade scenarier. Som indata har beståndsdata från Sveaskog och Stora Enso använts, samt resultat från inventeringen av död ved (kapitel 4.1.1). Scenarierna beskrivs nedan och skiljer sig åt vad gäller den naturhänsyn som lämnas, i övrigt är de identiska.

1. Värdeetraktens utveckling under den hänsyn som idag lämnas.
2. Värdeetraktens utveckling vid ett brukande med låga krav på naturhänsyn.
3. Värdeetraktens utveckling under den hänsyn som idag lämnas med tillägget att alla bestånd över 80 år lämnas för fri utveckling.
4. Värdeetraktens utveckling under den hänsyn som idag lämnas med extra åtgärder för att gynna vissa artgrupper.

Det finns flera syften med simuleringarna. Ett viktigt är att utforska hur landskapets naturtyper, uttryckta som projektets habitatmodeller, utvecklas över tid och under olika brukande.

Ett annat är att skapa en bild av vad dagens hänsynsnivåer i förlängningen leder till för landskap. Scenario 2 och 3 är valda för att få ett perspektiv på vad dagens hänsynsnivåer bidrar med till naturvärdenas bevarande. Det sista scenariot (4) är utformat för att förstå vad några specifika naturvårdsåtgärder får för effekt på skogens utveckling.

Simuleringarnas resultat har inte bara använts för att beskriva landskapets utveckling ur olika naturvårdsaspekter utan även skogsbrukets förutsättningar i stort, till exempel skillnader mellan kostnader och intäkter för olika scenarier.

2.6.4 Samverkan mellan myndigheter och bolag

Projektet har också haft som ambition att utforska i vilken mån myndigheter och bolag kan samverka vid planering, och praktiskt utförande, av naturvårdsinsatser. Fokus har naturligtvis legat på samverkan i Gåsbergets värdeetrakt men ambitionen har varit att även fånga in sådant som kan nyttjas vid förvaltningen av andra värdeetrakter.

Samverkan förutsätter en viss ömsesidig kännedom om på vilka premisser de olika parterna bedriver sin naturvård, vilka metoder som används och på

vilka grunder beslut tas. Därför har ett par delprojekt haft som syfte att beskriva detta.

Jämförelse av inventeringsmetodik

Såväl myndigheter som bolag har över tiden utvecklat egna metoder i hur naturvärden ska inventeras och bedömas. Tidigt i projektet konstaterades att parternas kunskaper om varandras metoder var bristfällig, och än mer om vad skillnaderna i metodik får för effekt på naturvärdesbedömning. Därför drogs ett delprojekt igång där Länsstyrelsen, Skogsstyrelsen och Sveaskog skulle inventera tre områden på den sistnämndas mark för att därefter jämföra resultaten.

Inventeringar utfördes också men när resultaten skulle sammanställas och studeras uppstod problem. Dels visade det sig att alla inte uppfattat instruktionerna på samma sätt, vidare var det var svårt att formulera en metodik för hur materialen skulle jämföras. När så slutförandet av andra delprojekt tog mer tid i anspråk än beräknat gjordes valet att inte slutföra detta delprojekt. Detta är alltså ett av få delprojekt vars resultat inte redovisas i kapitel 4. Dock har erfarenheterna nyttjats vid formulering av arbetsmetodik i delprojektet som rör samverkan vid val av skydd eller skötsel (4.4.2).

Praktisk samverkan om naturvårdsåtgärder

Projektet har haft som ambition att utforska i vilken mån myndigheter och bolag kan fördjupa samarbetet vid planering, och praktiskt utförande, av naturvårdsinsatser. Fokus har naturligtvis primärt legat på vilken samverkan som kan vara relevant i Gåsbergets värdetrakt men ambitionen har även varit att beskriva generella förutsättningar för samverkan vid förvaltningen av andra värdetrakter. Arbetet har utmynnat i ställningstagandet att en partsgemensam åtgärdsplan för värdetrakten ska tas fram efter projektets avslutande. Vad denna ska innehålla skisseras i rapporten.

Samverkan vid val av skydd, avsättning eller naturvårdande skötsel

Såväl myndigheter som bolag får regelbundet kunskap om nya områden som förmodas hysa naturvärden av olika mängd och kvalitet. Många gånger finns det skäl för bolag och myndigheter att kontakta varandra för att resonera om den framtida förvaltningen av ett sådant området, huruvida det bör ges ett formellt skydd, avsättas eller om naturvärdena tål ett visst brukande med naturhänsyn. Delprojektet syftar till att hitta tydligare samverkansformer för detta. Arbetet utgår från en beskrivning av på vilka grunder de olika organisationerna gör sina val vad gäller skydd/avsättning för ett område. Med detta som grund skissas därefter på en partsgemensam metodik, en lathund, för att bedöma huruvida ett nytt, tidigare okänt, område bör skyddas formellt, avsättas frivilligt eller brukas med hänsyn.

3 Beskrivning av värdetrakten

3.1 Geografi

Gåsbergets värdetrakt omfattar 40054 ha och är i huvudsak belägen i den nordligaste delen av Rättviks kommun men omfattar även delar av Orsa kommun (Figur 2).

Värdetrakten sträcker sig från älven Voxnan i norr till byn Dalfors i söder, en sträcka på drygt 40 km. Bredast är området i söder där det sträcker sig ca 20 km mellan öst och väst.

Området ligger i den karakteristiska bergkullterräng som utmärker det mellansvenska skogslandskapet. Några av områdets dominerande bergstoppar är Svartusåsberget (461 m.ö.h.), Lill-trollmosseberget (452 m.ö.h.), Håvaberget (434 m.ö.h.) och Vangsjöklikten (418 m.ö.h.).

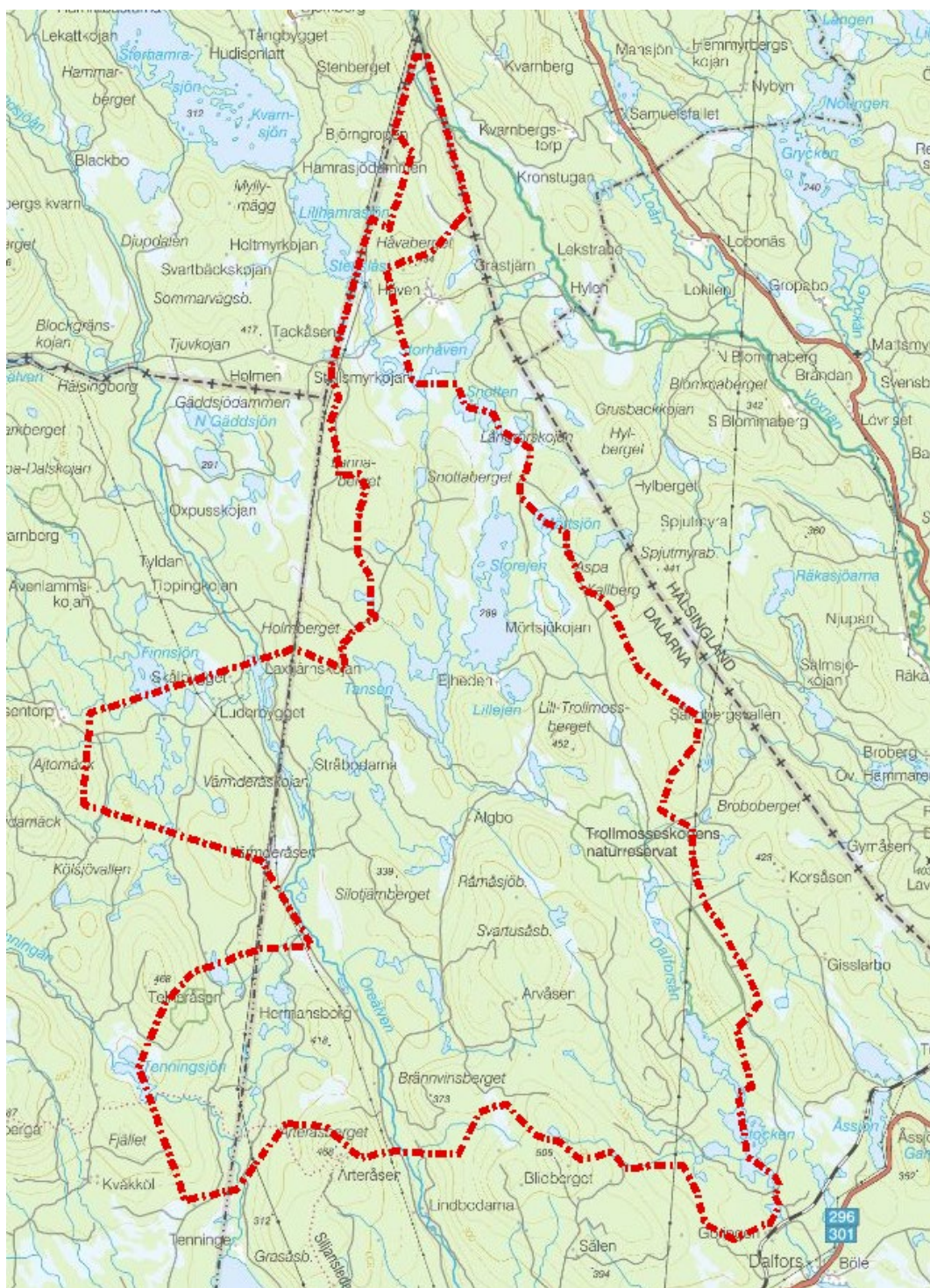
De sjöar och vattendrag som återfinns mellan bergen ligger mellan 290 och 250 m.ö.h. Områdets sjöar ligger samlade i värdetraktens norra delar. Störst är Storejen (600 ha) följt av Snotten (160 ha) och Tansen (150 ha).

Värdetrakten är uppdelat i tre huvudsakliga avrinningsområden vars gränser möts på höjdryggarna mellan sjöarna. Den nordligaste delen av området avvattnar mot Voxnan i öster och i förlängningen Ljusnan. Övriga delar avrinner mot Dalälven men via två större vattendrag. Merparten av värdetraktens vattendrag avrinner mot Oreälven i väster som leder vidare mot Orsasjön och Siljan. De sydöstligaste delarna avvattnas dock via Dalforsån som leder vidare mot Amungen, Svärdsjön och Runn.

Värdetrakten saknar idag fast bosatt befolkning men där finns en handfull fritidshus som bebos delar av året. Det kan också nämnas att vid den idag avfolkade byn Ejheden har Sveaskog iordningställt en anläggning för besökare till ekopark Ejheden.

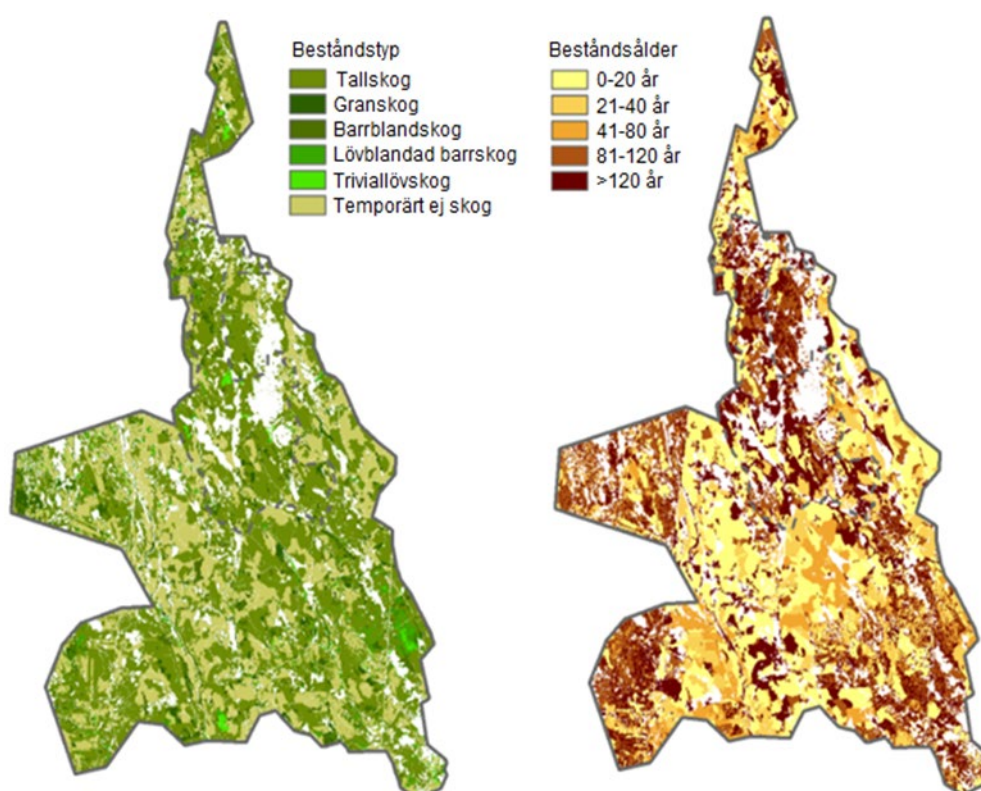
3.2 Berggrund och jordarter

Värdetraktens berggrund utgörs i stort sett endast av granit (migmatit) vilket gör området naturligt fattigt på arter knutna till kalkförande eller basiska bergarter. Morän är den dominerande jordarten i värdetrakten. Ställvis är det mycket storblockigt och svårframkomligt. Områden som skiljer sig från moränmarkerna är till exempel Ejhedens by med ängar och hagmarker på glacifluvialt sandunderlag. Längs Oreälven finns vidsträckta sandavlagringar. Myrar inom värdetrakten har tjocka torvjordar.



3.3 Naturtyper

Baserat på information från *Nationell marktäckedata* (NMD), utgörs värdetrakten till 82 % av skogsmark varav 73 % bedöms som produktiv. Våtmarker och vatten utgör båda ca.15 % av ytan. Övrigt öppen och exploaterad mark utgör knappt 3 %. Skogsmarken domineras av tallskogarna vilka upptar drygt 55 % av ytan. Rena granskogar utgör knappt 4% medan olika typer av barrblandskogar utgör knappt 5%. Samma siffra gäller för bestånd med stort lövinslag men de rena lövskogarna utgör endast 1% av skogsmarken. Resterande yta av skogsmarken, knappt 31 %, utgörs av föryngringsytor vilka i Figur 3 benämns som *Temporärt ej skog*.



Figur 3: Beståndstyp och beståndsåldrar i Gåsbergets värdetrakt beskriven utifrån data hämtad från Nationell marktäckedata kombinerat med bestånddata från Sveaskog samt satellitbildsuppskattningar av ålder (Angelstam m.fl. 2003).

En mer nyanserad bild av skogsbestånden ges genom de beståndsdata som Sveaskog och Stora Enso bidragit med i detta projekt, se Diagram 1. Dessa omfattar 67% av värdetraktens yta och beskriver ytor med produktiv skog. Som framgår av diagrammen är den procentuella andelen för olika skogstyper generellt högre än de värden som redovisades för NMD vilket kommer sig av så stora ytor föll bort som föryngringsytor i denna analys. Likafullt kvarstår trenderna i det att tallbestånd dominerar värdetrakten medan barrblandskogar utgör 12 %. Granskog samt lövrika eller

lövdominerande bestånd utgör vardera 5-7 % av arealen.

Vad gäller åldersfördelning så visar data tydligt att värdetrakten domineras av bestånd under 40 år samtidigt som en fjärdedel av bestånden är över 120 år. Mycket få bestånd återfinns i åldersspannet 60–100 år.

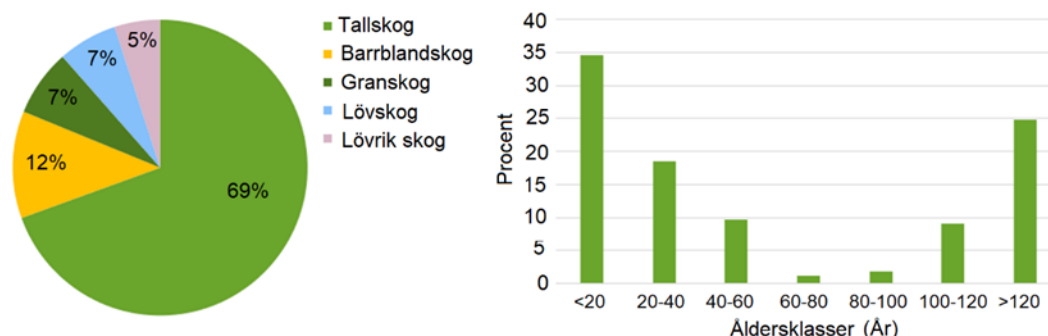


Diagram 1: Procentuell fördelning mellan olika skogstyper och åldersklasser på produktiv mark på Sveaskogs och Stora Ensos markinnehav i Gåsbergets värdetrakt.

3.4 Skogshistorik

De marker som ligger i, och i anslutning till, värdetrakten har idag och historiskt haft en liten befolkning. I, eller nära anslutning till, området har ett 10-tal fäbodrar funnits hörande till byar som ligger vid Skattungen, Amungen och Oresjön. Skogarna i närheten av fäbodarna har säkerligen präglats av det bete, och den ved- och timmerfångst, som bedrivits där. De första permanenta byarna i området var de finnbosättningar som etablerades i början av 1600-talet vid Håven, Korsåsen, Sefaståsen och Finsthögt. Det svedjebruk som bedrevs av invånarna kom säkert att prägla skogarna i byarnas närhet.

Det finns även noteringar från 1700- och 1800-talet att samer skulle ha vistats i området för att bedriva renbete. Några spår av detta i form av kulturlämningar är dock inte kända idag. Sammantaget har dock människans påverkan på områdets skogar, innan industrialiseringen påbörjades, troligen varit relativt blygsam.

Industrialiseringen i området kan sägas ha börjat 1709 då Furudals bruk etablerades, följt av Dalfors och Voxna bruk 1726. Brukens storhetsperiod inföll i början av 1800-talet. För att framställa det järn som producerades av bruken krävdes stora mängder träkol vilket bl.a. producerades och hämtades i de skogar som låg uppströms bruken. Enbart Furudal bruks egna kolningsskogar omfattade på 1850-talet 8500 hektar.

Samtidigt som efterfrågan på brukens produkter började dala i mitten av 1800-talet inleddes den epok av sågverksindustri som möjliggjordes tack vare järnvägens och ångsågarnas inträde i historien. Epoken kan sägas ta sin

start i området år 1854 då Ejens skogsbolag bildas. Detta följdes snart av andra företag som etablerade sig så som Kopparfors och Ore elfs timmerdrivningsbolag. De första årtiondena köpte företagen först avverkningsrätter på privatmarken för stora arealer i Ore men övertog runt 1880 ägandet av de marker som tidigare ägts av bruken. Uppköp av olika bolag ledde i slutändan till att Korsnäsbolaget stod som dominerande ägare av marken inom Ore, en situation som rådde fram till i början av 2000-talet då Sveaskog tog över äganderätten. Även Stora Kopparberg förvärvade mycket skogsmark, ytor som i början av 2000-talet tillföll Bergvik men som nu åter ägs av Stora Enso. Det ska även nämnas att på andra sidan kommungränsen bildades Orsa besparingsskog runt 1880, ett bolag som startats i syfte att generera inkomster till såväl lokala markägare som till kommuninvånarnas bästa.

Under andra hälften av 1800-talet kom så värdetraktens skogar primärt att dimensionsavverkas, d.v.s. beskattas på sina grövsta timmerträd. Under de första årtiondena av 1900-talet förbättrades möjligheterna att flotta timmer genom konstruktion av fördämningar och rännor. Detta, samt det faktum att det grövsta timret tagits slut, ledde till att området även började beskattas på klenare träd (Landberg 1975), en utveckling som har fortgått till i denna dag. Sedan 1950-talet är trakthyggesbruk den dominerande bruksformen.

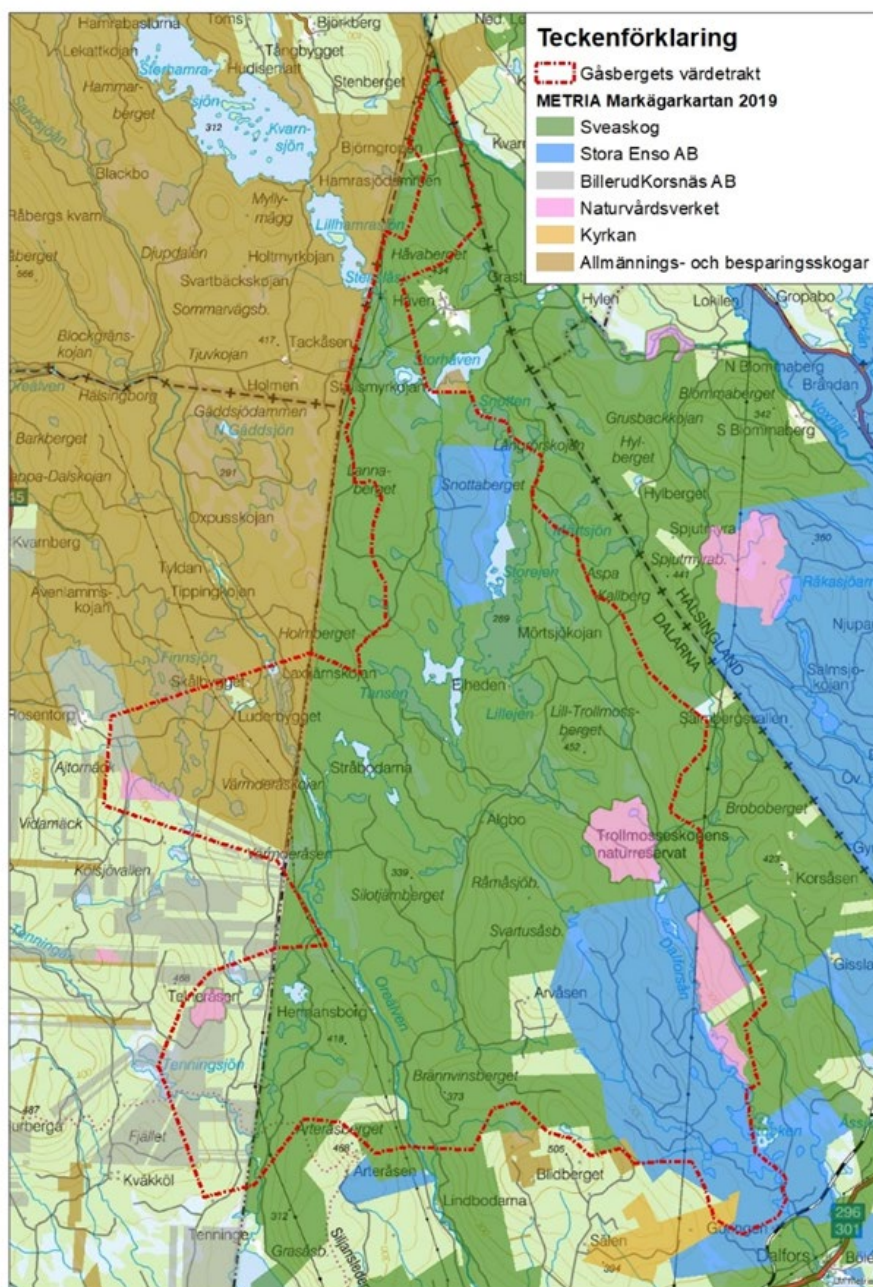
År 1888 drabbas värdetrakten av en stor skogsbrand. Uppskattningar har gjorts att den omfattade en yta av 4000–5000 ha som sträckte sig från Gåsberget och norrut. På de brandhärjade områdena slog stora arealer löv upp som sedan dess kunnat växa sig stor. En bidragande orsak till detta är troligen en liten klövdjursstam under första hälften av 1900-talet. Stora arealer löv, uppskattningsvis 2500 ha, försvann dock i samband med 1950 och 60-talens fickningskampanjer (Lundqvist 1986).

Studier har visat att området även tidigare präglats av bränder. Det har dock aldrig tidigare resulterat i att en så stor mängd lövskog uppkommit vilket möjligen kan förklaras av att branden föregåtts av flera decenniers intensivt skogsbruk (Hellberg 2004). Att så stora ytor påverkades av avverkning och brand i slutet av 1800-talet ledde till att värdetrakten sedan dess dominerats av bestånd som grodde efter detta. Dessa åldersklasser började uppnå avverkningsbar ålder för några årtionden. De senaste decenniernas avverkningar har lett till att värdetrakten idag domineras av yngre bestånd, se Diagram 1 och Figur 3.

3.5 Ägarstruktur

Sveaskog är sedan år 2000 den klart dominerande markägaren i värdetrakten med ett innehav som omfattar 65% av dess areal. Bergvik skog väst AB var fram till och med 2018 näst största markägaren men sedan bolagets upplösning 2019 har dess mark fördelats så att 15% tillfallit Stora Enso och 3% Billerud Korsnäs. Den tredje största ägaren i området är Orsa

besparingsskog med drygt 6% av markinnehavet. För några naturreservat, vilka upptar 3,5% av arealen, står Naturvårdsverket som ägare men för flertalet är Sveaskog fortfarande ägare. Övrig mark, vilket utgör ca 10% av ytan, är främst ägd av privatpersoner men här ingår även mindre ytor ägd av kyrkan.



Figur 4: Karta över ägarförhållanden i, och runt, Gåsbergets värdetrakt 2019. Infärgade ytor avser bolag eller större organisationernas markinnehav, ofärgade ytor är privatmark.

3.6 Naturvärden och arter

Många studier över värdetraktens arter är gjorda över åren. Här följer först en sammanfattning av vad som anses vara de värdefullaste aspekterna av värdetraktens artsammansättning. Därefter kommer en regelrätt redovisning av vilka arter som dokumenterats och hur vanliga de är.

3.6.1 Naturvärden

Gåsberget, i egenskap av att vara en av landets största lövbrännor, är det ursprungliga skälet till att naturvårdens intresse riktades till denna del av länet. Därmed är det de arter som karaktäriserar, eller gynnas, av denna livsmiljö som primärt lyfts fram i de studier som gjorts.

Rolf Lundqvist var med sin studie från 1986 över lövbrännan den förste som mer i detalj beskrev artsammansättningen i området. Hans fokus låg på kärlväxter, svampar och fåglar och till mindre del även mossor och övrigt djurliv. Lundqvist texter avhandlar främst vilka arter och miljöer som präglar de brandpåverkade miljöerna och endast i mindre del huruvida arterna är sällsynta. Som exempel på det senare kan dock nämnas hans notering att vittryggig hackspett ska ha observerats i området vid två tillfällen 1983 och -84.

Lars-Ove Wikars har i ett flertal studier lyft fram värdetraktens betydelse för brandgynnade organismer i allmänhet, och insekter i synnerhet. I en rapport utgiven 2009 sammanfattar han utfallet av två årtiondens studier på brandfält i Dalarna och dess gränstrakter. Han konstaterar där att Ore/Orsa finnmark inte bara utgör ett av länets kärnområden för sällsynta brandgynnade insekter men även för sådana som är knutna till löv-, tall- och naturskog. Wikars har även utfört en länstäckande studie av raggbock (2013) där ett flertal lokaler inom värdetrakten inventerats. Han konstaterar att raggbock är välspridd i området, om än med svag population. Wikars har på senare år genomfört studier av hotade insekter i Dalarnas lövskogsområden (Wikars 2020) där bland annat Gåsberget, och ett antal andra lokaler i samma värdetrakt lyfts fram som viktiga för länet.

Olof Hedgren har i två studier, 2012 och 2017, beskrivit förekomsten av skalbaggar knutna till tallved i hela länet. Ett flertal lokaler i Gåsbergets värdetrakt har ingått i de två studierna. Hedgrens slutsatser är att Ore/Orsa finnmark är ett av länets kärnområden för rödlistade skalbaggar knutna till nyligen död tallved, en artgrupp som omfattas av ett nationellt åtgärdsprogram.

3.6.2 Arter

Vad gäller naturvårdsintressanta arter i övrigt så finns närmare 5000 observationer från värdetrakten registrerade i Artportalen samt Länsstyrelsens databas Hotflex. Merparten representerar rödlistade arter varav det finns drygt 180 noterade. Större delen, 71%, tillhör den lägsta hotkategorin *Nära hotad (NT)*. Det finns 54 direkt hotade arter varav 46 tillhör kategorin *Sårbar (VU)*, 7 kategorin *Starkt hotad (EN)* och 1 kategorin *Akut hotad (CR)*. Flertalet av arterna utgörs av kryptogamer och insekter och en sammanställning av de högst rankade, och vanligast förekommande, ur dessa organismgrupper visas i Tabell 1.

Som förväntat domineras tabellen av arter knutna till tallskog (63%), då denna skogstyp dominerar värdetrakten. Mängden observationer av arter knutna till gran (17%) och löv (13%) ligger också i paritet med förekomsten av barr och lövblandade skogar (Diagram 1).

Sett till olika organismgrupper så utgör olika lav-arter 75% av observationerna följt av svampar på 17%. Sett till mängden fynd i höga hotkategorier framstår vedsvamparna som viktiga att värna. Att insekter bara utgör knappt 4% av fynden kan framstå som något förvånande med tanke på hur de lyfts fram i skrift. Förklaringen är förmodligen den att antalet entomologiska inventeringar i värdetrakten är få jämfört med antalet generella naturvårdsinventeringar där främst kryptogamer eftersöks.

Vad gäller substrat så domineras antalet observationer av arter knutna till död ved (60%) varav 1/3 kräver bränd sådan. Fynd knutna till äldre träd utgör 32% av observationerna. I stort sett alla fynden härrör dock från arter som är knutna till äldre gran eller löv, medan bara knappt 2% är knutna till äldre tall. Detta något överraskande resultat, med tanke på hur dominerande tallskogar är i värdetrakten, kan eventuellt förklaras av att naturvårdsarter eftersöks oftare, eller är lättare att hitta, i gran och lövskog samt att mängden tall-överståndare i landskapet är liten på grund av gångna tiders skogsbruk.

Som framgår av tabellen så omfattas 10 arter av 6 nationella åtgärdsprogram (ÅGP). Mest representerat är ÅGP för *Skalbaggar på nydöd tallved* där värdetrakten hyser 3 kända arter. ÅGP för *Skalbaggar för äldre tallved* respektive *Brandinsekter i boreal skog* representeras båda av 2 arter. En närmare beskrivning av åtgärdsprogrammets och tabellens högst rankade arter samt deras förekomster i värdetrakten och nationellt återfinns i kapitel 4.2.2.

Även rödlistade ryggradsdjur finns rapporterade från värdetrakten men utgör en mycket liten del av materialet, drygt 100 observationer fördelat på 18 arter. Högst rankad av dessa är storspov (EN) där det finns en notering från 2013. Flest observationer är gjort av lake (VU), utter (NT) och tretåig hackspett (NT).

Tabell 1: Lista över ett urval av de rödlistade kryptogamer samt insekter som registrerats i Gåsbergets värdetrakt till och med 2021. Listan innehåller alla arter inom hotkategorierna CR och EN, alla arter med 5 eller fler fynd inom kategori VU samt alla arter med fler än 50 fynd inom kategori NT. Utöver dessa har även alla arter som tillhör något åtgärdsprogram (ÅGP) inkluderats i tabellen. För varje art finns även en schabloniserad notering om vilken biotop den vanligtvis lever i samt vilken typ av substrat den lever på.

Tabellen är primärt sorterad på hotkategori (avspeglad i tabellens infärgning) i fallande ordning med de högst rankade överst. Inom varje hotkategori är arterna därefter sorterade på antalet fynd, med högst antal överst och sedan i fallande ordning.

Källa: Artportalen samt Hotflex, Länsstyrelsen i Dalarnas databas över naturvårdsarter.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Grupp	Rödlistekategori	ÅGP	Biotop	Substrat	Ant fynd
Kritporing	<i>Antrodia crassa/cretacea</i>	Svampar	1. Akut hotad (CR)		Barrskog	Död ved	1
Timmerskapania	<i>Scapania apiculata</i>	Mossor	2. Starkt hotad (EN)	x	Barrskog vid vatten	Död ved	8
Kolticka	<i>Gloeophyllum carbonarium</i>	Svampar	2. Starkt hotad (EN)		Tallskog	Bränd död ved	7
Reliktslända	<i>Inocellia crassicornis</i>	Insekter	2. Starkt hotad (EN)		Barrskog	Död ved	3
Urskogsporing	<i>Antrodia infirma</i>	Svampar	2. Starkt hotad (EN)		Tallskog	Död ved	3
Mosippa	<i>Pulsatilla vernalis</i>	Kärlväxter	2. Starkt hotad (EN)	x	Tallskog	Mark	2
Laxrosaticka	<i>Aurantiporus priscus</i>	Svampar	2. Starkt hotad (EN)		Barrskog	Död ved	1
Gräddporing	<i>Sidera lenis</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)		Tallskog	Död ved	111
Knärot	<i>Goodyera repens</i>	Kärlväxter	3. Sårbar (VU)		Barrskog	Mark	85
Raggbock	<i>Tragosoma depsarium</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)	x	Tallskog	Död ved	65
Ringlav	<i>Evernia divaricata</i>	Lavar	3. Sårbar (VU)		Barrskog vid vatten	Äldre granar	52
Fläckporing	<i>Anthoporia albobrunnea</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)		Tallskog	Död ved	31
Tallbarksvartbagge	<i>Corticium fraxini</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)	x	Tallskog	Angripna träd	26
Smalfotad taggsvamp	<i>Hydnellum gracilipes</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)		Tallskog	Mark	24
Doftticka	<i>Haploporus odoratus</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)		Lövblandad skog	Äldre lövträd	22
Avlång barksvartbagge	<i>Corticium longulus</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)	x	Tallskog	Angripna träd	10
Rynkskinn	<i>Phlebia centrifuga</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)		Granskog	Död ved	10
Tajgataggsvamp	<i>Phellodon secretus</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)		Tallskog	Mark	10
Gräddticka	<i>Perenniporia subacida</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)		Granskog	Död ved	9
Lappticka	<i>Amylocystis lapponica</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)		Granskog	Död ved	9
Spadskinn	<i>Stereopsis vitellina</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)		Tallskog	Mark	8
Rotfingersvamp	<i>Ramaria boreimaxima</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)		Tallskog	Mark	7
Svart plattbagge	<i>Laemophloeus muticus</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)		Lövblandad skog	Bränd död ved	6
Liten hornflikmossa	<i>Lophozia ascendens</i>	Mossor	3. Sårbar (VU)		Granskog	Död ved	5
Läderlappsav	<i>Collema nigrescens</i>	Lavar	3. Sårbar (VU)		Lövblandad skog	Äldre lövträd	5
Slemsvampmögelbagge	<i>Enkymus apicalis</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)		Lövblandad skog	Död ved	5
Vedsäckmossa	<i>Calypogeia suecica</i>	Mossor	3. Sårbar (VU)		Granskog	Död ved	5
Garnlav	<i>Alectoria sarmentosa</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)		Granskog	Äldre granar	566
Kolflarnlav	<i>Carbonicola anthracophila</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)		Tallskog	Bränd död ved	447
Lunglav	<i>Lobaria pulmonaria</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)		Lövblandad skog	Äldre lövträd	412
Dvärgbägarlav	<i>Cladonia parasitica</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)		Tallskog	Död ved	406
Vedskivlav	<i>Hertelidea botryosa</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)		Tallskog	Död ved	373
Mörk kolflarnlav	<i>Carbonicola myrmecina</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)		Tallskog	Bränd död ved	317
Nordtagg	<i>Odontium romellii</i>	Svampar	4. Nära hotad (NT)		Tallskog	Död ved	123
Vaddporing	<i>Anomoporia kamschatica</i>	Svampar	4. Nära hotad (NT)		Tallskog	Död ved	114
Skrovlig taggsvamp	<i>Sarcodon scabrosus</i>	Svampar	4. Nära hotad (NT)	x	Tallskog	Mark	111
Varglav	<i>Letharia vulpina</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)		Tallskog	Död ved	102
Violettblå tagellav	<i>Bryoria nadvornikiana</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)		Granskog	Äldre granar	97
Kortskaftad ärgspik	<i>Microcalicium ahlneri</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)		Tallskog	Död ved	80
Vedflamlav	<i>Ramboldia elabens</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)		Tallskog	Död ved	72
Tallticka	<i>Phellinus pini</i>	Svampar	4. Nära hotad (NT)		Tallskog	Äldre tallar	71
Skrovelav	<i>Lobaria scrobiculata</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)		Lövblandad skog	Äldre lövträd	69
Blågrå svartspik	<i>Chaenothecopsis fennica</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)		Tallskog	Död ved	62
Vedtrappmossa	<i>Anastrophyllum hellerianum</i>	Mossor	4. Nära hotad (NT)		Barrskog	Död ved	60
Slät tallkapuschongbagge	<i>Stephanopachys linearis</i>	Insekter	4. Nära hotad (NT)	x	Barrskog	Brända träd	40
Tallstumpbagge	<i>Platysoma lineare</i>	Insekter	4. Nära hotad (NT)	x	Barrskog	Angripna träd	14
Skrovlig flatbagge	<i>Calitys scabra</i>	Insekter	4. Nära hotad (NT)	x	Barrskog	Död ved	3
Rökdansflugan	<i>Hormopeza obliterata</i>	Insekter	4. Nära hotad (NT)	x	Barrskog	Bränd mark	2

3.7 Naturskydd och avsättningar

Gåsbergets värdetrakt innehåller nio naturreservat med en total areal av 1765 ha varav 1490 utgörs av produktiv skog. De tre största, Gåsberget (586 ha), Trollmosseskogens (547 ha) samt Nifelhem (414 ha), varav de två första också är Natura 2000 områden, utgör viktiga delar av värdetraktens kärnområde. Övriga reservat, som främst återfinns i värdetraktens sydvästra del, är mellan 30–160 ha stora. Merparten av reservaten är avsatta för att ge skydd åt äldre brandpräglad tallskog, ibland med ett stort lövinslag. Det ska även nämnas att ett nytt reservat är under bildande i värdetrakten benämnt Fjället (87 ha) vilket ligger nordväst om Skattungen. Utvidgning pågår också av Tenningbrändans reservat och detsamma planeras för Nifelhem.

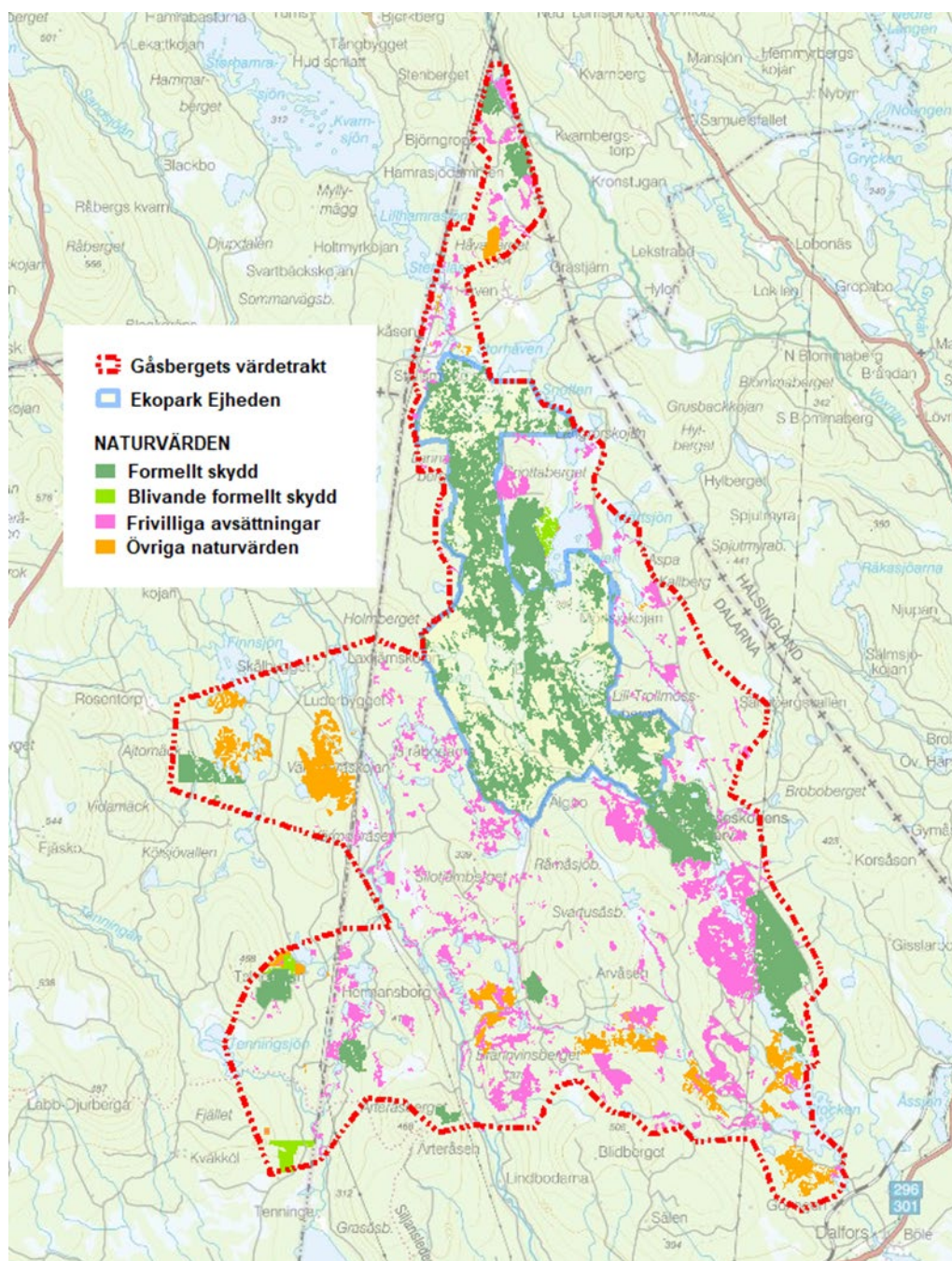
Den av bolagen för naturvård avsatta marken dominerar dock värdetrakten och omfattar totalt 6040 ha skog varav ca 1800 ha är klassificerat som nyckelbiotoper. En mycket stor del av avsättningarna återfinns inom Sveaskogs 6900 ha stora ekopark Ejheden. Efter en revision 2018 uppgår dessa idag till 2808 ha, d.v.s. 63% av parkens produktiva skog. Med hänsyn taget till planerade restaureringsåtgärder och den naturhänsyn som kommer att lämnas vid avverkningar, så uppskattar bolaget att ytterligare 15% av parkens produktiva skog kommer att vara avsatt för naturvård i framtiden.

Även Bergvik har de gångna årtiondena avsatt väsentliga delar (ca 1100 ha) av sitt innehav i värdetrakten för naturvård, ett innehav där merparten sedan 2018 övertagits av Stora Enso. Avsättningarna åtnjuter generellt det skydd som bolagens certifiering omfattar med undantag för avsättningarna inom ekoparken som är formellt skyddade genom ett naturvårdsavtal vilket Sveaskog tecknat med Skogsstyrelsen.

I och med att värdetrakten domineras av bolagsmark finns få naturskydd inrättade av Skogsstyrelsen på privatmark. Endast ett naturvårdsavtal på 2 ha återfinns söder om Bengtarkilens naturreservat i Orsa.

Summerat åtnjuter idag 4750 ha av värdetraktens produktiva skog någon form av formellt skydd (reservat eller naturvårdsavtal). Ytterligare knappt 170 ha är på gång att få reservatsskydd. Till detta tillkommer drygt 3200 ha av frivilliga avsättningar som gjorts av bolagen. Dessa 8100 ha utgör knappt 24,8% av värdetraktens skogklädda yta.

Utöver detta så finns ytterligare ca 1200 ha produktiv skog med naturvärden av skiftande kvalitet som är kända av myndigheter och bolag men vars framtida förvaltning ännu inte avgjorts. En stor del är områden som pekats ut av ideell naturvård inom ramen för projektet *Ore skogsrike* (Kirppu, Oldhammer 2013). Det var diskussionerna mellan myndigheterna och markägarna om dessa områden som ledde till att det aktuella projektet initierades.



Figur 5: Skogsområden i Gåsbergets värdeområde med kända naturvärden. Med formellt skydd avses naturreservat eller naturvårdsavtal. Övriga naturvärden avses skogsområden med naturvärden som är kända av myndigheterna och bolag men vars framtida förvaltning ännu inte avgjort.

4 Redovisning av enskilda delprojekt

4.1 Analys av grön infrastruktur

4.1.1 Inventering av död ved och naturvärdesträd

Vår kunskap om förekomsten av död ved och naturvärdesträd är relativt god inom de områden som idag avsatts för naturvård men dålig i det kringliggande landskapet. Tidigt i projektet för Gåsbergets värdetrakt fattades därför beslutet att genomföra en övergripande inventering av dessa substrat, då många av värdetraktens naturvårdsarter är knutna till dem av olika typ och kvalitet. Genom inventeringen hoppades vi i förlängningen skapa oss en bild av förutsättningarna för dessa arters överlevnad och resultaten kunde sedan ligga till grund för analyser om behovet att på konstgjord väg tillskapa mer död ved av olika slag.

Material och metoder

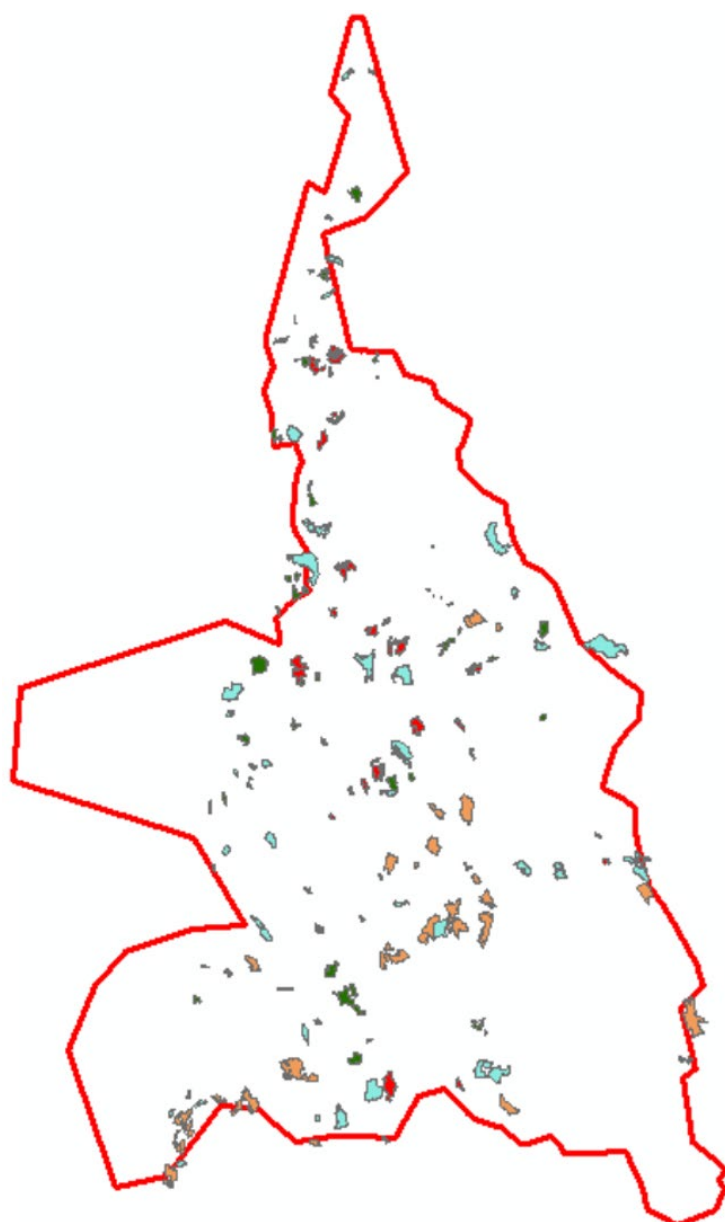
Projektet tillämpade den reviderade metodiken för inventering av död ved som utvecklats av Skogsstyrelsen inom ramen för arbetet med nyckelbiotoper i nordvästra Sverige (Wester J, 2020). Metodiken innebär att man inom slumpmässigt utlagda provytor med 25 m radie räknar såväl stående som liggande död ved, naturvärdesträd samt noterar substratens kvalitet. Inventeringen utfördes av personer knutna till såväl Länsstyrelsen som till Sveaskog och Greensway.

Fyra kategorier av bestånd på Sveaskogs innehav valdes för inventeringen:

1. P20: PG och PF bestånd upp till 20 år
2. P40: PG och PF bestånd med en ålder mellan 40 och 60 år
3. P100: PG och PF bestånd över 100 år
4. N100: NO och NS bestånd över 100 år

40 bestånd av varje kategori ovan slumpades ut i landskapet, se Figur 6. Intentionen var att placera ut 250 provytor ur varje kategori i dessa bestånd. Riktigt så många bestånd och provytor blev det dock inte vilket framgår av Tabell 2. Ursprungligen inventerades 886 provytor. Femton av dessa togs dock bort då det konstaterades att de låg i ett nyligen bränt N100-bestånd där det stora antalet naturvårdsträd snedvred det sammanlagda resultatet stort. Tabell 2 är justerad med avseende på detta.

Det kan också påpekas att då den sammanlagda arealen för bestånden i klasserna P20 och P40 visade sig vara dubbelt så stor som de återstående två klasserna, fördelades provytorna glesare i dessa kategorier



Figur 6 : Bestånd som ingick i inventeringen. Färgsättningen speglar de fyra klasserna:
P20 - Ljusblå;
P40 - Orange;
P100 - Grön
N100 - Röd.

Tabell 2: Data beskrivande inventeringens provytor.

Kategori	Antal bestånd	Beståndens areal (ha)	Antal provytor	Provytornas areal (ha)	Provytornas täthet
P20	40	537	243	49	0,5 per hektar
P40	40	475	206	41	0,5 per hektar
P100	40	222	215	43	1 per hektar
N100	39	222	207	41	1 per hektar
Summa	159	1456	871	174	

Något som bör tas hänsyn till vid tolkning av inventeringens resultat är att inte alla P-bestånd har en naturvärdesbedömning gjord i närtid. Naturvärdesbedömningen görs först i samband med att en åtgärd planeras. Detta gäller speciellt för P100 bestånden som mycket väl kan omklassificeras till N100 bestånd i samband med framtida naturvärdesbedömningar. För att få en uppfattning om storleksordningen på denna möjlighet har information huruvida bestånden naturvärdesbedömts eller inte noterats.

Nedan redovisas de variabler som har noterats vid inventeringarna. Beskrivningen följer generellt Wester m fl 2019.

Naturvärdesträd

Träd som uppvisar karaktärer av något ovanligt slag, exempelvis brandspår eller grov dimension. I Gåsbergets värdetrakt rör det sig främst om äldre individer av tall, gran, björk och asp. Följande kvalitetsaspekter på naturvärdesträden har noterats.

Spärrgrenighet: Träd med vid krona, en effekt av hög ålder och ljust läge.

Pansarbark: Grov, ofta zonerad, skorp bark som utbildas på äldre tallar.

Brandljud: Stamskada på träd orsakad av värme vid skogsbrand.

Bohål: Hål i levande träd som nyttjas av bland annat fåglar.

Om träden saknar ovanligare karaktärer ska de uppfylla följande egenskaper för att ändå räknas som naturvärdesträd.

	Tall	Gran	Björk	Asp
Diameter (cm)	50	50	30	30
Ålder (år)	200	200	140	120

Död ved

Stående död ved: Utöver att veden ska vara stående måste den vara grövre än 10 cm i brösthöjd och längre än 1,3 m över mark. Stubbar under denna höjd räknas alltså inte med. Notera dock att stubbar med silvervedskaraktär noteras under egen variabel.

Liggande död ved: Utöver att veden ska vara liggande måste den grövsta delen ovan rotben vara minst 10 cm i diameter och lågan längre än 1,3 m. En låga uppbruten i flera delar räknas som en.

Följande kvalitetsaspekter på död ved har noterats.

Silverved: Barklös, silverfärgad, hård och kådrik ved.

Torrakor: Barklösa torrträd, silverfärgade och oftast av grövre dimension.

Brandspår: Spår av tidigare bränder i form av kolade ytor på veden.

> 30 cm: Stående död ved av grövre dimension i brösthöjdsdiameter.

Silverstubbar: Silvergrå barklösa stubbar med hård, kådrik ved samt med en lägre höjd än 1,3 m. Vanligen av tall. Kan uppvisa spår av brand.

Resultat

I detta kapitel redovisas först de generella resultaten vad gäller förekomst av naturvärdesträd och död ved och därefter värden som beskriver olika kvalitetsaspekterna av dessa substrat.

Förekomst av död ved och naturvärdesträd

Av Diagram 2 framgår att antalet naturvärdesträd är störst i de äldre bestånden och det är ingen större skillnad mellan P100 och N100. Lägst antal naturvärdesträd finns i P40.

Mängden död ved är generellt sett störst i klassen N100 och faller i övriga klasser med sjuknande beståndsålder. I klassen P20 är mängderna vanligen 30-50% av de som förekommer i N100. Ett undantag utgör förekomsterna av liggande död ved i klassen P20 vilken är av samma storleksordning som för P100. Vad gäller de olika kategorierna av död ved så är mängden liggande ved och silverstubbar av samma storleksordning. Värdena för den stående veden utgör ungefär 40-60% av de tidigare nämnda klasserna.

Som omnämns under material och metoder så har inte alla produktionsbestånd naturvärdesbedömts i närtid. I Tabell 3 redovisas inventeringsutfallet fördelat på bestånd som kvalitetssäkrats på detta vis eller inte. Som framgår av tabellen så finns det skillnader mellan de två grupperna av bestånd men för gruppen P100 är de försumbara. Mängden naturvärdesträd och liggande död ved är i stort sett identiskt medan förekomsten av stående död ved är något högre bland de ej bedömda P100 bestånden.

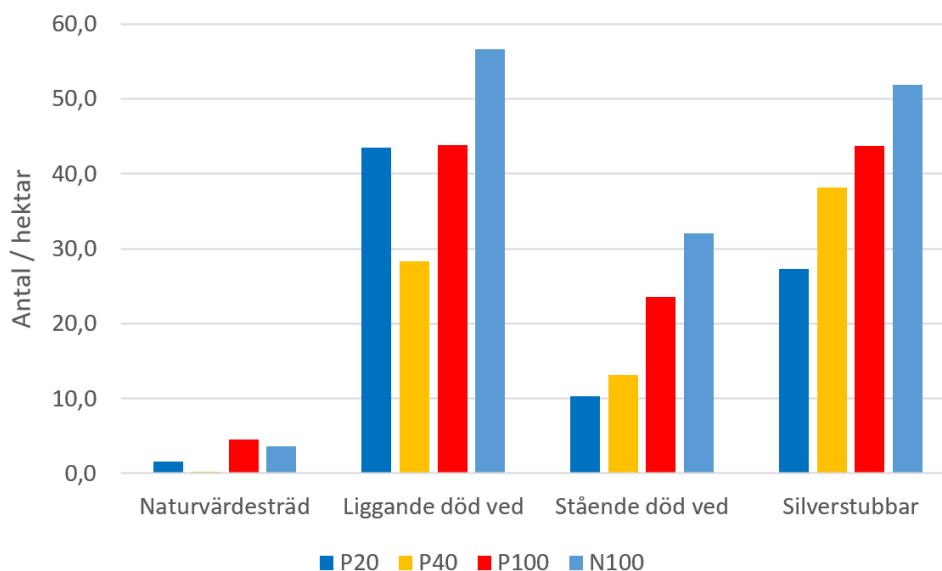


Diagram 2: Förekomst av död ved och naturvärdesträd i Gåsbergets värde-trakt. Med antal avses medelantal.

Tabell 3: Resultatens fördelning med avseende på om beståndet naturvärdesbedömts. Med 'Ja' avses bestånd som naturvärdesbedömts och 'Nej' sådana där detta inte skett. Värdena avser antal/hektar.

Kategori	Antal provytor	Naturvärdesträd	Liggande död ved	Stående död ved
Ja	546	3,0	47,3	22,6
P20	115	1,0	49,4	12,6
P40	56	0,2	18,9	9,2
P100	168	4,5	43,9	22,4
N100	207	3,7	56,7	32,0
Nej	325	1,5	36,0	13,9
P20	128	2,1	38,2	8,2
P40	150	0,2	31,8	14,6
P100	47	4,5	43,7	27,6
Total	871	2,5	43,1	19,4

I den fortsatta redovisningen och analysen kommer ingen åtskillnad göras utifrån gjord naturvärdesbedömning.

Sammanfattningsvis kan sägas att bestånden i Gåsbergets värdetrakt hyser få naturvärdesträd, betydligt mer stående död ved, men framför stora mängder liggande död ved.

Kvalitetsaspekter på naturvärdesträd

Av Diagram 3 framgår att den vanligaste kvalitetsaspekten hos de få naturvärdesträd som finns är att de är spärrgreniga, en antydning om att trädindividerna stått ljusöppet. Den näst vanligaste är pansarbark, vilket skvallrar om hög ålder. Brandljud förekommer i mycket liten utsträckning och bara i de bestånd som avsatts för naturvård. Förekomsten av bohål verkar obefintlig.

Det kan också noteras att proportionerna mellan de olika kvalitetsaspekterna är i stort sett dom samma sett till alla fyra ålderskategorier.

Kvalitetsaspekter på liggande död ved

Av Diagram 4 framgår att den vanligaste kvalitetsaspekten hos liggande död ved är förekomsten av silverved. I naturvårdsavsatta bestånd utgör den ungefär 1/3 av den liggande döda veden men är proportionellt sett mycket ovanligare i produktionsbestånden. Brandspår i den liggande döda veden är ungefär hälften så vanligt som silverved, åtminstone om man ser till de två klasserna över 100 år. Andelen grova lågor, med en diameter över 30 cm, är ovanligast och förekommer överlag bara som några exemplar per hektar, en frekvens som är ungefär lika stor i inventeringens alla klasser.

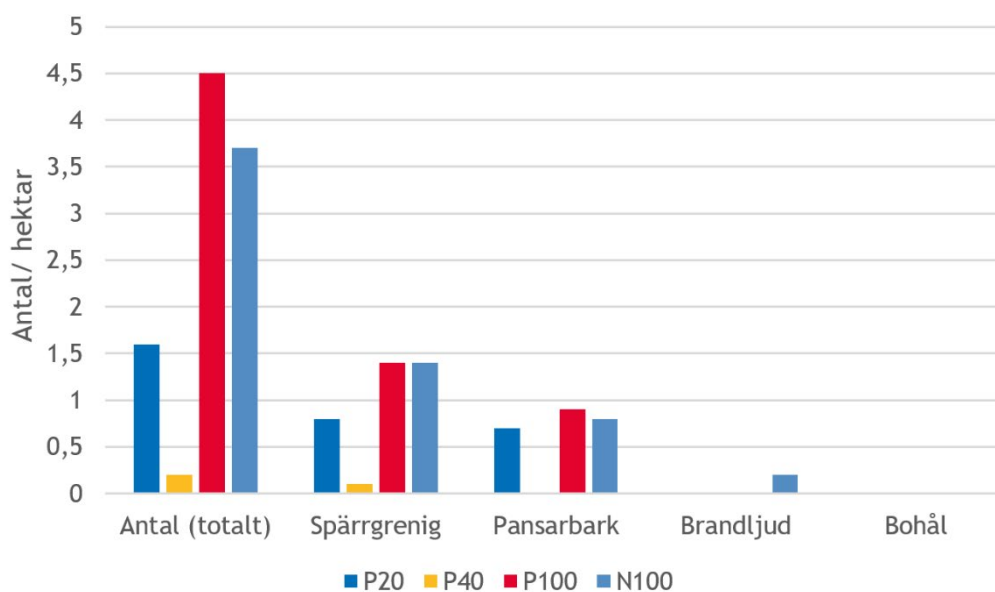


Diagram 3: Naturvärdesträd av tall samt förekomst av olika typer av kvalitet hos dessa. Med antal avses medelantal.

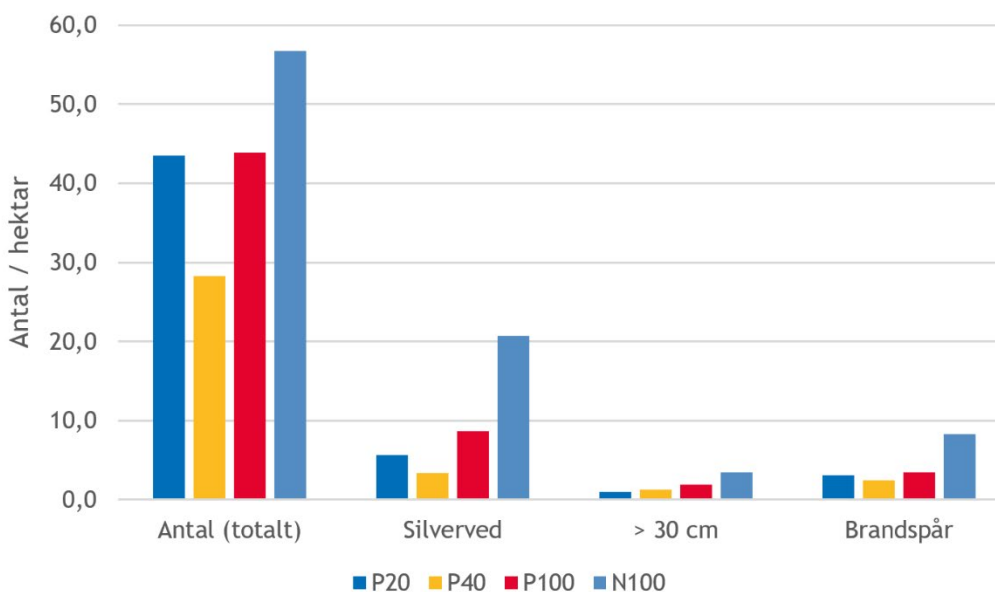


Diagram 4: Mängden liggande död ved samt förekomst av olika typer av kvalitet hos dessa. Med antal avses medelantal.

Kvalitetsaspekter på stående död ved

Av Diagram 5 framgår att förekomsterna av olika typer kvalitetsved generellt är låga sett till det totala antalet stående döda träd och avsevärt lägre än för liggande död ved. Förekomsterna är ungefär i samma storleksordning oavsett vilken kvalitetsaspekt som avses. Vanligast är dock silverved tätt följd av brandspår, torrakor och grova torrträd över 30 cm. Klassen P40, som i tidigare diagram varit den 'fattigaste' är i detta material större än klassen P20. Detta avspeglas dock inte i förekomsten av kvalitetsved och troligen beror det relativt höga antalet döda träd på pågående självgallring.

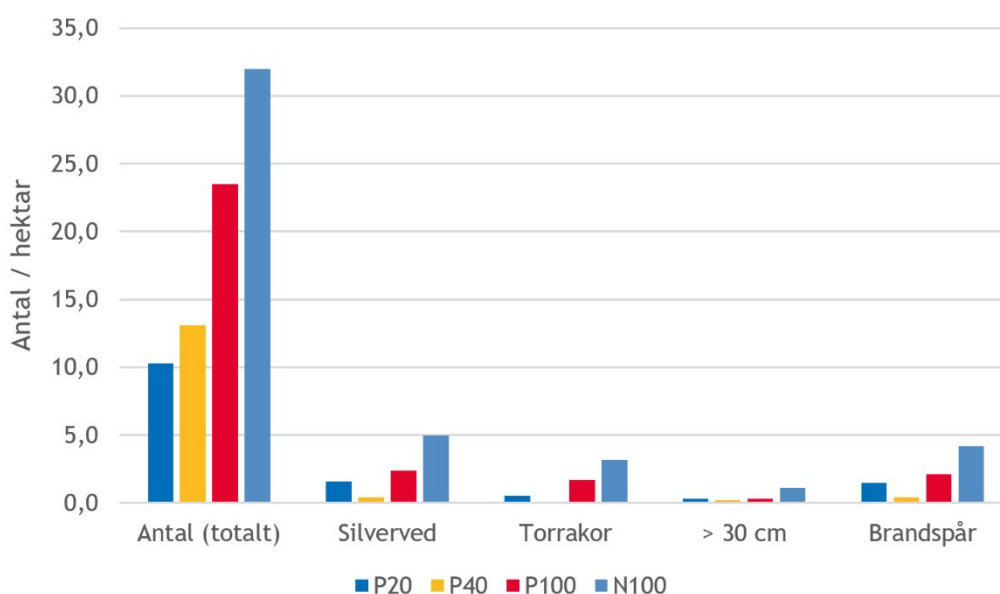


Diagram 5: Mängden stående död ved samt förekomst av olika typer av kvalitet hos denna. Med antal avses medelantal.

Diskussion

Nedan följer en sammanfattning av resultaten samt ett försök att sätta dessa i relation till omvärlden. Det senare har dock visat sig vara ganska svårt. Få studier är funna som exempelvis redovisar naturvärdesträd som antal/ytenhet. Vidare redovisas i stort alltid förekomst av död ved som volym/ytenhet och inte, som i denna studie, som antal/ytenhet. Med det sagt så har ändå ett visst material hittats att relatera resultaten till.

Exempelvis har Skogsstyrelsen genomfört en inventering av Karrats och Uppåvårres fjällskog på Jokkmokks allmänning med motsvarande metodik som den nu aktuella (Kretz m fl 2020). I beskrivningen av inventeringsmetodik (Wester, J 2019) redogörs också för gränsvärden när förekomsten av dessa nyckelelement är så höga att de är att betrakta grund för en nyckelbiotopklassning av ett bestånd.

Naturvärdesträd

Inventeringsresultaten visar att i absoluta tal är förekomsten av naturvärdesträd i värdetrakten lågt och i stort sett obefintliga i kategorin P40, det sistnämnda med säkerhet en effekt av att skogsbruket på 60- och 70-talen bedrevs med låg naturhänsyn. Det kan noteras att förekomsterna är något högre i klassen P100 jämfört med N100, det enda exemplet i denna studie där förekomsterna nyckelelement i produktionslandskapet högre än i avsättningsar. Skillnaden är dock inte speciellt stor och något försök till förklaring lämnas inte här.

Det faktum att spärrgreniga träd är den vanligaste kvalitetsmarkören antyder att de fått växa till sig i solöppna miljöer, eventuellt en naturlig effekt av den blockrika miljön samt att bestånden tidigare plockhuggits.

Att så få träd uppvisar pansarbark antyder att naturvärdesträden överlag är under 200 år. Att så få naturvärdesträd uppvisar brandspår kan tyckas förvånade med tanke på vad vi tror oss veta om de skogsbränder som härjat värdetrakten historiskt. Som framgår av kapitel 3.4 så omfattade den sista stora branden 1888 en yta på 4-5000 ha i värdetraktens centrala delar, från Gåsberget och norrut. Visserligen är mängden provytor i denna undersökning spridda över en uppemot 10 gånger så stor yta men resultaten är ändå anmärkningsvärda.

Jämför man mängden naturvärdesträd med förekomsterna i Karrats och Uppåvårres fjällskog framstår Gåsbergets värdetrakt som mycket fattig. De talldominerade barrnaturskogarna i Karrats och Uppåvårre hyser drygt 40 naturvärdesträd/ha, att jämföra med gränsvärdet för nyckelbiotop som enligt metodikbeskrivningen går vid 30–50 träd/ha. För bestånd med något lägre naturvärdesklass, (talldominerad) barrskog redovisas en förekomst av ca 12 träd/ha, att jämföra med värdena i aktuell undersökning i Gåsbergets värdetrakt där förekomsten i inventerade avsättningsar bara når upp till 3-4 träd/ha.

Att antalet naturvärdesträd är högre i P20 än i P40 får tillskrivas skogsbruket högre naturvårdsambitioner de senaste årtiondena. Än högre ambitioner är dock välkommet för att försöka råda bot på den brist på naturvärdesträd som råder i dagens landskap.

Död ved

Om antalet naturvärdesträd är lågt i Gåsbergets värdetrakt så är förekomsten av död ved desto större. Inventeringsresultatet visar, som kan förväntas, att de största mängderna återfinns de avsatta naturvårdsskogarna (N100), och det är också i dessa som förekomsten av kvalitativt hög död ved är störst. Förekomsterna är jämförbara, eller till och med högre, än de nivåer som redovisats för Karrats och Uppåvårres fjällskog. Exempelvis uppgår mängden lågor i den senare till 25-50 st/ha, att jämföra med Gåsbergets

värdeetrakt där värdet ligger på 55 st/ha. Likaså är förekomsten stående död ved i fjällskogen (9-15 st/ha) knappt hälften av den uppmätta i Gåsbergets värdeetrakt (35 st/ha). Förekomsten av silverved i fjällskogen (10-35 st/ha) är i stort sett den samma i Gåsbergets värdeetrakt (25 st/hektar).

Som jämförelse ska också nämnas att gränsvärdena för nyckelbiotop, vad gäller förekomst av död ved, i aktuell metodik ligger mellan 15-30 st/ha beroende på vilken aspekt av veden som avses. Huruvida skillnaderna mellan områdena relaterar till olikheter i tex åldersstruktur går tyvärr inte att läsa ut av fjällskogsinventeringens redovisning.

Det kan konstateras att värdeetraktens förekomster av död ved i den äldre produktionsskogen (P100) är i samma storleksordning som i avsättningarna (N100) om än 20-25% lägre. Det lägre värde avser de produktionsbestånd där någon naturvärdesbedömning inte gjorts. Detta tyder på att det finns en viss sannolikhet för att några av dessa obedomda bestånd i en framtid kan klassificeras om till klassen N100.

En annan sak värd att notera är den relativt höga mängd liggande död ved som noterats såväl i den yngsta ålderskategorin P20 såväl som i den däröver, P40. Eftersom förekomsterna är högre i P20 än i P40 kan det förmodas att förekomsterna är en effekt av de gångna årtiondenas naturvårdsåtgärder.

En tolkning är att man här ser frukterna av ambitionen att inte förstöra befintlig död ved vid slutavverkning och efterföljande markberedning.

En del av provytorna ligger dessutom inom lämnade hänsynsytor i produktionsbestånden. Men det skulle också kunna vara en effekt av träd, som ursprungligen lämnas som naturvårdsträd, blåst ikull. Det faktum att mängden lågor är av samma storleksordning som i klassen P100 talar eventuellt för det förstnämnda.

Förekomsten av lågor i klassen P40 är visserligen den lägsta men likafullt ganska anseelig. I detta fall har dock förmodligen förekomsten inte så mycket med naturvårdsåtgärder att göra utan snarare med det faktum att dessa bestånd kommit upp i en ålder då självgallring sätter in.

Summering

Avslutningsvis kan konstateras att målet med inventeringen, att skapa en tydligare bild av förekomsterna av dessa nyckelelement, uppnåtts. Möjligen skulle en annan metodik ha valts, speciellt vad gäller död ved, för att tydligare kunna relatera resultaten till andra studier men utfallet ger ändå vid handen att mängden död ved är relativt god i värdeetrakten. Dock kan det konstateras att merparten är relativt färsk och relativt lite är av äldre sort och mycket lite av grövre dimensioner. Likaså är det tydligt att värdeetrakten brister i förekomsten av äldre naturvårdsträd.

4.1.2 Habitatmodeller

Inledning

Under projektets uppstartsfas så togs beslutet att använda verktyget Heureka i ett försök att simulera hur värdetraktens skog kan utvecklas under fyra olika skötselregimer, se kapitel 4.3.3. En genomläsning av detta kapitels metodik-beskrivning rekommenderas för att fullt ut förstå förutsättningarna för tillämpningen av de modeller som avhandlas nedan.

Utvecklat för Heureka fanns sedan tidigare ett antal habitatmodeller framtagna som kunde tillämpas på de beståndsdata som nyttjades som indata, eller simulerades fram, av systemet. Att med hjälp av sådana modeller försöka beskriva hur värdetraktens gröna infrastruktur ser ut för olika arter, i nutid och framtid, blev därmed en naturlig ambition för projektet. De arter som det tagits fram modeller för sedan tidigare, bedömdes dock inte som speciellt representativa för Gåsbergets värdetrakt. Därför beslutade projektet att tillsammans med artkunniga personer försöka utveckla modeller för några av de, i naturvårdssammanhang, viktigare arter/artgrupperna i denna värdetrakt. Valet föll på raggbock och *skalbaggar på nydöd tallved*.

Efter en tids arbete med dessa modeller gjordes bedömningen att de inte skulle räcka till för att ge övergripande bild av värdetraktens gröna infrastruktur. I stället för att formulera fler modeller för enskilda arter togs i stället beslutet att försöka formulera några generella modeller för viktiga naturtyper som kunde förmodas hysa många av värdetraktens rödlistade och i övrigt naturvårdsintressanta arter.

Material och metoder

Val av habitatmodeller

Det fanns flera motiv till att raggbock och *skalbaggar på nydöd tallved* valdes som modell-arter. Båda representerar arter/grupper som lyfts fram som viktiga att gynna inom Gåsbergets värdetrakt, båda omfattas av åtgärdsprogram (Pettersson 2013, Wikars 2014) och deras livsmiljökrav bedömdes tillräckligt kända för att det skulle gå att försöka beskriva dem via modellerna.

Utgångspunkten vid valet av naturtypsmodeller var att försöka fånga in sådana livsmiljöer som förmodas hysa större delen av de naturvårdsintressanta arter som noterats i värdetrakten. Eftersom tallskog dominerar värdetrakten, och äldre sådan med gott om död ved kan förmodas utgöra livsmiljö för en stor del av arterna var detta ett självklart val.

Gåsbergets värdetrakt har historiskt påverkats av återkommande bränder och en hel del av värdetraktens naturvårdsarter är anpassade till detta. Även om många av dessa är knutna till tallskog skiljer sig deras krav en del från de som kräver äldre tallskog. Därför bedömdes det som lämpligt att skapa en egen modell för brandpräglad skog.

Ett annat karaktärsdrag för värdetrakten, och effekt av gångna tiders bränder, är den ställvis goda förekomsten av äldre lövrika bestånd. Dessa har idag uppnått en ålder av drygt 100 år och hyser ofta gott om död ved. Till denna miljö är ett antal naturvårdsintressanta arter knutna vilket motiverade att en egen modell utvecklats för denna naturtyp.

Sist har det även tagits fram en modell för *äldre skog med låg grad av sentida störning*. Med detta avses äldre bestånd som varit kontinuerligt trädbevuxna längre tid än yngre skogar och därmed kan antas innehålla ett större inslag av arter knutna till stabila miljöer.

I Tabell 4 visas en ansats att koppla 50 av värdetraktens naturvårdsarter till de ovan nämnda naturtyperna/modellerna. Notera att arter kan uppträda i flera naturtyper.

Utformning av habitatmodellerna

Val av variabler i modellerna har begränsats till de som finns i ingående bestånddata eller de som produceras av Heureka under simuleringarna. Av dessa har trädslagblandning och beståndsålder nyttjats flitigast i kombination med simulerade värden för förekomst av död ved. Utifrån denna grund har vissa modeller även kompletterats med villkor som bygger på simulerade värden för mortalitet eller hos hur lång tid som gått sedan en viss skogsbruksåtgärd utfördes.

För ett flertal av Heurekas egna habitatmodeller finns två versioner framtagna som ska fånga in habitat av olika kvalitet. Samma ambition har funnits i arbetet med projektets modeller för att på så vis nyansera bilden av vad som kan anses utgöra habitat. Dessa kallas nedan för fullgott och halvgott habitat och representeras i beräkningarna som 1 respektive 0,5 poäng.

I arbetet med modellernas utformning har det funnits en ambition att utforma villkor som det finns vetenskapligt stöd för. Med det avses t.ex uppgifter om vid vilken beståndsålder naturvårdsintressanta arter börjar uppträda i rikligare mängd eller hur mycket löv det måste finnas i bestånd för att göra det intressant för lövberoende arter. Detta har väl i viss mån gått att göra för de artspecifika modellerna men i flera fall har gränsvärdena satts efter förslag från tillfrågad artexpertis, i detta fall Roger Pettersson (SLU) och Olov Widenfalk (Greensway). Det är dessa som avses när man i texten nedan hänvisar till expertis.

Tabell 4: De viktigaste naturvårdsarterna i Gåsbergets värdetrakt samt en uppskattning om deras relation till upprättade habitatmodeller för naturtyper. Tabellen är sorterad på rödlistekategori och därefter svenskt namn.

				Habitatmodell			
				Äldre tallskog med gott om död ved	Brandpräglad skog	Äldre lövskog med gott om död ved	Äldre skog med låg grad av störning
Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Grupp	Rödlistekategori				
Kritporing	<i>Antrodia crassa/cretacea</i>	Svampar	1. Akut hotad (CR)	x			x
Kolticka	<i>Gloeophyllum carbonarium</i>	Svampar	2. Starkt hotad (EN)	?	x		?
Laxrosa ticka	<i>Aurantiporus priscus</i>	Svampar	2. Starkt hotad (EN)	x			x
Mosippa	<i>Pulsatilla vernalis</i>	Kärlväxter	2. Starkt hotad (EN)	x	x		
Reliktslända	<i>Inocellia crassicornis</i>	Insekter	2. Starkt hotad (EN)	x			x
Timmerskapania	<i>Scapania apiculata</i>	Mossor	2. Starkt hotad (EN)	?			x
Urskogsporing	<i>Antrodia infirma</i>	Svampar	2. Starkt hotad (EN)	x			?
Avlång barksvartbagge	<i>Corticeus longulus</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)	x			x
Doftticka	<i>Haploporus odoratus</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)			x	?
Fläckporing	<i>Anthoporia albobrunnea</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	x			x
Gräddporing	<i>Sidera lenis</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	x			x
Gräddticka	<i>Perenniporia subacida</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)				x
Knärot	<i>Goodyera repens</i>	Kärlväxter	3. Sårbar (VU)	x			x
Lappticka	<i>Amylocystis lapponica</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)				x
Liten hornflikmossa	<i>Lophozia ascendens</i>	Mossor	3. Sårbar (VU)				x
Läderlappsav	<i>Collema nigrescens</i>	Lavar	3. Sårbar (VU)			x	?
Raggbock	<i>Tragosoma deparium</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)	x			
Ringlav	<i>Evernia divaricata</i>	Lavar	3. Sårbar (VU)				x
Rotfingersvamp	<i>Ramaria boreimaxima</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	x			
Rynkskinn	<i>Phlebia centrifuga</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)				x
Slemsvampmögelbagge	<i>Enicmus apicalis</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)	?		x	?
Smalfotad taggsvamp	<i>Hydnellum gracilipes</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	x	x		
Spadskinn	<i>Stereopsis vitellina</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	x			x
Svart plattbagge	<i>Laemophloeus muticus</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)		x	x	
Tajgataggsvamp	<i>Phellodon secretus</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	x			x
Tallbarksvartbagge	<i>Corticeus fraxini</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)	x			x
Vedsäckmossa	<i>Calypogeia suecica</i>	Mossor	3. Sårbar (VU)				x
Blågrå svartspik	<i>Chaenothecopsis fennica</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	x			
Dvärgbägarlav	<i>Cladonia parasitica</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	x			
Garnlav	<i>Alectoria sarmentosa</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)				x
Kolflarnlav	<i>Carbonicola anthracophila</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	?	x		
Kortskaftad ärgspik	<i>Microcalicium ahleri</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	x			
Lunglav	<i>Lobaria pulmonaria</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)			x	?
Mörk kolflarnlav	<i>Carbonicola myrmecina</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	?	x		
Nordtagging	<i>Odonticium romellii</i>	Svampar	4. Nära hotad (NT)	x			x
Rökdansfluga	<i>Hormopeza oblitterata</i>	Insekter	4. Nära hotad (NT)		x		
Skrovellav	<i>Lobaria scrobiculata</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)			x	?
Skrovlig flatbagge	<i>Calitys scabra</i>	Insekter	4. Nära hotad (NT)	x			x
Skrovlig taggsvamp	<i>Sarcodon scabrosus</i>	Svampar	4. Nära hotad (NT)	x			x
Slät tallkapuschongbagge	<i>Stephanopachys linearis</i>	Insekter	4. Nära hotad (NT)		x		
Tallstumpbagge	<i>Platysoma lineare</i>	Insekter	4. Nära hotad (NT)	x			x
Tallticka	<i>Phellinus pini</i>	Svampar	4. Nära hotad (NT)	x			?
Vaddporing	<i>Anomoporia kamtschatica</i>	Svampar	4. Nära hotad (NT)	x			x
Varglav	<i>Letharia vulpina</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	x			
Vedflamlav	<i>Ramboldia elabens</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	x			
Vedskivlav	<i>Hertelidea botryosa</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	x			
Vedtrappmossa	<i>Anastrophyllum hellerianum</i>	Mossor	4. Nära hotad (NT)	x			x
Violettrå tagellav	<i>Bryoria nadvornikiana</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)				x

Än svårare har det varit att hitta vetenskapligt belagda gränsvärden för modellerna som beskriver naturtyp. I slutändan har vi för villkoren som rör ålder valt att nyttja riksskogstaxeringens gränsvärden för vad som betraktas som gammal skog (≥ 140 år) och äldre lövskog (≥ 80 år) i Dalarnas län. För skogstyper har vi använt följande definitioner baserat på trädslagens andel av total volym: Tallskog $\geq 70\%$; Granskog $\geq 70\%$; Lövrik skog $\geq 20\text{--}50\%$ samt Lövskog $\geq 50\%$.

För villkor som rör död ved har vi valt att stödja oss på uppgifter hämtade ur Naturvårdsverkets rapport *Död ved i levande skogar* (Naturvårdsverket 2005). Här finns bl.a. en graf, hämtade ur en finsk studie som visar relationen mellan antal vedlevande skalbaggar och volymen död ved, se Diagram 6. Från denna har nivåerna 10 och 20 m³ död ved/ha valts subjektivt som gränsvärden för halvgott respektive fullgott habitat för ett flertal av modellerna.

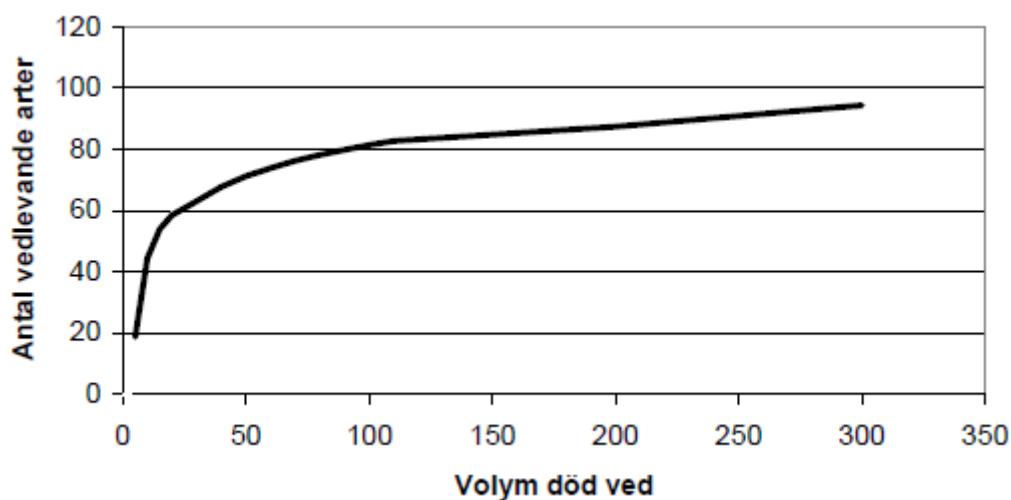


Diagram 6: Relation mellan volym död ved (m³/ha) och antal arter av vedlevande skalbaggar. Modifierad efter Martikainen m fl (2000).

Beskrivning av enskilda modeller

I nedanstående beskrivningar ges först en generell introduktion till modellen och motiven för dess uppbyggnad och därefter redovisas villkoren för modellen med begrepp som används i dagligt tal. Vill man ta del av de logiska uttryck som använts för att filtrera fram rätt poster via Heureka framgår dessa av bilaga 1. Efter detta följer en redogörelse i löptext för detaljer i modellens olika delar och de val som gjorts vid dess utformning.

Raggbock

Raggbock är skalbaggsart knuten till äldre tallskogar som för ett halvt århundrade sedan var vanlig i Sverige men som sedan dess blivit sällsynt. Den är inkluderad i ett åtgärdsprogram för skalbaggar som kräver äldre tallved för sin föryngring (Wikars 2014). Gåsbergets värdestrakt har lyfts fram som ett av artens kärnområden i Dalarna (Wikars 2013). Detta, samt det faktum att artens livsvillkor är relativt väl kända, är motiv till ambitionen att försöka skapa en modell för dess livsmiljö.

Beskrivning av modellen

Habitatmodellen för raggbock identifierar kant zoner mellan äldre tallskogsbestånd med gott om grov hård död ved samt öppna ytor. Dessa ytor kan utgöras av myrar, sjöar eller ungskog och måste ligga mot skogsbeståndets sydsida. Modellen är tänkt att fånga in de miljöer där raggbocken hittar solbelyst grov ved att nyttja vid sin föryngring. Analysen förlitar sig därmed inte bara på att filtrera fram bestånd med grov äldre skog utan även på efterföljande GIS analyser av de bestånd som omger dessa.

Följande villkor används för att identifiera bestånd med rätt egenskaper.

Fullgott habitat (1 p): Tallinblandning $\geq 70\%$, Ålder ≥ 80 år, Hård död ved över 40 cm ≥ 5 m³/ha

Halvgott habitat (0,5 p): Tallinblandning $\geq 70\%$, Ålder ≥ 80 år, Hård död ved över 20 cm ≥ 5 m³/ha

Villkoret för trädslagsblandning är valt utifrån vad som generellt betecknas som tallskog. Ålders-villkoret baseras på bedömningen att yngre bestånd inte kan producera den typ av grov tallved som arten kräver.

Det tredje villkoret fångar in bestånd med död ved av rätt dimension, kvalitet och volym. Den minsta dimension som arten förmodas nyttja är 20 cm (Wikars 2013) och det övre värdet 40 cm är valt på inrådan från konsulterad artexpertis. Det senare gäller även värdet för vilken volym död ved som måste föreligga.

För att ringa in rätt kvalitet på veden, d.v.s. att den är 'hård', nyttjas två av Heurekas variabler för redovisning av död ved.

Den första redovisar ett bestånds volym av död ved/ha fördelat på riksskogstaxeringens 5 nedbrytningsklasser. Av dessa förmodas klass 1, hård relativt nyligen död ved, representera den kvalitet som raggbocken nyttjar. Värdet i klass 1 beskriver dock volymen ved för alla upptänkliga dimensioner. Därför måste en uppskattning göras av hur stor andel av detta värde som är över en viss dimension.

Heureka kan även redovisa hur stor volym död ved det finns över en viss stamdiameter, i aktuellt fall 20 eller 40 cm. Detta värde representerar dock alla nedbrytningsklasser.

Genom att beräkna hur stor andel nedbrytningsklass 1 utgör av den totala mängden död ved, och därefter multiplicera denna fraktion med volymen över 20 eller 40 cm, fås en uppskattning på volymen hård död ved /ha över en viss diameter i beståndet.

När alla bestånd som uppfyllde kraven för fullgott och halvgott habitat identifierats slås dessa ytor ihop med GIS-skikt beskrivande yngre skog samt öppna myrar och sjöar. Med yngre skog avses bestånd med en medelhöjd under 5 meter.

Genom att nyttja ArcGIS-verktygen *Polygon to line* och *Join field* kan ett nytt skikt skapas som innehåller linjer beskrivande de zoner där ett äldre skogsbestånd ligger dikt an till en ungskogsyta, en myr eller en sjö.

Som ett sista moment raderas alla linjer där skogskanten vetter mot NV, N och NO genom att välja ut de linjesegment vars vinkelräta riktning (α) ligger i intervallet $67,5^\circ \leq \alpha \leq 295,5^\circ$.

Skalbaggar på nydöd tallved

Skalbaggar på nydöd tallved är samlingsbeteckningen på en grupp skalbaggar vars gemensamma nämnare är att de lever på den resurs som döende eller nyligen döda tallar erbjuder. Vanligen lever de som följearter till barkborrar. Gruppens arter har minskat i antal de senaste årtiondena och därför har ett nationellt åtgärdsprogram (Pettersson, 2013) upprättas för dem. Gåsbergets värdetrakt, där gruppen representeras av tre arter (*Corticus fraxini*, *C. longulus*, *Platysoma lineare*), är utpekad som ett nationellt viktigt område för gruppens bevarande. Detta är motivet för att försöka skapa en modell över deras livsmiljö.

Beskrivning av modellen

Habitatmodellen identifierar tallskogsbestånd över en viss ålder, stamdiameter och där mortaliteten överstiger ett visst värde. Följande villkor används för att identifiera bestånd med rätt egenskaper

Fullgott habitat (1 p): Tallinblandning $\geq 70\%$, Ålder ≥ 140 år, Stamdiameter ≥ 25 cm, Mortalitet $> 4 \text{ m}^3/\text{ha}$

Halvgott habitat (0,5 p): Tallinblandning $\geq 70\%$, Ålder ≥ 80 år, Stamdiameter ≥ 15 cm, Mortalitet $> 4 \text{ m}^3/\text{ha}$

Villkoret för trädslagsblandning är valt utifrån vad som generellt betecknas som tallskog. Ålders-villkoren bygger på bedömningen hos tillfrågad expertis att arterna primärt förekommer i mogen och äldre skog. Nivån för fullgott habitat är satt till den ålder som betecknar äldre skog i den del av Sverige där Dalarna ingår. Nivån för halvgott habitat är satt utifrån antagandet att självgallring är som störst vid denna ålder, se Diagram 7. Tillfrågade expertis menar också att stamdiameter är ett relevant villkor att inkludera i modellen då arterna främst återfinns på träd av grövre dimensioner. De dimensioner som nyttjats i uttrycken för fullgott respektive halvgott habitat är dock godtyckligt valda.

Det sista villkoret ska fånga in de perioder i ett tallbestånds livscykel då mortaliteten är tillräckligt stor för att kunna hysa en livskraftig population av aktuella arter.

Det har hävdats, exempelvis i ovan nämna åtgärdsprogram, att förekomsten av självgallrande bestånd, är viktiga för gruppens överlevnad. Ett första uppslag, för att uppskatta ett värde på mortalitet, var att ange de nivåer som råder när självgallringen är som mest intensiv under ett tallbestånds uppväxt. De sakkunniga som tillfrågats menar dock att det numer råder konsensus bland expertisen om att befintliga populationers överlevnad primärt bygger på förekomsten av större arealer äldre skog.

Därmed eftersöktes i slutändan den genomsnittliga mortaliteten i denna fas av ett bestånds livscykel som värde för villkoret.

I stället för att söka detta värde i litteratur togs beslutet att använda sig av de utfallet av de funktioner för mortalitet som Heureka själv nyttjar i sina simuleringar. Dessa baseras på fyra studier (Bengtsson, 1978; Fridman et al., 2001; Näslund, 1986; Söderberg, 1986) och finns redovisade på systemets hemsida (https://www.heurekaslu.se/wiki/Tree_mortality).

Då det fanns simulerade mortalitetsvärden för alla bestånd i hela värdetrakten gjordes en analys av hur dessa föll ut jämfört med beståndens medelålder. Resultaten visas i Diagram 7 nedan. Som framgår av diagrammet så planar medelvärde för mortalitet i skog över 100 år ut mot 4 m³/ha. Därmed valdes denna nivå ut som gränsvärde för modellen.

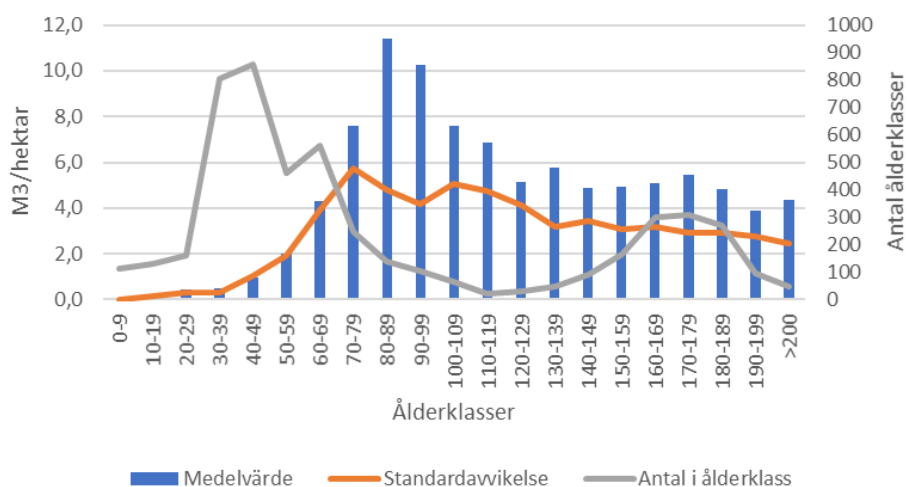


Diagram 7: Medelvärde för tall-mortalitet för olika åldersklasser baserad på simulerade beståndsdata från Gåsbergets värdetrakt. Sammanställningen bygger på data från period 10 av scenario 4.

Äldre tallskog med gott om död ved

Såväl raggbock som skalbaggar på nydöd tallved återfinns främst i talldominerade äldre skogar med förekomst av död ved. Eftersom tallskog dominerar i värdetrakten, och det finns en stor mängd andra arter i värdetrakten som är knutna till äldre tallskogar, är det deras livsmiljö denna modell är tänkt att fånga in. Eftersom modellen ska fånga in många arters villkor blir den mer generell än de ovan beskrivna modellerna.

Beskrivning av modellen

Habitatmodellen identifierar tallskogsbestånd över en viss ålder som även hyser död ved över en viss nivå.

Följande villkor används för att identifiera bestånd med rätt egenskaper.

Fullgott habitat (1 p): Tallinblandning $\geq 70\%$, Ålder ≥ 140 år, Död barrved ≥ 20 m³/ha

Halvgott habitat (0,5 p): Tallinblandning $\geq 70\%$, Ålder ≥ 80 år, Död barrved ≥ 10 m³/ha

Villkoret för trädslagsblandning är valt utifrån vad som generellt betecknas som tallskog. Ålders-villkoret för fullgott habitat är satt till den nivå som betecknar gammal skog i Dalarna län enligt riksskogstaxeringen.

Åldersvillkoret för halvgott habitat, vilket inkluderar bestånd som grodde innan 1940, är valt utifrån det faktum att dagens rationella skogsbruk påbörjades efter andra världskriget. Bestånd som är äldre än 80 år bedöms därför generellt bevarat ett större mått av ursprunglig artmångfald då de t.ex. inte är markberedda eller föryngrade genom plantering. Villkoren för död ved är satta utifrån nivåer som redovisas i Diagram 6.

Brandpräglad skog

I sitt naturtillstånd utsätts tallskogar regelbundet för bränder och många arter knutna till denna miljö är därför anpassade till detta. Det gäller även för Gåsbergets värdetrakt vilket både avspeglas i stor förekomst av brandspår i träd och stubbar men även i dokumenterade förekomster av pyrofila arter. Det är därför en viktig miljö att försöka modellera. Från att ha präglat hela landskapet är dock bränder numera begränsade till de bestånd där människan själv utför dem, exempelvis genom naturvårdsbränning eller hyggesbränning. Det motiverar varför vi i denna modell valt att frångå metoden att identifiera bestånd utifrån ålder och trädslagsblandning. I stället bygger den på schablonen att dagens NS-klassade bestånd kommer att skötas med naturvårdsbränning och att hyggesbränning används som markberedningsmetod för vissa bestånd.

Beskrivning av modellen

Habitatmodellen identifierar bestånd 15 år efter utförd bränning utifrån följande villkor.

Fullgott habitat (1 p): NS bestånd 0-15 år efter utförd naturvårdsbränning

Halvgott habitat (0,5 p): Övriga bestånd 0-15 år efter hyggesbränning

Eftersom Heureka inte har någon utvecklad funktion för att simulera effekterna av naturvårdsbränning togs beslutet att i efterlikna detta med naturvårdande skötselhuggning, då dess effekter i viss mån påminner om de som bränning ger. Bestånden 'brändes/sköttes' med 30 års intervall och vid dessa tillfällen togs endast gran bort. Vid åtgärden påverkades 60% av beståndytan, medan övrig del lämnades för fri utveckling, då detta bedömdes efterlikna vad utfallet blir vid riktiga naturvårdsbränder. Eftersom naturvårdsbränning kan förmodas vara en ständigt återkommande skötselåtgärd var ambitionen att sprida ut bränningarna så mycket som möjligt över tid. Det visade sig dock finnas tekniska begränsningar i Heureka för att göra detta helt enligt önskemål så därför bränns merparten av bestånden koncentrerat till vissa perioder.

Av olika skäl kom hyggesbränning endast att definieras som markberedningsåtgärd i scenario 4 och då bara för en handfull bestånd där man även lämnade högskärm. Därför redovisas utvecklingen av halvgott habitat endast för detta scenario.

Som framgår ovan så fångar modellen bara in bestånd under 15 år efter utförd bränning. Skogar hyser naturligtvis brandpräglade egenskaper mycket längre tid än så men detta spann är tänkt att fånga in den tid som pyrofila arter drar nytta av de substrat och miljö som uppstår som en direkt följd av branden.

Äldre lövskog med gott om död ved

Bränder kan resultera i stora lövuppslag och det har också skett i Gåsbergets värdetrakt. Spritt i landskapet finns idag många bestånd med äldre lövrik skog som grodde efter de stora skogsbränderna i slutet av 1800-talet. Även dagens trakthyggesbruk ger lövuppslag som om det bevaras i röjningsfasen kan ge upphov till lövrika skogar. Värdetrakten har lyfts fram som av de viktigaste för lövanknutna insekter i Dalarnas län (Wikars 2020) och är därför viktig att försöka modellera.

Beskrivning av modellen

Habitatmodellen identifierar lövrika bestånd över en viss ålder som samtidigt hyser död lövved över en viss nivå.

Följande villkor används för att identifiera bestånd med rätt egenskaper.

Fullgott habitat (1 p): Lövinblandning $\geq 50\%$, Ålder ≥ 80 år, Död lövved ≥ 20 m³/ha

Halvgott habitat (0,5 p): Lövinblandning $\geq 20\%$, Ålder ≥ 40 år, Död lövved ≥ 5 m³/ha

Som framgår av uttrycket ovan så är villkoret för trädslagsblandning satt så att fullgott habitat ska fånga in rena lövskogar medan det för halvgott habitat är satt för lövrik skog.

Ålders-villkoret för fullgott habitat är satt till den nivå som betecknar äldre lövskog i Dalarnas län enligt riksskogstaxeringen, för halvgott habitat är det skönsmässigt satt till halva värdet utan något annat motiv än att lövet då bedömt vara i 'mogen' ålder. Villkoren för död ved bygger i grunden på resultaten för skalbaggar som redovisas i Diagram 6. För halvgott habitat gjordes dock valet att frånga schablonen 10 m³ död ved/ha till 5 m³. Detta då mycket lite död lövved hunnit produceras vid en beståndsålder av 40 år, speciellt som bestånden bara till 20-50% utgörs av löv.

Äldre skog med låg grad av sentida störning

Tallskogar, och 'derivaten' brandpräglad samt lövrik skog är exempel på störningsanpassade naturtyper. Även om dessa dominerar värdetrakten så förekommer även bestånd med en artsammansättning som behöver skyddat klimat och stabil miljö över lång tid för sin överlevnad. Vanligtvis återfinns störningskänsliga arter som rikligast i gamla granskogar. Rena granskogar är dock mycket ovanligt i Gåsbergets värdetrakt men förekomsten av barrblandskogar är desto större och det är i dessa som arterna kan hittas. Därför har det bedömts relevant att även försöka definiera en modell för denna naturtyp. Eftersom den dock inte är helt befriad från störningar, och många gånger även brukas, har beslut tagits att kalla habitat-modellen för *äldre skog med låg grad av sentida störning*.

Beskrivning av modellen

Habitatmodellen identifierar bestånd som varit kontinuerligt trädbevuxna över så lång tid att de kan förväntas hysa arter knutna till låg störningsgrad. Följande villkor används för att identifiera bestånd med rätt egenskaper.

Fullgott habitat (1 p): Naturresevat, NO-bestånd och NS-bestånd, Ålder ≥ 80 år

Halvgott habitat (0,5 p): Övriga bestånd, Ålder ≥ 100 år

För denna modell gjordes valet att frångå tidigare villkors-struktur byggd på trädslagsblandning. I stället togs beslutet att all skog över 80 års ålder i befintliga reservat och avsättningar skulle betraktas som fullgott habitat då dessa kan förmodas hysa, och utveckla, värden som gynnar störningskänsliga arter. Detta är naturligtvis samtidigt en schablon som inte riktigt stämmer överens med verkligheten eftersom det i viss mån påverkas av naturvårdsbränningar.

För halvgott habitat gjordes valet att dessa skulle omfatta alla andra bestånd under den tid de var 100 år eller äldre då bestånd vid denna ålder börjar uppvisa karaktärer som kännetecknar gammal skog (Spake R et al 2015). Att ålderskriteriet sattes något lägre för fullgott habitat hade sin grund i bedömningen att områden med kända naturvärden redan idag kan förmodas hysa arter knutna till sen succession.

Data som modellerna tillämpats på

Som nämnts ovan så har modellerna tillämpats på de beståndsdata som simulerats fram av Heureka beskrivande en 100 årsperiod. Ingångsdata har varit reella beståndsdata tillhandahållen av Sveaskog och Stora Enso samt schablonvärden för volym död ved hämtad från riksskogstaxeringen samt projektets egen inventering, se kapitel 4.1.1. För en närmare beskrivning av simuleringarna hänvisas till kapitel 4.3.3.

Undersökningar för att bekräfta modellernas utfall

Några undersökningar för att validera att modellerna fångar in den livsmiljö för de arter som de påstås representera har inte gjorts. Skälet är projektiden inte medgav detta. Projektets bedömning är dock resultaten ändå kan ligga till grund för principiella diskussioner kring hur olika arters habitat skulle kunna utvecklas givet olika skötselriktningar och vad som är att betrakta som begränsande faktorer för populationsutveckling. Redovisade värden, exempelvis vad gäller areal för ett visst habitat, ska därmed inte tolkas som reella prognoser.

Resultat

Resultaten redovisas nedan dels i form av ett antal diagram som beskriver hur arealen fullgott, halvgott och totalt habitat förändras över tid för respektive modell, dels i form av några kartor som beskriver hur denna utveckling ter sig geografiskt. Att beskriva den geografiska utvecklingen detaljerat låter sig inte göras eftersom det skulle kräva allt för många kartor. Då modellerna också i många fall uppvisar en snarlik utveckling skulle det resultera i kartor som ser i stort sett identiska ut. Därför har kartor skapats för några tidpunkter som bedöms vara viktiga steg i den generella utvecklingen samt för scenarier där utvecklingen avviker.

För att kunna tolka habitatens utveckling redovisas också utvecklingen för de variabler som modellerna är uppbyggda runt samt hur stor areal som påverkats av olika skogsbruksåtgärder över tid för de olika scenarierna.

Sist ska också nämnas att i diagrammen beskriver X-axeln simuleringens 20 perioder. En period motsvarar 5 år vilket totalt blir 100 år.

Y-axeln beskriver hur arealen för habitat, åtgärder och variabler förändras över tid. Notera att det finns en ambition att harmoniera Y-axelns skala så olika diagram lätt ska kunna jämföras. Detta gäller främst de olika diagrammen som beskriver olika habitat men också i viss mån, men inte helt konsekvent, diagrammen som beskriver variabler och åtgärder.

Raggbock

I Diagram 8 framgår att i stort sett inga bestånd som skulle kunna hysa arten faller ut under simuleringens första årtionden med undantag för de i naturreservatet Trollmosseskogen, se kartan i Figur 7. Därefter startar dock, för bestånd motsvarande halvgott habitat, en brant tillväxt fram till period 10 då kurvan planar ut runt 6000 ha.

Denna utveckling står i bjärt kontrast till den för fullgott habitat där i stort inga bestånd faller ut under simuleringensperioden förutom i slutet då kurvan stiger till några hundra hektar. Utvecklingen är likartad för övriga scenarier. För scenario 2 finns dock inga data. Skälet är simuleringen av grov död ved blev felaktig här och felet upptäcktes för sent för att kunna åtgärdas. Som nämnts ovan så är de egentliga habitatens begränsade till ovanstående beståndens sydvända kantzoner. Som framgår av Diagram 8 så sker också här en stadig ökning över tid av den summerade längden av dessa kantzoner för halvgott habitat, om än inte så dramatisk som ökningen av lämpliga bestånd. Skillnaden mellan scenarierna är också lite större med den stora 'spiken' runt period 16 i scenario 4 är den största avvikelser.

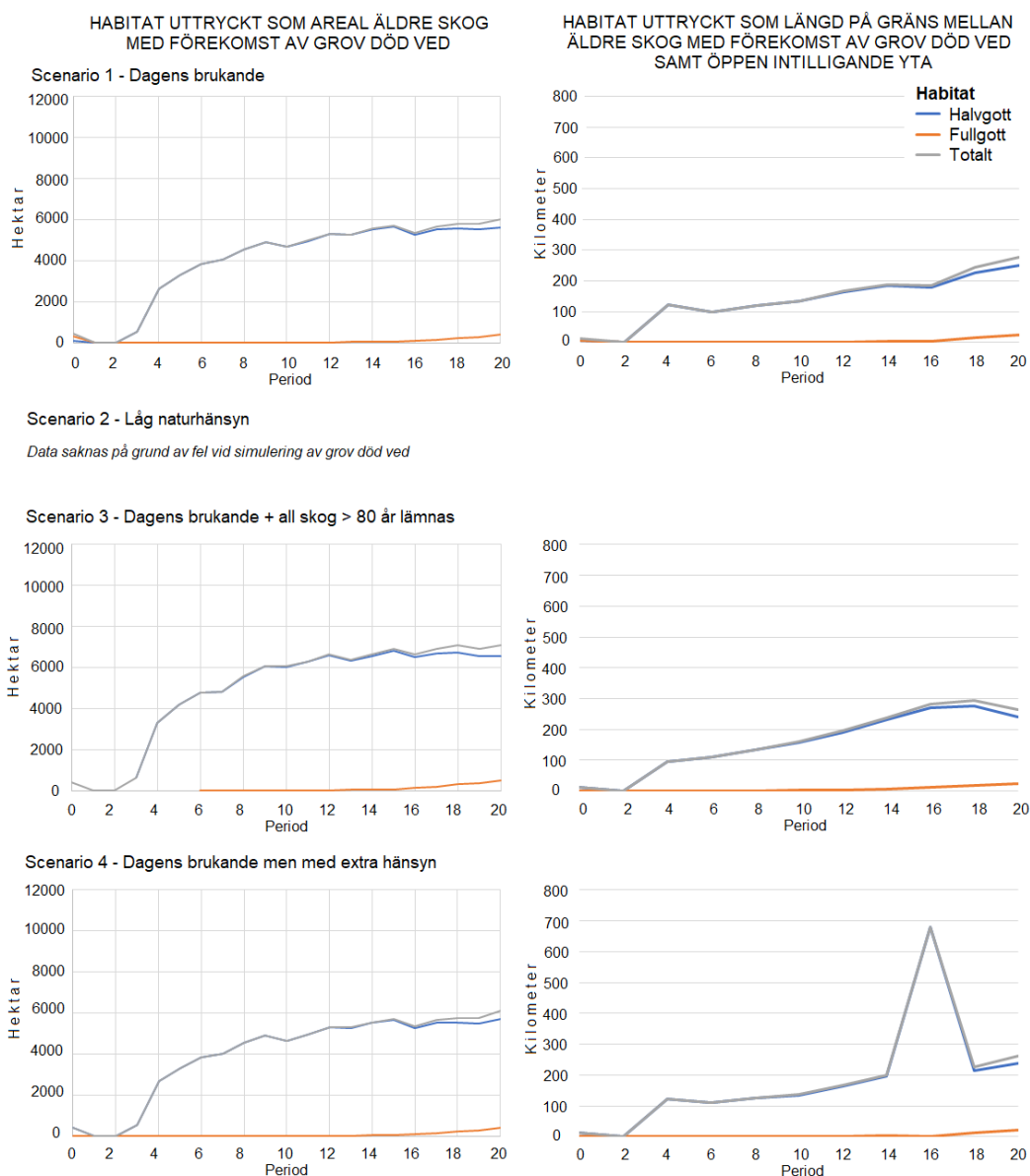
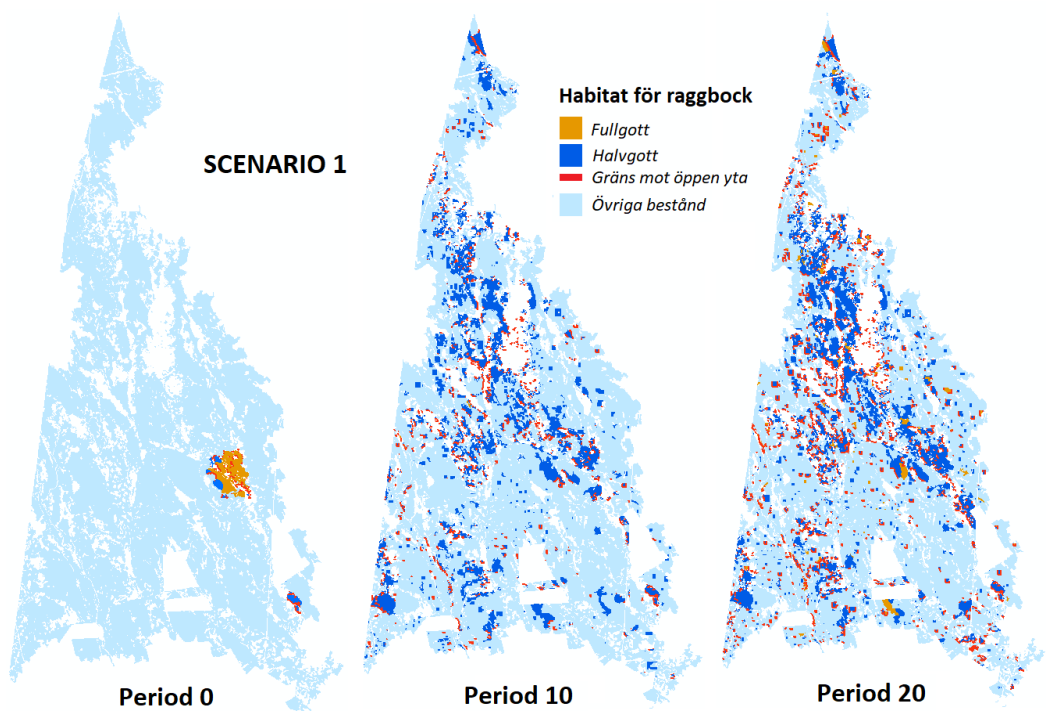


Diagram 8: Utveckling av habitat för *Raggbock*

Av kartorna i Figur 7 framgår att skogar med rätt trädslagsblandning, ålder och tillgång på död ved primärt växer till i värdetraktens reservat och avsättningar. Över tid tillkommer även habitat i de rektanglar av generell hänsyn som lämnas vid avverkningar. Vad som styr denna utveckling framgår av Diagram 9. Under hela simuleringsperioden finns det bestånd av rätt trädslagsblandning och ålder för att uppfylla modellens kriterier men det är tillgången på död grov död ved som utgör den begränsande faktorn för hur mycket bestånd som faller ut som habitat.



Figur 7: Kartor beskrivande utbredning av habitat *Raggböck* vid olika tidpunkter under scenario 1.

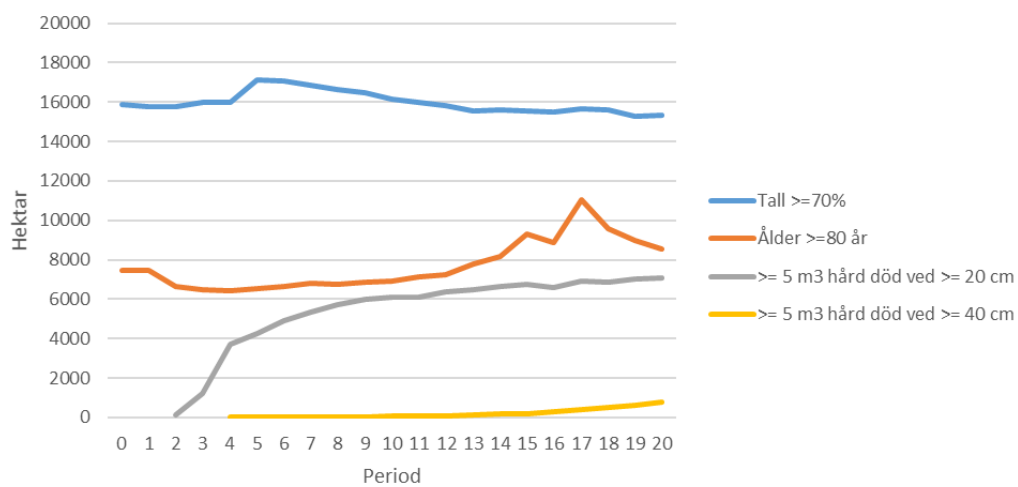


Diagram 9: Utvecklingen för variablerna som ingår i habitatmodellen för *raggböck* i scenario 1. Utvecklingen beskrivs som den areal som uppfyller villkoret över tid och representerar bara Sveaskogs innehav.

Skalbaggar på nydöd tallved

Som framgår av Diagram 10 så faller inga bestånd ut som habitat vid simuleringens start men därefter påbörjas tillväxt av såväl halvgott som fullgott habitat. Utvecklingen är snabbast för halvgott habitat, men bryts bara efter något årtionde för att därefter sjunka och plana ut runt 1000 ha under resten av simuleringen. Utvecklingen för fullgott habitat, som till en början inte är lika dramatisk, bryts dock inte utan tillväxer kontinuerlig under hela simuleringen. Den planar dock ut mot slutet runt 6000 ha för scenario 3, 5000 ha för scenario 1 och 4 och 1000 ha för scenario 2.

Av kartorna i Figur 8 framgår att habitaterna främst faller ut inom avsatta bestånd eller hänsynsytor. Att utvecklingen av halvgott habitat bryts efter något årtionde förefaller bero på att en stor mängd bestånd i avsättningsarna då övergår till fullgod kvalitet. Förekomst och tillväxt av halvgott habitat sker därefter främst i hänsynsyterna.

Av Diagram 11 framgår att för såväl fullgott som halvgott habitat så är det främst mortaliteten som styr utvecklingen av hur mycket habitat som faller ut. För fullgott habitat så är dock förekomsten av bestånd med en stamdiameter över 25 cm nästan lika begränsande och verkar också vara den styrande faktorn under några perioder i början av simuleringen. Det kan noteras att de nedgångar i utvecklingen för habitatet som kan anas i scenario 1 och 4 vid period 7–8, 13-14, 19-20 sammanfaller med toppar i av naturvårdbränning av NS-bestånd, se Diagram 31. Då bränning simuleras genom att gran tas bort ur systemet leder det troligen till en lägre mortalitet bland tall som i sin tur gör att arealen habitat sjunker.

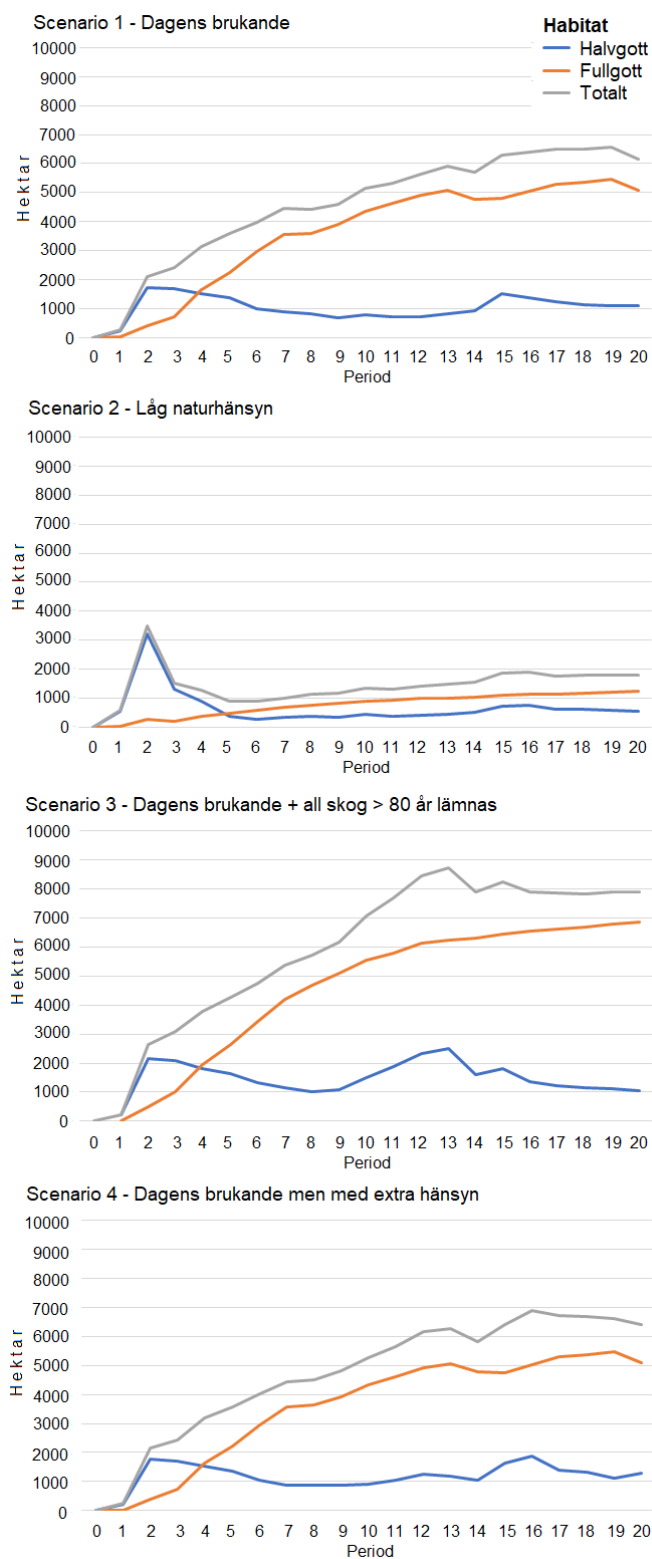
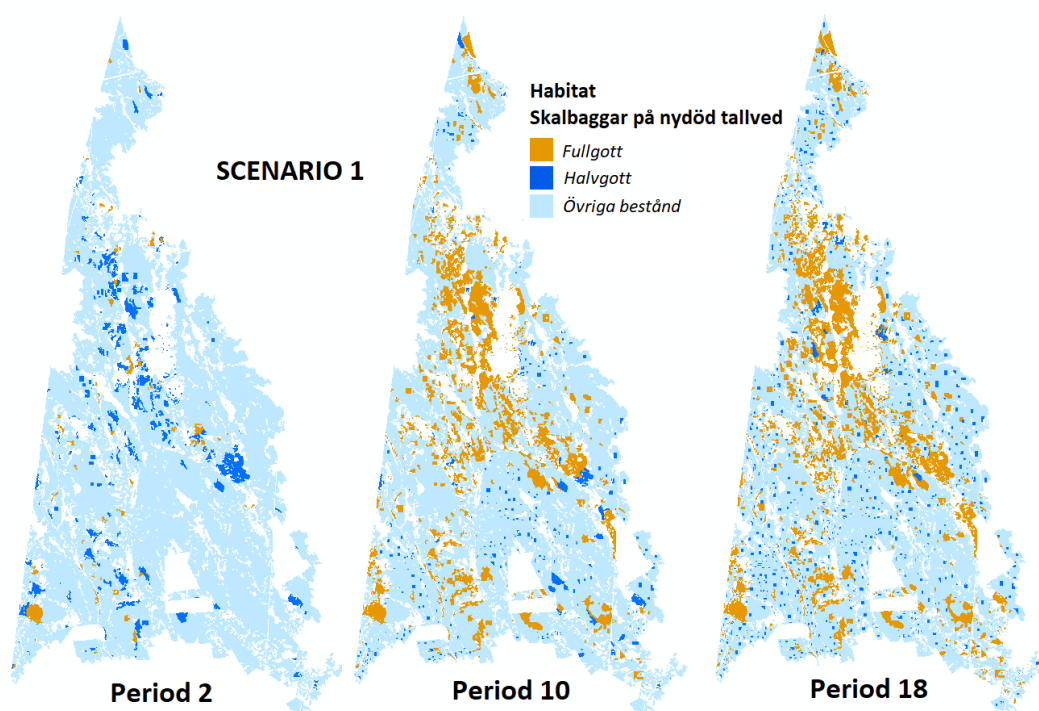


Diagram 10: Utveckling av habitat Skalbaggar på nydöd tallved.



Figur 8: Kartor beskrivande utredning av habitat *Skalbaggas på nydöd tallved* vid olika perioder av scenario 1.

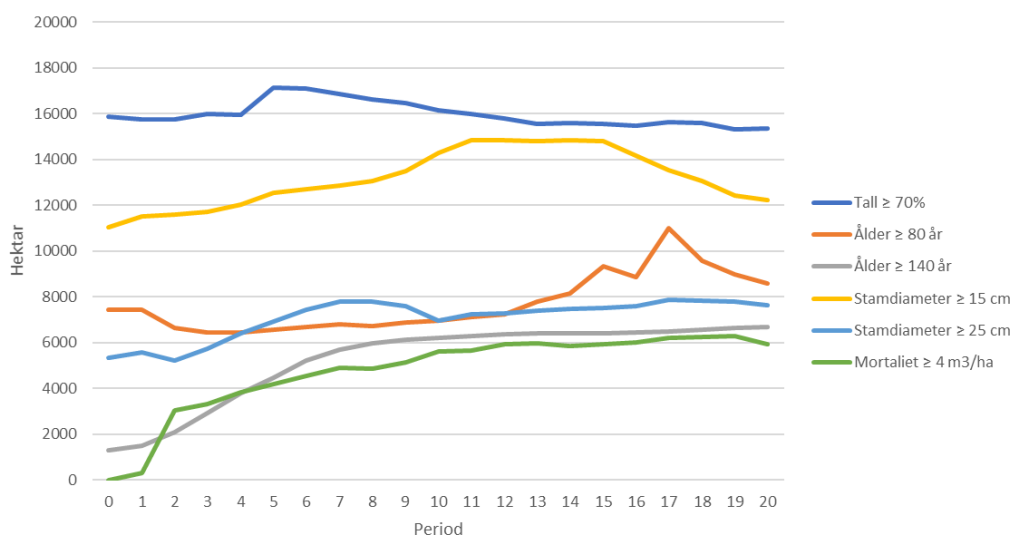


Diagram 11: Utveckling för variablerna i modellen för *Skalbaggas på nydöd tallved* under scenario 1. Utvecklingen beskrivs som den areal som uppfyller villkoret över tid och representerar bara Sveaskogs innehav.

Äldre tallskog med gott om död ved

Som framgår av Diagram 12 så liknar utveckling av detta habitat de tidigare, speciellt skalbaggar på nydöd tallved. Vid simuleringens start faller inga bestånd ut som habitat men därefter påbörjas en dramatisk tillväxt av halvgott habitat, en utveckling som dock bryts efter något årtionde när arealer runt 6000 ha uppnåts. Därefter sjunker arealen nästan lika snabbt för att plana mot 1000 ha när halva simuleringsperioden nåts. Arealen ökar sedan åter igen under några årtionden tills trenden vänder på nytt i slutet av simuleringsperioden.

Tillväxten av fullgott habitat påbörjas något senare, när arealen halvgott habitat uppnått sin klimax under period 2-3. Den ökar därefter lika snabbt som arealen halvgott habitat sjunker men planar ut mot när ungefär halva simuleringsperioden uppnåts. För scenario 3 uppnås 7000 ha fullgott habitat 7000 ha, för scenario 1 och 4 och 6000 ha och för scenario 2 ungefär 1500 ha.

Av kartorna i Figur 9 framgår att habitatens främst faller ut inom avsatta bestånd eller hänsynsytor, precis som för de tidigare habitatmodellerna. Att utvecklingen av halvgott habitat bryts efter något årtionde beror även här på att en stor mängd bestånd i avsättningarna då övergår till fullgod habitat kvalitet. Man kan också konstatera att tillväxt av halvgott habitat under andra halvan av simuleringsperioden inte bara sker i hänsynsyterna utan även i produktionsskogar. Att dessa avverkas speglas i oregelbundenheten i kurvan för halvgott habitat.

Av Diagram 13 framgår att det som främst styr utvecklingen av hur mycket habitat som faller ut i början är tillväxten av död barrved med en diameter ≥ 10 cm. Något årtionde senare börjar även grov död barrved förekomma i sådan omfattning att fullgott habitat faller ut. Ökningen av grov död ved bestämmer tillväxten av fullgott habitat till period 6 då tillväxten i stället börjar begränsas av förekomsten av bestånd med en ålder ≥ 140 år och görs så fram till slutet av simuleringen.

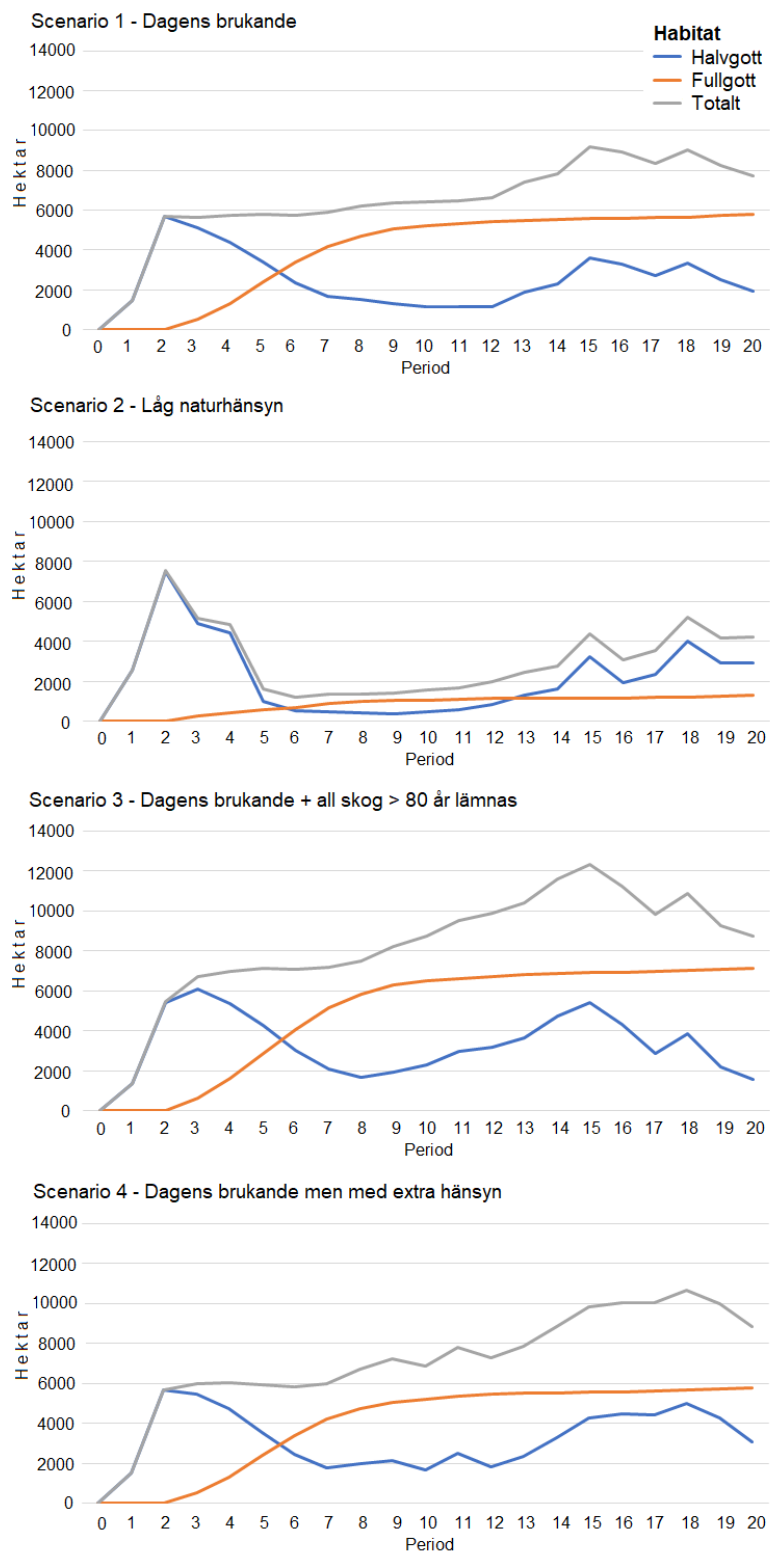
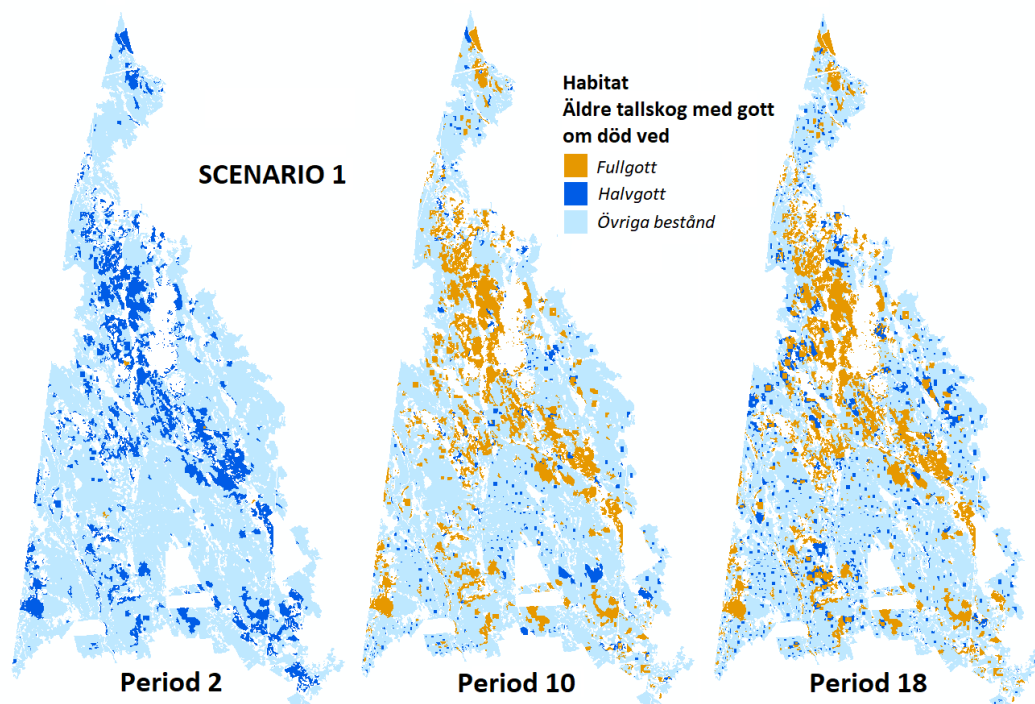


Diagram 12: Utveckling av habitat *Äldre tallskog med gott om död ved*.



Figur 9: Utbredning av habitat *Äldre tallskog med gott om död ved* för olika perioder under scenario 1.

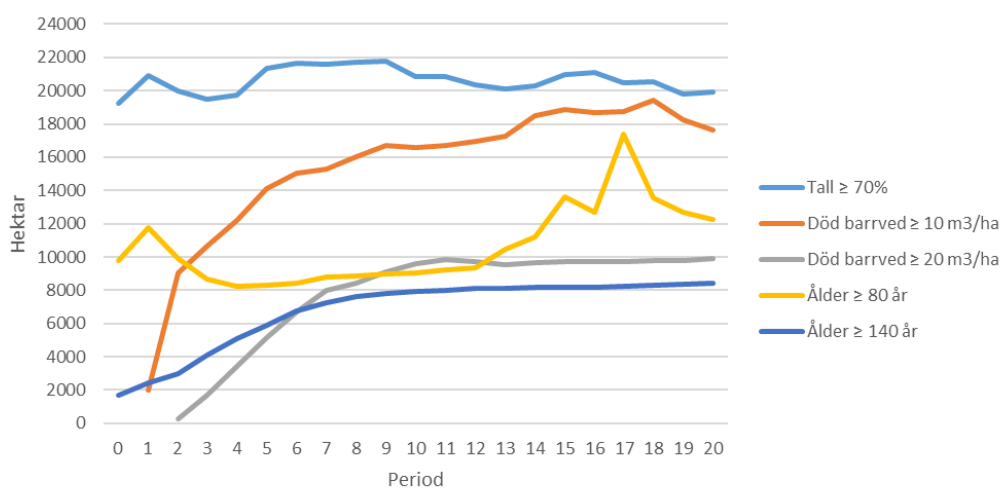


Diagram 13: Utveckling för variablerna i modellen för *Äldre tallskog med gott om död ved* under scenario 1. Utvecklingen beskrivs som den areal som uppfyller villkoret över tid och representerar såväl Sveaskogs som Stora Ensos innehav.

Brandpräglad skog

Som framgår av Diagram 14 präglas utvecklingen av den fullgoda varianten av detta habitat av cyklicitet, vilket också är att förvänta eftersom de NS-bestånd som ingår bränns med 30 års intervall. Som simuleringen genomförts så bränns uppemot 1500 ha vissa perioder medan det inte sker någon under andra.

Utvecklingen för halvgott habitat, vilket bara omfattar hyggesbrända ytor i scenario 4, utgår från en topp på 1200 ha i början av simuleringsperioden för att därefter sjunka snabbt. Mellan period 3 till 15 ligger den stadigt på drygt 200 hektar för att därefter, under återstoden av simuleringen, stiga till 1000 ha.

Hur utfallet ter sig på några kartor visas i Figur 10. NS bestånden med fullgott habitat är koncentrerade till ekoparken men förekommer även på andra håll i värdetrakten. De halvgoda habitaterna kan möjligen sägas uppvisa ett motsatt spridningsmönster.

Något utfall för scenario 2 och 3 redovisas inte eftersom det inte sker några bränningar under dessa. I scenario 3 finns visserligen 250 ha NS-bestånd men de kan sägas utgöra en teknisk rest efter att alla övriga NS-bestånd i detta scenario klassificerats som 'fri utveckling' eftersom de var över 80 år vid simuleringens start.

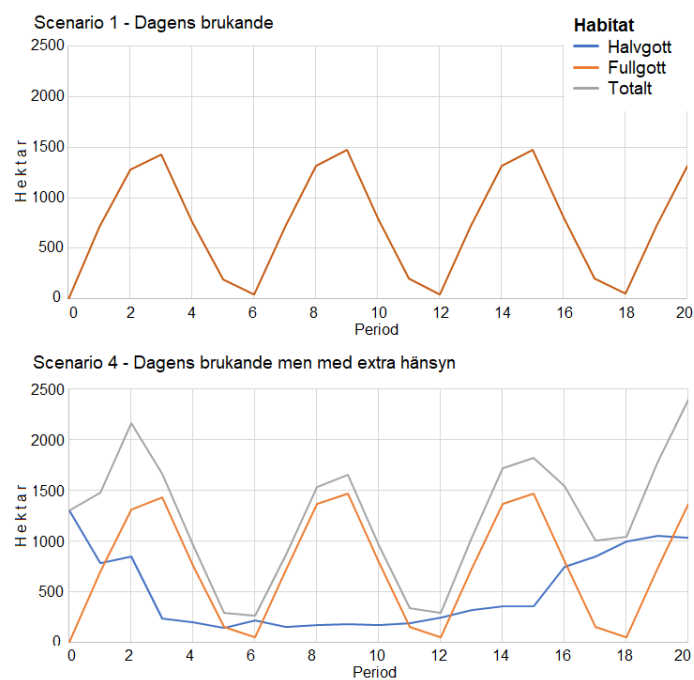
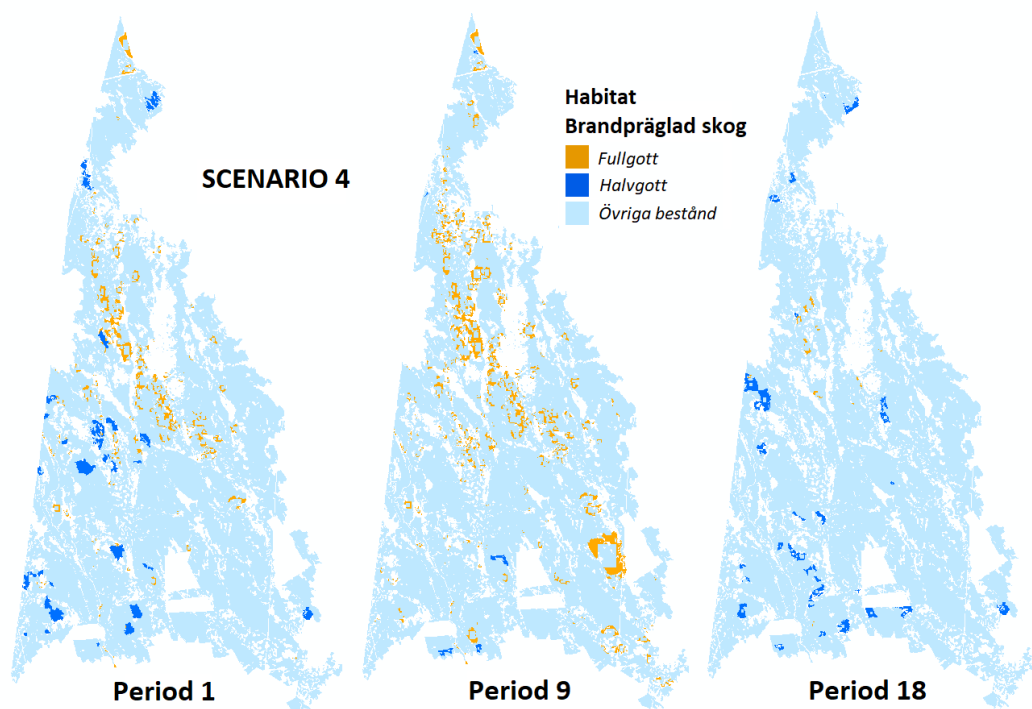


Diagram 14: Utveckling av habitat Brandpräglad skog. Diagram för scenario 2 och 3 saknas eftersom det inte utfördes någon typ av bränning under dessa.



Figur 10: Utbredning av habitat Brandpräglad skog vid olika perioder under scenario 4.

Äldre lövrik skog med gott om död ved

Likt övriga habitatmodeller som bygger på förekomst av en viss trädslagsblandning, beståndålder och förekomst av död ved så faller i stort sett inga bestånd ut som habitat vid simuleringens start, se Diagram 15. Under de första årtiondena sker dock en viss tillväxt av halvgott habitat men denna trend upphör efter ett par årtionden och därefter ligger arealen konstant på 500 ha under 25 år. Därefter påbörjas en dramatiskt tillväxt under loppet av 20 år som i slutändan leder till att arealen halvgott habitat uppnår 2000 ha, en nivå som den sedan behåller under 20 år. Under period 16 inleds en dramatisk nedgång som leder till att arealen det sista årtiondet åter når nivån 500 ha.

Arealen fullgott habitat är i stort sett obefintlig fram till period 16 då den, under loppet av en 10-års period dramatiskt stiger till 3500 ha för sedan sjunka ner till samma låga nivå som innan. Utvecklingen är i stort sett identisk för alla scenarierna med undantag för scenario 4 där halvgott habitat når högre nivåer i platåfasen mellan period 12-16.

Av kartorna i Figur 11 framgår att habitaterna inte är knutna till avsättningar och hänsyn utan främst faller ut i produktionsbestånd, spritt över hela värdetrakten.

Vad som styr denna utveckling framgår av Diagram 16. Under simuleringsperioden råder det ingen brist på bestånd av rätt ålder och trädslagsblandning utan vad som faller ut som habitat styrs av förekomsten av död ved.

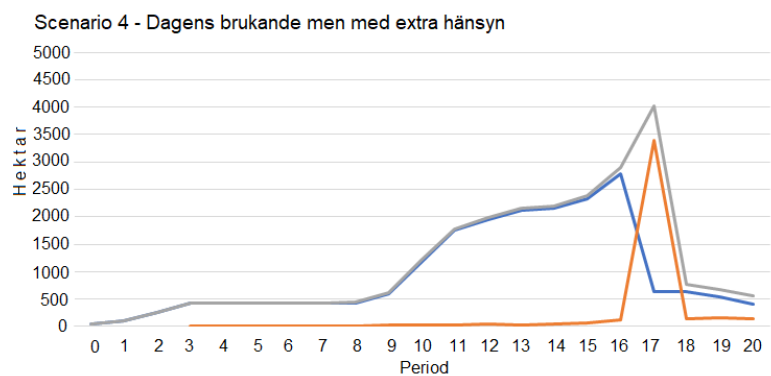
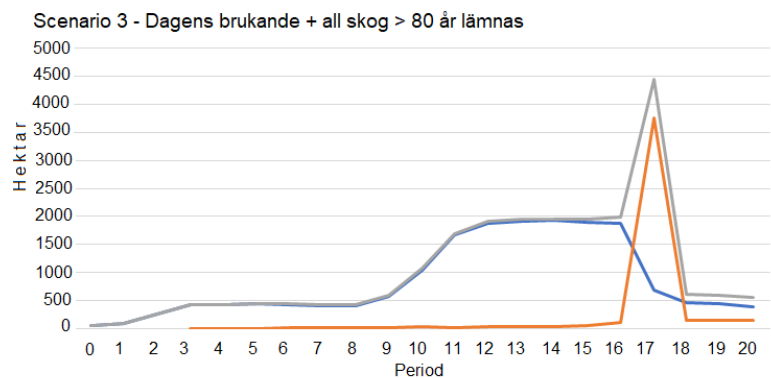
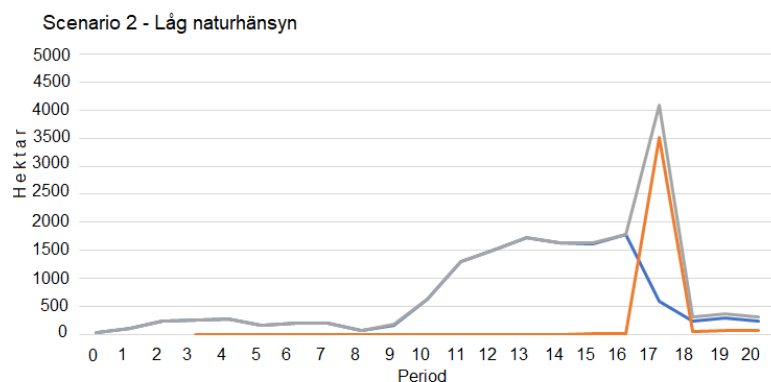
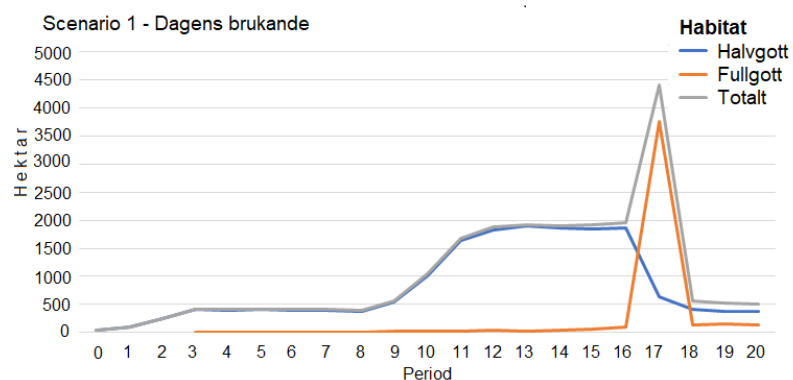
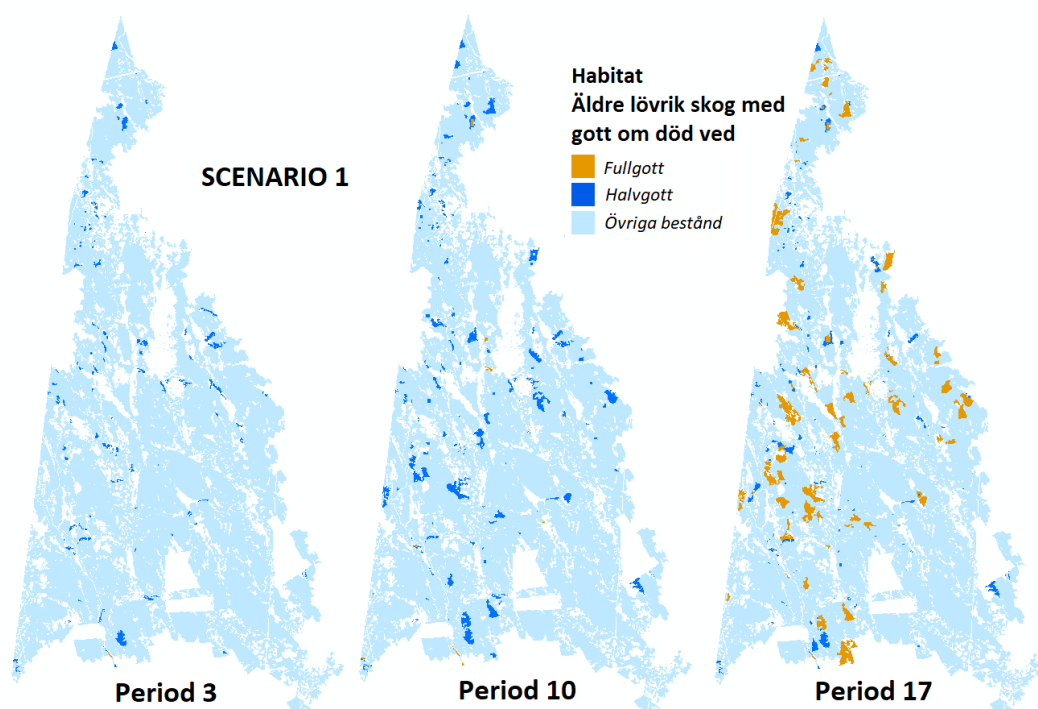


Diagram 15: Utveckling av habitat Äldre lövrik skog med gott om död ved.



Figur 11: Utbredning av habitat Äldre lövrik skog med gott om död ved under olika perioder av scenario 1.

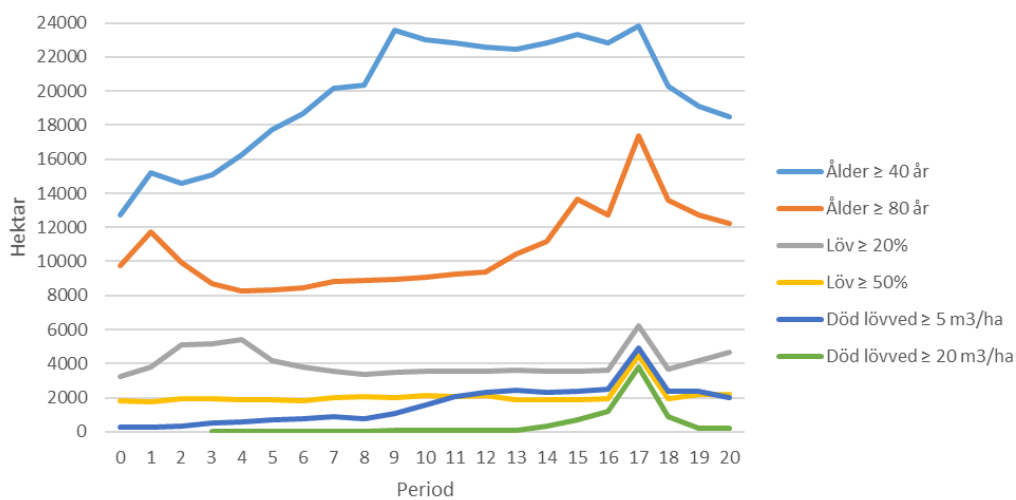


Diagram 16: Utveckling för variablerna i modellen för Äldre lövrik skog med gott om död ved under scenario 1. Utvecklingen beskrivs som den areal som uppfyller villkoret över tid och representerar såväl Sveaskogs som Stora Ensos innehav.

Äldre skog med låg grad av sentida störning

Som framgår av Diagram 17 så ligger arealen fullgott habitat stabilt över tid vilket också är att förvänta då denna variant bara ser till yta av gjorda avsättningar. Det är också förklaringen till att utfallet skiljer sig åt mellan scenarierna.

Arealen halvgott habitat förändras dock över tid och för flertalet av scenarierna inleds utvecklingen med en snabb tillväxt till period 1, för att därefter sjunka nästföljande årtionden till en låg nivå som därmed bibehålls över tid med en lättare tillväxt. Mest extrem är denna utveckling i scenario 2 arealen halvgott habitat vid simuleringens start ligger på 8000 ha för att till nästa period stiga till 13 000 ha, och därefter under ett par årtionden sjunka till 500 ha. Förklaringen till denna utveckling får sökas i det faktum att mycket stora arealer skog med en ålder över 100 år avverkas i början av simuleringen och därefter sker mycket lite återväxt av denna ålderskategori i produktionsskogarna under simuleringen.

Att det inte finns någon areal alls av halvgott habitat i början scenario 3 förklaras av att all produktionsskog över 80 år avsatts i detta scenario. Därmed uteblir också den topp i kurvan under simuleringens första årtionden som återfinns i andra scenarier

Även av kartorna i Figur 12 framgår att habitaterna främst är knutna till avsättningar och hänsyn men i viss mån även faller ut i produktionsbestånd spritt över hela värdetrakten.

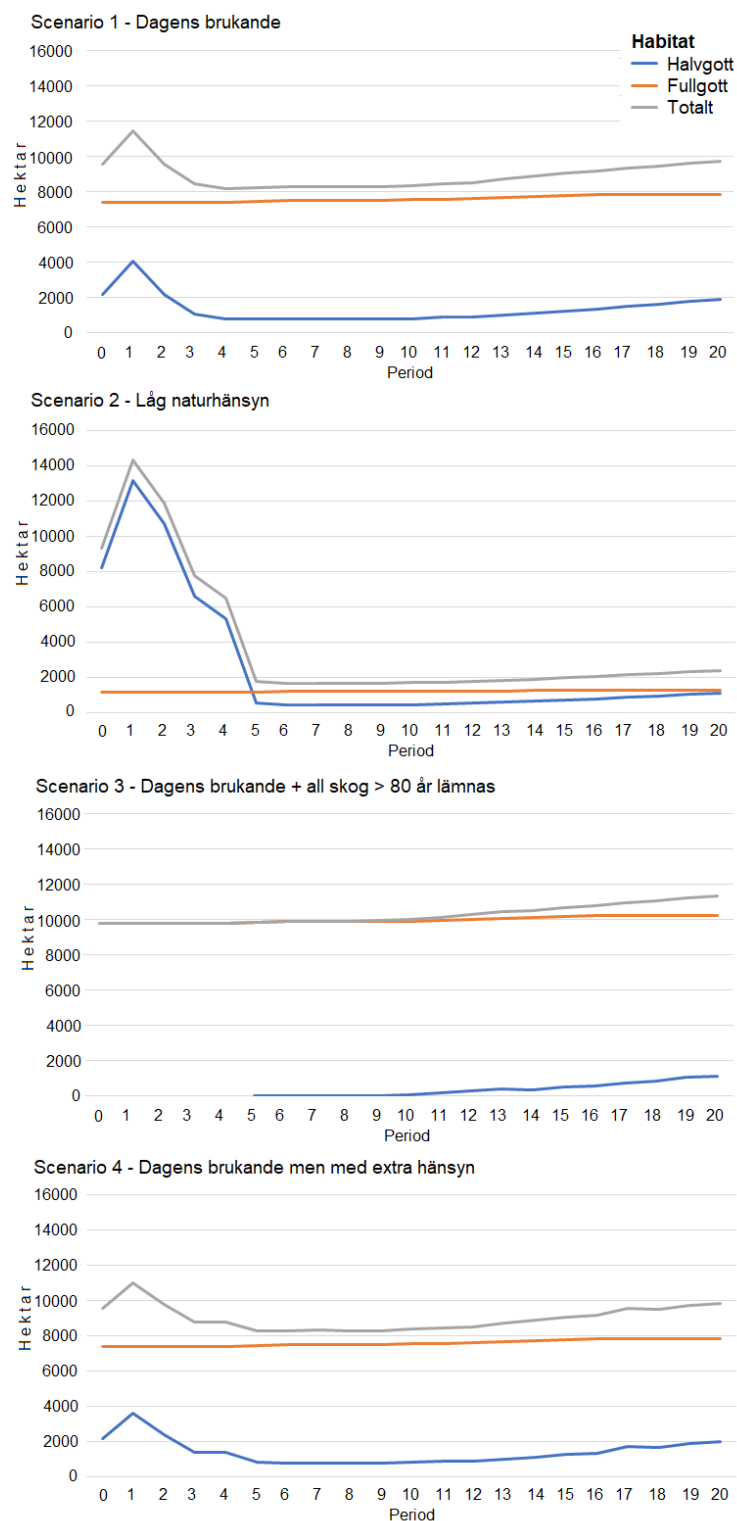
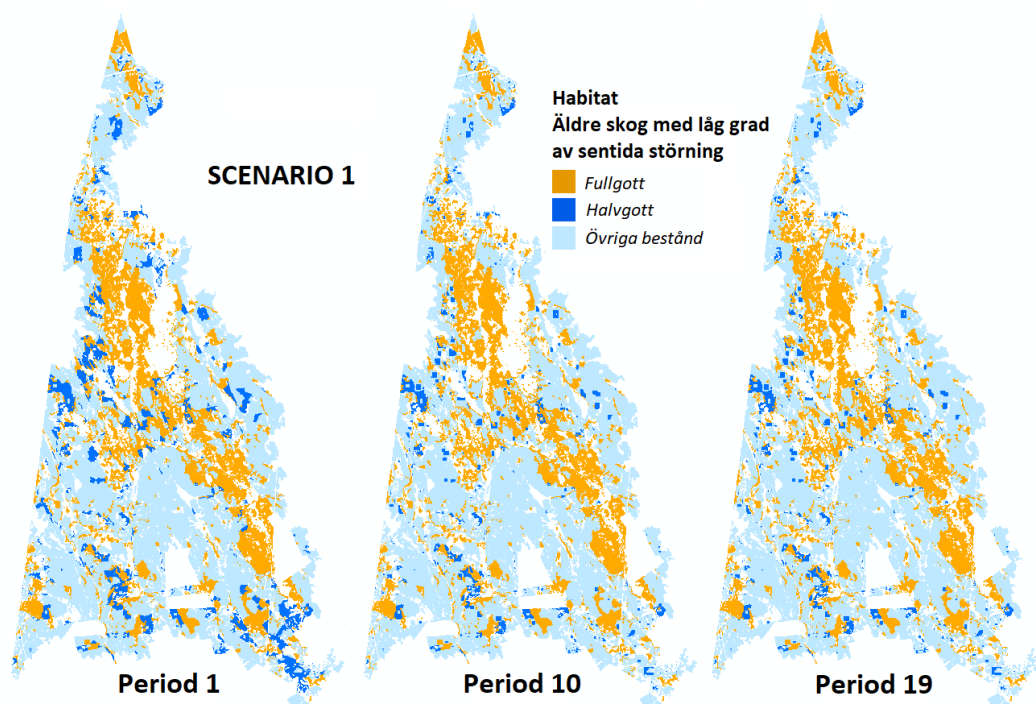


Diagram 17: Utveckling av habitat Äldre skog med låg grad av sentida störning.



Figur 12: Utbredning av habitat *Äldre skog med låg grad av sentida störning* under olika perioder av scenario 1.

Diskussion

Art och tallskogshabitaten

Det kan konstateras att utfallet för de två artspecifika modellerna samt äldre tallskog med gott om död ved är likartade, så väl geografiskt som över tid. Det är inte heller att förvåna eftersom de i grund och botten byggs upp av likartade villkor. Utfallet av simuleringarna antyder att dessa tre habitat över tid kommer att vara begränsade till värdetraktens reservat, avsättningar och den generella hänsyn som lämnas.

Något som simuleringarna tydliggör är den potential som solbelysta kantzoner mellan avsatta bestånd och kringliggande öppna ytor utgör som habitat för raggbock och andra arter med liknande krav. Som framgår av graferna till höger i Diagram 8 så utvecklas över tid ett landskap som i slutändan har ca 20 mil kantzon. Öppna ytor kan antingen vara naturliga sådana så som vatten eller myrar men också ungskogsbestånd. Som framgår av Tabell 5 så bidrar kantzoner mot ungskogsbestånd med upp till en tredjedel av dessa zoner över tid.

Tabell 5: Utvecklingen av längden solbelyst kantzon i scenario 1.

Kilometer solbelyst kantzon för allt raggbockshabitat			
Period	Ungskog	Vatten/Myr	Totalt
0	2	11	13
2	0	0	0
4	56	67	123
6	11	89	100
8	14	107	120
10	31	104	134
12	47	119	167
14	59	130	189
16	64	122	186
18	111	133	244
20	141	136	277
Summa	537	1017	1553

Likaså antyder simuleringarna att den generella hänsyn som lämnas vid avverkningar kan utgöra ett väsentligt bidrag till skapande av dessa kantzoner. Som exempel kan nämnas att 84 (60%) av de 141 km kantzon mot ungskog som redovisas för period 20 i Tabell 5 är gräns mot generell hänsyn. Då ska man samtidigt komma ihåg att denna hänsyn är förenklad till en rektangel för varje bestånd så i verkligheten är gränslängden säkert mycket större.

Som framgår av kartan för period 18 i Figur 8 så framstår generell hänsyn också som en väsentlig del av vad som faller ut som halvgott habitat för *Skalbagg* på *nydöd tallved*. Kanske kan detta stämma med tanke på att de träd som lämnas tillväxer i ålder och dimension men hur mortaliteten utvecklas är inte lika säkert. Kanhända skapas en viss överdödighet på grund av den stress som förändring på omkringliggande marker skapar, å andra sidan skapas kanske bättre livsbetingelser för de träd som ingår i avsättningen.

Brandpräglad skog

Vad gäller utvecklingen för brandpräglad skog så finns inte så mycket att säga om habitatets rumsliga utveckling då gränserna för detta sattes då modellen definierades. En brist i modellen är dock det faktum att inte viktigt

del av den naturvårdande skötsel som länsstyrelsen utför där. De hade med all säkerhet bedömts som fullgott habitat men troligen hade andelen yta som bedömts lämplig att bränna jämfört med vad som bör lämnas för fri utveckling skiljt sig från NS-bestånden. Som modellen utformades så ingår 2500 ha NS bestånd i arealen för fullgott habitat där bränning simulerades för 60% av deras yta, ungefär 1500 ha. Värdeetraktens naturreservat omfattar drygt 2000 ha men bränning är i dagsläget bara definierat för en fjärdedel av denna yta. En uppskattning är därför att om reservaten hade inkluderats i modellen hade de bidragit med 500 ha bränd yta.

Som framgår under *Material och metoder*, så fanns en ambition att sprida ut bränningarna av NS-bestånd över tid eftersom det är en återkommande aktivitet. Tekniska begränsningar i Heureka gjorde dock att detta inte kunde realiseras fullt ut. Därmed kom många bestånd att brännas under vissa perioder medan det utfördes mycket få under andra vilket kan ses som en brist i implementeringen. Samtidigt är det så att naturvårdsbränning i praktiken inte kan förväntas ske årligen då väderförhållanden och andra faktorer många gånger förhindrar åtgärdens utförande. Vissa år sker därför många bränningar och andra år få. Därmed kommer det reella utfallet av naturvårdsbränning i viss mån ändå att likna det simulerade, om än inte med den regelbundna cyklicitet som de simulerade resultatet uppvisar.

Äldre lövrik skog med gott om död ved

Utfallet av modellen ger vid handen att det finns potential att skapa uppemot 4000 ha äldre lövrik skog med riktad skötsel. Majoriteten av de aktuella bestånden är dock unga idag och det tar minst 50 år innan en större del av dem kommit sådan ålder att de börjar falla ut som habitat. Merparten av bestånden är också produktionsklassade så hur många som i realiteten kan avsättas med detta mål är svårt att säga.

Något som modellen dock inte tar hänsyn till är det faktum att rätt utförd bränning kan skapa rikt lövuppslag. Som nämnts ovan under *brandpräglad skog* så kan bränning förmodas utföras på uppemot 2000 ha fördelat på naturreservat och NS-bestånd. Därmed finns en reell möjlighet att arealen äldre lövrik skog skulle kunna nå 3 siffriga nivåer och kanske även mer.

Äldre skog med låg grad av sentida störning

Värden kopplade till låg grad av störning framöver kommer att vara koncentrerade till de reservat och avsättningar som finns i värdeetrakten. Det kan dock konstateras att de arealer som redovisas för fullgott habitat i Diagram 17 är för höga sett till det ovan förda resonemanget om naturvårdsbränning i reservat och NS-bestånd.

I diagrammet för scenario 1 och 4 ligger den summerade habitatarealen runt 7500–8000 ha men borde därmed sänkas till under 6000 ha.

Utfallet av modellen antyder att uppemot ett par tusen hektar halvgott

habitat ibland kan utvecklas i produktionslandskapet. Dessa kvaliteter försvinner dock när bestånden avverkas.

Skillnader i utfall mellan olika brukningsscenarier

För flertalet av habitaten finns det en tydlig skillnad mellan utfallen i de olika brukningsscenarierna. Detta har främst att göra med hur stor andel av värdetraktens bestånd som lämnas för fri utveckling. I scenario 2, där låg naturhänsyn tas blir arealen habitat låg och följaktligen blir den generellt hög i scenario 3 där all skog över 80 år lämnas utöver den hänsyn som lämnas idag.

Skillnaderna mellan scenario 1 och 4 är små. Det syns få effekter av de extra hänsynsåtgärder som definierades för det senare. Ett undantag utgör dock utvecklingen av lövrik skog, se Diagram 15, där tillväxten av halvgott habitat under andra halvan av simuleringsperioden stiger kontinuerligt till skillnad från övriga scenarier där habitatarealen stannat av. Detta är troligen en effekt av scenario-villkoret att lövandel i lövrika bestånd ska bibehållas. Det kan också noteras att för detta habitat är utfallet i scenario 2 i stort sett identiskt med övriga. Detta har sin förklaring i habitatet utvecklas i produktionsbestånd vilket det finns mycket av i scenario 2.

Vidareutveckling

I ovanstående diskussion har påtalats några svagheter i modellerna som definierades. Att dessa inte uppmärksammades, och åtgärdades inför simuleringarna, redogörs närmare för i rapportens slutkapitel. Det finns dock fler svagheter som borde hanteras vid en eventuell vidareutveckling.

En brist med flera av modellerna är habitat inte faller ut under period 0, d.v.s. nutid. Detta gäller alla modeller med undantag för *äldre skog med låg grad av sentida störning*. Eftersom de arter/naturtyper modellerna ska beskriva bevisligen förekommer i dagens landskap så är det en tydlig indikation på något som måste förbättras i en eventuell framtida vidareutveckling.

Vid studier av hur de ingående variablerna utvecklas över tid blir det också tydligt att det är volymen död ved som är orsaken till detta. Inte förvånande då trädslagsblandning och ålder grundar sig på reella värden medan volymen död ved grundar sig schabloniserade uppskattningar. Så här i efterhand kan det konstateras att ingångsvärdena för död ved som nyttjats i simuleringarna borde korrelerats bättre mot de gränsvärden som används i modellerna, alternativt kunde projektets inventering av död ved utformats för att ta fram egna medelvärden för olika beståndstyper i stället för att som nu nyttja värden från riksskogstaxeringen.

Man kan också ifrågasätta de gränsvärden som ställts upp för vilka volymer av död ved som ska definiera halvgott och fullgott habitat. Visserligen finns studier som anger 10 m³/ha som ett lägre gränsvärde för förekomst av vissa

arter (Angelstam m.fl. 2002) men troligen hade 20 m³/ha varit ett lämpligare gränsvärde för halvgott habitat då det enligt flera studier (Pentilla m.fl. 2004, Müller & Bütler 2010) är att betrakta som den lägsta nivån för att krävande arter ur olika organismgrupper ska kunna överleva.

Var gränsvärdet för fullgott habitat skulle sättas är svårare att föreslå men någonstans mellan 50–100 m³/ha är troligen realistiskt. Vid så högt ställda gränsvärden finns förstås risken att det inte faller ut något habitat över huvud taget. En poäng med de gränsvärden som nyttjats är att de ändå får ett antal bestånd att falla som habitat över tid, vilket beskriver en trend. För inte förleda läsaren hade det därför kanske varit passande att nyttja andra beteckningar för halvgott och fullgott habitat.

Vidare är undersökningar baserade på fältdata för hur modellernas variabler, t.ex. död ved, trädslagsblandning och beståndsålder relaterar till förekomsterna av de olika arterna är av största vikt för att komma vidare. Likaså om det finns andra beståndsvariabler än de som nu nyttjats som kan relateras till förekomstmönster.

4.1.3 Konnektivitetsanalys

Inledning

En relativt stor andel av skogen i värdetrakten är idag avsatt för naturvårdsändamål, antingen som frivilliga avsättningar från skogsbruket eller som formellt skyddade genom naturreservat. Det kan dock finnas ett behov av att stärka upp avsättningarna genom att utöka dem och/eller skapa mer kvaliteter i produktionsbestånden. Resurserna är ofta begränsade och för att kunna veta var i landskapet det är lämpligast att göra insatserna behöver vi se hur de rumsliga sambanden mellan avsättningarna förhåller sig. Med denna insikt kan vi förhoppningsvis förstärka den gröna infrastrukturen där det gör som mest nytta.

I detta kapitel beskriver vi hur den gröna infrastrukturen ser ut i värdetrakten idag utifrån de avsättningar som är gjorda för naturvårdsändamål. Vi använder även simulerade data över hur flera habitattyper (se kapitel 4.1.2) kommer att utvecklas under de närmaste 100 åren vid olika inriktningar på skogsbruket (se kapitel 4.3.3) för att beskriva den framtida gröna infrastrukturen.

Landskap med stora sammanhängande ytor av för en eller flera arter lämpligt habitat har ofta en god ekologisk funktion eftersom större ytor kan hysa större populationer av flera arter vilka interagerar med varandra på ett eller annat sätt. Men i landskap där habitaterna är fragmenterade ökar betydelsen av att ett område har nära till andra för arten viktiga områden i landskapet omkring för att upprätthålla den ekologiska funktionen och göra det möjligt för populationer att kunna fortleva i landskapet.

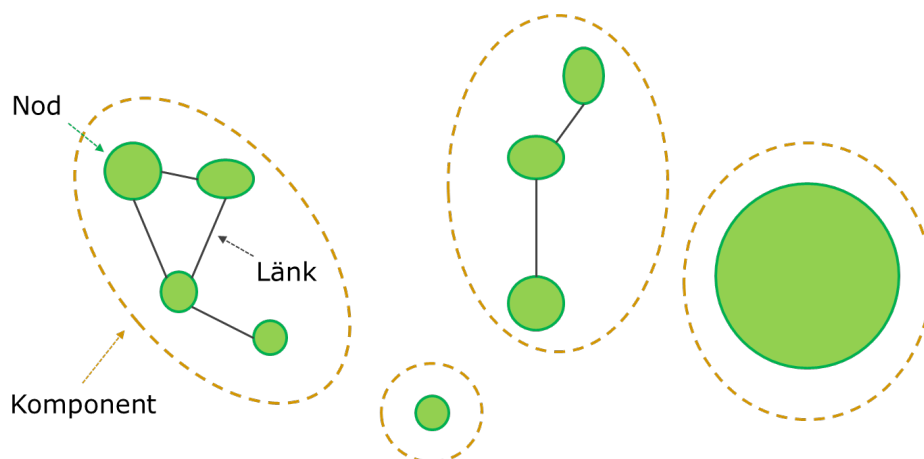
Hur konnektivitet kan beskrivas

Ett landskaps grad av fragmentering kan beskrivas på många olika sätt med allt ifrån enkla till mer komplexa måttvärden. Bland de enklare kan nämnas habitattyternas areal, kantlängd och kanttäthet (kantlängd per ytenhet) och till de mer komplexa hör olika konnektivitetsindex som utgår från arters krav på resurser och kontakt med andra områden.

Konnektivitet avser hur väl ett landskap underlättar rörelse och nyttjande av resurser och kan delas upp i strukturell och funktionell. Analyser av den strukturella konnektiviteten utgår nödvändigtvis inte från någon särskild organisms krav eller rörelser i landskapet utan beskriver mer mönster i landskapet. Den funktionella konnektiviteten utgår från specifika arters rörelser i landskapet och hur de interagerar med landskapets utformning. Till exempel hur långt organismen kan röra sig, sprida sig eller på andra sätt ha utbyte med andra populationer i landskapet. Man kan dela upp den funktionella konnektiviteten i verklig samt potentiell. Den verkliga utgår endast från de områden som organismen verkligen nyttjar och de dess

interaktioner med landskapet medan den potentiella även tar med områden som uppfyller organismens krav men som inte nyttjas för tillfället.

En **nätverksanalys** är ett sätt att studera hur bestånden med habitat förhåller sig till varandra i landskapet. Analysen visar hur mycket av arealen som kan nå inom ett visst avstånd och kan hjälpa till att identifiera om det finns tröskelvärden för avståndet i landskapet. Utgångspunkten i analysen är att ett nätverk består av ett eller flera avgränsade områden – värdekärnor, habitat med mera – vilka ligger inom ett specifikt avstånd som gör det möjligt för en eller flera arter att till exempel kunna röra sig, leta föda, sprida sig, ha genetiskt utbyte med mera. De områden som bygger upp nätverken kallar vi för *noder* och nätverken kallar vi för *komponenter*, se Figur 13. Vilka noder som ligger inom det specifika avståndet från varandra illustreras med linjer som vi kallar för *länkar*. En komponent kan ibland bestå av endast en nod då det inte finns några grannoder inom det tillåtna avståndet.



Figur 13: Schematisk skiss över nätverk och dess beståndsdelar. De noder som är omringade bildar en komponent.

Konnektiviteten kan beräknas dels som ett värde för hela landskapet, dels som ett värde för varje ingående område. Värdet för landskapet kan användas för att göra jämförelser med andra landskap. Värdet för enskilda områden används för jämförelser inom samma landskap och kan ge information om hur mycket ett område är sammanlänkat till andra områden eller om ett område är isolerat. Ett landskaps konnektivitet, eller en komponents bidrag till densamma, kan beskrivas genom att beräkna olika former av konnektivitetsindex (Turner & Gardner 2015).

Genom analyser av de rumsliga sambanden för dagens naturvårdsavsättningar samt resultaten från simuleringarna av olika inriktningar på skogsbruket framåt försöker vi svara på följande frågor om den gröna infrastrukturen i Gåsbergets värdetrakt:

- Hur ser landskapets ekologiska funktion ut idag?
- Hur förändras landskapets ekologiska funktion över tid för olika inriktningar på skogsbruket?
- Hur skiljer sig landskapets ekologiska funktion mellan de olika habitaterna?
- Var finns kärnområden för och brister i landskapets ekologiska funktion?
- Var i landskapet finns för alla habitaterna gemensamma kärnområden?

Material och metoder

För att analysera den gröna infrastrukturen i värdetrakten har vi studerat de rumsliga sambanden för skogar som är avsatta idag samt hur sambanden kan komma att utvecklas under de närmaste 100 åren för skogar som har potential att vara habitat för arter knutna till *äldre tallskog med gott om död ved, skalbaggar på nydöd tallved, äldre skog med låg grad av sentida störning och lövskogar med gott om död ved*. De rumsliga sambanden har analyserats med nätverksanalyser, beräkningar av index för konnektiviteten och täthetsanalyser.

Vi har valt att beskriva konnektiviteten i dagens landskap utifrån data över alla skydd och avsättningar. I några analyser har bara yttergränserna för dessa nyttjats, i andra har vi tagit hänsyn till att dessa innehåller olika naturtyper. För det senare fallet har vi använt naturtyperna enligt Tabell 6. Anledningen till att vi inte har använt resultatdata från simuleringarna i Heureka var att vi saknade data för den döda veden. Vårt antagande är därför att det främst är i avsättningarna som vi idag kan hitta de mängder av död ved som arterna vi skapat habitatmodellerna för kräver. Dessutom var vår utgångspunkt att dagens avsättningar är och kommer att vara ryggraden i värdetraktens gröna infrastruktur.

För att skapa en karta över antalet noder till analyserna så slogs först angränsande bestånd ihop till större sammanhängande områden. Områden som var mindre än 0,5 hektar bedömdes vara för små för att kunna vara lämpliga habitat och de har därför tagits bort ur materialet. I presentationen av resultaten har vi använt arealen produktiv skogsmark.

Tabell 6: Definitioner av naturtyperna och antalet bestånd samt antalet noder efter sammanslagning av angränsande bestånd som använts vid analys av konnektiviteten i dagens landskap.

Naturtyp	Definition	Antal bestånd	Antal noder
Tallskog	>70 % tall	762	300
Barrblandskog	>80 % barrträd och <20 % löv	347	261
Lövrik skog	>20 % lövträd	137	111

Analyserna över hur konnektiviteten förändras över tid är baserad på de simulerade habitatkartorna. I analyserna har vi valt att nyttja habitatens uppdelning i fullgott och halvgott habitat som ett mått på beståndets kvalitet. Detta har gjorts genom att multiplicera beståndens areal av produktiv skogsmark med 1 eller 0,5 för fullgott respektive halvgott habitat, ett mått nedan kallat för *viktad habitatareal*.

I bilaga 2 finns en detaljerad beskrivning av hur vi bearbetat datamängden innan analyserna. För bearbetning av datamängderna och analyser har vi använt ArcGIS Pro (version 2.6, ESRI), Python 3 (Python Core Team) och Conefor (version 2.6, Saura & Torné 2009). Nedan följer en mer ingående beskrivning av de enskilda analyserna och teoribildningen de bygger på.

Nätverksanalys

Fyra typer av nätverksanalys är utförd. Den första bygger på utbredningen av dagens skydd och avsättningar samt schabloner för maximalt spridningsavstånd för olika organismgrupper som presenteras i rapporten *Arters spridning i en grön infrastruktur* (Berglund et al 2018). Avstånden för olika grupp framgår av Tabell 7 och i Tabell 8 har ett försök gjorts att applicera dem på värdetraktens mest naturvårdsintressanta arter. Genom så kallade buffrings-analyser runt skydd och avsättningar, baserade på gränsvärdena i Tabell 7, har kartor skapats över vilka av dessa som bildar komponenter, det vill säga har konnektivitet för organismer med en viss spridningsförmåga. För att fånga extra svårspredda arter har även en buffringsanalys av spridningsavståndet 200 m genomförts, ett värde som inte framgår av Tabell 7. Analysen för spridningsavståndet 4 km har dock inte gjorts då alla skydd och avsättningar bildar en komponent vid detta värde.

Kartorna visar också områden där det råder bristande konnektivitet. Utifrån befintliga beståndsdata har därför även en andra nätverksanalys gjorts av när produktionsbestånden som omger skydd och avsättningar kan förmodas växa in mogen ålder och därmed tjäna som nya länkar i konnektiviteten. Med mogen ålder avses en beståndsålder över 100 år. Analysen är mycket enkel och består av en uppskrivning av medelåldern för dagens bestånd för olika tidsintervall redovisad som kartor.

Tabell 7: Intervall för maximalt spridningsavstånd för olika organism-grupper i skog sammanställt av Berglund m.fl. 2018.

Organismgrupp	Ekologisk grupp	Spridningsavstånd Intervall (km)		Referens
		Min	Max	
Fröväxter	Örter på rikare skogsmark	0,5	0,5	Ehrlén & Eriksson 2000, Brunet m.fl. 2012
Mossor	Trädlevande mossor	0,5	1	Snäll m.fl. 2004b, Löbel m.fl. 2006
Lavar	Trädlevande lavar i lövskog	0,5	1	Öckinger m.fl. 2005, Belinchón m.fl. 2017
Lavar	Trädlevande lavar i barrskog	0,5	1	Dettki m.fl. 2000
Storsvampar	Vedlevande svampar i barrskog	2	4	Edman m.fl. 2004, Norros m.fl. 2012
Insekter	Vedlevande skalbaggar på gran	0,5	0,5	Laaksonen m.fl. 2008, Karlsson m. fl. 2013
Insekter	Vedlevande skalbaggar på asp	2	4	Ranius m.fl. 2011b
Insekter	Skalbaggar i vedsvamp	2	4	Jonsell & Nordlander 2002, Jonsson m.fl. 2003, Johansson & Nordlander 2006

Tabell 8: Spridningsavstånden i tabell 7 applicerade på värdetraktens mest naturvårdsintressanta arter. Frågetecken anger större osäkerhet då organismgruppen inte finns medräknade bland studierna i tabell 7. Tabellen är sorterad på rödliste-kategori och därefter på svenskt namn.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Grupp	Rödlistekategori	Biotop	Intervall max spridningavstånd			
					500 m	1000 m	2000 m	4000 m
Kritporing	<i>Antrodia crassa/cretacea</i>	Svampar	1. Akut hotad (CR)	Barrskog			x	x
Kolticka	<i>Gloeophyllum carbonarium</i>	Svampar	2. Starkt hotad (EN)	Tallskog			x	x
Laxrosa ticka	<i>Aurantiporus priscus</i>	Svampar	2. Starkt hotad (EN)	Barrskog				x
Mosippa	<i>Pulsatilla vernalis</i>	Kärlväxter	2. Starkt hotad (EN)	Tallskog	x			
Reliktslända	<i>Inocellia crassicornis</i>	Insekter	2. Starkt hotad (EN)	Barrskog			?	?
Timmerskapania	<i>Scapania apiculata</i>	Mossor	2. Starkt hotad (EN)	Barrskog vid vatten	x	x		
Urskogsporing	<i>Antrodia infirma</i>	Svampar	2. Starkt hotad (EN)	Tallskog			x	x
Avlång barksvarthage	<i>Corticeus longulus</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)	Tallskog			x	x
Dofticka	<i>Haploporus odoratus</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	Lövblandad skog			x	x
Fläckporing	<i>Anthoporia albobrunnea</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	Tallskog			x	x
Gräddporing	<i>Sidera lenis</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	Tallskog			x	x
Gräddticka	<i>Perenniporia subacida</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	Granskog			x	x
Knärot	<i>Goodyera repens</i>	Kärlväxter	3. Sårbar (VU)	Barrskog	x			
Lappticka	<i>Amylocystis lapponica</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	Granskog			x	x
Liten hornflikmossa	<i>Lophozia ascendens</i>	Mossor	3. Sårbar (VU)	Granskog	x	x		
Läderlapps-lav	<i>Collema nigrescens</i>	Lavar	3. Sårbar (VU)	Lövblandad skog	x	x		
Raggbock	<i>Tragosoma depsarium</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)	Tallskog			x	x
Ringlav	<i>Evernia divaricata</i>	Lavar	3. Sårbar (VU)	Barrskog vid vatten	x	x		
Rotfingersvamp	<i>Ramaria boreimaxima</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	Tallskog			?	?
Rynkskinn	<i>Phlebia centrifuga</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	Granskog			x	x
Slemsvampmögelbagge	<i>Enicmus apicalis</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)	Lövblandad skog			x	x
Smalfootad taggsvamp	<i>Hydnellum gracilipes</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	Tallskog			?	?
Spadskinn	<i>Stereopsis vitellina</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	Tallskog			?	?
Svart plattbagge	<i>Laemophloeus muticus</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)	Lövblandad skog			x	x
Tajgtaggsvamp	<i>Phellodon secretus</i>	Svampar	3. Sårbar (VU)	Tallskog			?	?
Tallbarksvarthage	<i>Corticeus fraxini</i>	Insekter	3. Sårbar (VU)	Tallskog			x	x
Vedsäckmossa	<i>Calypogeia suecica</i>	Mossor	3. Sårbar (VU)	Granskog	x	x		
Blågrå svartspik	<i>Chaenothecopsis fennica</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	Tallskog	x	x		
Dvärgbägarlav	<i>Cladonia parasitica</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	Tallskog	x	x		
Garnlav	<i>Alectoria sarmetosa</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	Granskog	x	x		
Kolflarnlav	<i>Carbonicola anthracophila</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	Tallskog	x	x		
Kortskafad ärgspik	<i>Microcalicium ahlneri</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	Tallskog	x	x		
Lunglav	<i>Lobaria pulmonaria</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	Lövblandad skog	x	x		
Mörk kolflarnlav	<i>Carbonicola myrmecina</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	Tallskog	x	x		
Nordtagg	<i>Odontium romellii</i>	Svampar	4. Nära hotad (NT)	Tallskog			x	x
Rökdansfluga	<i>Hormopeza oblitterata</i>	Insekter	4. Nära hotad (NT)	Barrskog			?	?
Skrovellav	<i>Lobaria scrobiculata</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	Lövblandad skog	x	x		
Skrovlig flatbagge	<i>Calitys scabra</i>	Insekter	4. Nära hotad (NT)	Barrskog	x			
Skrovlig taggsvamp	<i>Sarcodon scabrosus</i>	Svampar	4. Nära hotad (NT)	Tallskog			?	?
Slät tallkappuschongbagge	<i>Stephanopachys linearis</i>	Insekter	4. Nära hotad (NT)	Barrskog			x	x
Tallstumpbagge	<i>Platysoma lineare</i>	Insekter	4. Nära hotad (NT)	Barrskog			x	x
Tallticka	<i>Phellinus pini</i>	Svampar	4. Nära hotad (NT)	Tallskog			x	x
Vaddporing	<i>Anomoporia kamtschatica</i>	Svampar	4. Nära hotad (NT)	Tallskog			x	x
Varglav	<i>Letharia vulpina</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	Tallskog	x	x		
Vedflamlav	<i>Ramboldia elabens</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	Tallskog	x	x		
Vedskivlav	<i>Hertelidea botryosa</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	Tallskog	x	x		
Vedtrappmossa	<i>Anastrophyllum hellerianum</i>	Mossor	4. Nära hotad (NT)	Barrskog	x	x		
Violettrå tagellav	<i>Bryoria nadvornikiana</i>	Lavar	4. Nära hotad (NT)	Granskog	x	x		

I nätverksanalys tre har det skapats nätverk för olika avstånd mellan befintliga avsättningar i intervallet 100 till 5000 meter med steget 100 meter. Detta för att kunna identifiera eventuella tröskelvärden för avståndet i landskapet.

Den fjärde nätverksanalysen baseras på habitatens simulerade utveckling över tid. I denna har det undersökts hur antalet komponenter, arealen för största komponenten samt totalarealen för stora komponenter (>100 hektar) förändras över tid i de olika scenariona och med olika gränsvärden för avståndet noderna emellan. För habitatmodellerna har vi skapat komponenter för avstånden 500, 1000 och 2000 meter.

Vad gäller konnektivitetsindex så är dessa beräknade med programvaran Conefor (version 2.6, Saura & Torné 2009) och vi har valt att nyttja de som rekommenderas av författarna (Pascual-Hortal & Saura 2006, Saura & Pascual-Hortal 2007), EC (*Equivalent Connectivity*) baserat på ICC (*Integral index of connectivity*) respektive PC (*Probability of connectivity*).

IIC är ett binärt index vilket innebär att noder endast är direkt sammanlänkade om de ligger inom ett specificerat avstånd från varandra. Endast noder som ligger inom samma komponent är därmed sammanlänkade. Indexet mäts som summan av de parvisa produkterna för nodernas kvalitet viktade genom division med det minsta antalet länkar dem emellan. Det vill säga att två noder med hög kvalitet som ligger inom det längsta tillåtna avståndet bidrar mycket till konnektiviteten medan två noder med låg kvalitet som ligger långt från varandra och där det behövs många steg via andra noder i komponenten bidrar väldigt lite till konnektiviteten.

PC är ett probabilistiskt index vilket innebär att det i stället för ett bestämt avstånd använder sig av sannolikheten för att det finns kontakt mellan två noder. Därmed kan det finnas kontakt mellan alla noder i hela det studerade landskapet. Indexet mäts som summan av produkterna för nodernas kvalitet viktade genom multiplikation med sannolikheten för kontakt dem emellan. Det vill säga att två noder med hög kvalitet som har hög sannolikhet för kontakt bidrar mycket till konnektiviteten medan två noder med låg kvalitet som har låg sannolikhet för kontakt bidrar väldigt lite till konnektiviteten.

Normalt sett ingår det i beräkningen av IIC och PC en division med kvadraten för det analyserade landskapets totala areal. Genom att inte göra denna beräkning och i stället beräkna kvadratroten av summan i steget innan så blir det resultatet ett värde som är lättare att relatera till värdena för de ingående nodernas kvalitet. Om areal används som mått på nodernas kvalitet så innebär det att resultatet motsvarar arealen för en nod med full konnektivitet. Det vill säga storleken på ett ensamt sammanhängande område i ett landskap med samma konnektivitet som ett landskap med

många noder utspridda. Detta kallas *Equivalent Connectivity* (förkortat EC) och kan beräknas för både IIC och PC (Saura m.fl. 2011)

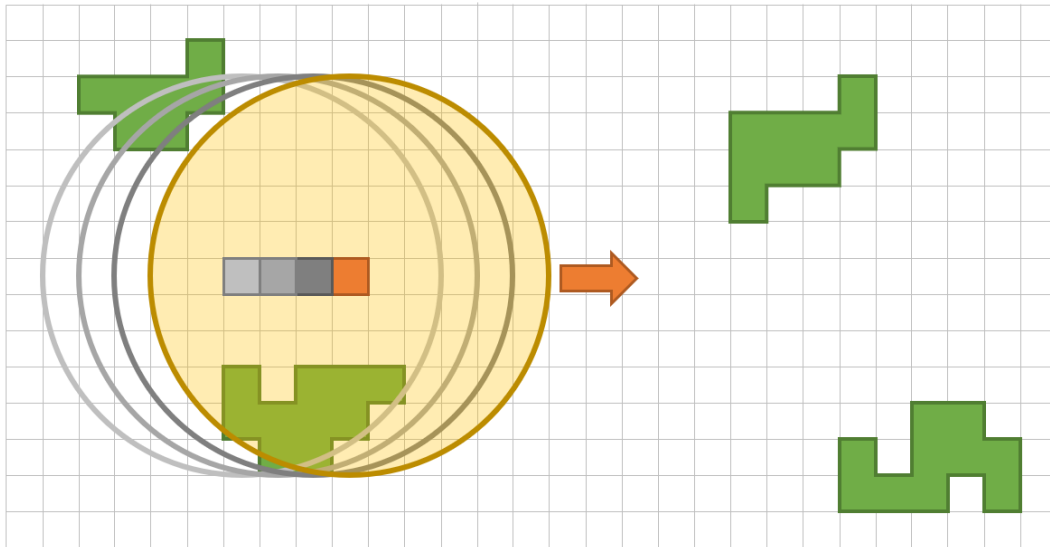
När vi beräknade EC(PC) så använde vi oss av en negativ exponentialfunktion för att ta fram sannolikheten för kontakt mellan noderna. Med funktionen avtar sannolikheten snabbt till en början för att sedan gå mot noll när avståndet går mot oändligheten. Därmed kommer det alltid att finnas en viss sannolikhet för kontakt mellan noderna, även om vikten blir väldigt liten vid långa avstånd. Vi valde att sätta sannolikheten för kontakt till 0,5 respektive 0,05 vid de analyserade avstånden. Det innebär att för till exempel analysen av avståndet 1000 meter var sannolikheten för kontakt mellan två noder med avståndet 1000 meter emellan 0,5 respektive 0,05. Det senare värdet speglar mer en situation där det satta avståndet motsvarar ett maximalt avstånd men med en liten sannolikhet för till exempel spridning bortom det. Eftersom beräkningarna av EC(PC) är väldigt resurskrävande och tar lång tid med många noder så valde vi bort länkar som hade en sannolikhet för kontakt mindre än 0,00001.

I resultatpresentationen ligger fokus på EC(IIC) eftersom den är enklast att ta till sig och resultaten inte skiljer sig så mycket åt när avståndet som är satt representerar organismens maximala avstånd.

Täthetsanalys

Eftersom en stor andel av bestånden är relativt små är det svårt att få en bra uppfattning om hur de förhåller sig till varandra i landskapet. På en karta över ett större landskapsavsnitt blir de ofta bara en svärm av små prickar spridda över landskapet. Ett sätt att göra det enklare att se beståndens sammanhang är att skapa så kallade täthetsraster. Ett täthetsraster är en karta som för varje punkt i landskapet visar hur stor andel av omgivningen som är habitat. Med hjälp av kartorna går det därför att få en uppfattning om hur förutsättningarna är för arter med olika krav på hur mycket av habitatet som ska finnas i landskapet.

Tillvägagångssättet för att skapa ett täthetsraster går att beskriva med ett så kallat *Moving window*, se Figur 14. Det innebär i detta fall att ett sökfönster i form av en cirkel med bestämd radie vandrar stegvist över landskapet. För varje steg beräknas andelen av cirkelns yta som täcks av habitatet och värdet sparas för cellen i centrum av cirkeln.



Figur 14: Principskiss för beräkning av täthetsraster. Cirkeln rör sig över landskapet och beräknar för cellen i centrum (orange) andelen habitat inom cirkelytan. Gröna ytor symboliserar habitat. Cirkeln rör sig sedan vidare i pilens riktning. De grå cellerna är beräknade.

Vi beräknade täthetsraster för cirkelradierna 500, 1000 och 2000 meter, vilket motsvarar cirklar med arealen 78, 314 respektive 1257 hektar, dels för avsättningsarealerna produktiv skogsmark idag, dels för den viktade habitatarealen i simuleringen av framtiden. För simuleringarna av framtiden beräknade vi täthetsraster för respektive habitat, scenario, period samt med eller utan isolerade hänsynsytor.

Vi konverterade vektordata för bestånden till ett raster med cellstorleken 10 meter. Därefter beräknade vi tätheten som ett medelvärde inom en cirkel med angiven radie. Resultatet konverterades sedan till ett täthetsraster med cellstorleken 50 meter. Täthetsanalys har primärt nyttjats för att beskriva resultaten av nätverksanalys 3.

Resultat

Dagens gröna infrastruktur

Nätverksanalys 1

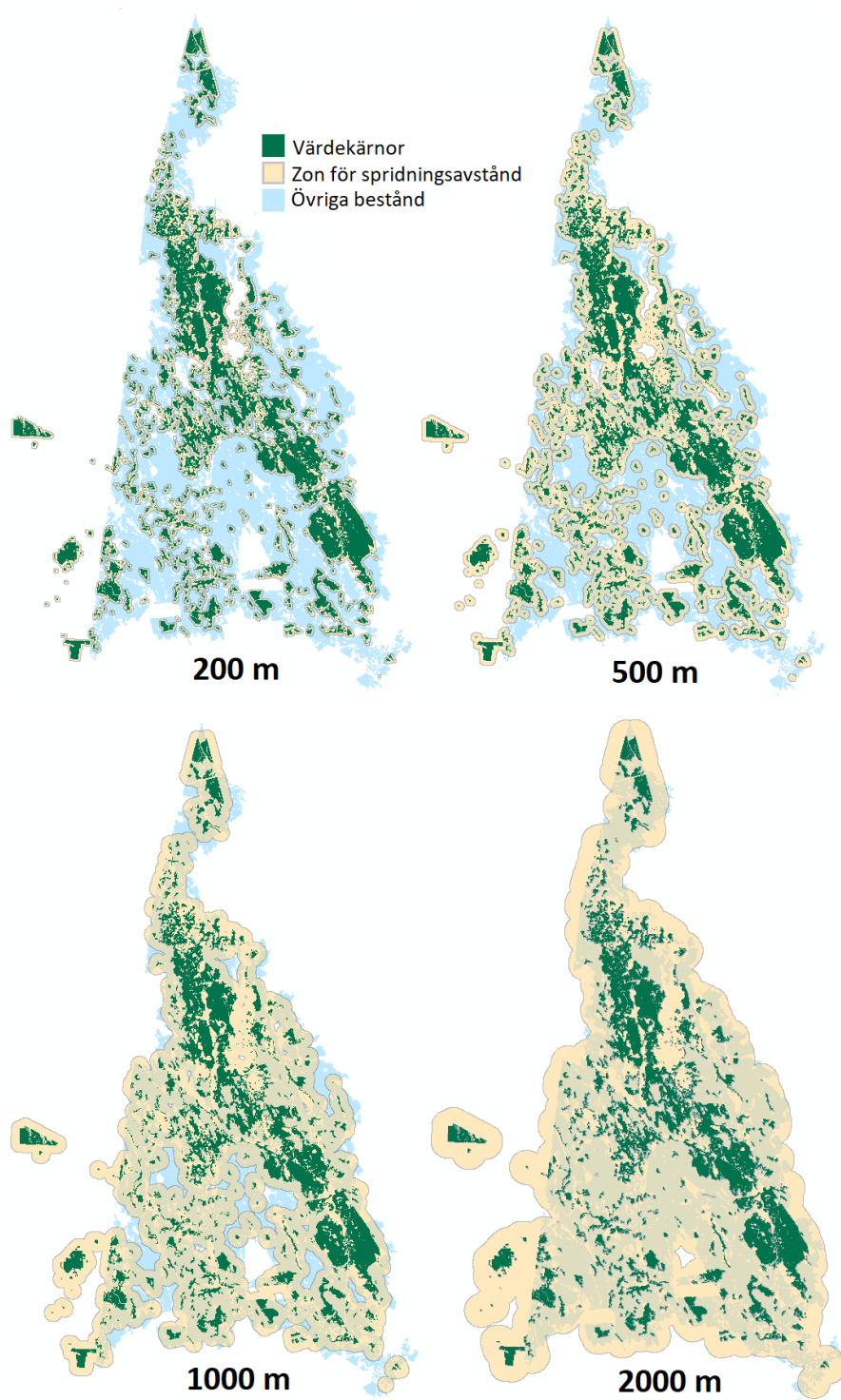
Vid denna analys har områdets avsättningar och skydd fogats ihop till komponenter med hjälp av s.k. buffring för olika spridningsavstånd. Utfallet framgår av Tabell 9 samt Figur 15. De 1434 bestånd som tjänade som indata till analysen hade fogats ihop till 118 komponenter vid ett spridningsavstånd på 200 m. Vid 500 m hade de minskat till 34 och vid spridningsavstånden 1000 och 2000 m återstod bara 4 respektive 2 komponenter. Av tabellen framgår också att redan vid spridningsavståndet 200 m ingår 68% av värdeetraktens värdekärnor i den största komponenten och att vid spridningsavståndet 1 km ingår hela 98% i densamma.

	Spridningsavstånd (m)			
	200	500	1000	2000
Antalet komponenter	118	34	4	2
Areal (hektar) värdekärna i den största komponenten	5489	6993	7985	7995
Största komponentens andel (%) av värdeetraktens värdekärnor.	68	86	98	98

Tabell 9: Utfall av nätverksanalys 1 uttryckt som antalet komponenter, samt storleken på den största komponenten vid olika spridningsavstånd.

Nätverksanalys 3

Inom analysområdet omfattade avsättningar för naturvården (målklasser NO och NS samt naturreservat) på produktiv skogsmark 5447 hektar tallskog, 1784 hektar gran- och barrskog samt 702 hektar skog med lövinslag fördelat på 300, 261 respektive 111 områden med sammanhängande skog. För alla skogstyperna är andelen för antalet små områden stor. För tallskogen är antalet områden mindre än eller lika med 25 hektar 268 och de står för 27 procent av den avsatta arealen, se Diagram 18. I den andra änden av storleksfördelningen står tio områden större än 100 hektar för 54 procent av den avsatta arealen. Åtta av dessa områden ligger i stråket av avsättningar som utgår från ekoparken och naturreservaten Nifelhem och Trollmosseskogen. För gran- och barrblandskogen finns det endast ett sammanhängande område större än 100 hektar vilket omfattar 438 hektar väster om Gåsbergets naturreservat. 67 procent av den avsatta arealen gran- och barrblandskog är mindre än eller lika med 25 hektar. För skogen med lövinslag finns det inga områden större än 100 hektar, däremot omfattar ett område inom Gåsbergets naturreservat 98 hektar skog med lövinslag.



Figur 15: Kartor som beskriver landskapets konnektivitet i Gåsbergets värdeområde för arter med olika spridningsavstånd, se tabell 7 och tabell 8.

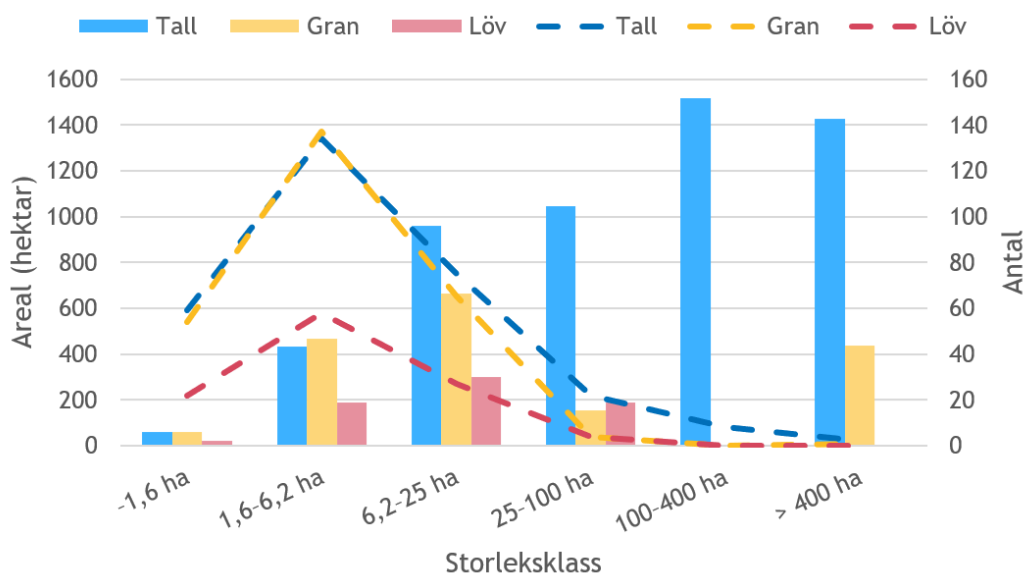
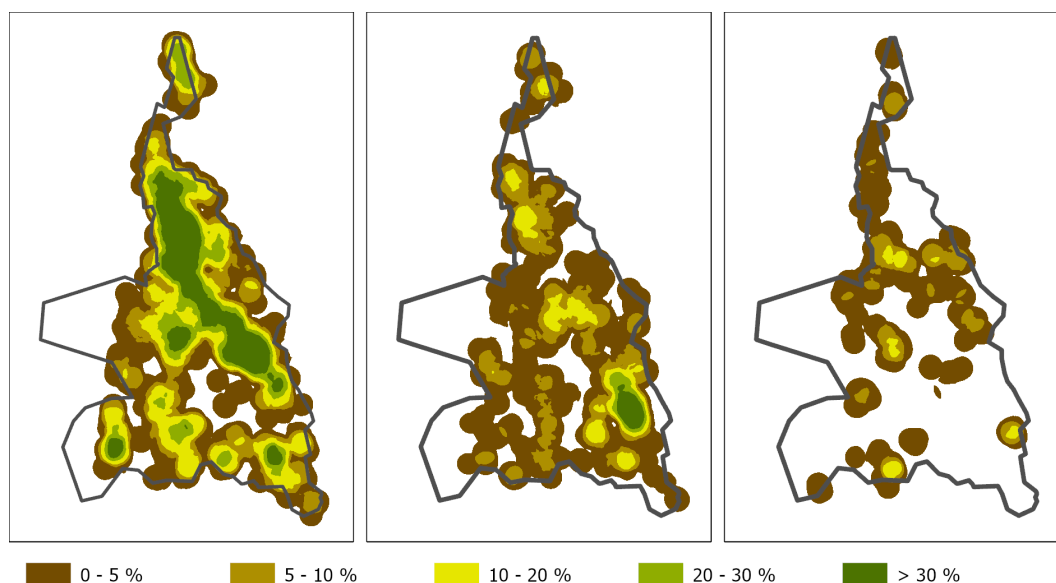


Diagram 18: Arealen (staplar) för och antalet (linjer) sammanhängande enheter av reservat och frivilliga avsättningar fördelat på skogstyper och storleksklasser. Observera att arealen anges på y-axeln till vänster och antalet anges på y-axeln till höger.



Figur 16: Täthetskartor för avsättningar av tallskog (till vänster), gran- och barrblandskog (i mitten) och skogar med lövinslag (till höger) i Gåsbergets värde trakt. Beräknade med radien 1000 meter (motsvarar en cirkel med arean 314 hektar). Grön är hög täthet och brun är låg tähet.

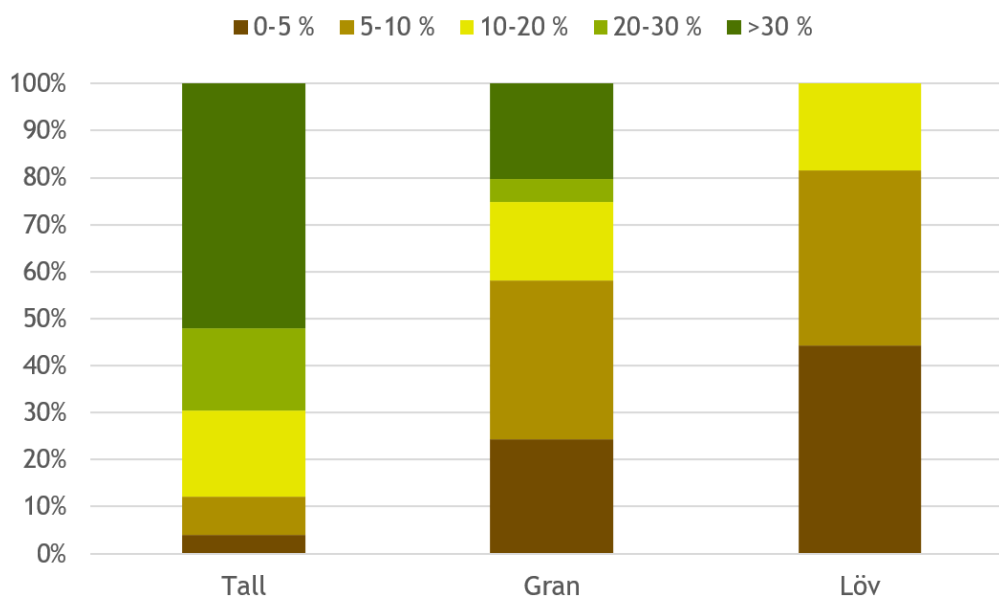


Diagram 19: Fördelningen av arealen avsatt skog över täthetsklasser. Tätheten är baserad på andelen avsatt skog inom en cirkel med radien 1000 meter.

73 procent av den avsatta skogen med lövinslag är mindre än eller lika med 25 hektar.

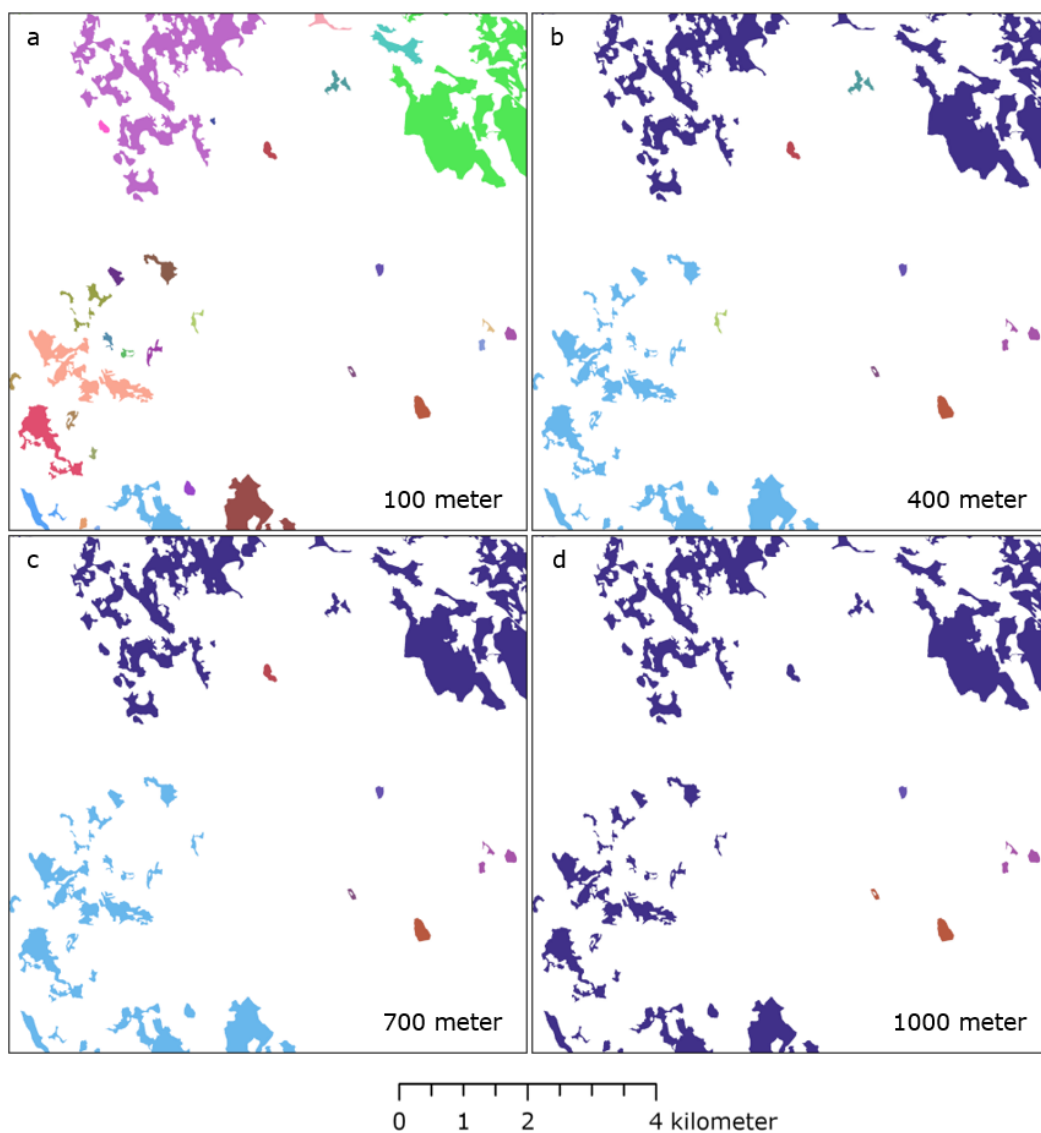
Tätheten av avsatta arealer för tallskogen samt gran- och barrblandskogen är som störst i stråket som går över ekoparken och ner mot Trollmosseskogen, se Figur 16. För tallskogen finns det även flera mindre delar av värdetrakten – som utgår från naturreservaten – där tätheten är hög. Totalt ligger 52 procent av den avsatta arealen tallskog i landskap – inom radien 1000 meter – där över 30 procent är avsatt, se Diagram 19. För granskogen är motsvarande andel 20 procent.

Antal komponenter minskar snabbt till en början när det maximalt tillåta avståndet för att bygga nätverk mellan områdena ökar, se Diagram 20.

I Figur 17 illustreras utvecklingen i ett utsnitt av värdetrakten när många små komponenter slås samman till ett fåtal stora allteftersom det maximala avståndet ökar.

Vid 300 meters maximalt avstånd mellan områdena är antalet komponenter i hela värdetrakten nere i 76 varav 7 är större än 100 hektar och vilka totalt omfattar 86 procent (4688 hektar) av den avsatta arealen tallskog, se Diagram 22. En av dessa komponenter, den största, omfattar 68 procent (3702 hektar, se Diagram 21. Vid 1000 meter omfattar den största komponenten 91 procent (4959 hektar) av den avsatta tallskogen och 99 procent (5420 hektar) av arealen ligger inom komponenter större än 100 hektar. Den största komponenten innehåller all avsatt tallskog vid ett avstånd på 2300 meter. Konnektiviteten ökar till en början snabbt med gränsvärdet för avståndet. För det binära indexet EC(IIC) är det främst den

största komponenten som står för den största delen av konnektiviteten med sin stora areal. Kurvan förändras allteftersom komponenter smälter ihop med intilliggande. Ju större en momentan förändring i areal är, desto större eller fler komponenter har slagits ihop. Vid 500 meter motsvarar konnektiviteten i landskapet värdet för en sammanhängande yta om 2225 hektar, se Diagram 23. Motsvarande siffror för avstånden 1000 och 2000 meter är 2585 respektive 2885 hektar.



Figur 17: Exempel på komponenters omfattning vid olika maximala avstånd som tillåts för att det ska finnas kontakt mellan bestånden. Bilderna visar Tallskogar med gott om död ved och beståndens infärgning illustrerar vilken komponent de ingår i. Bilderna visar komponenter som bildas vid de maximala avstånden: a, 100 meter; b, 400 meter; c, 700 meter; d, 1000 meter. Kartorna är i skala 1:100 000.

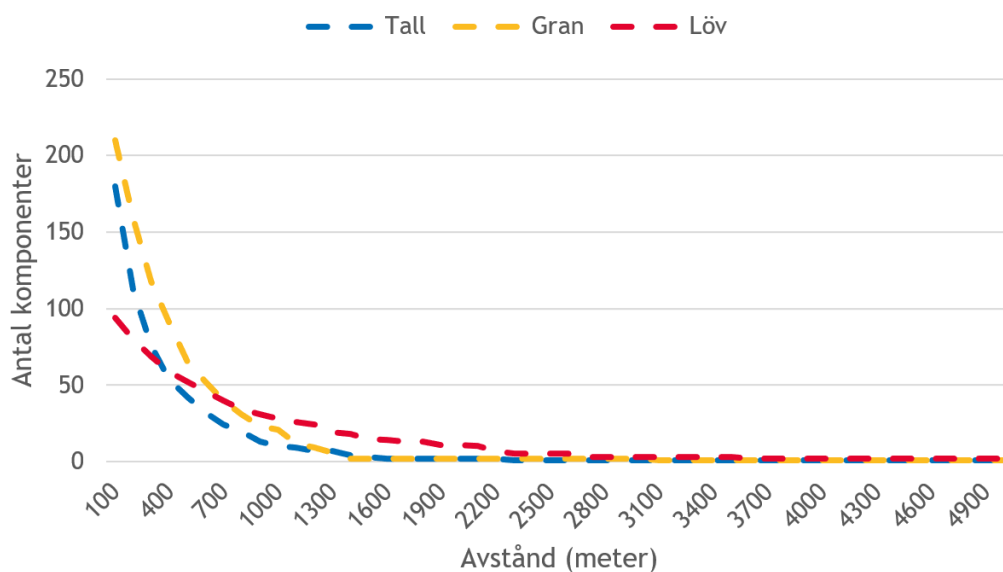


Diagram 20: Antalet komponenter vid olika gränsvärden för avståndet mellan sammanhängande enheter för tallskog, gran- och barrblandskog samt skog med lövinslag idag.

Den avsatta gran- och barrblandskogen har en lägre total areal i det analyserade landskapet jämfört med tallskogen. Områdena är därför mer utspridda i landskapet med längre avstånd dem emellan som följd. För att knappt hälften av arealen ska ingå i komponenter större än 100 hektar behövs det ett maximalt avstånd på 400 meter, se Diagram 22. Vid 900 meter omfattar den största komponenten 85 % (1534 hektar) av den avsatta gran- och barrblandskogen, se Diagram 21. Vid 3100 meter ingår all avsatt gran- och barrblandskog i den största komponenten. Att det krävs ett så stort maximalt avstånd beror på att det finns ett glapp i avsättningar vid Håvaberget i norra änden av det analyserade området.

Konnektiviteten mätt som EC(IIC) ökar snabbast fram till gränsvärdet 1500 meter för den avsatta gran- och barrblandskogen, se Diagram 23. Därefter avtar takten i ökningen. Vid 1500 meter motsvarar värdet en sammanhängande yta om 820 hektar.

De avsatta områdena med lövinslag är spridda över landskapet med relativt långa avstånd dem emellan. Det är först vid ett maximalt avstånd på 800 meter som det bildas en komponent större än 100 hektar, se Diagram 22. Den komponenten byggs sedan på alltmer med fler områden ju större avstånd som tillåts i nätverket. Det krävs ett maximalt tillåtet avstånd i nätverket på 1500 meter för att den största komponenten ska omfatta mer än hälften (368 hektar) av den avsatta skogen med lövinslag, se Diagram 21. För att all skog med lövinslag ska ingå i en och samma komponent krävs det ett maximalt avstånd på drygt 6000 meter. Det är området vid Gåsbergets naturreservat som ligger isolerat i det analyserade området.

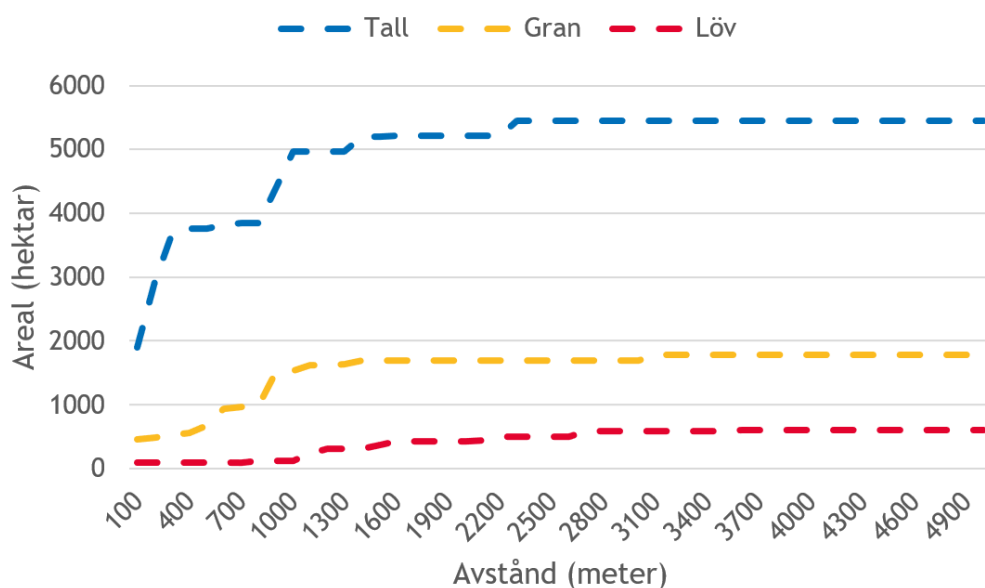


Diagram 21: Storleken för största komponenten vid olika gränsvärden för avståndet mellan sammanhängande enheter för tallskog, gran- och barrblandskog samt skog med lövinslag idag.

För den avsatta skogen med lövinslag ökar EC(IIC) inte så mycket med gränsvärdet för avståndet till en början, se Diagram 23. Vid 1000 meter motsvarar konnektiviteten för i landskapet ett område som omfattar 166 hektar. Därefter sker några relativt kraftiga ökningar vid 1200 och 1600 meter till följd av att flera komponenter slås samman. Sedan fortsätter konnektiviteten att öka.

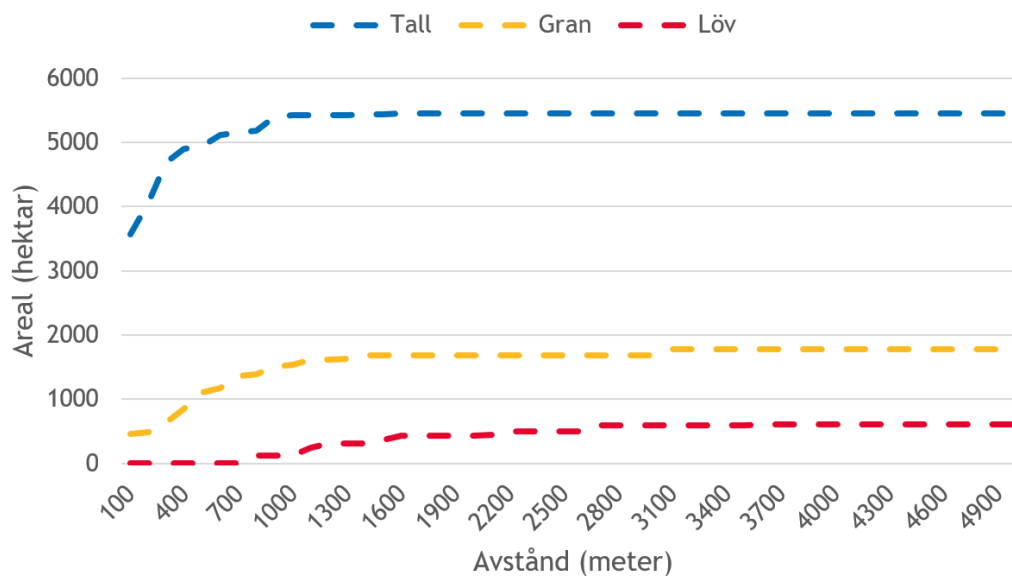


Diagram 22: Sammanlagda arealen för komponenter större än 100 hektar vid olika gränsvärden för avståndet mellan sammanhängande enheter för tallskog, gran- och barrblandskog samt skog med lövinslag idag.

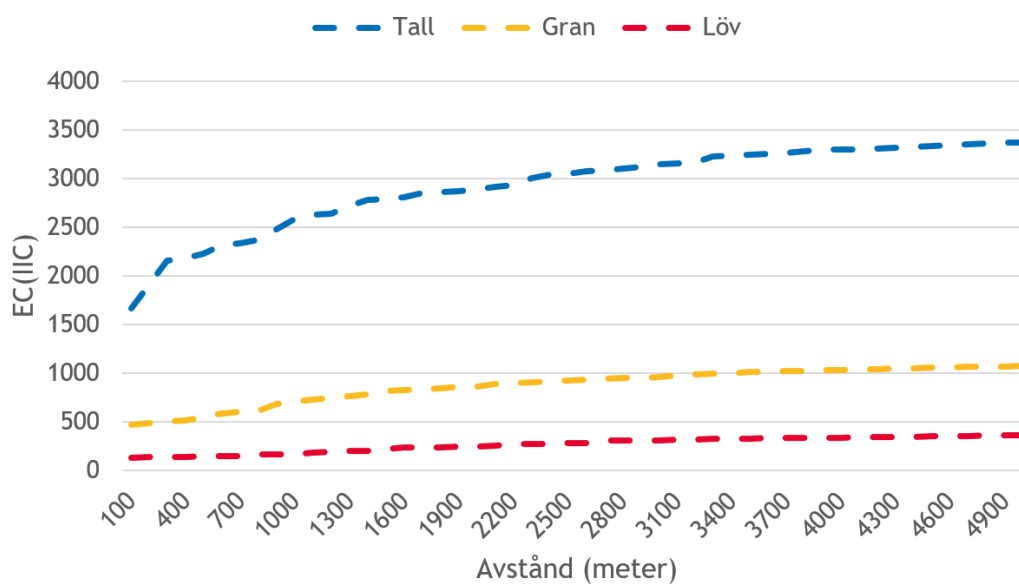


Diagram 23: Konnektiviteten mätt som EC(IIC) vid olika gränsvärden för avståndet mellan sammanhängande enheter för tallskog, gran- och barrblandskog samt skog med lövinslag idag.

Framtidens gröna infrastruktur

Nätverksanalys 2

Analysen är ett komplement till nätverksanalys 1 där medelåldern för omgivande produktionsbestånd till skydd och avsättningar skrivits upp för att utröna när dessa växer in mogen ålder (100 år) och därmed kan tjäna som nya länkar i konnektiviteten. Utfallet av analysen framgår av Tabell 10 och Figur 18. Som framgår av figuren finner vi brister i konnektiviteten för värdetraktens mest svårspredda arter främst i dess nordligaste del, sydligt centrala del samt dess sydöstligaste del, markerade med siffrorna 1-3 i figuren. Som framgår av övriga kartor i figuren så ligger möjligheten att kompensera för dessa brister olika långt fram i tiden. I område 1 finns redan idag äldre bestånd som rätt förvaltrade kan bidra till att överbrygga mellan område A och B. Bristerna mellan område B och C verkar möjliga att åtgärda mer än 25 år framåt i tiden och för område 3 dröjer det över 50 år innan gapet kan överbryggas.

Beståndsålder => 100 år inom	Antal bestånd	Areal (hektar)
25 år	420	2417
25-50 år	150	1148
50-75 år	327	5160

Tabell 10: Antalet bestånd som uppnår mogen ålder (100 år) inom ett visst antal år.

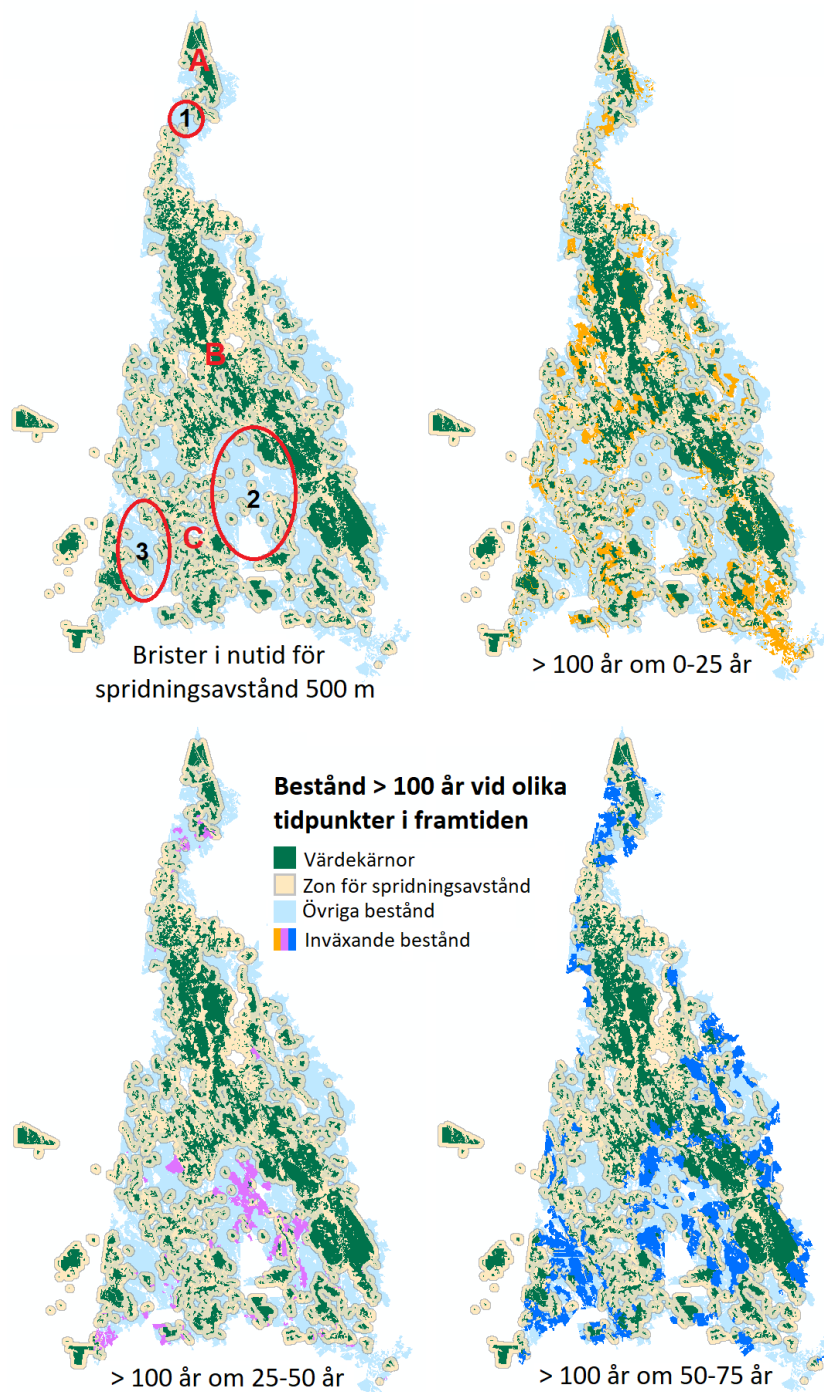
Nätverksanalys 4

I resultatpresentationen ligger fokus på analyser genomförda med avståndet 500 meter för alla habitatmodeller förutom *Äldre lövskog med gott om död ved* där fokus ligger på 1000 meter. Generellt är konnektiviteten hög vid 1000 meter och skillnader är tydligare vid 500 m.

Scenariona benämns som S1, S2, S3 och S4 i texten nedan. Med den potentiella habitatarealen avses den summerade arealen produktiv skogsmark för bestånd som uppfyller kraven i respektive habitatmodell. Den viktade habitatarealen är summan av arealen produktiv skogsmark efter att habitatkvaliteten används som vikt, det vill säga fullgott habitat har vikten 1 och halvgott habitat har vikten 0,5.

Äldre tallskog med gott om död ved

Den viktade habitatarealen stiger under den första halvan av simuleringen i alla scenarion förutom S2 (Diagram 24 a–b). I S2 sker en minskning efter period 2 från knappt 2100 till 700 hektar när den äldre skogen avverkas. Därefter ökar den viktade habitatarealen under resten av simuleringen. För S1, S3 och S4 avtar ökningen vid period 8 till följd av att halvgott habitat i stor utsträckning övergått till fullgott habitat. I mitten av simuleringen är det mesta av arealen fullgott habitat men under andra halvan ökar arealen halvgott habitat.



Figur 18: Kartor som beskriver brister i landskapets konnektivitet för arter med det maximalt spridningsavståndet 500 m samt hur dessa kan åtgärdas med inväxande bestånd under olika perioder i framtiden. Områden med dålig konnektivitet i dagens landskap är inringade och numrerade i kartan längst uppe till vänster.

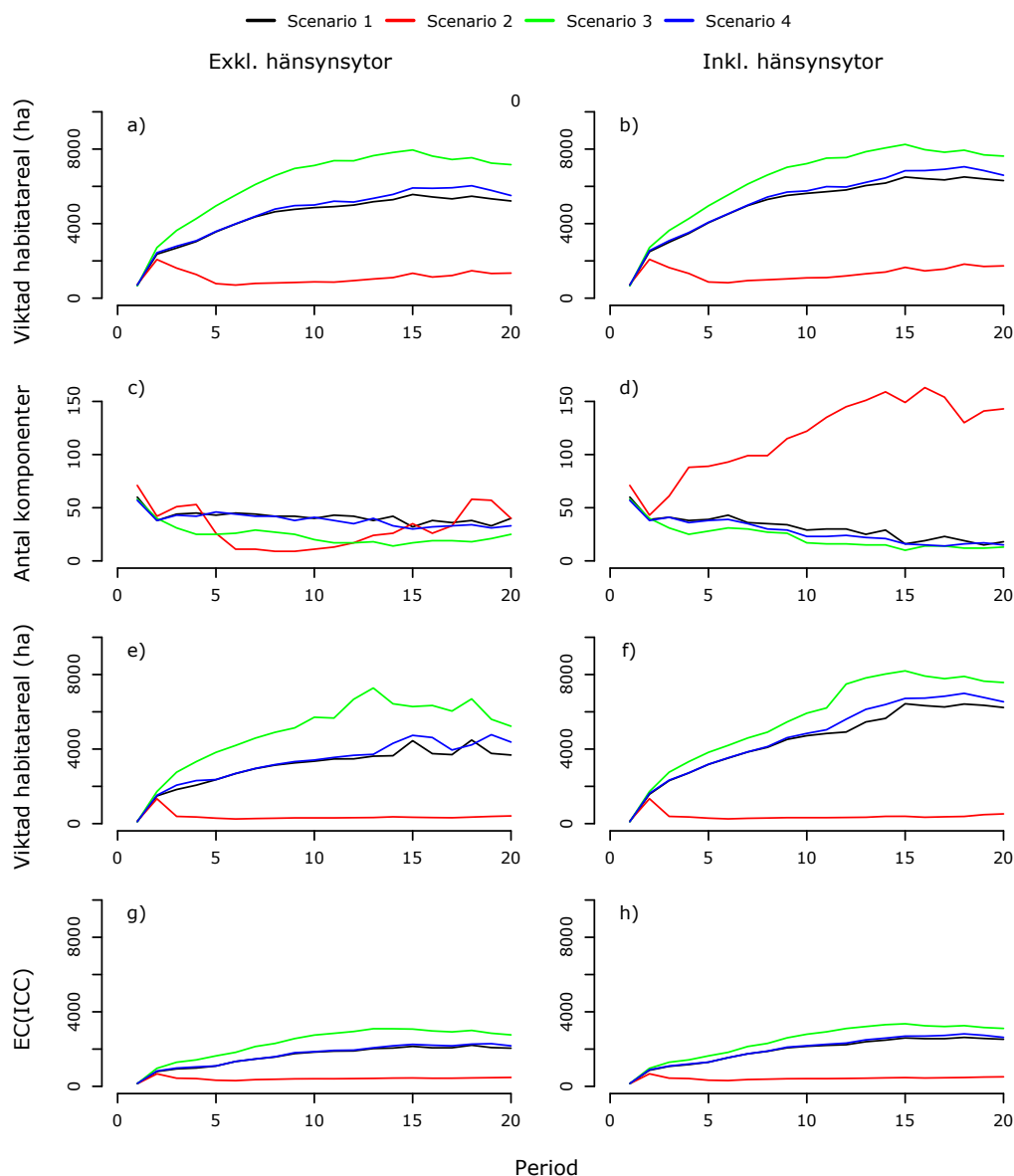


Diagram 24: Viktad habitatareal (a, b), antal komponenter (c, d), viktad habitatareal för största komponenten (e, f) och konnektivitet enligt indexet EC(ICC) (g, h) för habitatet Äldre tallskog med gott om död ved över tid. Diagrammen till vänster (a, c, e, g) exklusive isolerade hänsynsytor och till höger (b, d, f, h) inklusive isolerade hänsynsytor. Beräkningar för komponenter och konnektivitet är baserade på avståndet 500 meter.

S3 når nästan 8000 hektar medan S1 och S4 ligger lägre med 5500 respektive 6000 hektar viktad habitatareal. När isolerade hänsynsytor inkluderas så är skillnaden mellan S3 och S1 och S4 mindre och de senare når omkring 6500 respektive 7000 hektar. Även S2 når en större areal, 1800 hektar. Antalet komponenter minskar med tiden för S1, S3 och S4 med störst minskning när isolerade hänsynsytor inkluderas (Diagram 24 c–d). Detta till

följd av att mellanliggande bestånd med tiden växer in i habitatklasserna och på så sätt binder samman flera komponenter till större och färre. I S2 sker en drastisk minskning av antalet komponenter under de första fem perioderna. Därefter ökar antalet komponenter i S2 med tiden allteftersom lämnad hänsyn övergår till habitat. När de isolerade hänsynsytorerna inkluderas sker däremot en drastisk ökning i antalet komponenter i stort sett från start.

Under första halvan av simuleringen stiger antalet komponenter över 100 hektar habitatareal från fyra till som mest sex för S1 och S4. Därefter minskar antalet komponenter över 100 hektar och varierar mellan tre och fyra. S3 har en liknande utveckling men ligger lägre i antalet komponenter under 100 ha och minskningen kommer ett par perioder tidigare. När de isolerade hänsynsytorerna inkluderas har S1, S3 och S4 ungefär samma utveckling som för S3 när de är exkluderade. För S2 ligger antalet komponenter större än 100 hektar huvudsakligen från två till tre med en topp på fyra i inledningen av simuleringen oavsett om de isolerade hänsynsytorerna är inkluderade eller exkluderade. För S1, S3 och S4 återfinns de stora komponenterna i norra spetsen av värdetrakten, Ejhedens ekopark ner mot naturreservatet Trollmosseskogen, naturreservat Hållåheden i sydvästra hörnet av värdetrakten, naturreservatet Djursjöberget i södra delen av värdetrakten, samt ett kluster av värdekärnor på Stora Ensos mark i sydöstra hörnet av värdetrakten. De stora komponenterna omfattar tidigt i simuleringen nästan all habitatareal. Den största komponenten är den som utgår från ekoparken och den ensam står för nästan all habitatareal under den andra halvan av simuleringen i S1, S3 och S4 (Diagram 24 e–f). I S2 är det främst naturreservaten Niefelhem och Trollmosseskogen som är utgångspunkter för de stora komponenterna, vilka omfattar ungefär 300 hektar vardera. När de isolerade hänsynsytorerna är inkluderade bildas det större komponenter allteftersom hänsynsytorerna övergår i habitat och den största komponenten omfattar mot slutet av simuleringen runt 500 hektar.

För S1, S3 och S4 ökar konnektiviteten med tiden fram till ungefär period 12 (Diagram 24 g–h). Därefter planar ökning av något och konnektiviteten varierar något mellan perioderna. S3 har den högsta konnektiviteten och S2 har den lägsta. Däremellan ligger S1 och S4 som har ungefär samma konnektivitet där den senare ligger något högre under den andra halvan av simuleringen. I S2 ökar konnektiviteten till en början men går sedan ner på en låg nivå även om den efter period 6 ökar något över tid. De isolerade hänsynsytorerna har störst effekt på konnektiviteten i S1 och S4 och en liten effekt i S3. I S2 bidrar de inte så mycket till konnektiviteten.

För avståndet 1000 meter är mönstren i stort desamma. För S1, S3 och S4 är det endast en komponent under andra halvan av simuleringsperioden när de isolerade hänsynsytorerna inkluderas. I S3 omfattar den största komponenten i princip all habitatareal. I S1 och S2 finns det ett par komponenter mellan 200 och 400 hektar som gör att nästan all habitatareal omfattas tillsammans med den största.

Skalbaggar på nydöd tallved

Den viktade habitatarealen skog för skalbaggar på nydöd tallved har en avtagande ökning fram till ungefär period 13 då arealen inte ökar mer i någon större utsträckning i alla scenarier förutom S2 (Diagram 25 a–b). I S2 är den viktade habitatarealen som störst vid period 2 (knappt 900 hektar) för att sedan sjunka till 500 hektar och därefter långsamt öka till knappt 900 hektar under resten av simuleringen. I S3 ökar den viktade habitatarealen till ungefär 6600 hektar vid period 13 och därefter håller arealen sig strax däromkring. S1 och S4 har nästintill identisk utveckling och når mot slutet av simuleringen upptill knappt 4800 hektar. Utvecklingen i dessa två scenarier skiljer sig från de andra genom att ha relativt kraftiga minskningar i arealen mellan perioderna 7 och 8, perioderna 13 och 14 samt perioderna 19 och 20. Som omnämnts i kapitel 4.1.2 har detta sin förklaring i att mortaliteten minskar något vid de tillfällen NS-bestånden bränns, d.v.s. beskattas på gran som förs ut ur systemet. När de isolerade hänsynsytorna inkluderas så är stigningen något brantare i alla scenarier och mot slutet av simuleringen uppgår den faktiska arealen till ungefär 7700 hektar i S3, 6400 hektar i S1 och S4 samt 1400 hektar i S2. För S1 och S4 är dessutom de tre nedgångarna under simuleringen inte lika markanta när de isolerade hänsynsytorna är inkluderade.

Antalet komponenter är generellt som störst under de första perioderna av simuleringen (Diagram 25 c–d). S1, S3 och S4 ligger strax under 60 och S2 strax under 50. I S2 sker sedan en kraftig minskning och vid period 5 är antalet nere i nio komponenter och där håller det sig så gott som resten av simuleringen. I S1 och S4 minskar antalet komponenter över tid och mot slutet är antalet nere runt 35 medan antalet komponenter i S3 är nere i 20 vid period 13 för att sedan stiga igen upp mot knappt 30 mot slutet av simuleringen. När de isolerade hänsynsytorna inkluderas så är minskningen större i S1, S3 och S4 där S3 når ungefär 20 komponenter och S1 och S4 når ungefär 25 komponenter mot slutet av simuleringen. För S2 sker det dock en ökning av antalet komponenter över tid till följd av att hänsyn lämnas vid avverkningar och mot slutet uppgår antalet till knappt 180 komponenter. En mycket stor andel av den viktade habitatarealen omfattas av ett fåtal stora komponenter, främst en mycket stor komponent och några mindre. Från ungefär period 6 och framåt omfattar komponenter större än 100 hektar över 80 procent av den viktade habitatarealen i S1 och S4, omkring 90 procent i S3 samt omkring 60 procent i S2. När de isolerade hänsynsytorna inkluderas omfattar komponenter större än 100 hektar nästan 100 procent av den viktade habitatarealen i S1, S3 och S4 under andra halvan av simuleringen. Motsvarande i S2 är drygt 50 procent av den viktade habitatarealen. Den största komponenten omfattar en stor del av den viktade habitatarealen i S1, S3 och S4 (Diagram 25 e–f). För S3 omfattar den knappt 90 procent av den viktade habitatarealen och för S1 och S4 omfattar den drygt 70 procent efter period 12. För S2 är däremot den största komponenten mindre än 400 hektar och omfattar knappt 40 procent under andra halvan av

simuleringen. När de isolerade hänsynsytorna inkluderas omfattar största komponenten knappt 100 procent av den viktade habitatarealen i S3, drygt 90 procent i S1 och S4 samt omkring 30 i S3 procent efter period 12. Den geografiska fördelningen av de stora komponenterna är densamma som för äldre tallskog med gott om död ved.

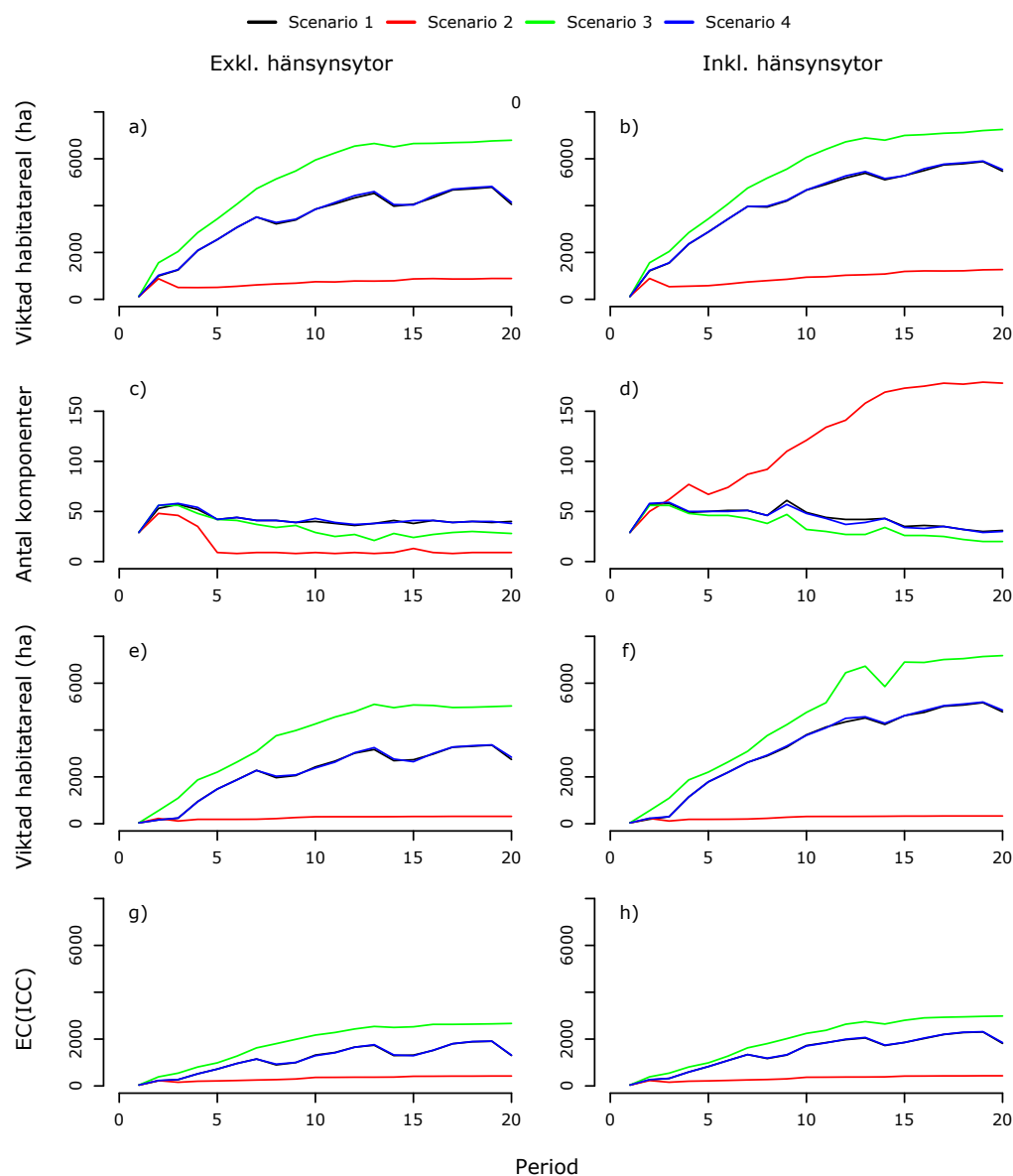


Diagram 25: Viktad habitatareal (a, b), antal komponenter (c, d), viktad habitatareal för största komponenten (e, f) och konnektivitet enligt indexet EC(IIC) (g, h) för habitatet *Skalbaggar på nydöd tallved* över tid. Diagrammen till vänster (a, c, e, g) exklusive isolerade hänsynsytor och till höger (b, d, f, h) inklusive isolerade hänsynsytor. Beräkningar för komponenter och konnektivitet är baserade på avståndet 500 meter.

Generellt ökar konnektiviteten över tid i alla scenarier men ökningen är avtagande (Diagram 25 g–h). Mot slutet av simuleringen är konnektiviteten som störst i S3 (drygt 2600 hektar) och som minst i S2 (drygt 400 hektar). Däremellan når S1 och S3 1900 hektar. I S1 och S4 sker en minskning av konnektiviteten mellan perioderna 7 och 8, perioderna 13 och 14 samt perioderna 19 och 20. Även i S3 sker en minskning mellan perioderna 13 och 14. När de isolerade hänsynsytorerna inkluderas är motsvarande värden för konnektiviteten 3000, knappt 500 respektive 2300.

För avståndet 1000 meter är mönstren i stort desamma. Arealerna som de största komponenterna omfattar är något större. Antalet komponenter är dock betydligt lägre och under andra halvan av simuleringen är det bara en komponent när de isolerade hänsynsytorerna inkluderas i S1, S3 och S4, vilken omfattar en mycket stor andel av den faktiska arealen.

Äldre lövskog med gott om död ved

Den viktade habitatarealen följer samma utveckling som den potentiella habitatarealen men är bara drygt hälften så stor, förutom vid period 17 då den uppgår till knappt 90 % av den potentiella habitatarealen i alla scenarier. S1, S3 och S4 har ungefär samma viktade habitatareal fram till första stigningen då S4 har störst arealer följt av S3 som ligger något högre än S1 (Diagram 26 a–b). Under större delen av den första halvan av simuleringen ligger den viktade habitatarealen för S1, S3 och S4 på ungefär 200 hektar medan den för S2 ligger mellan 17 och 86 hektar. Efter period 8 sker en kraftig stigning till en ny platå på drygt 900 hektar för S1 och S3, omkring 1000 hektar S4 och knappt 800 hektar för S2. Stigningen är till följd av att många bestånd växer in i klassen halvgott habitat. Efter period 16 stiger habitatarealen återigen kraftigt för att sedan efter period 17 sjunka kraftigt i alla scenarier. Vid denna ökning är det många bestånd i klassen halvgott habitat som övergår i fullgott habitat. Efter period 17 sker avverkningar av nästan alla bestånd som uppnått 80 år. När vi inkluderar de isolerade hänsynsytorerna så ökar den viktade habitatarealen något. Den största skillnaden ser vi efter period 17 då det lämnats hänsyn vid avverkningarna och som kan bidra med fullgott habitat.

Antalet komponenter ökar till en början i alla scenarier för att sedan i S1, S3 och S4 lägga sig på en platå vid knappt 30 medan antalet komponenter i S2 minskar till följd av att bestånd försvinner (Diagram 26 c–d). Vid period 10 går antalet upp i S2 och ned i de övriga scenarierna till omkring 20 komponenter till följd av att många bestånd går in i klassen halvgott habitat främst ökar antalet bestånd. Efter period 17 sker en ökning igen i alla scenarier förutom S2 där det sker en minskning.

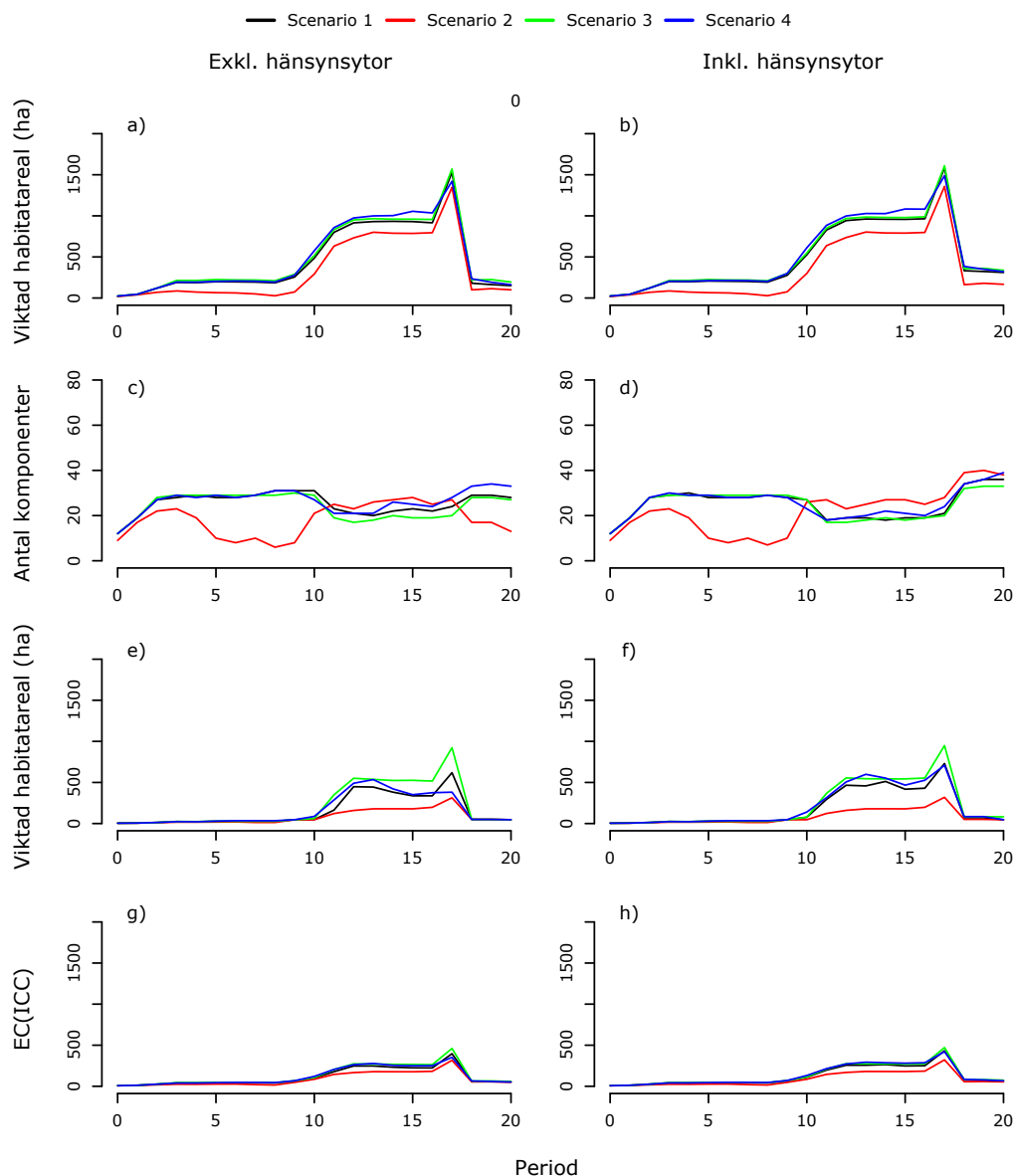


Diagram 26: Viktad habitatareal (a, b), antal komponenter (c, d), viktad habitatareal för största komponenten (e, f) och konnektivitet enligt indexet EC(IIC) (g, h) för habitatet *Äldre lövskog med gott om död ved* över tid. Diagrammen till vänster (a, c, e, g) exklusive isolerade hänsynsytor och till höger (b, d, f, h) inklusive isolerade hänsynsytor. Beräkningar för komponenter och konnektivitet är baserade på avståndet 1000 meter.

När vi inkluderar de isolerade hänsynsytorerna så är det generellt inte så stora skillnader mot när de är exkluderade. Den största skillnaden är att antalet komponenter även ökar i S2 vid slutet av simuleringen. Ökningen beror på fragmentering till följd av avverkningar efter period 17. Det mesta som blir kvar är hänsynsytor utanför avsatta områden.

Under första halvan av simuleringen finns det egentligen inga större komponenter. Det är först vid period 11 som det börjar bildas komponenter större än 100 hektar och det rör sig då om i princip en komponent som därmed också är den största komponenten vilken omfattar 340 till 550 hektar viktad habitatareal (Diagram 26 e–f). Vid period 17 är det tre till fem komponenter som totalt omfattar totalt knappt 900 till knappt 1200 hektar viktad habitatareal. Den största komponenten vid period 17 är störst i S3 med drygt 900 hektar viktad habitatareal. S1 kommer näst med 600 hektar, i S4 är den knappt 400 hektar och minst är den i S2 med drygt 300 hektar. När vi inkluderar de isolerade hänsynsyterna är arealerna något större samt den största komponenten i S4 är nu lika stor som i S1. Den största komponenten finns i den centrala delen av värdetrakten i alla scenarierna.

Konnektiviteten mätt som EC(IIC) är generellt väldigt låg och den är något lägre i S2 jämfört med de andra scenarierna (Diagram 26 g–h). Under första halvan av simuleringen motsvarar konnektiviteten i landskapet värdet för ett bestånd med omkring 40 hektar habitat. Efter period 10 stiger värdet upp till omkring 250 hektar i S1, S3 och S4 samt ungefär 180 hektar i S2. Vid period 17 toppar konnektiviteten med 460 hektar i S3, 400 hektar i S1, 350 hektar i S4 och 320 hektar i S2.

Utvecklingen är generellt liknande för avståndet 2000 meter. Den största skillnaden är att större komponenter bildas. Nästan all habitatareal är inkluderad i den största komponenten efter period 10.

Äldre skog med låg grad av sentida störning

För *äldre skog med låg grad av sentida störning* sker det generellt inte så stora förändringar över tid. Den viktade habitatarealen minskar till följd av avverkningar under de första fem perioderna för att sedan ligga på en mer eller mindre konstant nivå i alla scenarier förutom S3 (Diagram 27 a). När de isolerade hänsynsyterna räknas med så sker det en ökning av den viktade habitatarealen under den andra halvan av simuleringen allteftersom hänsynsyterna växer in i halvgott habitat (Diagram 27 b).

Antalet komponenter är relativt få men det sker en ökning i början till följd av att avverkningar bryter upp sammanhängande ytor (Diagram 27 c). Antalet håller sig sedan mer eller mindre konstanta. De isolerade hänsynsyterna bidrar sedan under den andra hälften av simuleringen till att antalet komponenter ökar i S2 medan de i de övriga scenarierna bidrar till att binda samman komponenterna (Diagram 27 d). I alla scenarier förutom S2 är det en komponent som redan från början omfattar nästan all viktad habitatareal (Diagram 27 e–f).

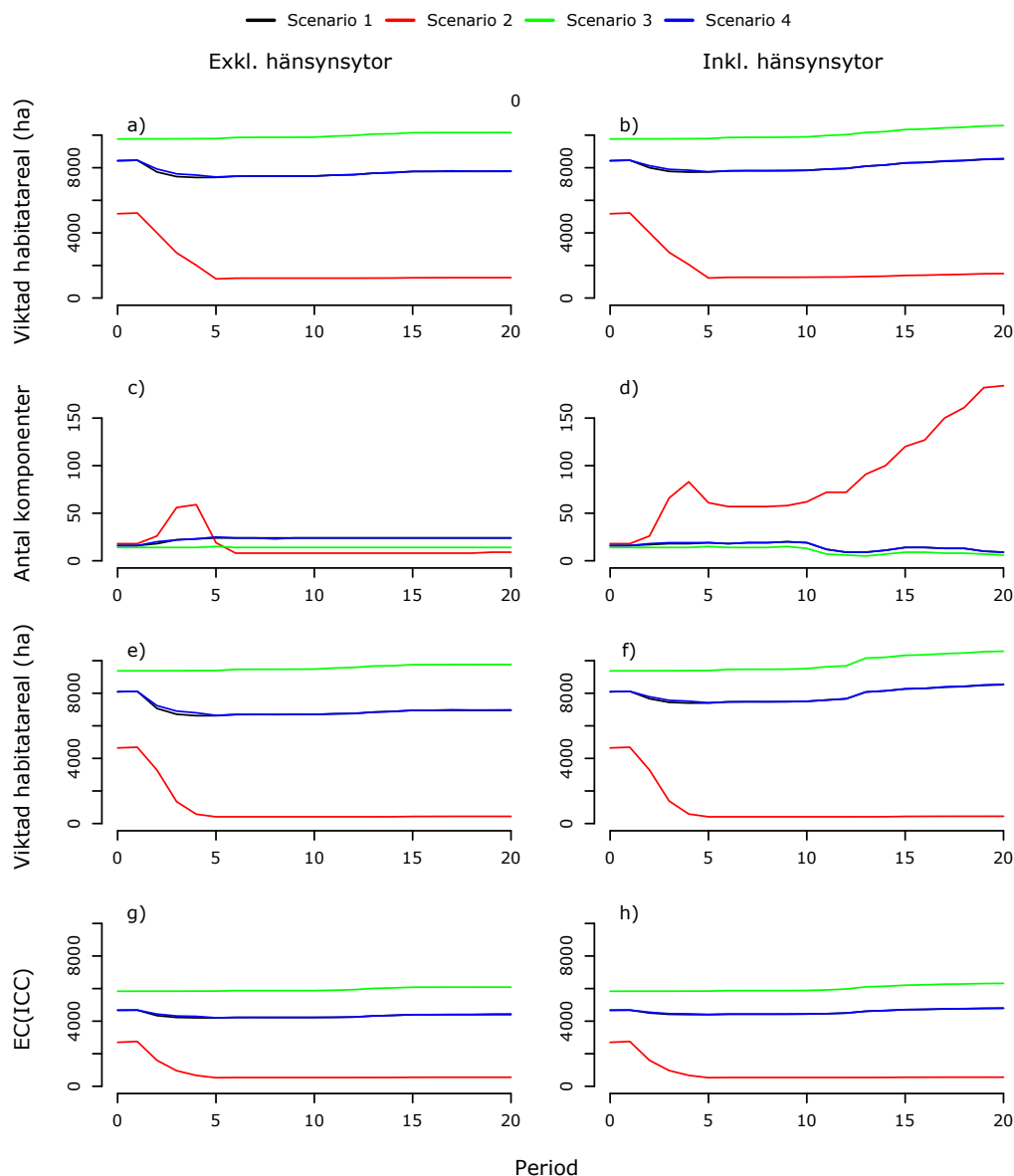


Diagram 27: Viktad habitatareal (a, b), antal komponenter (c, d), viktad habitatareal för största komponenten (e, f) och konnektivitet enligt indexet EC(IIC) (g, h) för habitatet *Skog med låg grad av sentida störning* över tid. Diagrammen till vänster (a, c, e, g) exklusive isolerade hänsynsytor och till höger (b, d, f, h) inklusive isolerade hänsynsytor. Beräkningar för komponenter och konnektivitet är baserade på avståndet 500 meter.

Konnektiviteten i landskapet sjunker till följd av avverkningarna i början av simuleringen men stiger sedan långsamt efter det, där ökningen är något större när de isolerade hänsynsytorerna är medräknade (Diagram 27 g–h). S3 har den högsta konnektiviteten motsvarande ett område på omkring 6000 hektar medan S2 har den lägsta konnektiviteten motsvarande ett område på 550 hektar. Däremellan ligger S1 och S4 på vardera 4400 hektar.

Med avståndet 1000 meter skiljer inte resultaten sig så mycket från analyserna med 500 meter. Den största skillnaden är att här omfattar en komponent nästan all areal i alla scenarier förutom S2.

Diskussion

Dagens gröna infrastruktur

Tallskogen dominerar i värdetrakten och även så i de avsättningar för naturvården som är lämnade. I värdetrakten finns idag flera större landskapsavsnitt där det finns potential för känsliga arter att fortleva till följd av större sammanhängande ytor av bestånd med högre kvaliteter i form av exempelvis död ved, grövre träd och äldre träd. Det största, markerat med B på karta i Figur 18, utgår från ekoparken i nordväst och sträcker sig åt sydost över naturreservaten Trollmosseskogen och Gåsberget ner till ett kluster av avsättningar på StoraEnsos mark. Andra återfinns i värdetraktens nordligaste del (A) samt i de sydvästliga (C,D).

Mellan dessa kärnområden är det på sina håll svagare delar i landskapet där det idag är få eller inga avsättningar för naturvårdsändamål. Den största bristen i konnektivitet ser vi främst i området söder om ekoparken, i landskapet omkring Svartusåsberget, område 2 i Figur 18. Där finns inga större avsättningar för naturvård. Det är också ett landskapsavsnitt där skogen är relativt ung. Även runt Oreälven samt runt Håvaberget (område 3 och 2 i Figur 18) är landskapsavsnitt med få avsättningar.

Som framgår av utfallet av nätverksanalys 1 så kan konnektiviteten i värdetrakten förmodas vara mycket god för arter knuta till tallskog och det även sett svårspredda arter. För löv eller gran-knutna arter är situationen annorlunda. Av alla arter redovisade i Tabell 8, art tabellen med spridningsavstånd, så är ungefär en tredjedel knutna till dessa biotoper.

Framtidens gröna infrastruktur

Den gröna infrastruktur som de befintliga avsättningarna idag bildar kommer att även framöver vara ryggraden för landskapets ekologiska funktion med avseende på tallskog i värdetrakten. Att höja konnektiviteten nämnvärt i landskapet för gran och lövarter är svårare av flera skäl. Ståndortsförutsättningarna för att anlägga större arealer gran är troligen begränsade och leveranstiden är flera hundra år. Lättare är det då troligen att hjälpa upp konnektiviteten för löv då denna skogstyp kan ianspråka större ytor och även når ekologiskt intressant ålder snabbare.

Våra försök att teckna en bild av vilken potential det finns i att förbättra infrastrukturen har givit olika resultat. Den enkla framskrivning av dagens beståndsåldrar som genomförts i nätverksanalys 2 antyder att det finns potential att åtgärda brister samt när och var avsättningar och åtgärder i

produktionslandskapet kan ge effekt. Detta under förutsättning att bestånd och resurser avsätts för detta.

Utfallet av nätverksanalys 4, som i sin tur bygger utfallet av de fyra simulerade skogbruksinriktningarna visar å sin sida att produktionsbestånden inte kommer att bidra så mycket till konnektiviteten utan att det främst är den generella hänsynen som kommer att ha möjlighet att stärka konnektiviteten i landskapet. Enligt analysen ökar konnektiviteten generellt i landskapet över tid. En stor del av ökningen kan vi förklara med att stora arealer växer in i habitatklasserna allteftersom den döda veden ökar i bestånden. Men även den generella hänsynen som lämnas vid avverkning visar en potential till att bidra till den ekologiska funktionen i landskapet då de kan bidra med mer areal i landskapet och hjälpa till med att länka samman bestånden. En förutsättning är dock att hänsynsyterna planeras på ett så bra sätt som möjligt för att de ska kunna ge de resurser som stärker möjligheterna för känsliga arter att fortleva i landskapet. Till exempel genom att det redan vid röjning och gallring skapas förutsättningar för att den framtida hänsynen ska få kvaliteter och se till att hänsynsyterna är tillräckligt stora för att även kunna ge förutsättningar för arter med större krav på hög luftfuktighet möjlighet att trivas där.

Som väntat hade scenario 2, där endast naturreservaten bevaras och generell hänsyn lämnas, den lägsta konnektiviteten. Också väntat var att Scenario 3, där utöver frivilliga avsättningar och naturreservat även all skog idag över 80 år lämnas som avsättningar, hade största konnektiviteten. Däremot var det oväntat att scenario 4 inte skilde sig så mycket från scenario 1 och det är först under andra halvan av simuleringen som de skiljer sig något, främst för *Tallskogar med gott om död ved* och *Lövskogar med gott om död ved*. Detta beror på att de extra åtgärderna genererar mer död ved i produktionsbestånden. Att detta inte syns i de andra habitaterna kan förklaras med att modellerna inte är beroende av mängden död ved på samma sätt.

Den viktade habitatarealen för *Äldre tallskog med gott om död ved* och *Skalbaggar på nydöd tallved* tillväxer båda över tid, den senare dock med perioder av avstannad tillväxt. Skälet *Äldre lövskog med gott om död ved* har låg konnektivitet eftersom de är ovanliga i landskapet. Eftersom nästan all skog med löv i simuleringen utvecklas i produktionsbestånd så drabbas de hårt av omfattande avverkningar när de når åldern 80 år. Det lämnas dock en del hänsyn med löv. För *Äldre skog med låg grad av sentida störning* är värdena höga redan från början och förändras inte så mycket över tid.

Utvecklingsmöjligheter

Trots ett flertal angreppssätt har inte alla uppslag på analyser hunnit utföras. Exempelvis hade det varit intressant att beskriva var fragmenteringen är som störst i dagens landskap, t.ex. genom kartor som visar var det finns höga tätheter av små patcher eller komponenter med hög andel små noder. En målsättning med att beskriva dagens gröna infrastruktur och hur den kan komma att utvecklas framöver har varit att ha ett underlag för prioritering av bevarandeinsatser. Det kan vara svårt att utifrån några enstaka värden göra sådana bedömningar. Dessa underlag är i alla fall en början på att arbeta med landskapsperspektivet vid planering av insatser för naturvården. Här följer en redovisning av vad som idag bedöms som svagheter i analyserna och hur de kan åtgärdas.

Den största svagheten i nätverksanalys 1 bedöms vara hur väl de schabloniserade spridningsavstånden verkligen speglar spridningsmöjligheterna för värdetraktens arter. Här finns troligen ett merarbete att göra som skulle göra framtida analysresultat än mer realistiska.

Den främsta bristen i underlagen för nätverksanalys 4 är att vi inte har några bra mätvärden för kvaliteten i bestånden. För simuleringarna saknar vi främst korrekta ingångsvärden för mängden död ved vilket gör att bestånd som idag redan kan klassas som habitat inte kommer att vara det förrän en bit in i simuleringen. De kraftiga stigningarna vi har under första halvan av simuleringen är överdrivna och vi borde troligtvis ha startat på en hög nivå eftersom avsättningarna står för nästan all areal i början.

Vid beräkningen av konnektivitetsindexen hade det varit värdefullt att även använda fler kvaliteter än den viktade habitatarealen. Exempelvis hade habitatarealen även kunnat vikta med mängden död ved och eller beståndsåldern. Vi gjorde dock bedömningen att vi till att börja med ville hålla analysen enkel genom att enbart vikta habitatarealen med kategorierna halvgott och fullgott. Att vikta med fler parametrar skulle bli betydligt komplexare och svårare att förstå, även om det kanske skulle ge ett mer realistiskt resultat.

Avstånden vi har satt för analyserna kan upplevas något godtyckliga men är baserade på flera arters dokumenterade värden. För tallskogshabitaten verkar det dock inte vara något större problem eftersom stora arealer ligger inom korta avstånd. Det korta avståndet kan tänkas representera de arter som har allra svårast till långdistansspridning, exempelvis mossor och lavar.

4.2 Analys om behov av skydd och avsättningar

4.2.1 Habitatarealkrav för olika organismgrupper

Inledning

Sedan 1990-talet har det bedrivits en hel del forskning i Sverige över hur mycket habitat som krävs för att en art ska kunna upprätthålla livskraftiga populationer i ett landskap. Studierna har vanligtvis berört ryggradsdjur och ofta uttryckt mängden habitat i termer av mängd substrat/ytenhet (Angelstam m.fl. 2010).

Projektgruppen var intresserad av att veta om det fanns motsvarande studier för arter och organismgrupper som är föremål för naturskyddsarbetet i Gåsbergets värdetrakt. För att kunna tolka projektets habitatmodelleringar fanns också önskemålet att studierna skulle uttrycka habitat-behovet i termer av areal, snarare än substrat/ytenhet.

Därför gav projektet i uppdrag åt artdatabanken respektive SLU att genomföra ett par mindre litteraturstudier kring detta.

Elisabet Ottosson vid SLU/Artdatabanken har tagit fram information om habitatarealkrav för svampar i boreal tall och lövskog, respektive lavar och mossor i tallskogsmiljöer. Roger Pettersson, SLU Umeå, har tagit fram information om habitatarealkrav för skalbaggar, och då primärt för arterna raggbock och smal skuggbagge. Valet av dessa arter bygger dels på att deras ekologi är relativt väl utforskad, dels deras koppling till värdetrakten. Smal skuggbagge är visserligen inte känd från Gåsbergets värdetrakt men får tjäna som representant för övriga 'skalbaggar på nydöd tallved' (Pettersson 2013) som är dokumenterade där. Pettersson har även gjort utsök om motsvarande studier för grön aspvadbock men då han inte fann något substantiellt så redovisas inte detta nedan.

De kapitel nedan som beskriver vad som är känt om habitatarealkrav för olika arter och organismgrupper är författade av Ottosson och Pettersson. Denna inledning samt den sammanfattande diskussionen på slutet är författad av projektgruppen.

Utfall av litteraturstudierna

Smal skuggbagge

Allt fler vetenskapliga artiklar indikerar att det behövs stora sammanhängande skogslandskap med talldominerad naturskog för att specialiserade arter ska kunna upprätthålla en livskraftig population. Smal skuggbagge (*Boros schneideri*) har under >100 år uppvisat en uthållig population (s k persistence) på Gotska Sandön, en nationalpark med 2460 ha talldominerad naturskog. Enligt en artikel från Litauen behövs mer än

20 000 ha (Karalius & Blažytė-Čereškienė 2009), vilket kan vara korrekt i områden där det är få eller inga skogsbränder. De senaste fynden av smal skuggbagge i Sverige (Lars-Olof Wikars och Olof Hedgren, i Västmanland och Närke) är koncentrerade till brandpräglade skogslandskap på ca 5000 ha vardera (utifrån aktuella fynduppgifter i Artportalen). Arten har oftast en tämligen svag population på Gotska Sandön med en årlig förekomst på ca 5-10 "äldre nyligen döda tallar", vilket tydliggjordes vid en inventering 2012 (av Petter Bohman).

Smal skuggbagge är en sk specialiserad på nyligen död tall. Två artiklar av Laaksonen m.fl. (2020 a&b) betonar att skogsskötsel i tallskog inte bara reducerar livsmiljöer för dessa vedskalbaggar utan även uppvisar landskapseffekter så att fläckar med talldominerad naturskog i brukat landskap kan förlora specialister på nyligen död tall (Laaksonen m. fl. 2020a) och att dessa specialister behöver ett kontinuerligt tillskott på nyligen död tall genom: 1- förlängd rotationstid, 2 - förnygring m h a fröträd, och 3 - lämna så många evighetsträd av tall som möjligt (Laaksonen m. fl. 2020b). Enligt Laaksonen m. fl. (2020b) så var också 5 av 8 specialister ovanliga eller saknades i regioner där det var låg täthet av tall i skogslandskapet.

Den senare artikeln (Laaksonen m.fl. 2020b) baserades på 67 bestånd inom 2 regioner i Finland och en i Ryssland. Den inkluderar 4 av de svenska arterna upptagna i ÅGP för skalbaggar på nyligen död tall; smal skuggbagge, tallgångbagge, tallbarksvartbagge och avlång barksvartbagge, där de två sistnämnda är funna i Gåsbergets värdetrakt.

Tyvärr varierade skogslandskapen i storlek då det var få gamla tallskogar och med långt avstånd i en region i Finland, från 2400 ha (Ryssland) till 31500 ha (SV Finland). Artikeln är en jämförande studie mellan talldominerad natur- och kulturskog och visar tydligt en högre incidens (andel träd med förekomst) av specialister på nyligen död tall i naturskog (jämfört med brukad tallskog) och intressant nog att samtliga 4 ÅGP-arter (ovan) uppvisade en påtaglig incidens i naturskogar inom det ryska skogslandskapet på 2400 ha (Laaksonen m.fl. 2020b, Fig. 3).

Artikeln av Laaksonen et al. (2020b) är ett stöd för 2400 ha som MVH (minimum viable habitat) för smal skuggbagge i landskapsnivå, trots att Laaksonen m. fl. (2020b) gjorde en jämförande studie på beståndsnivå utan detaljerade data om landskapsskalan. Laaksonen m.fl. (2020a) styrker erfarenheter och data från Sverige där isolerade tallnaturskogar (öar i ett hårt brukat skogslandskap) ofta har förlorat specialister som avlång barksvartbagge, samt att dessa specialister behöver en kontinuerlig tillgång på nyligen död tall genom att tillåta självvallring och lämna rikligt med fröträd samt evighetsträd av tall.

Raggbock

Raggbock (*Tragosoma depsarium*) har minskat kraftigt inom artens kända förekomstområde och är rödlistad som nära hotad (NT) i Europa (Mannerkoski m. fl. 2010) samt sårbar (VU) i Sverige (SLU Artdatabanken 2020). Arten ingår i åtgärdsprogram för skalbaggar på äldre död tallved som visar på en försämrad populationsstatus i Sverige (Wikars 2014). Raggbock var tidigare vanlig i Västerbotten och Norrbotten (Forsslund 1956), men hittas nu bara inom en tall-värdetrakt och ett brandrotationslandskap i Västerbotten samt en lokal i Norrbotten (Artportalen 2021). Mellanboreal zon (exempelvis Dalarna) tillsammans med bl.a hållmarker i södra Svealand och norra Götaland uppvisar fortfarande sammanhängande populationer av raggbock (Wikars 2014).

Arten har under mer än 100 år uppvisat en livskraftig förekomst på Gotska Sandön (Mjöberg 1912, Jansson 1925), en talldominerad nationalpark på 2460 hektar. Populationstätheten kan variera och det är tydligt att raggbock gynnas på Gotska Sandön av gammal grov tall (Lundberg 1979) och stormfällningar som skapar gläntor med grova lågor i tallskogen. Wikars (2014) betonar artens känslighet för beskuggning och att det behövs bara enstaka små träd intill en låga av tall för att lågan ska bli olämplig för raggbock och dess larver.

Raggbock behöver grova (>20 cm) solexponerade lågor av tall med stor kärnvedsandel i öppna solexponerade bestånd med en hög andel avverkningsmogen gammal tallskog i landskapet (Wikars 2005). Wikars (2003, 2004) har studerat raggbockens livsmiljö på låga-, bestånds- och landskapsskala i Värmland. I landskap med mindre än 25% avverkningsmogen tallskog var raggbock ovanlig och livskraftiga bestånd av arten hittades inom ett landskap på ca 2200 hektar där andelen gammal tallskog var som störst i form av naturreservat och nyckelbiotoper (Wikars 2004).

I Södermanland finns raggbock i länets talldominerade skogslandskap där äldre substratrika kalhyggen och brandfält uppvisar merparten av länets förekomster av arten (Ahnlund 2008). Enligt Ahnlund (2008) så har skogslandskapet på ca 3000 hektar vid Varglyan naturreservat den mest livskraftiga populationen av raggbock i Södermanland, där arten hittas på magra tallmarker med stort inslag av hållmarkstallskog.

I Italien finns raggbock i en alpin dalgång på 1500 m ö h i Alperna, ett skogslandskap på 6929 hektar med ovanligt hög artrikedom av långhorningar och låg skogsproduktion som har gynnat förekomst av död ved (Gobbi m. fl. 2012). I en studie av hur landskapet påverkar förekomst av vedinsekter i mellersta Sverige var det en positiv korrelation med hög andel död ved (mer än 6 m³ CWD/ha) och bränning med förekomst av raggbock (Rubene m. fl. 2017).

Slutsatsen blir att 2200 ha skulle kunna anges som MVH (minimum viable habitat) för raggbock i landskapsnivå, under förutsättning att dessa skogslandskap uppvisar en stor andel gammal tallskog och restbiotoper (impediment) som exempelvis hållmarkstallskog. När andelen avverkningsmogen tallskog minskar under 25% i landskapsskalan så minskar eller försvinner arten om inte landskapet upprätthåller solexponerade grova lågor av tall med stor andel kärnved (exempelvis brandrotationslandskap). Arten är värmekrävande och behöver störningar som brand och stormfällning som ger både substrat för larvutveckling (solexponerad tallved) men är också beroende av gammal tallskog då larvutvecklingen sker i grova lågor av tall med stor andel kärnved.

Svampar i boreal tall- och lövskog

Majoriteten av de studier som uppskattat storleken på lämplig areal för förekomsten av naturvårdsintressanta svampar har gjorts på granlevande vedsvampar. I flera av dessa studier har det konstaterats att förekomsten av vedlevande svampar är beroende av tillgången av lämpligt habitat inom spridningsavstånd. Framför allt är mängden lämpligt substrat, död ved, både på lokal- och landskapsnivå en viktig begränsande faktor tillsammans med kontinuitet av trädskiktet. I en review-artikel av bevarandebiologin för tickor i boreala skogar sammanfattade författarna att artrika artsamhällen av tickor endast förekommer i skogsbestånd med en minsta areal på 20 ha, med en volym av död ved i beståndet som ligger på 20–40 m³/ha och att en stor del av den döda veden utgörs av lågor på åtminstone 20-30 cm i diameter (Junninen & Komonen 2011).

I genomgången av de studier som gjorts för svampar så har endast ett fåtal studier särskilt adresserat arter som primärt är knutna till tallskogsmiljöer. I några av studierna där tallarter ändå inkluderats har de varit från grandominerade bestånd (t.ex. Penttillä m.fl. 2006). Ingen av studierna har adresserat den specifika frågeställningen som ställs i detta uppdrag. Däremot har man uppskattat på vilka skalor (lokal eller landskap) som förekomst av naturvårdsintressanta svampar är relevant. I en nyligen publicerad svensk studie har man dock tittat närmre på vilka faktorer på lokal- och landskapsnivå som förklarar förekomsten av naturvårdsintressanta växter, svampar, lavar och mossor i nyckelbiotoper i olika skogsmiljöer i boreal och hemi-boreal zon (Kärvemo m.fl. 2021). I studien som baseras på data insamlat inom Skogsstyrelsens inventering "Uppföljning av biologisk mångfald" ingick 99 naturvårdsintressanta ved- och marksvampar. Artrikedomen av svampar i boreala tallskogsmiljöer (60st nyckelbiotoper med > 70% tall) var positivt korrelerad med den lokala tillgången av död ved och arealen gammal skog (>120 år gammal) i det omgivande landskapet (inom 40 km² av respektive nyckelbiotop) (Kärvemo m.fl. fig. 4). I de talldominerade nyckelbiotoperna tredubblades antalet signalarter då grundytan av död ved ökade från 10 m² till 70 m². Tyvärr går det inte att utläsa från artikeln hur stor andel av det omgivande landskapet av gammal skog som krävdes för att

detta skulle ge positiv effekt för artrikedomen i tallmiljöerna. Dock nämner man att i medel omgavs de studerade nyckelbiotoperna av 15–24% gammal skog. I studien har man inte studerat boreal lövskog specifikt, men man har undersökt lövrika bestånd där 40–60% av grundytan i beståndet utgörs av lövträd. Även här har arealen omgivande gammal skog ett positivt samband med artrikedomen av naturvårdsintressanta svampar i nyckelbiotoperna.

I en annan studie analyserades förhållandet mellan förekomst av vedlevande svampar och faktorer på lokal (0,1 km), landskaps- (5 km) upp till regional nivå (600 km) i förhållande till arternas ekologiska krav (Nordén m.fl. 2013). Istället för att titta på grupper av arter har man analyserat individuella arters förekomst i förhållande till ovanstående. I studien konstaterades att fragmentering på alla tre rumsliga skalor var starkt kopplade till förekomsten av specialiserade arter. Den här typen av arter utnyttjar till exempel ett enda trädslag, såsom gran eller tall, förekommer främst på stora lågor eller naturligt död ved i ett särskilt nedbrytningsstadium etc. Intressant nog kunde man inte se någon liknande effekt på arter som växer på lövved eller räknas som generalister, dvs. arter som växer på både löv- och barrved.

I en finsk kartläggning av kritporing (*Antrodia crassa*) gjordes en utvärdering av artens krav på substrattillgång i ett referenslandskap med kort brukningshistorik där arten har en stabil population med tre andra dataset från liknande landskap fast med lång brukningshistorik (Junninen 2009). Analysen utvärderar kritporingens krav på tillgång av lämplig tallved inom spridningsavstånd för att den ska ha en fortsatt livskraftig population med åtminstone 80% sannolikhet att överleva i 150 år i ett lokalt bestånd. Tyvärr tar de inte upp minsta areal för livskraftig population, men eftersom tillgången till substrat för vedsvampar och möjligheten att kunna sprida sig till dessa är så tätt korrelerad med arealen lämplig livsmiljö tas studien upp här. Eftersom kritporingen inte alls återfanns på annars lämpliga lågor (stora lågor 30–40 cm i diameter i relativt sena nedbrytningsstadium) i det brukade skogslandskapet drog man slutsatsen att kritporingen är spridningsbegränsad eftersom sporspridningen från befintliga populationer inte är tillräcklig för att nå annars lämpliga substrat i det brukade skogslandskapet. För att upprätthålla en livskraftig population i 150 år i ett för kritporingen väl sammanbundet landskap (referenslandskapet) krävs över tid 560 tallågor i olika nedbrytningsstadium och minst 20 cm i diameter samt 279 döda träd och 274 gamla levande tallar som efterträdare med samma minimimått på diameter.

Lavar i tallskogsmiljöer

När det gäller studier som fokuserat på hur stor areal eller arealandel med lämplig livsmiljö som krävs för tallevande lavar visar Kärvemo m.fl. (2021) att arealen gammal skog i omgivande landskap är positivt associerad med antalet naturvårdsintressanta arter i talldominerade nyckelbiotoper. Även volymen av död tallved, både på lokal och på regional skala, samt att den

lokala volymen av levande tall hade positiv påverkan på artrikedomen hos lavar.

I övrigt är det svårt att hitta studier om lavars krav på areal med lämplig livsmiljö för långsiktig fortlevnad som specifikt fokuserar på boreal tallskog. Dock finns en del studier gjorda på lavar knutna till boreala lövskogsmiljöer. Liten aspgelélav har visat sig minska i proportion med mängden substrat i landskapet (Hedenås & Ericson 2008). Detta tyder på att den inte är känslig för ökade avstånd mellan lämpliga aspbestånd, åtminstone inte på den undersökta skalan (10 x 10 km). Sannolikt indikerar detta att arten ej är spridningsbegränsad inom sina kärnområden. Förekomsten av liten aspgelélav på relativt unga öar (<500 år) i Norrbottens skärgård pekar på att arten kan sprida sig effektivt över långa avstånd. Däremot visar studier att etableringsförmågan är relativt svag genom att den sällan bygger upp stora populationer när den väl har anlänt till en lämplig lokal (se även Hedenås m.fl. 2003, Hedenås & Ericson 2004, Hedenås & Ericson 2008).

Mossor i tallskogsmiljöer

I redan nämnda artikel (Kärvemo m.fl. 2021) undersöktes även sambandet mellan förekomsten av 52 naturvårdsintressanta mossor med olika faktorer på lokal- och landskapsnivå. Artrikedomen av mossor i den boreala regionen var högst i nyckelbiotoper med hög andel lövträd medan artrikedomen var lägst i talldominerade nyckelbiotoper. Till skillnad från de andra undersökta organismgrupperna var artrikedomen av mossor negativt korrelerad med arealen gammal skog på landskapsnivå. Författarna föreslår att svampar och lavar svarade tydligare på faktorer kopplade till fragmentering av skog (t.ex. död ved). Eftersom flera av mossorna i studien inte var beroende av död ved på samma sätt som exempelvis lavarna kunde andra faktorer, så som jordkvalitet och fuktighetsförhållande spela in på ett större sätt. Dessa miljövariabler testades dock inte i studien.

I övrigt har även studier som fokuserat på mossors arealkrav i boreala tallmiljöer inte gått att hitta. Detta beror framför allt på att det är få mossor som är specialister på de rena tallskogsbiotoperna. De två rödlistade arterna som är kopplade till tall förekommer främst i barrblandskog och kräver fuktigare miljöer.

Diskussion

Sammanfattningsvis kan konstateras att det finns få studier som specifikt tittat på hur stor areal livsmiljö som krävs för att bibehålla livskraftiga populationer, ja åtminstone för de organismgrupper som denna sammanställning fokuserat på.

Likafullt har litteraturgenomgången ändå lett till resultatet att vi för de studerade skalbaggarerna fått en grov uppskattning av vilken habitat-areal de

kräver. För både raggbock och smal skuggbagge föreslås en minsta habitatstorlek på drygt 2000 hektar.

Hur relaterar då detta värde till situationen i Gåsbergets värdetrakt? Med ca 8000 ha avsatt skog i värdetrakten, varav merparten är talldominerad, så antyder detta att förutsättningarna för att populationerna av raggbock och *skalbaggar på nydöd tallved* ska kunna leva kvar är goda. Något motsvarande går dock inte att säga för värdetraktens kryptogamer utifrån utfallet av de litteraturstudier som presenterats ovan.

Överlag skulle man kunna förvänta sig att kryptogamers krav på habitatareal är lägre än för skalbaggar då de tillhör en lägre trofi-nivå i näringsväven. Förutsättningarna skiljer sig dock troligen mycket åt mellan olika grupper då arealen habitat är en funktion av såväl substrattillgång som abiotiska faktorer. Bäst förutsättningar i värdetrakten att redan idag hysa livskraftiga populationer, och bibehålla dessa över tid, är troligen mykorrhiza svamparna knutna till barrträd. Dessa kan förmodas vara väl spridda i skydd och avsättningar eftersom deras värdräd lämnats intakta. Möjligheten att sprida sig inom värdetrakten är också ganska goda då skydd och avsättningar överlag ligger väl samlade.

Situationen för de kryptogamarter som kräver död ved är betydligt mer osäker men troligen sämre än den för mykorrhizasvampar. Projektets inventering av död ved, se kapitel 4.1.1, antyder att förekomsten av död ved i värdetrakten är god även om mängden grövre lågor är lågt sett till den totala mängden. Det faktum att förekomsterna är uttryckta som antal/ytenhet gör dock resultaten svåra att relatera till de slutsatser som redogörs för i artiklarna till denna litteratursammanställning. Riksskogstaxeringens data för förekomst av död ved i Dalarnas län kan då tjäna som alternativt källmaterial, om än på ett mer övergripande plan. För perioden 2008–2012 uppgick mängden död ved i reservat och frivilliga avsättningar till 12,3 m³/ha varav knappt hälften utgjordes av stående död ved. Jämfört med vad som angivits av Martikainen 2000 eller Junninen & Komonen 2011, om vad som krävs för artrika samhällen för skalbaggar och vedsvamp, ligger volymerna av död ved i Dalarnas avsättningar ganska lågt.

En slutsats blir då att även om det finns död ved i värdetraktens skydd/avsättningar, och i nivåer som är högre än i det omgivande produktionslandskapet, når mängderna inte upp till de nivåer som kan förmodas finnas i en opåverkad naturskog. Utan riktade naturvårdsåtgärder för att aktivt tillskapa ny död ved av rätt kvalitet finns en överhängande risk att arterna dör ut av brist på nybildat substrat. Detta gäller framför allt förekomsten av grov senvuxen silverved, det substrat som tyvärr också har längst leveranstid. Naturvårdsbränning och tillskapande av död ved av hög kvalitet på annat sätt är därför av största vikt vid skötseln av Gåsbergets värdrakt.

4.2.2 Behov av skydd och åtgärder för prioriterade arter

Inledning

Som redovisas i kapitel 3.6.2 finns drygt 180 rödlistade arter dokumenterade från Gåsbergets värdetrakt. Att i naturvårdsarbetet ta hänsyn till specifika krav för alla dessa är naturligtvis inte möjligt av praktiska skäl.

Förhoppningen är att de skydd som instiftas, och åtgärder som utförs, är gynnande för merparten av arterna.

Men för en mindre grupp av de mest hotade, eller av andra skäl uppmärksammade arterna finns det skäl att utreda behov av specifika åtgärder för att tillse att de kan leva kvar. Likaså finns det ett behov att förstå om gynnandet av populationerna i den aktuella värdetrakten är speciellt viktiga för bevarandet av arten på nationell nivå.

Material och metoder

Val av prioriterade arter

I analysen har information sammanställts för alla rödlistade arter av kategorierna akut och starkt hotad samt arter som tydligt kan kopplas till något åtgärdsprogram. Gemensamt kallas dessa prioriterade arter.

Vilka dessa är framgår av Tabell 11 nedan. Informationen om varje art redovisas i samma ordning som de är uppställda i tabellen.

Informationskällor och bedömningsgrunder

Generell information om de enskilda arterna är hämtade från Artdatabankens webb-sida <https://artfakta.se>. Den finns sammanställd, under rubrikerna Kännetecken, Ekologi och Utredning samt Gynnande åtgärder nedan. Källhänvisningar i artfaktas texter har också tagits bort för att öka läsbarheten. I vissa fall har information från andra källor nyttjats vilket dock redovisas med en referens. Utbredningskartorna visar var arten noterats de senaste 5 eller 25 åren. Det lägre värdet används för de vanligare arterna för att göra kartorna mer överblickbara. Notera att i kartorna ingår såväl verifierade, som overifierade, fynd.

Artförekomsterna i Gåsbergets värdetrakt bygger på samma data som redovisas i kapitel 3.6.2, d.v.s. en sammanställning av alla fynd som finns rapporterade i Artportalen samt i Länsstyrelsens databas Hotflex.

Att identifiera en art kräver ju många gånger specialistkompetens och därför finns en reell risk för att ett redovisat fynd är en missbedömning. För att hantera detta redovisas huruvida fynden är verifierade i källmaterialet, alternativt en bedömning om rapportören kan förmodas vara sakkunnig.

I kapitlet *Diskussion* redovisas sammanställningar av den insamlade informationen, exempelvis för att bedöma vilka arters populationer i

värdetrakten är viktiga skydda och gynna för bevarandet av arten på nationell nivå. Där redovisas också vilka åtgärder som överlag gynnar arterna mest och i vilken mån det finns behov av att inrätta skydd.

Tabell 11: Prioriterade arter i Gåsbergets värdetrakt.

Namn	Vetenskapligt namn	Organism grupp	Rödlistekategori	ÅGP	Fynd i GåsbyVT
Kritporing	<i>Resinoporia crassa</i>	Svampar	Akut hotad (CR)	Nej	1
Timmerskapania	<i>Scapania apiculata</i>	Mossor	Starkt hotad (EN)	Ja	8
Kolticka	<i>Griseoporia carbonaria</i>	Svampar	Starkt hotad (EN)	Nej	7
Reliktslända	<i>Inocellia crassicornis</i>	Insekter	Starkt hotad (EN)	Nej	3
Urskogsporing	<i>Neoantrobia infirma</i>	Svampar	Starkt hotad (EN)	Nej	3
Mosippa	<i>Pulsatilla vernalis</i>	Kärlväxter	Starkt hotad (EN)	Ja	2
Laxrosa ticka	<i>Aurantiporus priscus</i>	Svampar	Starkt hotad (EN)	Nej	1
Raggbock	<i>Tragosoma depsarium</i>	Insekter	Sårbar (VU)	Ja	65
Tallbarksvartbagge	<i>Corticeus fraxini</i>	Insekter	Sårbar (VU)	Ja	26
Avlåång barksvartbagge	<i>Corticeus longulus</i>	Insekter	Sårbar (VU)	Ja	10
Skrovlig taggsvamp	<i>Hydnellum scabrosum</i>	Svampar	Nära hotad (NT)	Ja	111
Slät tallkapuschongbagge	<i>Stephanopachys linearis</i>	Insekter	Nära hotad (NT)	Ja	40
Tallstumpbagge	<i>Platysoma lineare</i>	Insekter	Nära hotad (NT)	Ja	14
Skrovlig flatbagge	<i>Calitys scabra</i>	Insekter	Nära hotad (NT)	Ja	3
Rökdansfluga	<i>Hormopeza oblitterata</i>	Insekter	Nära hotad (NT)	Ja	2

Redovisning av information om prioriterade arter

Kritporing (*Resinoporia crassa/cretacea*)

Hotkategori: Akut hotad (CR)

Åtgärdsprogram: -

Kännetecken

En resupinat ticka. Fruktkropparna är fleråriga, från en decimeter till en meter långa, först trähårda sedan mer spröda och kritartade. Porerna är först vita, senare halmfärgade, mycket små och runda. Porlagret hos mångåriga exemplar är tydligt skiktat och på torra exemplar uppsprucket på ett karakteristiskt sätt.



Figur 19: Kritporing, ex från värdetrakten.
Foto: Ville Pokela

Ekologi

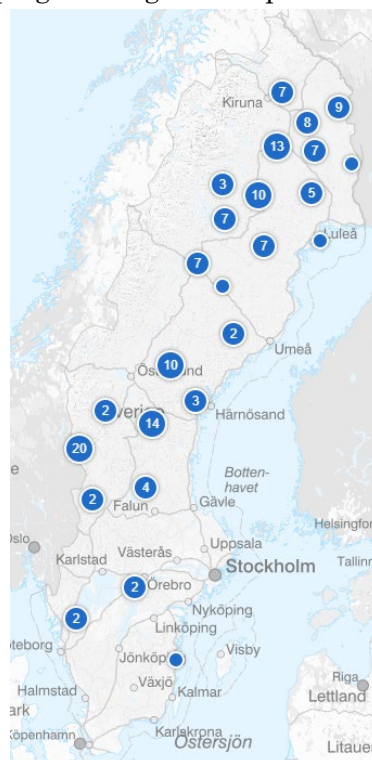
Kritporingen är brunrötande vednedbrytare som växer på grova lågor eller på ännu stående döda stammar av tall och gran. Den växer i olikåldriga, under lång tid orörda eller endast svagt påverkad lavtallskog men även i annan barrskog. Kritporingen uppträder som regel bara på någon enstaka låga på varje lokal. Varje låga rymmer troligtvis bara en genetiskt unik svampindivid (genet), men som kan fragmenteras och delas upp på ett par fysiskt åtskilda, men genetiskt identiska mycel inom samma låga (rameter, motsvarar IUCN:s definition av individ). Fruktkropparna är fleråriga och mycelets livslängd kan vara lång, flera decennier och potentiellt lika lång som veden finns kvar.

Utbredning

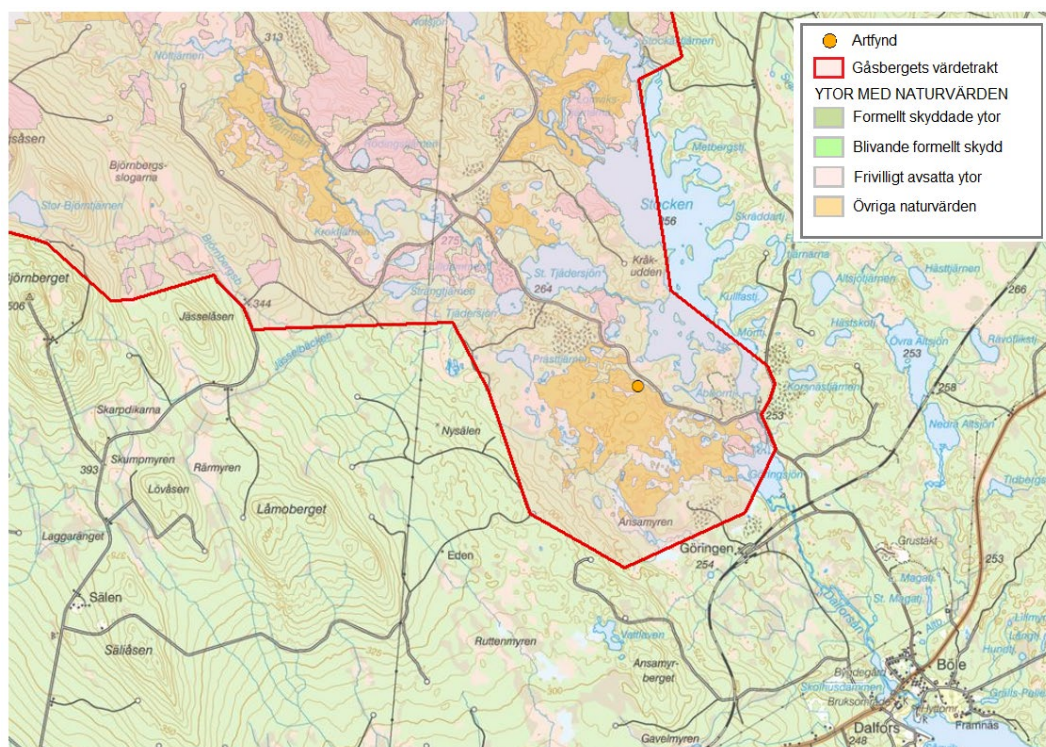
Det har gjorts knappt 150 fynd av arten, fördelat på ett 20-tal lokaler, i landet den senaste 25 årsperioden, se Figur 20. Kritporing är även funnen i Finnmark i Norge och i Finland men inte i Danmark. I övrigt är den känd från Polen, f.d. Tjeckoslovakien, Österrike, f.d. Sovjetunionen och Nordamerika. Arten uppfattas som sårbar i Norge, Finland och Polen.

Förekomst i Gåsbergets VT

I Gåsbergets VT är 1 observation gjord sydost om Stora Tjädersjön i värdetraktens sydöstra del.



Figur 20: Svenska fynd av kritporing sedan 1997.
Källa: Artfakta.se



Figur 21: Fyndplats för kritporing i Gåsbergets värdeområde.

Observationen är gjord av erfaren naturvårdsinventerare men är inte verifierad av artexpert. Det bestånd som observationen är gjord i är produktionsklassificerat. Det ingår dock i ett område som utreds för eventuellt formellt skydd.

Gynnande åtgärder

Några förslag på gynnande åtgärder redovisas inte i Artfakta.se. Den studie av Junninen 2009, som redogör för i kapitel 4.2.1, kan dock nyttjas för att resonera om lämpliga bevarandeåtgärder. Författarna menar att arten är mycket spridningsbegränsad och substrattillgång i närområdet måste säkerställas. Enligt studien kräver arten knappt 600 lågor > 20 cm inom sitt spridningsavstånd samt 300 torrträd respektive 300 levande träd av samma dimensioner för att överleva på lång sikt. Hur stort spridningsavståndet är redogörs dock ej för. Lämpligen bör områdets närmast fyndlokalen inventeras på lämpliga lågor inom ett förmodat spridningsavstånd. Om mängden lågor/torrträd är lägre levande träd sett till de mängder som rekommenderas i studien ovan så kan det finnas skäl att tillskapa sådana.

Eventuellt är randbarkning, se kapitel 4.3.1, den lämpligaste metodiken då den relativt snabbt kan tillskapa död ved av högre kvalitet. I en studie utförd av Niemelä m fl från 2002 räknas arten bland de som är knutna till silverved.

***Timmerskapania* (*Scapania apiculata*)**

Hotkategori: Starkt hotad (EN)

Åtgärdsprogram:

Sällsynta skapanior på tidvis översvämmad ved.

Kännetecken

Timmerskapania är en mycket småvuxen bladlevermossa, som i likhet med flertalet övriga skapania-arter har blad som är kluvna i två olikstora, ihopvikta flikar (lober).

Arten kännetecknas av

spetsiga, sneda bladlober, stora celler med kraftiga hörnförtjockningar och encelliga, rödaktiga groddkorn. På blad med groddkorn saknas oftast helt lobering, vilket inte är fallet hos någon annan skapania-art. Genom avsaknad av bladtänder skiljer den sig från sågskapania *S. umbrosa*, även från unga individer av denna art. Svepen och sporkapslar är sällsynta medan groddkorn nästan alltid förekommer rikligt.

Ekologi

Mossan växer på hård ved som tidvis blöts ned och hittas ofta på omkullfallna trädstammar intill vattendrag och skogstjärnar, i skuggigt läge, inte sällan tillsammans med fingermossa *Lepidozia reptans*, liten hornflikmossa *Lophozia ascendens* och andra levermossor. Arten är en primärkolonisatör med svag konkurrenskraft. Flera av lokalerna är belägna i relativt örtrik skogsmark.

Utbredning

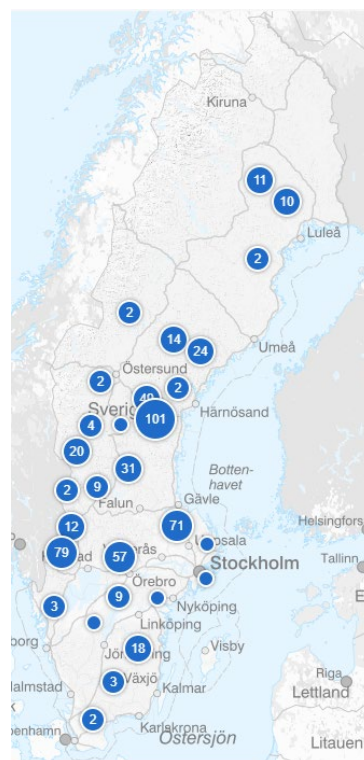
Det har gjorts drygt 540 fynd av arten, fördelat på ett 30 tal platser, i landet de senaste 25 åren, se Figur 23. Arten finns mycket sällsynt i Norge och i Finland. Totalutbredningen omfattar Europa, Asien och Nordamerika. Den är subarktisk till subalpin, holarktisk.

Förekomst i Gåsbergets VT

I Gåsbergets VT är 8 observationer gjorda på 3 geografiskt åtskilda lokaler i värdeetraktens södra delar. Rikast är ett område 1,5 km nordväst om

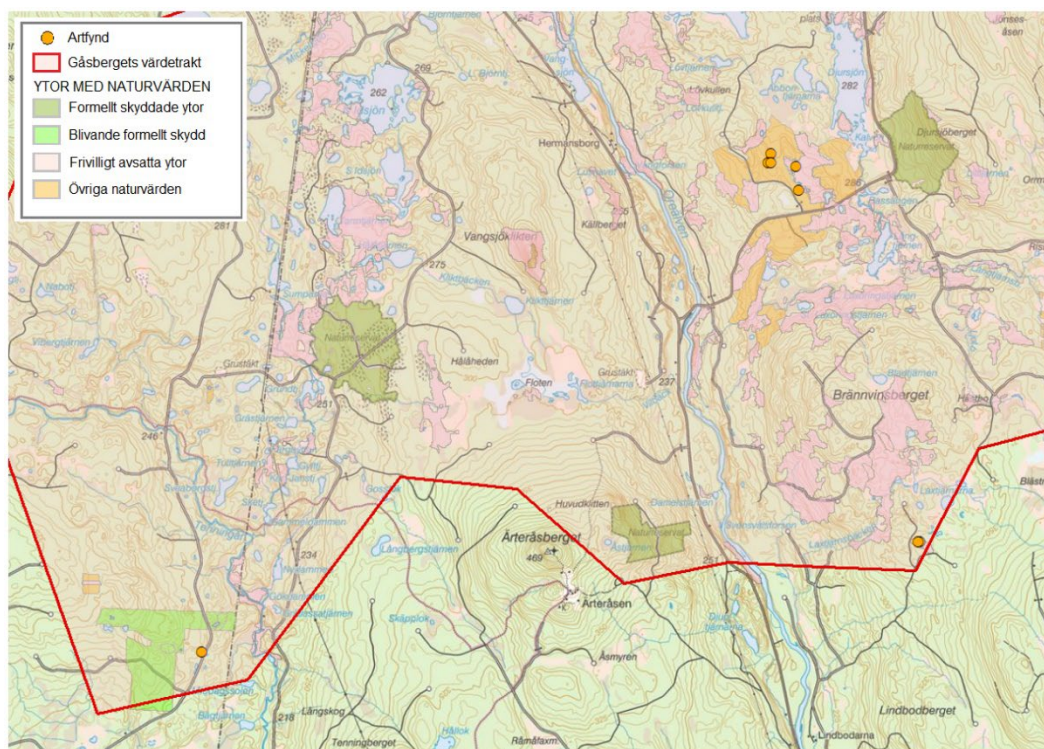


Figur 22: Timmerskapania. Foto: Mats Karström.



Figur 23: Svenska fynd av timmerskapania sedan 1997. Källa: Artfakta.se

Långtjärnen med fyra observationer från 2015 och en från 2020. Förutom detta finns två observationer gjorda vid en lok 1 km SO om Brännvinsberget samt en vid en lok nordost om Middagssolen. Alla, utom ett, av fynden är gjorda av en om samma person, dokumenterat kunnig på mossor. Även den sista observationen är att betraktas som säker då den är gjord av en dokumenterat kunniga tjänstemän inom naturvård. Området vid Långtjärnen är avverkningsanmält men de platser där artfynden är gjorda ligger alla i avsättningar eller hänsynsytor som Sveaskog lämnat. Fynden sydost om Brännvinsberget ligger också de i en avsättning gjord av Sveaskog. Fyndet norr om Middagssolen ligger dock på privatmark och här finns ingen dokumentation kring eventuell avsättning/skydd.



Figur 24: Fyndplatser för timmerskapania i Gåsbergets värdetrakt.

Gynnande åtgärder

Enligt Artfakta.se bör samtliga aktuella fyndlokaler ges ett ändamålsenligt skydd vilket måste inkludera en god tillgång på död ved liksom expositions-skydd samt att strandmiljön inte tillåts torka upp under någon längre period. Äldre, obesökta fyndlokaler bör snarast återbesökas för att utröna artens aktuella status. Vidare bör död ved lämnas och träd tillåtas åldras och dö för att skapa kontinuerlig tillgång på livsmiljöer. Det är viktigt att bevara markfuktigheten och den naturliga variationen i vattenståndet. Enstaka lämpliga träd kan fällas i fuktig miljö för att skapa hård död ved som kan fungera som växtplats för arten.

***Kolticka* (*Griseoporia carbonaria*)**

Hotkategori: Starkt hotad (EN)

Åtgärdsprogram: -

Kännetecken

Koltickan bildar en flerårig resupinat eller hattbildande fruktkropp, som är lätt att lösgöra från underlaget.

Hattkanten är ofta lite tillbakaböjd. Arten är lätt att känna igen på de kantiga umbrabruna mjuka hattbildande fruktkropparna, med stora, utsträckta till hexagonala tunnväggiga porer, 1–2

per mm. Porlagret är brunt, något ludet och zonerat, men den kan ibland också utbilda skivor. Svampen är mjuk, oftast 10 cm lång och 5 mm tjock då den är resupinat. När den är hattformad kan hatten bli upp till 1 cm bred. Fynd från Amerika visar att svampen som resupinat kan täcka stora ytor på undersidan av brända lågor.



Figur 25: Kolticka. Foto: Ville Pokela

Ekologi

Koltickan är en brunrötare som endast växer på brända ytor av grova tallågor, ett substrat som blir alltmer sällsynt och numera bara påträffas i gammal barrskog. Gynnas av solljus och värme i gamla, luckiga skogsmiljöer.

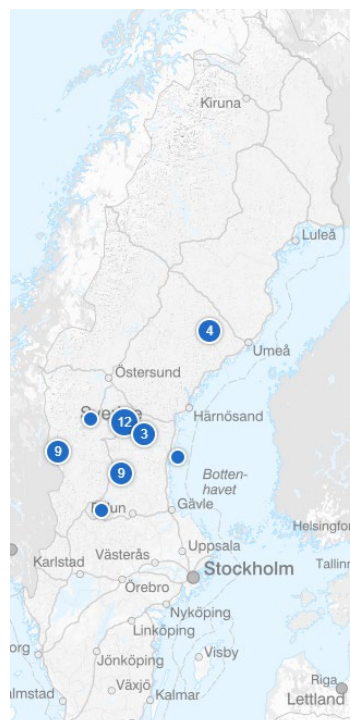
Utbredning

Det har gjorts 40 fynd av arten, fördelat på 8 platser, landet de senaste 25 åren, se Figur 26. Alla platserna är ligger i mellansverige. Den är allmänt spridd i Nordamerika. Arten är även känd från Nepal.

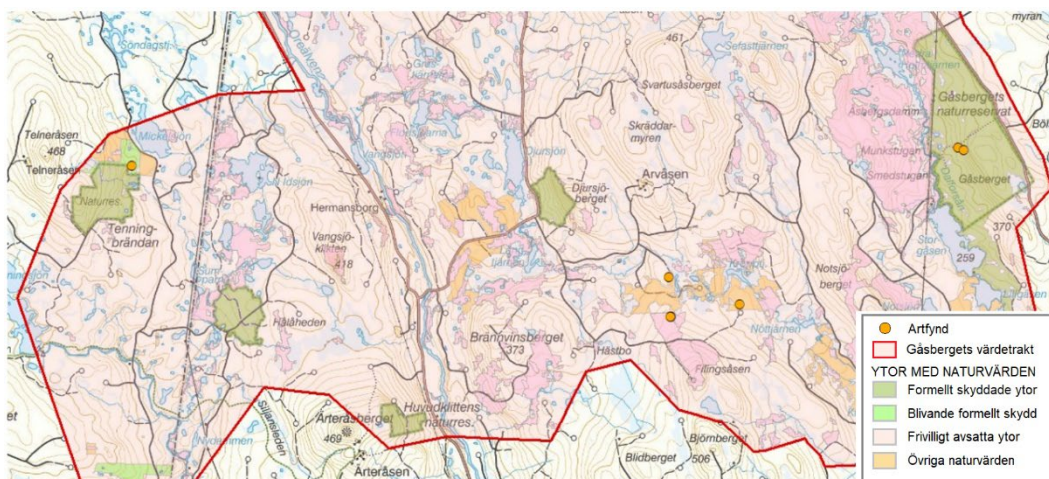
Förekomst i Gåsbergets VT

I Gåsbergets VT är 7 observationer gjorda på 3 geografiskt åtskilda lokaler i värdetraktens södra delar.

Rikast är ett område mellan Filingsåsen och Kropptjärnen med fyra observationer från 2012 och en från 2016. Förutom detta finns två observationer på en central yta i Gåsbergets naturreservat gjorda 2020 samt en observation från 2018 lokaliserad strax utanför NV hörnet



Figur 26: Svenska fynd av kolticka sedan 1997.
Källa: Artfakta.se



Figur 27: Fyndplatser för kolticka i Gåsbergets värdeområde.

av Tenningbrändans naturreservat.

Det är ett flertal personer som rapporterat in fynden men alla har arbetat för myndigheterna med artinventeringar och är dokumenterat kunniga på sitt område.

Fynden i Gåsbergets naturreservat är säkrade för framtiden. Det samma kan sägas gällas för ett par av fynden vid Fillingåsén – Kropptjärnen som ligger på naturvårdsavsatt yta av Sveaskogs mark samt fyndet vid Tenningbrändan då det pågår ett arbete med att utvidga reservat här.

Två av fynden är dock gjorda på oskyddad privatmark i området.

Gynnande åtgärder

Svampens växtplatser bör undantas från skogsbruk och särskild vikt bör läggas vid att spara gamla tallar. För att säkerställa artens fortlevnad behövs naturvårdsbränningar i avsatta områden och reservat. För att på lång sikt bibehålla livskraftiga populationer i ett område behövs sannolikt relativt stora avsatta arealer där en naturlig branddynamik upprätthålls.

Reliktslända (*Inocellia crassicornis*)

Hotkategori: Starkt hotad (EN)

Åtgärdsprogram: -

Kännetecken

Denna lilla draklika ormhalssslända är svart med gulaktiga ben och antennbaser. Huvudet är brett, platt och rektangulärt. Halsen är kraftigt förlängd, av ungefär samma längd som huvudet. Honans bakkropp avslutas med ett långt, sabelliktt ägglägningsrör.



Figur 28: Reliktslända. Foto: Andreas Öster

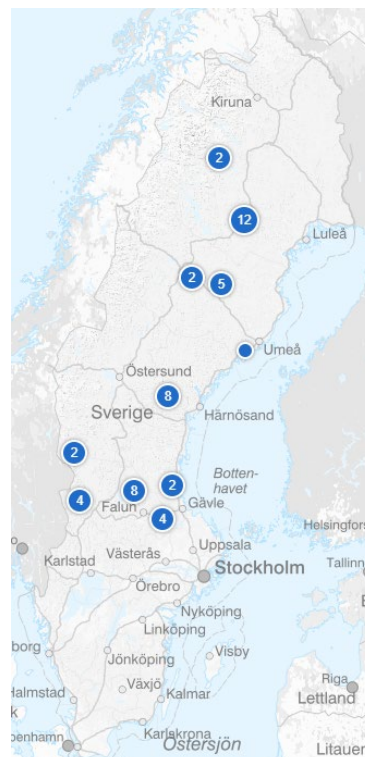
Vingarna är genomskinliga med ett glest, mörkt ribbnätverk. Vingbredden är cirka 24 mm. Arten skiljer sig från de tre övriga svenska ormhalsssländorna genom sitt jämbreda huvud utan punktögon och det mörka vingmärket utan genomgående ribbor. Den livliga larven är rödbrun med vita teckningar, bland annat en karaktäristisk rektangulär ljus fläck i bakre delen av bakkroppssegmenten.

Ekologi

Denna ormhalsssländas larver lever likt övriga ormhalsssländelarver som rovdjur på larver och puppor av barkborrar och andra vedinsekter under barken på döende eller döda träd. Av de få larvfynd som är gjorda i Sverige härrör två från grova, döende tallar med en brösthöjdsdiameter av cirka 80 cm, ett från en grov granlåga i en solbelyst ravinsida och två från stående döda granar. Den fullbildade insekten har påträffats i relativt torr och gles tallskog.

Utbredning

Det har gjorts 50 fynd av arten, fördelat på 11 platser i landet de senaste 25 åren, se Figur 29. Närmast utanför Sverige är arten funnen i Kuusamo i Finland och i västra Ryssland. I övrigt sträcker sig dess utbredningsområde från Mellaneuropa till Sibirien och Mongoliet.



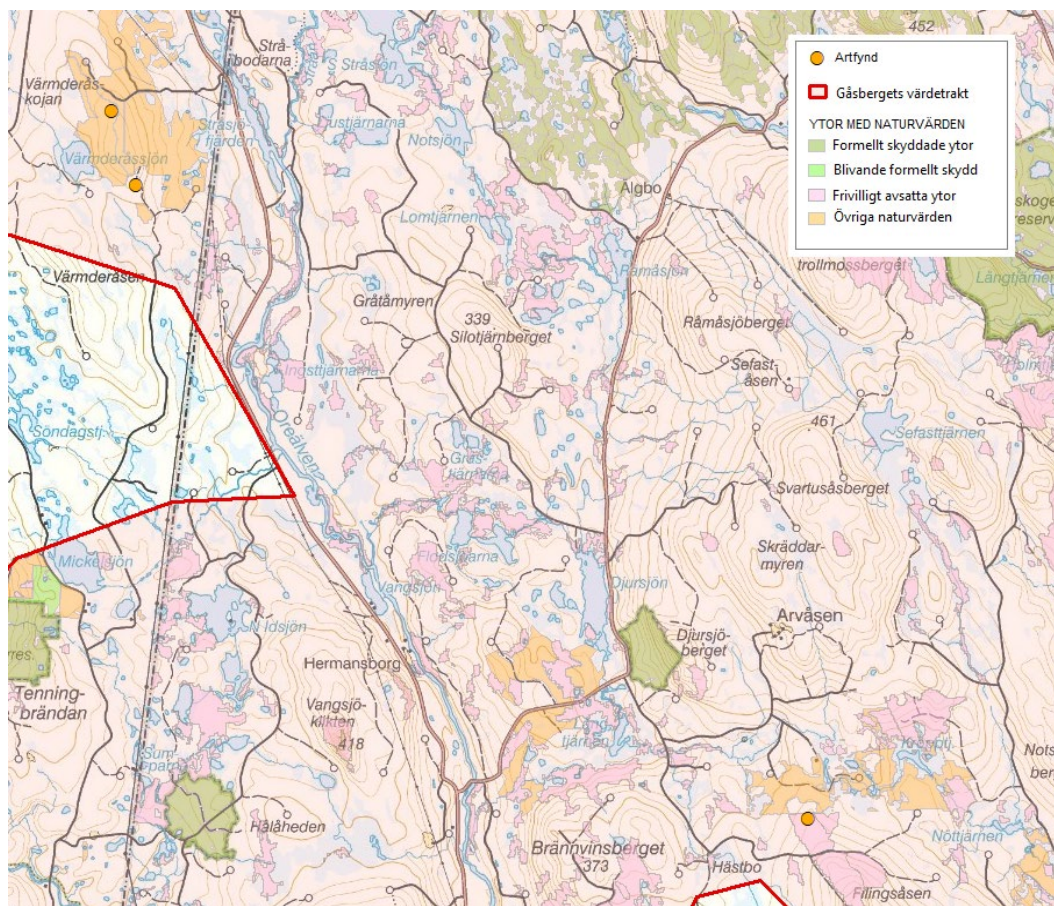
Figur 29: Svenska fynd av reliktslända sedan 1997.
Källa: Artfakta.se

Förekomst i Gåsbergets VT

I Gåsbergets VT är tre observationer gjorda på två geografiskt åtskilda lokaler i värdetraktens södra

och västra delar.

En observation är gjord 2020 strax norr om Filingsåsen och två andra samma, och efterföljande år vid Värmdersåsen. Fynden är gjorda av två olika personer med mångårig erfarenhet av naturvärdesinventeringar och dokumenterat kunniga på sitt område.



Figur 30: Fyndplatser för reliktslända i Gåsbergets värdeområde.

Fyndet vid Filingsåsen kan sägas vara säkrat för framtiden då det gjorts i naturvårdsavsättningar på Sveaskogs mark. Det samma kan sägas om 2021 års fynd vid Värmdersåsen då det ligger i den avsättning som Orsa besparingsskog gjort i området. Det något äldre fyndet från samma plats ligger dock utanför den egentliga avsättningen.

Gynnande åtgärder

Naturskogsbestånd av främst tall inom artens utbredningsområde bör bevaras. Gamla träd med grov bark, skador, håligheter eller döda delar bör lämnas och nya träd lämpliga som efterträdare bör tillåtas åldras för att skapa lämpliga livsmiljöer.

Urskogsporing (*Neoantrodia infirma*)

Hotkategori: Starkt hotad (EN)

Åtgärdsprogram: -

Kännetecken

En vidväxt, ettårig ticka, med upp till 10 cm stora fruktkroppar som i färskt tillstånd är vitaktiga men i torrt tillstånd mer ockra- till guldfärgade. Porerna är lite kantiga, 3–4 per mm och porlagret är ca 3 mm tjockt.



Figur 31: Urskogsporing Foto: Andreas Öster

Ekologi

Urskogsporingen är en vednedbrytare som växer på lågor av barrträd, företrädesvis tall, mer sällan gran. Den är hittills bara påträffad i äldre skogsbestånd med tydlig naturskogskaraktär. Arten är förmodligen gynnad av brand. Den uppträder som regel bara på någon enstaka till ett par lågor på varje lokal. Varje låga rymmer troligtvis bara en genetiskt unik svampindivid (genet), men som kan fragmenteras och delas upp på ett par fysiskt åtskilda, men genetiskt identiska mycel inom samma låga (rameter, motsvarar IUCN:s definition av individ). Fruktkropparna är ettåriga, men mycelets livslängd kan vara lång, flera decennier och potentiellt lika lång som veden finns.

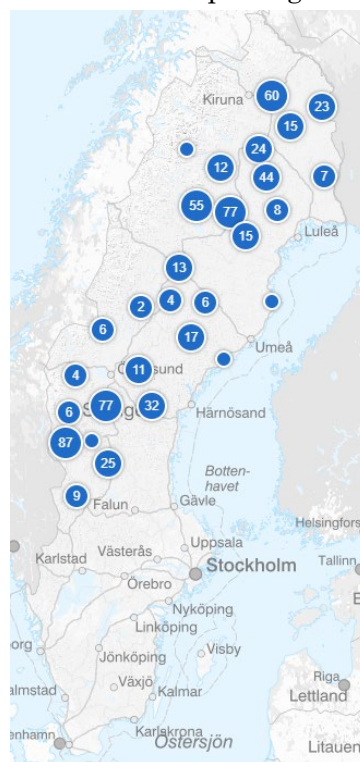
Utbredning

Det har gjorts drygt 640 fynd av arten, fördelat på 29 områden i landet de senaste 25 åren, se Figur 32. Arten upptäcktes och beskrevs i Finland och är där känd från ett drygt tiotal lokaler. Den är inte funnen i Norge eller Danmark.

Förekomst i Gåsbergets VT

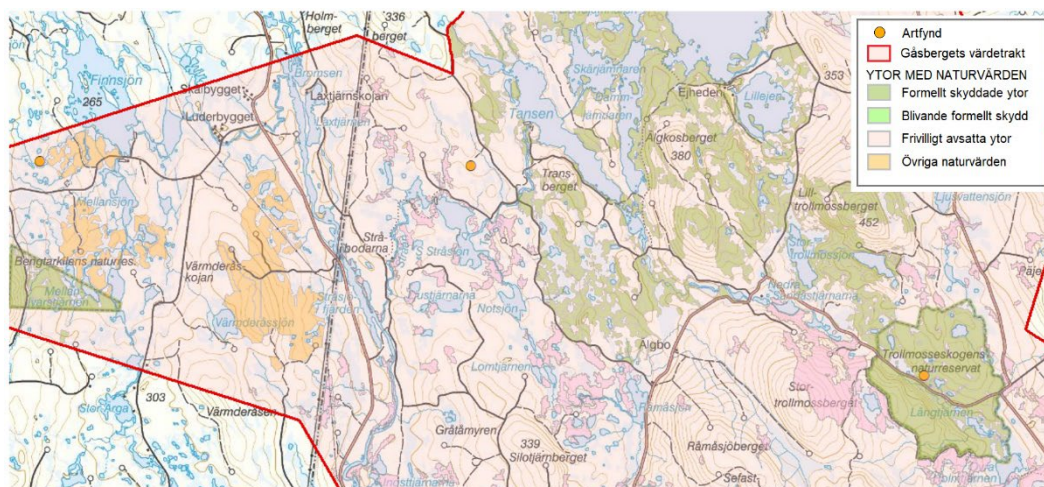
I Gåsbergets VT är tre observationer gjorda på tre geografiskt åtskilda lokaler i vädetraktens södra och västra delar.

En observation är gjord 2015 i Trollmosse-skogens naturreservat, en annan 2018 vid



Figur 32: Svenska fynd av urskogsporing sedan 1997. Källa: Artfakta.se

Radingnor, strax väster om sjön Tansen och den senaste 2021 vid Klockarbäcken, norr om Bengtarkilens naturreservat.



Figur 33: Fyndplatser för urskogsporing i Gåsbergets värdeområde.

Alla fynden är rapporterade av personer vars kompetens är okänd. Fyndet vid Trollmosseskogen är säkrat för framtiden då det ligger inom befintligt reservat. Det gäller dock inte för övriga fynd som inte sammanfaller med vare sig formella skydd eller frivilliga avsättningar.

Gynnande åtgärder

Kända lokaler måste undantas från skogsbruk. Äldre skogar behöver bevara och utveckla sin naturskogs-karaktär genom frivilliga avsättningar och formellt skydd. Naturvårdsbränningar av avsättningar och reservat är sannolikt nödvändiga för ett långsiktigt bevarande av arten. Död ved i större mängd krävs för att upprätthålla en kontinuerlig tillgång på livsmiljöer.

Mosippa (*Pulsatilla vernalis*)

Hotkategori: Starkt hotad (EN)

Åtgärdsprogram: Mosippa

Kännetecken

Mosippa är en drygt decimeterhög ört med en basal, övervintrande bladrosett. Den är flerårig och enskilda plantor kan bli uppåt 100 år gamla. Blomningen inträffar från april till mitten av juni, beroende på var i landet den växer. Stjälkarna är enblommiga med stora, klocklika blommor. De 3–4 cm långa kronbladen är vita på insidan och ljust lilarosa till rödaktiga på utsidan.

Blomman och övriga delar av årsskottet är sammetsbrunt ludna av långa silkeshår. Blomstjälkarna är först upprätta, sedan hängande men i frukt åter uppsträckta och 2–3 dm höga. Fröställningen är iögonfallande med de närmare 4 cm långa, håriga, penselförsedda fröna som mognar i juni eller början av juli. Mosippa är en art utan långlivad fröbank. De basala något glansiga bladen är pardelade och relativt bredflikiga vilket lätt skiljer arten från backsippa och fältsippa. Den fullbildade plantan har en djupgående, vertikal jordstam och rot.



Figur 34: Mosippa.

Foto: Jonas Bergstedt

Ekologi

Mosippa påträffas oftast i glesa, sandiga tallskogar, men också i öppna hedmarker och hagmarker där fältskiktet inte är alltför slutet. Även om arten generellt föredrar sura jordar kan den sällsynt växa bland örter och gräs i frodigare skogar och marker på kalkrik berggrund. Den har idag merparten av sina växtplatser i ljusöppna skogar med varma gläntor och sydvända sandslänter, där konkurrensen är liten och där snön smälter bort tidigt på våren. Den kan förekomma på moränmarker, men särskild förkärlek har den för isälvsavlagringar som grovmo, sand och grus i anslutning till åsar, dynområden och deltan längs större vattendrag. Närheten till vatten gynnar arten på flera sätt. Även om den trivs i torr och varm sand så behöver dess långa rötter nå ned till fuktig jord några decimeter ned. Därför ser man inte mosippa i de allra torraste lägena på åschrön eller nipslänter. Arten trivs inte bland blåbärsris eller i tät ljung och är beroende av markstörningar som ger blottor i vegetationstäcket för att kunna gro.

Det har gjorts

Förekomst i Gåsbergets VT

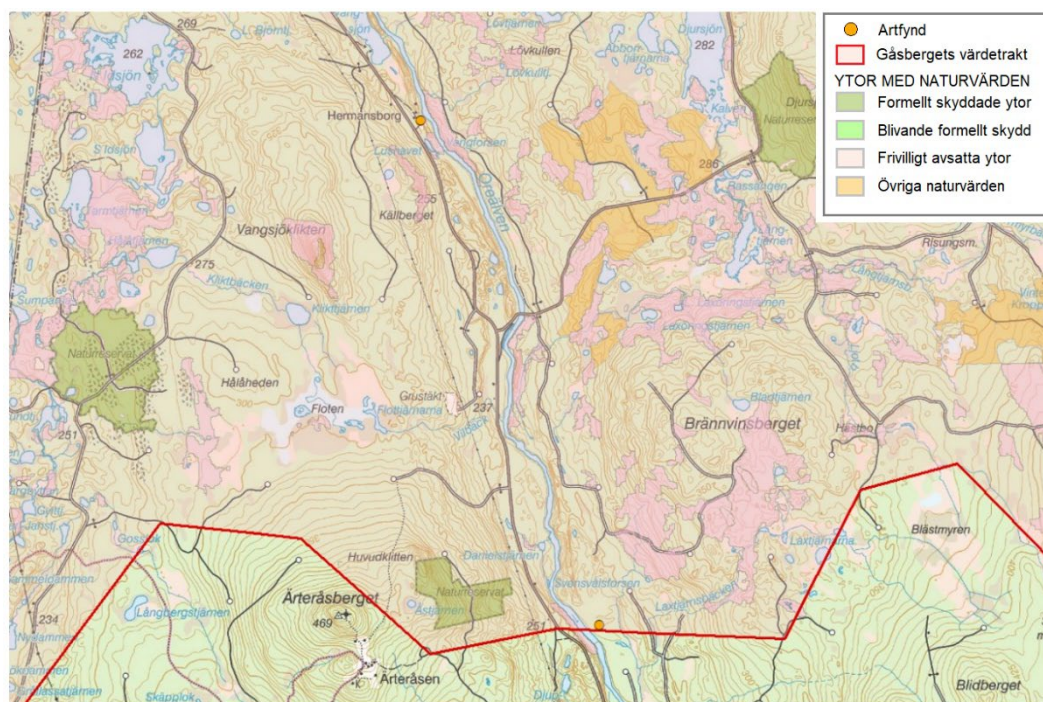
A map of Sweden showing the distribution of 1500 respondents. Blue circles of varying sizes represent the number of respondents in different regions. The largest circles are in the central and southern parts of the country, with values like 774, 565, and 526. Smaller circles are scattered in the north and west, with values like 2, 9, and 8. The map includes labels for major cities like Kiruna, Umeå, Östersund, Härnösand, Uppsala, Stockholm, and Göteborg, as well as neighboring countries like Finland, Estonia, Latvia, and Lithuania.

En observation är gjord 2005 på ett ställe vid älven i höjd med Ärteråsens fäbod. Den andra observationen är gjord 2017 vid Hermansborg. Det senaste har gjorts av en handläggare på länsstyrelsens som arbetar med artinventeringar och är dokumenterat kunnig på sitt område. Troligen är även det första fyndet säkert eftersom arten i sig är lätta att känna igen även för en lekman.

Gynnande åtgärder

Projekt Grön infrastruktur i Gåsbergets värdetrakt • Länsstyrelsen Dalarna 20233 • 121

eller omflyttning enligt Naturvårdsverkets vägledning är viktiga åtgärder för att kunna motverka minskningen i antal individer eller antal lokaler.



Figur 36: Fyndplatser för mosippa i Gåsbergets värdetrakt.

***Laxrosa ticka* (*Aurantiporus priscus*)**

Hotkategori: Starkt hotad (EN)

Åtgärdsprogram: -

Kännetecken

Ettårig, resupinat fruktkropp som kan bli upp till 1 cm tjock. Som ung vaxartad med ljust vitrosa-laxrosa (utan gult) porlager. Steril kantzon som är rosaaktigt ockragul-orange, ibland något svedd med mörkare ockrarödbrun ton och som torr rödsvart. Ingen färgförändring vid tumning eller skador. På unga fruktkroppar finns en karaktäristisk färgkombination och kontrast mellan det rosaaktiga porlagret och fruktköttet som är ockrafärgat. Porerna är kantiga och 0,25-0,5 mm i tvärsnitt (Lejonberg L m fl 2019).



Figur 37: Laxrosa ticka.

Foto: Ville Pokela

Ekologi

Återfinns på grova barklösa gamla tallågor i urskogsartad tallskog.

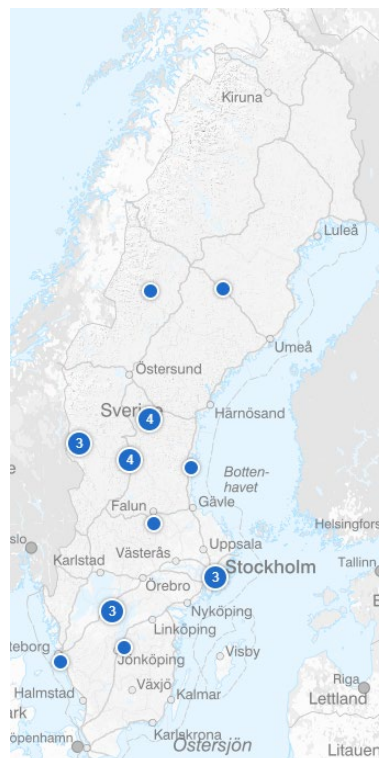
Utbredning

Det har gjorts drygt 23 fynd av arten, fördelat på 19 områden i landet de senaste 25 åren, se kartan till höger. Utöver förekomster i Sverige är arten även känd från Finland och Polen.

Förekomst i Gåsbergets VT

Är endast känd från en osäker observation nordost om Bengtarkilens naturreservat i Orsa kommun.

Vid en inventering 2018, initierad av Länsstyrelsen, påträffades en tallåga med fruktkroppar. Tickan fotograferades men någon kollekt togs tyvärr inte. Tickan förblev oidentifierad till år 2020 då bilder av *Aurantiporus priscus* lades upp på artportalen. Likheter till utseende, habitat och substrat antyder att fyndet kan kopplas till arten. Då arten eftersöktes igen på lokalen 2020 kunde tyvärr inga fruktkroppar hittas. Lokalen kommer dock troligen att säkras för framtiden



Figur 38: Svenska fynd av laxrosa ticka sedan 1997.

Källa: Artfakta.se

Topographic map of the Gåsberg area in Sweden, showing various nature reserves and geographical features. A red line outlines the Gåsbergsvärde area. A yellow dot marks the location of the Gåsbergsvärde. The map includes labels for places like Rosentorp, Seldermyren, Skälbygge, Luderbygge, Skälmyren, Torsmörbrändan, Värmdersköjan, Värmdersåsen, Värmdersberget, Stråbodarna, and Ståsjö. It also shows water bodies like Finnshjön, Störholmen, Möllansjön, Mörn, Håstsköl, Nedre Varst, and Skälmyren. The map is color-coded to show different types of nature reserves: orange for artfönd, green for Gåsbergsvärde, light green for former protected areas, pink for voluntarily abandoned areas, and yellow for other nature reserves.

Legend:

- Artfönd
- Gåsbergsvärde
- YTOR MED NATURVÄRDEN
- Formellt skyddade ytor
- Blivande formellt skydd
- Frivilligt avsatta ytor
- Övriga naturvärden

Gynnande åtgärder

Projekt Grön infrastruktur i Gåsbergets värdetrakt • Länsstyrelsen Dalarna 20233 • 124

Raggbock (*Tragosoma depsarium*)

Hotkategori: Sårbar (VU)

Åtgärdsprogram: Skalbaggar på äldre död tallved.

Kännetecken

Kroppen är mörkbrun och svagt glänsande, med breda och parallellsidiga täckvingar, 18-32 mm lång. Arten har stora ögon och tydlig behåring på främst huvudet och den smala halsskölden, som är försedd med en tagg på vardera sidan.

Antennerna är kraftiga och längre än halva kroppen. De stora, ovala kläckhålen avslöjar angripna lågor, men hackas ofta bort av hackspettar, främst spillkråka.



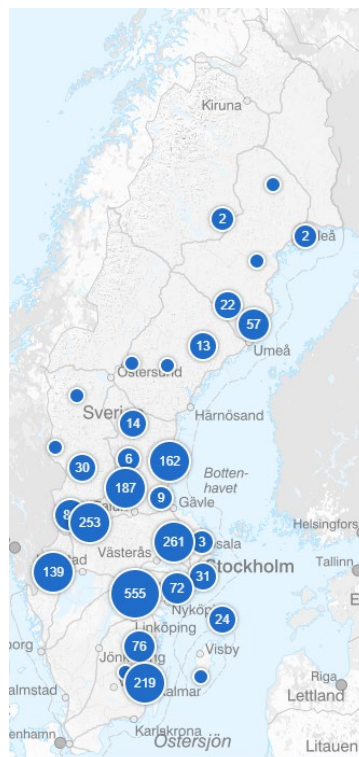
Figur 40: Raggbock
Foto: Lars-Ove Wikars

Ekologi

Larvutvecklingen sker i äldre, liggande stammar av tall, mer sällan gran.

Ofta i helt barkfallna lågor med hård, silvergrå ytved. Ibland i bearbetat virke, t.ex. spänger över myrar och virke i gamla flottrännor, eller i avverkningsstubbar. Lågan bör ha en viss markkontakt, men får ej vara för fuktig eller starkt rötad vid äggläggningstillfället, och bör ha en kärna av friskt doftande, rödaktig ved. Grov ved föredras, sällan i ved under 15-20 cm.

Äggläggning sker i sprickor i veden, och kan inledas i 5-10 år gammalt virke. Angrepp kan fortgå under många år - pågående gnag har konstaterats i hundraårigt tallvirke. I frodvuxet virke (och i gran) utvecklas bara en generation, eftersom veden rötter snabbare. Larverna gnager gånger in i kärnveden, fyllda av upp till 12-13 mm långa, grova gnagspånor. Larvutvecklingen varar minst fyra år. Förpuppningen sker under sommaren i en puppkammare som ofta går in i kärnveden och är omgiven av exkrementer blandade med vedspånor. Skalbaggarna kläcks från början av juli till början av augusti (något tidigare i södra Sverige). De är nattaktiva och goda flygare.



Figur 41: Svenska fynd av raggbock sedan 1997.
Källa: Artfakta.se

Gynnande åtgärder

I tallskog som är avsatt för naturvård är naturvårdande skötsel som skapar en glesare skog med solexponerade tallågor positiv för arten.

Naturvårdsbränning är i detta sammanhang mycket gynnsamt. För att raggbocken skall överleva i kulturskogen behöver tallågor sparas och skapas i samband med slutavverkningar, och även efter att tallar blåst ned. Detta är särskilt viktigt i kantzoner mot mer öppen mark tex. invid hällmarksimpediment. Naturligt brunnen tallskog nära lokaler med raggbock bör skyddas. Naturvårdsbränning i skogsbruket kan med fördel göras nära lokaler med raggbock. På lokaler där arten i dagsläget är missgynnad pga. beskuggning eller vedbrist kan röjning runt befintliga lågor och tillförsel av tallvirke gynna arten, se förslag på åtgärder i kapitel 4.3.1.

Tallbarksvartbagge (*Corticeus fraxini*)

Hotkategori: Sårbar (VU)

Åtgärdsprogram: Skalbaggar på nyligen död tall.

Kännetecken

En rödbrun, starkt cylindrisk och långsmal art som blir 3,5–4,5 mm lång. Antenner och ben är korta och kraftigt byggda. Den är ganska starkt glänsande. Den har inga regelbundna punktrader på täckvingarna.



Figur 43: Tallbarksvartbagge
Foto: Lars-Ove Wikars

Ekologi

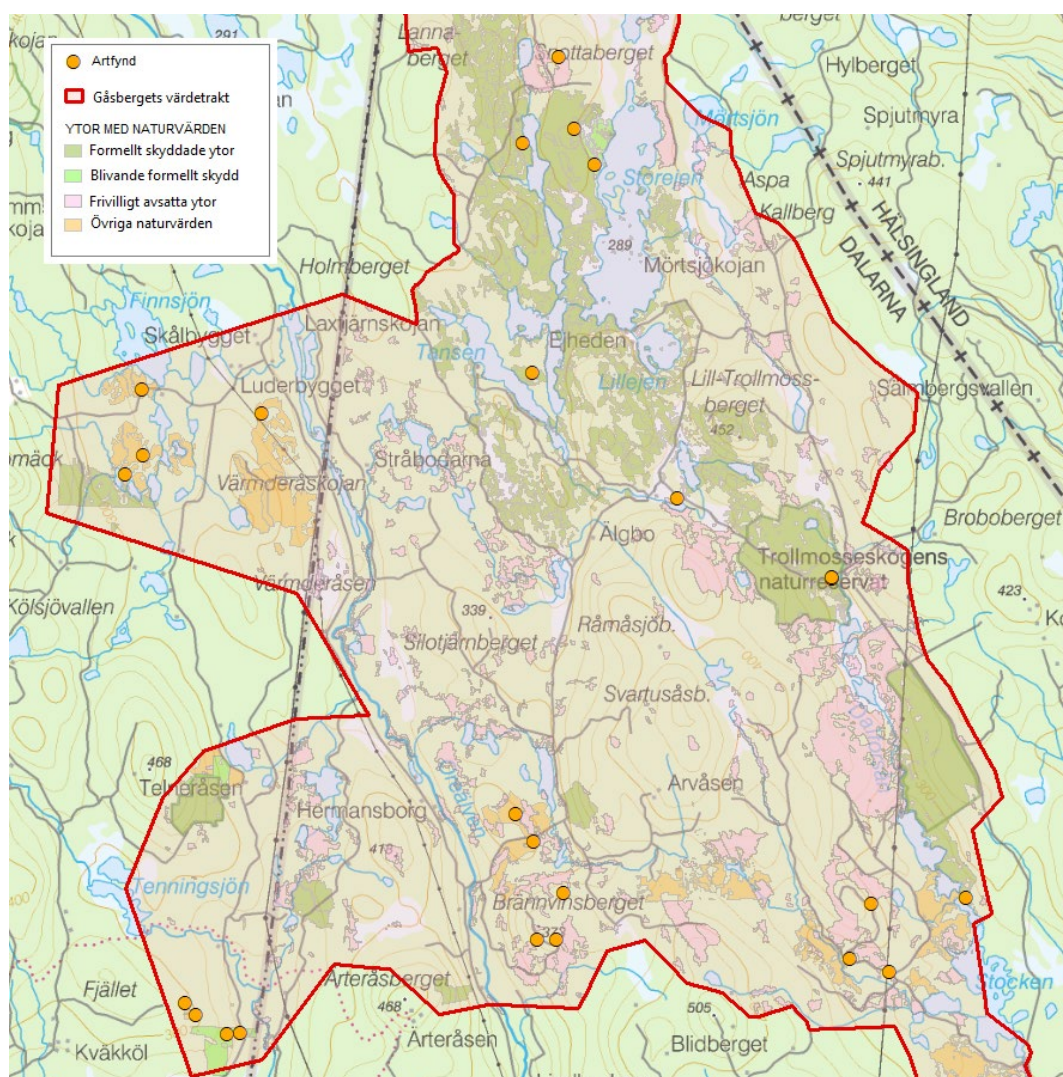
Larvutvecklingen sker i gångsystemen (främst i modergångarna) av olika barkborrar på barrträd. De nutida fynden är främst gjorda på tall hos den mindre mörkborren, men även skarptandad och tolvttandad barkborre. Den är även funnen på gran hos åttatandad barkborre (granbarkborren). Detaljerna i artens näringsekologi är okända. *Corticeus*-arterna har tidigare ansetts vara rovdjur men är i huvudsak saprofager och svampätare som lever i gångarna hos olika barkborrar, och uppträder som fakultativa predatorer som ibland äter ägg och larver av barkborrar. De fullbildade skalbaggar kan påträffas under en stor del av året i modergångarna till de aktuella barkborrarna. Att dagens skogsbruksmetoder gynnar större mörkborre, på bekostnad av mindre mörkborre och dess följearter, har föreslagits som en förklaring till de minskande populationerna över tid i landet (Wikars och Pettersson muntl).

Utbredning

Det har gjorts drygt knappt 160 fynd av arten, fördelat på 13 områden i landet de senaste 25 åren, se Figur 44. Har visat en stark tillbakagång under 1900-talet och tycks nu vara försvunnen över större delen av landet. Senaste fynd finns från Gotland, Dalarna och Norrbotten. Närmast återfunnen i Norge, Finland och Baltikum. Världsutbredningen sträcker sig från Syd- och Västeuropa österut till Mongoliet och östra Ryssland.



Figur 44: Svenska fynd av tallbarksvartbagge sedan 1997.
Källa Artfakta.se



Figur 45: Fyndplatser för tallbarksvarvbagge i Gåsbergets värdeområde.

Förekomst i Gåsbergets VT

I Gåsbergets VT är 26 observationer gjorda spritt över större delen av trakten. Alla fynd är gjorda av dokumenterat kunniga entomologer.

Av fynden ligger 9 inom befintliga eller blivande formellt skyddade ytor och 4 på frivilligt avsatta ytor. Av övriga fynd ligger 5 på ytor som inventerats, men där ställning ännu inte tagits om framtida förvaltning.

Gynnande åtgärder

Under gynnande åtgärder i Artfakta.se poängteras vikten av att skydda artens få återstående lokaler och se till att det finns en kontinuitet av döda tallar inom dessa områden. Gamla träd med grov bark, skador, håligheter eller döda delar bör lämnas och nya träd lämpliga som efterträdare bör tillåtas åldras för att skapa lämpliga livsmiljöer.

Även Laaksonen m.fl. (2020b) har förslag på gynnande åtgärder för några skalbaggsarter som kräver nyligen död tallved, däribland avlång tallbarksvarrtbagge. Man skriver att arterna gynnas genom en förlängd rotationstid, föryngring med hjälp av fröträd samt att så många evighetsträd lämnas som möjligt.

Av samma skäl är det befrämjande för arten om fler bestånd tillåts att självgallra. Detta möjliggör ett gradvis tillskapande av ny död ved till fördel för mindre mörghorren samtidigt som utbrott av den större undviks. Lämnande av GROT kan också vara en gynnande åtgärd, speciellt den glansbarkrika delen av grenar och toppar. Samtidigt ska man vara medveten om att skogsbruksåtgärder som snabbt skapar större mängder död ved kan gynna utbrott av större mörghorre, se stycket ovan om artens ekologi (R M Petterson, muntl).

Avlång barksvartbagge (*Corticeus longulus*)

Hotkategori: Sårbar (VU)

Åtgärdsprogram: Skalbaggar på nyligen död tall.

Kännetecken

En 3–3,5 mm lång skalbagge med rödbrun grundfärg och långsmal, cylindrisk kroppsform. Arten kännetecknas av att bakbenens första fotled är tydligt längre än de följande två lederna, vilket skiljer den från närstående arter, exempelvis *C. fraxini*. Kroppsformen är också mer långsträckt och halsskölden bakåt mer avsmalnande än hos närstående arter.



Figur 46: Avlång tallbarksvartbagge
Foto: Lars-Ove Wikars

Ekologi

Larvutvecklingen sker i gångar av olika barkborrar under barken på barrträd, främst tall. I Sverige främst hos skarptandad barkborre (*Ips acuminatus*) (Pettersson 2013) men även mindre mörkborre (*Tomicus minor*) och under tunn bark på grova gren- och toppdelar). Båda tillhör en grupp barkborrar vars larver först lever av bark och därefter av blånadssvamp i splintveden. De flesta av fynden från gran är när "tallararter" som skarptandad barkborre utvecklas på gran.

Corticeus-arterna ansågs tidigare vara rovdjur men är i huvudsak saprofager och svampätare, som kan uppträda som fakultativa predatorer på ägg och larver av barkborrar. Larvutvecklingen är troligen minst tvåårig eftersom larver och fullbildade skalbaggar kan hittas tillsammans. De fullbildade skalbaggarna övervintrar för reproduktion under nästa år.

Att dagens skogsbruksåtgärder gynnar större mörkborre, på bekostnad av mindre mörkborre och dess följearter, har föreslagits som en förklaring till de minskande populationerna över tid i landet (Wikars och Pettersson muntl).

Utbredning

Det har gjorts drygt 50 fynd av arten, fördelat på 7 områden i landet de senaste 25 åren, se Figur 47. I Norrland har arten inte återfunnits

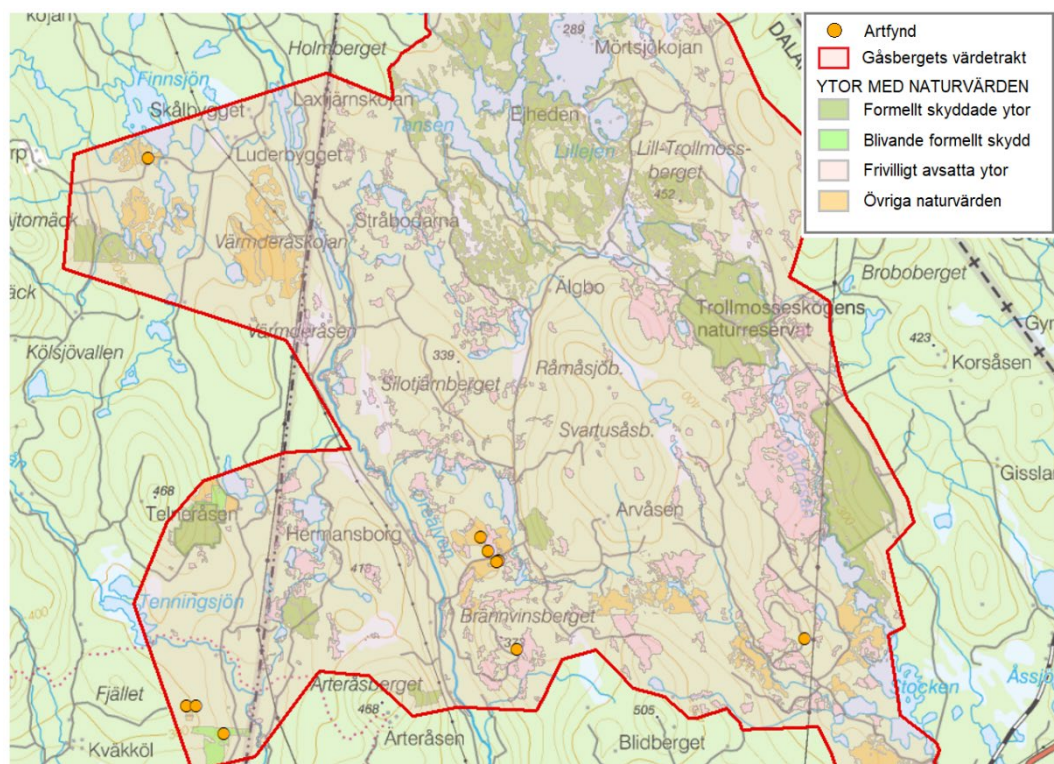


Figur 47: Svenska fynd av avlång tallbarksvartbagge sedan 1997.

Källa: Artfakta.se

under 2000-talet, trots att många naturreservat med mindre mörghorre har inventerats (Pettersson R, muntl.).

Återfinns närmast i Norge, Finland och Baltikum men saknas i Danmark. Världsutbredningen sträcker sig från Central- och Nordeuropa österut över Kaukasus och de europeiska delarna av Ryssland till Bajkalsjön i östra Sibirien.



Figur 48: Fyndplatser för avlång tallbarksvartbagge i Gåsbergets värde trakt.

Förekomst i Gåsbergets VT

I Gåsbergets VT är 10 observationer gjorda, alla utom ett i södra delen av värde trakten. Alla är noterade av en erkänt kunnig entomolog.

Ett av fynden återfinns i ett område som kommer att få formellt skydd, tre inom frivilliga avsättningar, ett i ett område med kända naturvärden men vars framtida förvaltning ännu inte beslutats.

Gynnande åtgärder

Tallskogar med stark förekomst av mindre mörghorre och skarptandad barkborre bör avsättas frivilligt eller som reservat. Då dessa värddarter kan nyttja grova grenar och trädtoppar bör sådan GROT lämnas vid slutavverkning av bestånd i anslutning till kända förekomster. Gamla träd med grov bark, skador, håligheter eller döda delar bör lämnas och nya träd lämpliga som efterträdare bör tillåtas åldras för att skapa lämpliga livsmiljöer.

Även Laaksonen m.fl. (2020b) har förslag på gynnande åtgärder för några skalbaggsarter som kräver nyligen död tallved, däribland avlång tallbarksvarrtbagge. Man skriver att arterna gynnas genom en förlängd rotationstid, föryngring med hjälp av fröträd samt att så många evighetsträd lämnas som möjligt.

Av samma skäl är det befrämjande för arten om fler bestånd tillåts att självgallra. Detta möjliggör ett gradvis tillskapande av ny död ved till fördel för mindre mörghorren samtidigt som utbrott av den större undviks. Lämnande av GROT kan också vara en gynnande åtgärd, speciellt den glansbarkrika delen av grenar och toppar. Samtidigt ska man vara medveten om att skogsbruksåtgärder som snabbt skapar större mängder död ved kan gynna utbrott av större mörghorre, se stycket ovan om artens ekologi (R M Petterson, muntl).

Skrovlig taggsvamp (*Hydnellum scabrosum*)

Hotkategori: Nära hotad (NT)

Åtgärdsprogram: Rödlistade fjälltaggsvampar.

Kännetecken

Hatten på den skrovliga taggsvampen är välvd till utbredd, gråbrun, upp till 15 cm bred, först slät, men som äldre fjällig. Taggarna är först ljusa men blir mörkare med åldern. Foten är av samma färg som hatten, men med blågrön bas. Svampen luktar mjölkaktigt och smaken är bitter. Köttet är vitt eller brunaktigt förutom i fotbasen som är blågrön. Två liknande arter har också blåaktig fotbas, bitter taggsvamp (*Sarcodon fennicus*) och blåfotad taggsvamp (*Sarcodon glaucopus*). Den blåfotade taggsvampen har dock slät eller rutlikt uppsprucken hatt, ej fjällig, och bitter taggsvamp skiljer sig från den skrovliga taggsvampen genom att lukta bittermandel.



Figur 49: Skrovlig taggsvamp
Foto: Uno Skog

Ekologi

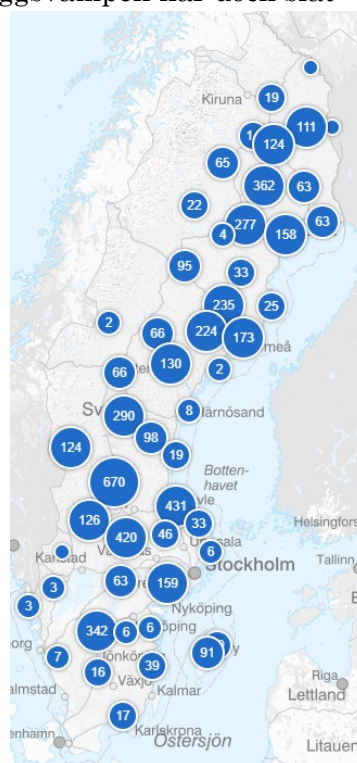
Svampen bildar mykorrhiza i äldre barrskog, särskilt tallskog. Fruktkroppar uppträder från juli till oktober. Behöver tillgång till fläckar med blottad mark/mineraljord. Lever främst på sandig mark (sand, mo, mjåla, grus). Gynnas av solljus och värme i gamla, luckiga skogsmiljöer.

Utbredning

Det har gjorts knappt 5000 fynd av arten, fördelat på 51 områden i landet de senaste 25 åren, se Figur 50. Svampen är känd från flera europeiska länder, men är t.ex. försvunnen från Danmark och Storbritannien. Den är rödlistad i Norge (sårbar). Svampen är en signalart som indikerar miljöer med höga naturvärden i barrskog.

Förekomst i Gåsbergets VT

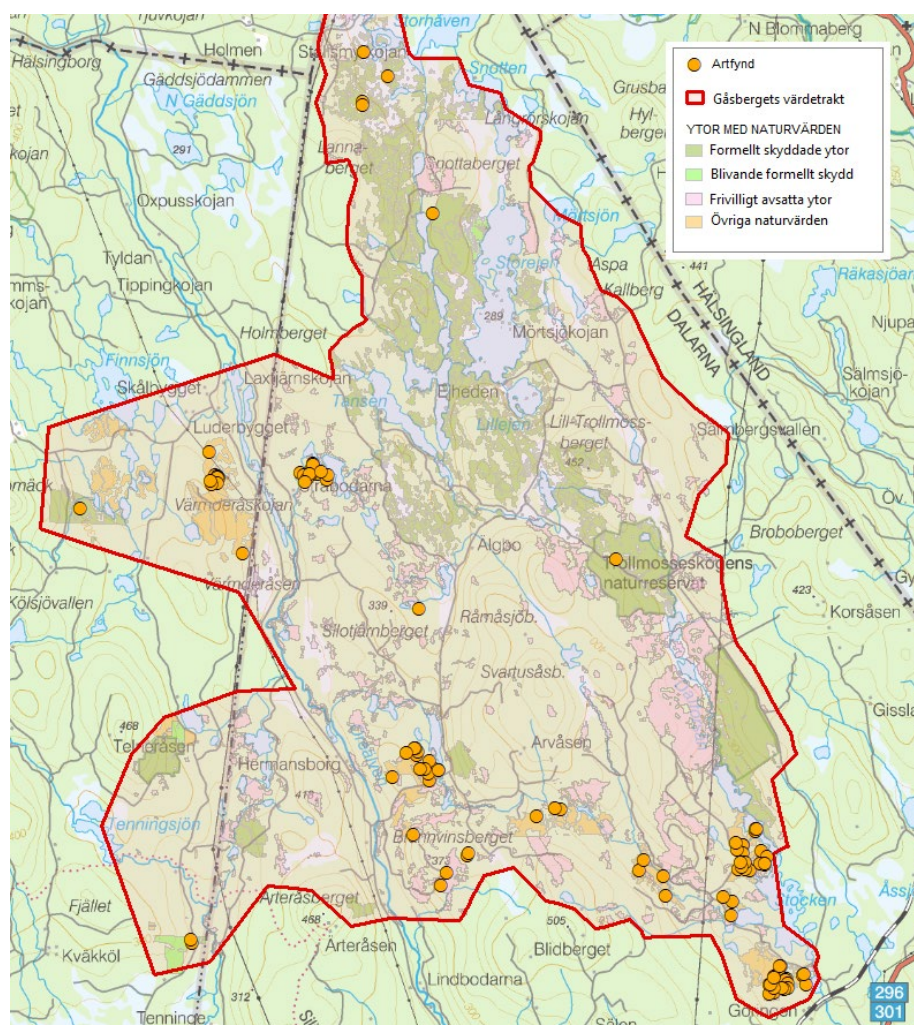
I Gåsbergets VT är 111 observationer gjorda i värdeetraktens norra, västra och södra delar mellan 2006 och 2021. Den absoluta majoriteten



Figur 50: Svenska fynd av skrovlig taggsvamp sedan 1997.

Källa: Artfakta.se

av fynden är gjorda av personer som arbetar professionellt med naturvärdesinventeringar. Av de gjorda fynden ligger 9 inom existerande, eller blivande, formellt skyddade ytor, 15 i frivilligt avsatta ytor och 69 på ytor som myndigheterna inventerat på naturvärden men där den framtida förvaltningen ännu inte avgjorts.



Figur 51: Fyndplatser för skrovlig taggsvamp i Gåsbergets värdeområde.

Gynnande åtgärder

Kända lokaler bör undantas från skogsbruk, men alternativt kan de bestå där arten konstaterats tåla försiktig plockhuggning. Om det senare är aktuellt bör värdegrund bevaras och förutsättningarna för nya skapas. Marken på växtplatsen bör inte utsättas för kraftiga störningar av typen dikning, markberedning eller körning med skogsfordon men bevara om möjligt viss påverkan på markskiktet, t.ex. genom bete, slåtter eller brand. Skapa solöppna, varma, vindskyddade miljöer genom variation mellan täta och öppna delar, och gynna brynmiljöer. Gödsling bör inte utföras. (Widenfalk & Schmalholtz 2015).

Slät tallkapuschongbagge (*Stephanopachys linearis*)

Hotkategori: Nära hotad (NT)

Åtgärdsprogram: Brandinsekter i boreal skog.

Kännetecken

Slät tallkapuschongbagge är en 4–6 mm lång, blankt svartbrun skalbagge med cylindrisk och parallell kroppsbyggnad. Den högvälvda halsskölden är försedd med skrovlig skulptur längs fram mot huvudet. Antennerna är korta med en tydlig utvidgning mot spetsen.



Figur 52: Slät tallkapuschongbagge
Foto: Lars-Ove Wikars

Ekologi

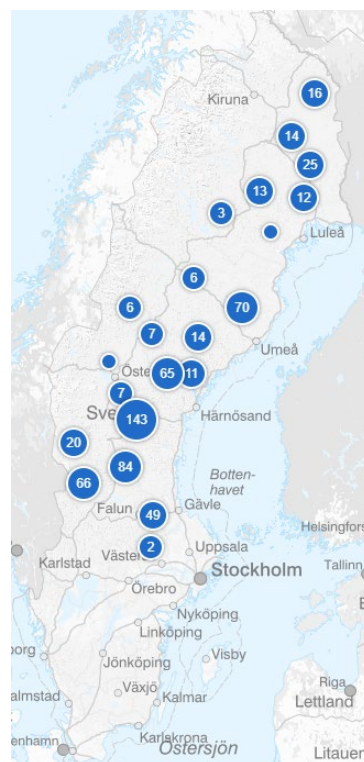
Larvutvecklingen sker i innerbarken på nyligen brända barrträd, företrädesvis tallar. Vanligen återfinns angreppen runt brandljud på levande, brandskadade träd där arten ofta utvecklas i gränsen mellan levande och död vävnad. Ibland lever den kvar i träd som dött långsamt av brandskadorna.

Angreppen kan i extrema fall fortgå upp till tjugo år efter branden. Arten har vid något tillfälle även påträffats på obrända levande tallar samt på nyhugget talltimmer. Lokalt kan *S. linearis* under årens lopp bygga upp en ganska individrik population på ett brandfält. Larver i olika storlekar och den fullbildade skalbaggen kan påträffas i bränd bark hela året. Spridning till nya träd och brandområden sker främst i juni–juli.

Utbredning

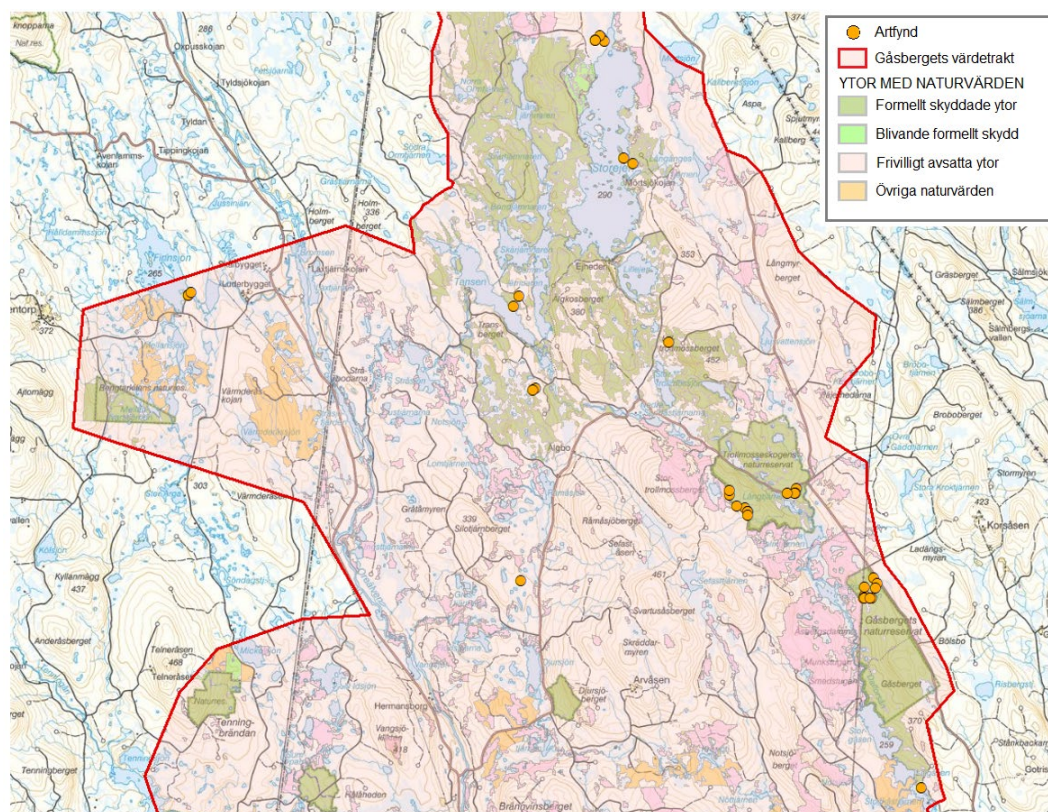
Det har gjorts drygt 630 fynd av arten, fördelat på 22 områden i landet de senaste 25 åren, se Figur 53.

Det finns gamla noteringar om arten så långt söderut som Västergötland men under det senaste seklet har den inte påträffats söder om Dalälven, med undantag av ett fynd från Blekinge 1950. Utanför Sverige förekommer arten i Norge och Finland samt i Baltikum och vidare österut i Ryssland. Det föreligger även fynd från östra Mellaneuropa samt från Kaukasus.



Figur 53: Svenska fynd av slät tallkapuschongbagge sedan 1997.

Källa: Artfakta.se



Figur 54: Fyndplatser för slät tallkapuschongbagge i Gåsbergets värdetrakt.

Förekomst i Gåsbergets VT

I Gåsbergets VT är 40 observationer gjorda i mellan 1995 och 2020.

Merparten är funna i värdetraktens centrala del. I stort sett alla fynd är gjorda av entomologer dokumenterat kunniga inom sitt område.

Av de gjorda fynden ligger 24 inom existerande, eller blivande, formellt skyddade ytor. Övriga fynd är gjorda på ytor som vare sig är frivilligt avsatta eller i övrigt kända av myndigheter eller bolag för sina naturvärden.

Gynnande åtgärder

Bränd skog bör ej avverkas. Naturvårdsbränning gynnar arten, och bör anpassas så att barrträd, särskilt tallar, brandskadas, men överlever och utvecklar s.k. brandljud. Särskilt gynnsamt för arten är att bränna upprepat i samma och närliggande områden.

Tallstumpbagge (*Platysoma lineare*)

Hotkategori: Nära hotad (NT)

Åtgärdsprogram: Skalbaggas på nyligen död tall.

Kännetecken

Längd 3,5-4 mm. Kropp cylindrisk, måttligt välvd, blanksvart-brunsvart, ben och antenner svarta-bruna.

Halssköld på mitten med fin punktur, som blir något grövre mot sidorna och baktill. Täckvingarna fint punkterade med de fyra yttersta fårorna tydliga i hela sin längd, de två innersta förkortade och nående ungefär till mitten. De sista ryggplåtarna (tergiter) bakom täckvingarna har en fin punktur med spridda grövre punkter.



Figur 55: Tallstumpbagge Foto: Lars-Ove Wikars

Ekologi

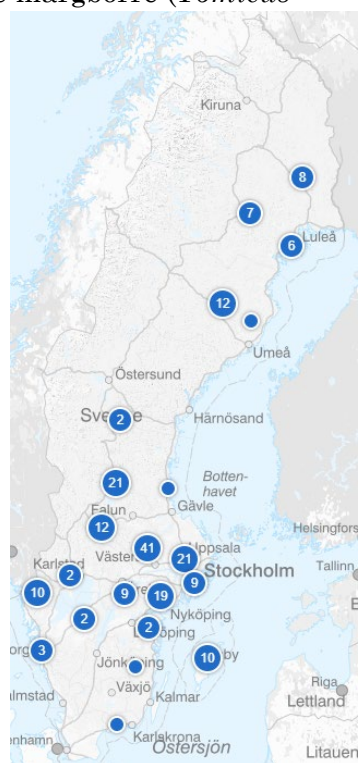
Ett rovdjur som lever i gångarna av barkborrar under barken på döende barrträd, främst tall, i mindre omfattning gran, i Mellaneuropa även andra barrträd. I Sverige är arten associerad med mindre mörghorre (*Tomicus minor*) eller större mörghorre (*T. piniperda*) på tall och granbarkborre (*Ips typographus*) på gran, i utlandet har arten hittats i gångarna av ytterligare arter av barkborrar. Både larver och fullbildade livnär sig förmodligen framför allt av insektslarver, främst barkborrar.

Utbredning

Det har gjorts drygt 200 fynd av arten, fördelat på 22 områden i landet de senaste 25 åren, se Figur 56. Arten är känd från alla de nordiska grannländerna samt Baltikum. Den europeiska utbredningen inkluderar Central- och Sydeuropa, men arten saknas i Grekland och på brittiska öarna. Artens förekomstområden i Centraleuropa är främst tallskogar i bergsområden som Alperna. Världsutbredningen sträcker sig från Väst- och Sydeuropa till östra Ryssland och norra Kina.

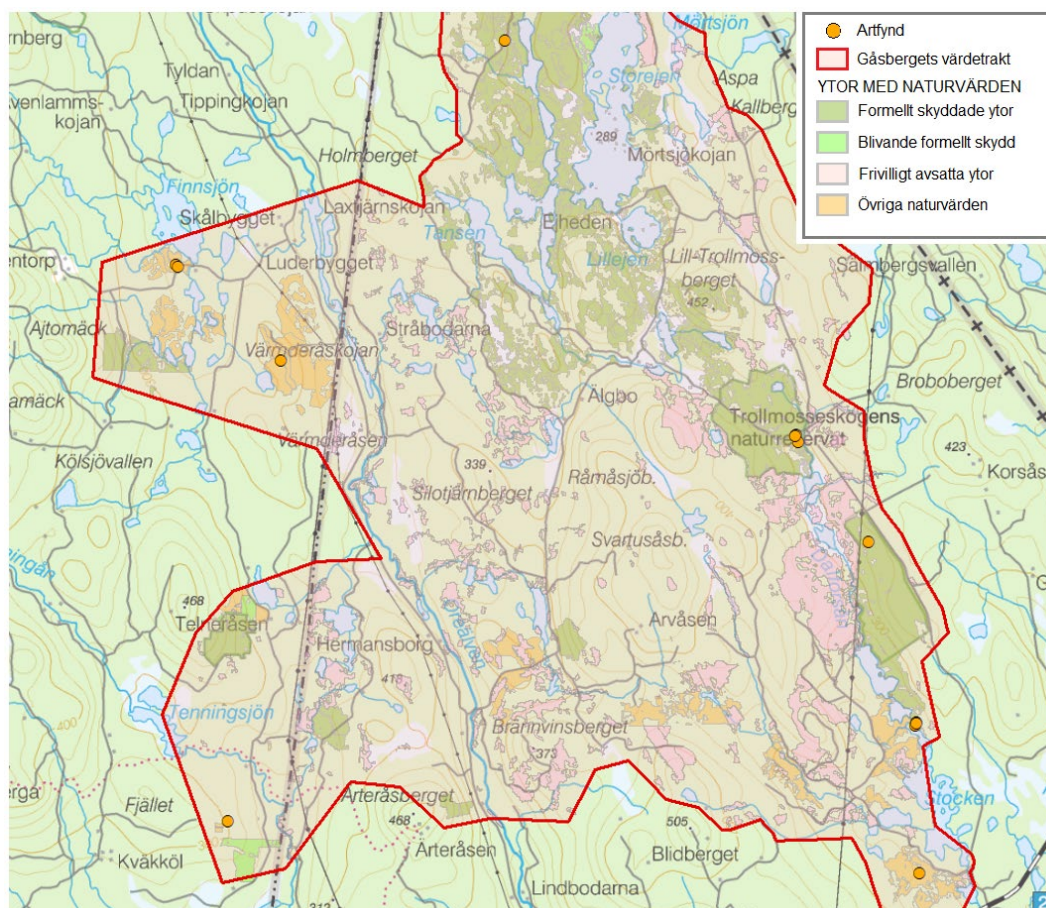
Förekomst i Gåsbergets VT

I Gåsbergets VT är 14 observationer gjorda i värdestraktens perifera delar mellan 2008 och 2021. Alla fynden är gjorda av professionella entomologer. Av de gjorda fynden ligger 9 inom



Figur 56: Svenska fynd av tallstumpbagge sedan 1997. Källa: Artfakta.se

existerande, eller blivande, formellt skyddade ytor, inget på frivilligt avsatta ytor och 4 på ytor som myndigheterna inventerat på naturvärden men där den framtida förvaltningen ännu inte avgjorts.



Figur 57: Fyndplatser för tallstumbagge i Gåsbergets värdetrakt.

Gynnande åtgärder

Tallskogar med stark förekomst av mindre mörghorre och skarptandad barkborre bör avsättas frivilligt eller som reservat. Då dessa värdarter kan nyttja grova grenar och trädtoppar bör sådan GROT lämnas vid slutavverkning av bestånd i anslutning till kända förekomster.

I informationen sammanställd för de två *Corticeus* arterna i värdetrakten framgår att det finns ett behov att hålla populationerna av större mörghorre i schack då dessa vinner terräng i dagens skogslandskap på bekostnad av den mindre mörghorren. Detta gäller troligen även för tallstumbaggen men då den uppges även vara följeart till den större mörghorren är detta troligen inte av lika stor vikt i detta fall.

Skrovlig flatbagge (*Calitys scabra*)

Hotkategori: Nära hotad (NT)

Åtgärdsprogram: Skalbaggar på äldre död tallved.

Kännetecken

En svart, 8–11 mm lång, platt skalbagge med ett egendomligt utseende. Hals-sköldens, liksom i mindre grad täckvingarnas sidor är mycket ojämna och försedda med taggar. På täckvingarna finns tydliga längsgående åsar och hela översida är tätt besatt med korta krokiga borst där ofta mängder med ved- och mycelfragment fastnar. På grund av detta liknar skalbaggen till förväxling en vedbit.

Den rör sig ogärna och ger ett mycket trögt intryck.

Ekologi

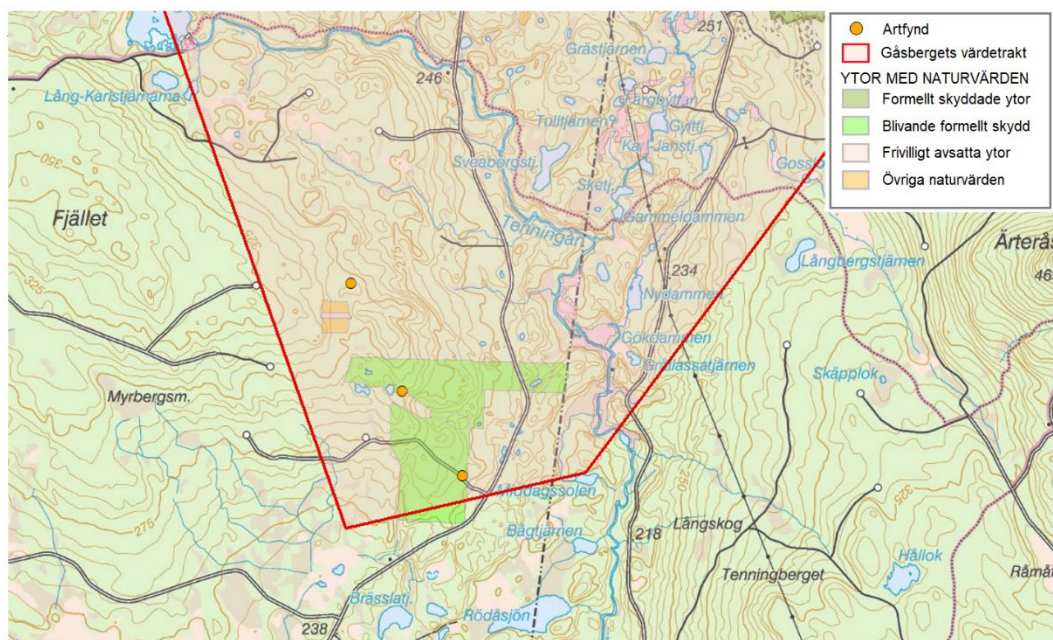
Larvutvecklingen sker i gammal död ved rötad av olika vedsvampar, främst *Antrodia*-arter, bl.a. timmerticka (*Anthrodia sinuosa*) eller citronticka (*A. xantha*). Främst i flera decennier gamla tallågor i öppet läge, eller i talltoppar som blivit kvar efter avverkningar. Arten är även funnen på gran, och vid ett tillfälle på asp. Idag framför allt i naturligt gles skog på torr mark, såsom hållmarks- och sandtallskog. Larven lever främst i den mycelrika veden direkt under fruktkropparna, men kan även gnaga externt på fruktkroppen. De fullbildade skalbaggar påträffas likaså ätande på svampen, där de efterlämnar väl synliga gnagspår i sporrörslagret. Larvutvecklingen tar två år. Den fullbildade skalbaggen kläcks antingen under hösten eller under försommaren, och påträffas under sommaren. Arten har en till synes begränsad flygförmåga, och gynnas av aggregerad död ved. Den är brandgynnad både på kort och lång sikt.



Figur 58: Skrovlig flatbagge
Foto: Lars-Ove Wikars



Figur 59: Svenska fynd av skrovlig flatbagge sedan 1997.
Källa: Artfakta.se



Figur 60: Fyndplatser för skrovlig flatbagge i Gåsbergets värdeområde.

Utbredning

Det har gjorts knappt 420 fynd av arten, fördelat på 27 områden i landet de senaste 25 åren, se Figur 59. De starkaste populationerna finns idag i hållmarks- och sprickdalslandskap i Mälardalen. I grannländerna är den funnen i Norge och Finland samt i Baltikum. Den är vidare påträffad i Mellaneuropas bergstrakter samt österut till Sibirien och i Nordamerika.

Förekomst i Gåsbergets VT

I Gåsbergets VT är 3 observationer gjorda i värdeområdets sydvästra del 2015. Alla fynden är gjorda av en professionell entomolog. Två av fynden ligger inom ett blivande naturreservat.

Gynnande åtgärder

I tallskog som är avsatt för naturvård är naturvårdande skötsel som skapar en glesare skog med solexponerade tallågor positiv för arten.

Naturvårdsbränning är i detta sammanhang mycket gynnsamt. Naturligt brunnen tallskog i eller nära lokaler med arten bör skyddas. I skogsbruket bör mer naturvårdsträd av tall lämnas, samt bör dessa få ligga kvar när de vindfäls. Speciellt gamla träd med grov bark, skador, håligheter eller döda delar bör lämnas och nya träd lämpliga som efterträdare bör tillåtas åldras för att skapa lämpliga livsmiljöer. Detta är särskilt viktigt i kantzoner mot mer öppen mark tex. invid hållmarksimpediment. För särskilt skyddsvärda populationer där arten i dagsläget är missgynnad pga. beskuggning eller vedbrist kan röjning och tillförsel av tallvirke gynna arten.

Rökdansfluga (*Hormopeza obliterata*)

Hotkategori: Nära hotad (NT)

Åtgärdsprogram: Brandinsekter i boreal skog.

Kännetecken

Rökdansflugan är en c:a 4 mm lång, mörk och något knubbigt byggd dansfluga med korta, tjocka och kortsprötade antenner.

Ekologi

Lever i eller på marken (inklusive dött växtmaterial och låga växter). Arten lockas av brandrök. Den har framför allt observerats i samband med naturvårdsbränningar sent i augusti, där båda könen setts flyga tätt över glödbäddar i marken och t.o.m. setts krypa ner i håligheter intill glödande humus. Arten har dessutom fångats i malaise-fällor tidigare på sommaren. Enligt utländska uppgifter kan den även lockas till mindre bränder, och skall även ha tagits på fönster, dit den likaså förmodas vara lockad av rök. Flugorna har i brandröken setts fanga små brandsvampflugor av släktet *Microsania*. Larvernas levnadssätt är okänt, men de förmodas leva i marken som rovdjur.

Utbredning

Det har gjorts 175 fynd av arten, fördelat på 13 områden i landet de senaste 25 åren, se Figur 62. Rökdansflugan är vidare känd från Finland samt från Ryssland, England och Belgien.

Förekomst i Gåsbergets VT

Två observationer är gjorda av arten, dels 2005 i Trollmosseskogens naturreservat och senast 2021 Hållåhedens naturreservat. Det äldre fyndet är gjort av en professionell entomolog och det senare är även bekräftat av densamme.

Gynnande åtgärder

Då naturligt förekommande, relativt täta skogsbränder vanligen inte längre tillåts ingå i skogsmarkernas dynamik är det tänkbart att artens överlevnad på sikt är beroende av att naturvårdsbränningar genomförs med viss

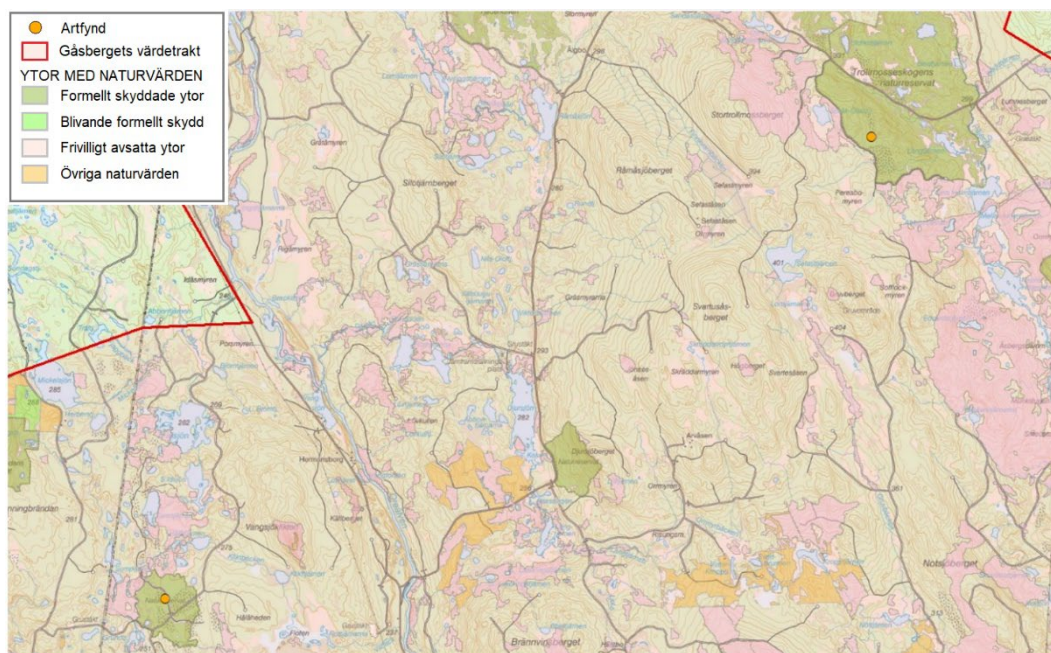


Figur 61: Rökdansfluga
Foto: Lars-Ove Wikars



Figur 62: Svenska fynd av rökdansfluga sedan 1997.
Källa: Artfakta.se

regelbundenhet. Bränderna bör helst ske under marktorra förhållanden för att djupbränd mark ska kunna skapas.



Figur 63: Fyndplatser för rökdansfluga i Gåsbergets värdetrakt.

Diskussion

För att initialt sammanfatta listan över värdetraktens 15 prioriterade arter så kan den sägas vara uppdelad i två delar. Den övre halvan, vilken hyser akut och starkt hotade arter, domineras av kryptogamer, framför allt vedsvampar. Den nedre halvan, vilket omfattar i stort sett lika många arter, domineras av nära hotade eller sårbara insekter med skrovlig taggsvamp som enda undantag. I Tabell 12 representeras de två delarna med olika färg.

Tabell 12: Förekomst av prioriterade arter i Gåsbergets värdetrakt och nationellt.

Art	Antal fynd i Gåsbergets VT			Hur säkert är fyndet?		Extra skyddsvärd art?		
	Total	Skydd / Frivillig avsättning	Ej skydd	Säkert	Osäkert	Antal fynd i landet	VT del (%)	Isolerad pop i Gås VT?
Kritporing	1		1	1		150	0,7	Ja
Timmerskapania	9	8	1	9		540	1,7	Nej
Kolticka	7	5	2	7		40	17,5	Nej
Reliktslända	3	2	1	3		50	6,0	Ja
Urskogsporing	3	1	2		3	640	0,5	Nej
Mosippa	2		2	1	1	10000	0,0	Nej
Laxrosa ticka	1	1			1	23	4,3	Ja
Raggbock	53	21	32	50	3	2230	2,4	Nej
Tallbarksvartbagge	26	13	13	26		160	16,3	Ja
Avlåång tallbarksvartbagge	10	4	6	10		50	20,0	Ja
Skrovlig taggsvamp	111	24	87	105	6	5000	2,2	Nej
Slät tallkapuschongbagge	40	24	16	40		630	6,3	Nej
Tallstumpbagge	14	9	5	14		200	7,0	Nej
Skrovlig flatbagge	3	2	1	3		420	0,7	Nej
Rökdansfluga	2	2		2		175	1,1	Ja
Summa	285	116	169	271	14	20308		

Som framgår av samma tabell har 285 fynd gjorts av arterna i värdetrakten. Den absoluta majoriteten av dess är gjorda av professionella entomologer eller naturvärdesinventerare så överlag verkar ingen osäkerhet föreligga kring arternas förekomst i värdetrakten. Undantag gäller dock för urskogsporing och laxrosa ticka. Att inte mosippa räknas in beror på att den bedöms vara en så lättidentifierad art.

Det kan också konstateras att 40% av fynden är gjorda i områden som redan idag har ett formellt skydd eller är frivilligt avsatta medan 60% är funna på övrig mark.

Noteras kan dock att skyddssituationen för listan övre hälft kan sägas vara den omvända, här är 65% av fynden gjorda på skyddad eller avsatt mark. Detta är positivt ur den aspekten att medan ett bevarande av själva fyndlokalen är nödvändigt för bevarandet av en hotad kryptogam så kan bevarandet av hotade insekter i viss mån tillfredsställas genom avsättningar av kringliggande marker.

Det kan också nämnas att en stor del av fynden som gjorts på mark som inte är avsatt, ca. 100 stycken, inte är ströfynd utan är gjorda i samband med regelrätta naturvärdesinventeringar. För dessa föreligger alltså redan idag

ett material som kan användas vid diskussioner kring skydd eller avsättningar.

För tre av arterna utgör förekomsterna i Gåsbergets värdetrakt en väsentlig del (15–20%) av de kända förekomsterna nationellt. För två av dessa bedöms populationerna i värdetrakten även vara geografiskt isolerade. Det senare gäller även för ytterligare 3 arter (den laxrosa tickan räknas inte in då dess förekomst är osäker). För 6 arter finns därmed ett särskilt nationellt intresse av att värdetraktens fynd/populationer bevaras. Dessa är kritporing, kolticka, reliktslända, tallbarksvartbagge, avlåång barksvartbagge och rökdansfluga. Eventuellt borde även tallstumpbagge och slät tallkapuschongbagge räknas hit då fynden i värdetrakten utgör mer än 5% av landets kända förekomster.

Som kontrast kan noteras att förekomsterna av framför allt mosippa, men även skrovlig taggsvamp och raggbock framstår som små i förhållande till kända förekomster i landet. Därmed är behovet att gynna värdetraktens förekomster av dessa arter mindre angeläget ur ett nationellt perspektiv.

Vilka åtgärder ska då utföras för att gynna arterna i fråga? I Tabell 13 visas en sammanställning av informationen redovisad ovan, och som främst har sitt ursprung från webbplatsen www.artfakta.se.

Föga förvånande är inrättande av skydd och avsättningar den åtgärd som förespråkas för flest arter. Av listans 15 arter är det 11 som bedöms gynnas genom denna åtgärd och de som inte räknas upp är med största sannolikhet inte missgynnade heller.

Tabell 13: Åtgärder som påverkar de prioriterade arterna i Gåsbergets värdetrakt. Med + anges att åtgärderna är gynnande medan ett - anger att de är missgynnande. Är tecknet satt inom parentes anges påverkan är indirekt, d.v.s. tar lång tid att bli till direkt nytta för arten.

Art	Skydd & Avsättn	Bränning	Lämna / Skapa					Mark-störning	Fröträd	Lång rotations tid	Sol-belyst
			Lägor	Hög-stubbar	GROT	Evighets träd	Gallring				
Kritporing	+		+			(+)					
Timmerskapania	+		+			(+)		-			-
Kolticka	+	+	+			(+)					+
Reliktslända	+	+				+		-			
Urskogsporing	+	+	+			(+)		-			+
Mosippa		+					+	+			+
Laxrosa ticka	+		+			(+)					
Raggbock		+	+			(+)	+				+
Tallbarksvartbagge	+	-		-		+	-	-	+	+	
Avlåång tallbarksvartbagge	+	-		-	+	+	-	-	+	+	
Skrovlig taggsvamp	+	+				+		-			+
Slät tallkapuschongbagge	+	+									
Tallstumpbagge	+	-		-	+	+	-		+	+	
Skrovlig flatbagge		+	+			(+)					+
Rökdansfluga		+									

Bränning är annars den aktiva åtgärd som flest arter, 9 st, anses vara direkt gynnade av. Tallar som skadas av bränder lever generellt sett längre och har förutsättningar att på sikt bli till död ved av högre kvalitet än andra träd. Detta då brand initierar trädets produktion av kåda som gör veden mer beständig, en förutsättning för att vissa exklusiva arter. Påverkan är dock inte enbart av godo. Den stora mängden död ved som skapas momentant vid en bränning kan gynna utbrott av större märgborre på bekostnad av den mindre märgborren och dess följearter bland 'skalbaggar på nydöd tallved'. Rätt skött behöver dock inte bränning vara av ondo för dessa arter. Om den leder till försvagade träd vars död drar ut över tid är det gynnande för arterna i fråga.

Bränningen leder också till ljusöppna skogar vilket är anses gynnande för 6 av arterna. Det samma gäller naturligtvis även aktiv gallring men att denna åtgärd inte förespråkas för fler än två arter beror säkerligen att ved som försvinner är till nackdel för många arter och att självgallringen då upphör.

Självgallring är viktig för arter knutna till nydöd tallved, bland annat för mindre märgborre och dess följearter. Lämmande av GROT kan också vara en gynnande åtgärd, speciellt den glansbarkrika delen av grenar och toppar men man måste ha i beaktande att skogsbruksåtgärder som snabbt skapar större mängder död ved kan gynna utbrott av större märgborre på den mindre märgborrens, och dess följearters, bekostnad.

Att lämna evighetsträd är en annan aktiv åtgärd som gynnar många arter, i de flesta fall dock indirekt då de är en källa till död ved på mycket lång sikt. Då är tillskapande av nya lågor, eller hänsyn till befintliga, en åtgärd som mer direkt gynnar ungefär hälften av arterna.

4.3 Skogsbruksanalyser

4.3.1 Skogsbruksåtgärder för hänsyn till, eller gynnande av, naturvärden

Inledning

Även om en stor del av bestånden i Gåsbergets värdetrakt är avsatta för naturvårdsändamål är målet för majoriteten virkesproduktion. Naturvårdshänsyn tas dock även i förvaltningen av dessa. Den hänsyn som lämnas brukar betecknas som *generell*, då den omfattar åtgärder som överlag anses gynna naturvärden, exempelvis genom att lämna äldre träd och spara död ved.

Även om den hänsyn som lämnas i ett enskilt bestånd är relativt liten, sett till areal eller volym, blir den samlade mängden i alla produktionsbestånd avsevärd. Det finns därför en potential till ökad naturvårdsnytta om den hänsyn som lämnas är anpassad till kända arter och substrat i värdetrakten. Under projektets gång har därför ett arbete gjorts för att identifiera vilka skötselåtgärder som kan vara relevanta att nyttja i Gåsbergets värdetrakt för att ta hänsyn till befintliga naturvärden eller för att tillskapa substrat eller andra strukturer för de arter som faktiskt finns där.

Material och metoder

Information om åtgärderna har samlats in på ett flertal sätt. Beskrivningar i befintlig natur- och skogsvårdslitteratur har naturligtvis varit en grundläggande källa. Studiebesök har även gjorts hos några, från projektet utomstående, företag för att ta del av praktisk kunskap dessa tillskansat sig kring ett antal åtgärder. Till detta har även projektdeltagarnas egna erfarenheter av olika typer av skötselmetodik fogats.

För att tydliggöra hur en viss åtgärd relaterar till naturvärdena i värdetrakten har sammanställningar gjorts för vilka arter som de kan förmodas gynna.

Fokus har legat på att hitta åtgärder som är tillämpbara i bestånd av målklasserna PG och PF. Därmed har åtgärder som i stort sett bara nyttjas i avsatta bestånd med skötsel (målklass NS), som exempelvis naturvårdsbränning eller dikesigenläggning, utelämnats.

Gåsbergets värdetrakt är talldominerad och tallskogar är de som bäst lämpar sig för aktiva åtgärder. Naturvärden knutna till tall tål eller rent av kräver en hel del påverkan för att arter knutna till tallskog med naturliga störningar ska kunna fortleva. Naturvärden knutna till lövträd kan man också gynna genom att ta vara på de gamla lövträd som finns samt att man kan höja lövandelen i ett bestånd i samband med röjning och gallring.

Granskogar är generellt svårare att göra åtgärder i eftersom granvärden ofta är knutna till fukt och orördhet. Av dessa skäl är merparten av de åtgärder som redovisas relaterade till tall eller löv.

Många åtgärder har samma syfte, t.ex. att tillskapa död ved, och de redovisas därför gruppvis under ett antal huvudrubriker som beskriver deras syfte. Redovisningen av varje åtgärd inleds med en beskrivning av dess utförande. Därefter följer en allmän beskrivning av de ekologiska effekterna av åtgärdens tillämpning samt ett försök att relatera dessa till arter funna i Gåsbergets värdetrakt. Under egna underrubriker följer därefter ekonomiska aspekter av att tillämpa åtgärden, vilka risker eller utmaningar som finns i att tillämpa den samt i vilken mån de är realiserbara inom förvaltningen av bestånden i Gåsbergets värdetrakt.

Det ska understrykas att en hel del av den information som presenteras rör åtgärder på experimentstadiet. De påståenden som görs rörande utförande och effekterna är ibland därför mer antaganden än rön som vilar på en solid empirisk grund. Detsamma gäller naturligtvis även de kopplingar som görs till arterna i värdetrakten.

Åtgärder för att tillskapa död ved

Människans brukande av skogen gångna århundraden har bland annat inneburit att förekomsten av död ved i dagen skogar utgör 1/10, eller mindre av vad som återfinns i naturlandskap. Nedanstående åtgärder syftar till att råda bot på denna brist.

Höglapning

Höglapning innebär att skördaren kapar trädet på 3-5 meters höjd för att åstadkomma en konstgjord högstubbe. En beprövad och allmänt använd åtgärd som kan utföras på såväl barr som lövträd i samband med slutavverkning (Gustafsson, L m.fl. 2016).

Högstubbar nyttjas av vedinsekter, bl a skalbaggar på äldre tall och gran, för reproduktion, som i förlängningen även utgör födokälla för fåglar. Stubbarna kan även nyttjas som boplats för fåglar.

Fälla/Lägga

Åtgärden innebär att timmergrova träd kapas och läggs ner av skördaren för att skapa död ved. Terrängen, t.ex. lutningar, blockighet och exponerade myrkanter, utnyttjas för att få största naturvårdsnytta. En variant är att kapa trädet till hälften på några meters höjd och sedan bryta omkull trädet. Trädet blir då hängande i luften vilket gör att nedbrytningen tar längre tid. Samma effekt kan fås om man lägger trädet på stora block.



Figur 64: Exempel på stock som lagts ut för att gynna raggbock. Infällt i bildens nedre del visas kläckhål för arten. Fotograf: Urban Gunnarsson.

Liggande äldre död ved skapas vilket gynnar vedsvampar och vedinsekter. Är träden som fälls tätvuxna ökar naturvårdsnyttan eftersom substratet då tar längre tid på sig för att brytas ner och därmed blir mer långlivat.

Ringbarkning

Gamla träd dödas för att skapa stående död ved snabbt. Kan utföras genom barkning med yxa eller barkspade. Alternativt kan ringbarkare med kedja användas eller så kan stammen klubbas med yxans baksida eller annat hårt trubbigt verktyg runt hela stammen.

Åtgärden är svärmekaniserad och kan troligen endast genomföras manuellt. Eventuellt kan den även utföras med maskin i samband med gallring eller slutavverkning men det saknas erfarenhet om utfallet blir tillfredställande. Åtgärden gynnar primärt samma artgrupper som högkapning.

Ekonomi

Högkapning eller fälla-lägga är billiga åtgärder att utföra om de sker i samband med avverkning eller gallring. Till kostnaden tillkommer värdet på de träd som tas ur produktion.

Ringbarkning är en relativt dyr åtgärd om det ska göras med handkraft. Kan det utföras med maskin i samband gallring eller slutavverkning blir åtgärden troligen betydligt billigare.

Övrigt

Att momentant skapa stora mängder färsk död ved, t.ex. i samband med avverkning, behöver inte enbart vara av godo för naturvärdena. Det kan gynna triviala insektsarter som kan konkurrera ut mer krävande arter. Ett tydligt exempel på en generalist som gynnas av dagens skogsbruk är större mörghorn. Denna utvecklas förutom i vindfällan gärna i avverkningsavfall, inkl. avverkningsstubbar och röjningsstammar. Därmed har den större mörghornen möjlighet att upprätthålla stora och stabila populationer på huvuddelen av landets skogsmark. De ianspråkar därmed lättare nybildad död tallved än arter som tolv tandad barkhorn och avlång barkhorn, och missgynnar indirekt de följararter som hör till dessa, exempelvis tallbarksvartbagge. I landskap där dessa barkborrar, och deras följararter finns, är det därför lämpligt att sprida ut tillskapande av död ved över tid.

Något att beakta i samband med att man tillskapar död ved är att om det rör sig om mer än 5 m³sk/ha potentiellt yngelmaterial för större mörghorn eller granbarkhorn krävs dispens för åtgärden av Skogsstyrelsen.

Åtgärder för att tillskapa ved av högre kvalitet

Den nybildning som sker av död ved idag är inte av samma kvalitet som den som bildades i den ursprungliga naturskogen eftersom naturlandskapets träd hade en tätare, och mer tjärimpregnerad, vedstruktur. Detta skapade en 'silverved' som motstod nedbrytning bättre vilket många arter anpassats till. Nedanstående åtgärder syftar överlag till att tillskapa död ved och i viss mån även att den blir mer svår nedbrytbar.

Katning

Katning innebär att träden skadas genom att bark avlägsnas på en del av stammen. Katning är ett sätt att på konstgjort vis framställa skador som liknar de skador träden får efter en skogsbrand. Katning kan ske med handverktyg, yxa och barkspade, eller maskinellt med skördarens kran. Åtgärden utförs lämpligen på senvåren då barken lättare släpper. Maskinell katning vintertid kan få till resultat i att all bark släpper och trädet dör. Åtgärden används enbart på tall. Katning kan med fördel göras i relativt unga år, gärna vid en traddediameter på ca 10 cm för att efterlikna naturliga brandljud som ofta uppträder i den dimensionen. På prov har katning med röjsåg gjorts i samband med ungskogsröjning genom att röjaren vinklar klingan och "drar en backhand" nerför stammen på ett antal träd så att en skada uppstår.



Figur 65: Träd katade för hand med yxa eller barkspade 2019. Landedaråsen, Mora kommun. Foto: Olof Andersson, Billerud.

På försök vid Effaråsen i Mora kommun har katning utförts med skördare vintertid av Stora Enso i samverkan med Skogforsk. Det hela utföll inte bra då många träd dog, detta som en följd av att all bark lossnade runt hela stammen. Trädet kom i princip att ringbarkas. Detta i sin tur var en effekt av att barken var fastfrusen mot de inre delarna av stammen.

Randbarkning

Randbarkning är en variant av katning där man långsamt dödar ett träd i syfte att skapa svårnedbrytbar död ved, se Figur 66. Åtgärden innebär att man först skalar av en decimeterbred rand av barken från roten och upp så långt man når med barkningsverktyg, ca 3-5 meter. Året därpå fortsätter man med en ny barkning intill den gamla och fortsätter sedan tills man har gått runt hela stammen, en process som tar ungefär 4 år. En nackdel är att åtgärden är svärmekaniserad och endast kan göras manuellt. Åtgärden finns väl beskriven av föreningen Fetvedens vänner på deras websidor.



Figur 66: Randbarkning utförd med barkspade och yxa.

Foto: Mikael Tiljestränd Edström, Fetvedens vänner.

Ekonomi

En katning utförd av Billerud 2019 vid Landleddaråsen i Orsa, (Figur 65) kan tjäna som exempel på kostnaden för åtgärden.

Mer än 1000 träd katades för hand på ett drygt 18 ha stort område. Tidsåtgången var 128 timmar. Med ett ekonomiskt bidrag från Skogsstyrelsen (*Skogens miljövärden*) på 9000 kr/ha landade kostnaden på strax över 45 000 kr vilket utslaget över ytan gav en snittkostnad strax under 2500 kr/ha.

Kostnadsuppgifter för maskinell katning saknas men om sådan utförs i samband med gallring blir merkostnaden troligen inte stor.

Kostnadsuppgifter för randbarkning saknas också men säkert är att metodiken är mycket dyrare än katning då man måste besöka bestånden vid ett flertal tillfällen. Kanhända kan utgifterna hållas nere om de utförs i samband med andra åtgärder.

Åtgärder för hänsyn vid markberedning

Kontinuerlig harvning är den i landet vanligaste markberedningsmetoden idag men är också den åtgärd med störst negativ påverkan på naturmiljön, exempelvis genom ökad avrinning med tillhörande näringsläckage, att död ved körs sönder och att rötter på kvarlämnade naturvårdsträd, med tillhörande mykorrhiza, förstörs. Problematiken är känd sedan länge och såväl Skogsstyrelsens målbilder som FSC regelverk anger redan idag att hänsyn ska tas, bl.a. till död ved, vid markberedning. Nedan beskrivs ett antal andra åtgärder som ger lägre negativ påverkan.

Fläckmarkberedning/Riktad högläggning

Åtgärden innebär att man använder en maskin, grävare eller fläckmarkberedare, som blottlägger begränsade ytor av marken. Därmed påverkar de också, i viss mån, mindre areal än en konventionell markberedare med harv gör. Metodens primära fördelar är man minskar markavvattning och därför används den ofta på fuktiga marker eller andra marker där liten markpåverkan är önskvärd.

Åtgärden gör det också lättare att undvika skador på kvarlämnad död ved och därmed bevaras ett viktigt substrat för lavar och vedsvampar i större utsträckning. Viss negativ påverkan kan dock inte undvikas i det att båda åtgärderna går ut på att köra med en tung maskin på ett systematiskt sätt över stora hyggesytor.



Figur 67: Fläckmarkberedd yta. Den infällda bilden visar grävare som genomför högläggning.

Rottryckning

Åtgärden innebär att skördaren i samband med avverkningen greppar små granar ca 5-10 cm i diameter och rycker upp dem med rötterna. Resultatet blir blottlagd mineraljord utan att marken rörs om eller påverkas samt att en del humusrester också blir kvar i gropen. För att åtgärden ska fungera krävs det att det finns gott om smågranar i beståndet.

Naturvårdsvinsterna med denna åtgärd är i princip de samma som för fläckmarkberedning eller riktad högläggning, minskad markavvattning samt bevarande av död ved på hygget. Den största vinsten är dock att den rationaliserar bort behovet av en separat markberednings-körning på hygget vilket minskar negativ påverkan på död ved.

Det kan också nämnas att blottlagd mineraljord kan vara bra livsmiljö för marksvampar och kärlväxter som inte tål alltför hård konkurrens från vegetation eller tjocka humuslager och som inte heller mår bra av kraftig markberedning som även påverkar mineraljorden.

Avstå från markberedning

Åtgärden innebär att man helt enkelt låter bli att markbereda, större eller mindre områden. Markberedning i någon form är en så vanlig åtgärd att den får anses som standard i dagens skogsbruk och att avstå kan sägas vara en metod i sig. Vinsterna är de samma som för de ovan nämnda markberednings-åtgärderna.

Det kan tilläggas att det inte är ovanligt att stora mängder hundraåriga smågranar körs sönder vid markberedningen. Träd som skulle kunnat ingå i den framtida skogen. Att dessa kan leva kvar är en annan positiv effekt av utebliven markberedning.



Figur 68: Rotryckning utförd vid Brynåsen, Älvdalens kommun.
Fotograf: Håkan Lissman, Särna Idre besparingsskog.

Att inte markbereda, större eller mindre områden, försvårar dock möjligheten för ett nytt bestånd att etablera sig vilket kan skapa små luckor i skogen där föryngringen inte kommer i gång. Då finns chans för till exempel kärleväxter som kräver ljus att leva kvar.

Hyggesbränning, med eller utan fröträd

En hyggesbränning innebär en kontrollerad bränning av ett hygge inklusive den lämnade hänsynen, eller ett hygge med fröträd. Syftet är att skapa goda förutsättningar för planterade eller självföryngrade plantor. Åtgärden ersätter maskinell markberedning. Hyggesbränning ger positiva bieffekter för många arter som är beroende, eller gynnade, av brand.

Vid en hyggesbränning skapas bränd ved i olika former, stående eller liggande. Brandskadade träd skapas också av träd som lämnats ute på hygget. Brandskadade träd skapar i sin tur kådrik ved som på mycket lång sikt är en förutsättning för nybildande av silverved. Vid en bränning kommer också en del av de kvarlämnade träden att dö och då bildas stående död ved och när de så småningom faller även liggande död ved.

Spillkråka, och andra hackspettsarter, gynnas troligen kortsiktigt av tillfälligt ökad födotillgång i nydöda träd. På kort sikt även möjligen ökad tillgång till boträd i dödade träd. På längre sikt, allteftersom dödade träd faller, ger åtgärden i stället minskad tillgång på boträd.



Figur 69: Hyggesbränd yta med fröträdställning i ekopark Ejheden.
Fotograf: Lars Ambrosiusson, Skogsstyrelsen.

Ytterligare en naturvårdseffekt är att det under vissa förutsättningar skapas en stor lövrikedom i kommande bestånd. Det förutsätter dock att det brunnit hårt i marken, d.v.s. varit så uttorkat att humustäcket till stora delar försvunnit. En hård brand skapar också goda förutsättningar för att vissa brandgynnade örter som mosippa och brandnäva ska kunna föryngras. Ett hygge torkar upp bra och det är möjligt att bränna hårt om man väljer rätt tillfälle.

Bränning under fröträd är en ganska obeprövad åtgärd. Det är svårt att bränna lagom intensivt, så att fröträden överlever men ändå får brandljud.

Vid all bränning är det svårt att exakt förutse bränningsintensitet och hur mycket av humustäcket som bränns bort. Ett visst mått av slump förekommer alltid.

På ett småkuperat objekt är det också stor skillnad på intensitet och bränningsdjup beroende på om det är syd- eller nordsluttning.

Hyggesbränning kan vara en negativ åtgärd om för lite hänsyn finns som brinner med. Det finns en risk att man med hyggesbränningen lockar in vissa pyrofila arter men sedan inte erbjuder dem tillräcklig mängd lämpligt substrat. De har då bränt krutet och kan inte föröka sig eller ta sig vidare. I de fall stående skog bränns i samband med hyggesbränning ökar alltid naturvårdsnyttan.

Att skapa torrakor som står flera hundra år med en hyggesbränning har troligen låg sannolikhet med dagens snabbvuxna träd. De flesta träd brunrötas i basen och faller inom 20 år istället för att bilda långlivade torrakor. Skapandet av torrakor skulle troligen gynnas om träden tilläts bli så gamla att de rötades av talticka innan bränning.

Ekonomi

Fläckmarkberedning är inte dyrare än en markberedning med harv. Markberedning med grävare är dock något dyrare

Rottryckning utförs som nämnts under själva avverkningen och eventuellt skapar den då en viss merkostnad. Eftersom det därefter inte utförs någon separat markberedning blir kostnaden för att förnya ett bestånd lägre. På lång sikt blir det dock en kostnad i utebliven virkesproduktion. Det samma gäller förstås alternativet att avstå från markberedning. Studier visar att markberedning ökar överlevnaden för plantorna med 15-20% jämfört med att inte markbereda. Plantorna växer också snabbare i ett markberett bestånd. Sammantaget gör det att markberedning får en positiv effekt på produktionen i beståndet som man inte kan tillgodogöra sig om man avstår från markberedning (Sikström et al. 2020).

Kostnaden för bränning är oftast högre än med maskinell markberedning eftersom åtgärden kräver mycket planering, stort behov av utrustning och kompetent arbetskraft. Kostnaden/hektar minskar dock med stigande storlek på området och ju mer av områdets yttergränser som utgörs av naturliga brandbarriärer, så som gräns mot sjö eller myr.

Fröträd som står kvar efter genomförd bränning är inte längre att betrakta som potentiellt virkesmaterial då sågverken inte kan/vill hantera brandskadat virke. Detta är därmed att betrakta som en minuspost relativt andra föryngringsåtgärder som inkluderar fröträd.

Åtgärder för att förlänga livslängd på substrat

Ett skogsbestånd kan innehålla många objekt som en naturvårdsart kräver för sin livscykel, t.ex. död ved, men som inte kan nyttjas på grund av att den omgivande miljön är för skuggande och fuktig. Skuggighet kan även förkorta livslängden på substratet i fråga, t.ex. ett äldre lövträd. Det finns därför en naturvårdspotential i åtgärder som förlänger livslängden på befintliga substrat, speciellt om de är ovanliga i landskapet som helhet.

Röja fram evighetsträd

Vid ungskogsröjningen är det positivt om man röjer fram evighetsträd av tall och löv och de grupper som lämnats vid avverkningen. Det samma gäller äldre lövträd. Ökad solexponering på sparade träd är positivt för de insekter som lever där. Luckorna bör vara större på den södra sidan ($\frac{1}{2}$ till 1 träd längd) om sparade solitärer eller grupper. I dessa kan man också skada en del ungträd med röjsågen så att en brandljudsliknande skada uppstår i tallen.

Röja fram grova lågor och silverlågor

Vid ungskogsröjningen är det likaså positivt att unga träd röjs bort kring silverlågor så att luckor bildas på främst södra sidan. Storleken på luckan kan variera men 5-10 meter runt lågan är en rimlig storlek, större i sydexponerat läge, mindre norr om lågan.

Genom att solbelysta grova lågor eller lågor med silvervedskvalitéer ges en ökad exponering så förlängs deras tid som substrat för skalbaggar. De bryts inte heller ner så snabbt som om de får ligga kvar inne i ett slutet bestånd som håller en högre fuktighet.



Figur 70: Framröjd silverved i ekopark Ejheden. Fotograf: Jonas Bergstedt

Ekonomi

Merkostnaden för att röja fram evighetsträd och lågor i samband med ungskogsröjning är marginell utifrån de erfarenheter Sveaskog haft när man experimenterat med åtgärden i ekopark Ejheden. Planeringen inför åtgärden kan bli något mer omfattande men om röjarna själva förstår syftet med åtgärden behövs detta i mindre omfattning. Tillkommer gör naturligtvis även kostnaden i utebliven produktion på den röjda ytan.

Åtgärder för att tillskapa livsmiljöer på lång sikt

Det rationella skogsbruket har sedan 1950-talet lett till att vissa naturtyper, eller processer, som tidigare var vanliga i skogslandskapet blivit allt mer ovanliga. Därmed har livsförutsättningarna för de arter som anpassats till dessa försämrats vilket också lett till att många är rödlistade. Nedan redovisas några åtgärder för att aktivt motverka denna tendens.

Gynna löv vid röjning och gallring

Lövmiljöer är en stor bristvara i skogslandskapet. Att skapa lövrika bestånd gynnar därför många lövberoende arter från olika organismgrupper. En stor lövinblandning kan också vara positivt ur andra aspekter som exempelvis ett ökat pH-värde i, samt större näringstillförsel till, marken.

I röjning- och gallringsfaserna finns möjlighet att påverka framtida trädslagsfördelning i beståndet. Om lövuppslaget är stort och barrträden röjs bort finns förutsättningar för att skapa lövrika miljöer. Motormanuell röjning genomförs vid en beståndsålder av 10–20 år och gallring vid åldern 30–50 år. Röjnings- eller gallringsstyrkan avgör sedan hur mycket död lövved som skapas genom naturlig självgallring. Vid hård röjning ges förutsättning för att skapa grova lövträd relativt snabbt. En stor lövinblandning kan också ha positiva effekter för virkesproduktionen.

Det finns eventuellt en risk för att man exponerar lövet för älgbete om man gynnar det aktivt i samband med röjningen. Ett sätt att motverka detta skulle vara att inte utföra någon röjning alls utan att röja fram det först vid första gallringen.

Avstå från röjning/gallring

Genom att avstå från röjning skapas tätvuxna bestånd där närings- och ljuskonkurrens leder till långa trädindivider med smal stam och en tät vedstruktur. Över tid leder konkurrensen till att svagare trädindivider dör av i jämn takt genom så kallad självgallring. Självgallring är den normala åldrande-processen av ett bestånd i naturskog. Därmed är den också viktig för många arter, insekter och fåglar, som stående substrat. När den senvuxna stammen faller till låga blir den även ett viktigt substrat även för vedsvampar.



Figur 71: Oröjt tallbestånd i ekopark Ejheden.
Foto: Lars-Olof Sarenmark

Åtgärden kan nyttjas på hela bestånd men är i detta fall tänkt att tillämpas på mindre ytor.

Ekonomi

Kostnaden för att gynna löv ryms i den ordinarie röjningskostnaden, det är bara fråga om stamval. Över tid tillkommer eventuellt en kostnad i form av minskad avkastning mellan barr och lövvirke.

Den omedelbara kostnaden för att avstå från röjning och gallring är liten då den endast omfattar tid för planering. Över tid skapas dock en kostnad i utebliven produktion på de ytor som omfattas.

Åtgärder för hänsyn inför, och vid, avverkning

Avverkning är en åtgärd som mycket få organismer är gynnade av, ja åtminstone av de arter som hunnit etablera sig i skogsbeståndet innan åtgärden utförs. Naturvårdsintressanta arter är extra känsliga då de många gånger utgörs av små, svårspredda, populationer med höga krav på vilken miljö de kan etablera sig i.

Det finns dock ett antal åtgärder man kan tillgripa för att mildra effekterna av en avverkning vilka presenteras nedan.

Avstå från gödsling

Storskogsbruket gödslar regelmässigt medålders skog och skog nära slutavverkning på vissa ståndorter för att påskynda volymtillväxten. Gödslingen medför en förändring av kärlväxtfloran och påverkar diversiteten av mykorrhiza-svampar negativt, exempelvis verkar vissa sällsynta arter konkurreras ut av kvävegynnade (Högberg m.fl. 2010, Widenfalk & Schmalholz 2015). Genom att avstå från gödsling bidrar man till att bevara befintlig artmångfald i dessa organismgrupper inför avverkningen.

Lämna grenar och toppar

Att lämna kvar grenar och toppar, GROT, i skogen har varit standard i trakthyggesbruket i alla tider. I samband med att skogsbruket började ta ut GROT för energiändamål blev det en allmänt förekommande åtgärd som fluktuerat i storlek genom åren. Kostnaden för GROT-hanteringen är beroende av energivedsbehovet för tillfället samt mängden GROT i beståndet och brukar ligga i nivå med den inkomst som genereras.

För den mängd organismer som nyttjar den klenare typ av ved som grenar och toppar representerar är tillvaratagandet av GROT förstås negativt. Studier har visat att detta främst gäller vedlevande skalbaggar knutna till tall och löv, varav många är rödlistade. Ett exempel från i Gåsbergets värdeetrakt är de två arterna av barksvartbagge. Skalbaggarna dras till, och lägger ägg, i de GROT-högar som skapas men avkomman hinner inte kläckas ut innan högarna körs bort för att nyttjas som bränsle. Det finns därför skäl att vara avhållsam med att tillvara GROT i områden med kända förekomster av sådana skalbaggar. Som nämnts ovan så kan dock ett momentant skapande av stora mängder död ved, t.ex. vid avverkning, även vara problematiskt för naturvärdena då det kan leda till utbrott av större mörghorre som då kan konkurrera ut mindre mörghorre och dess rödlistade följearter.

Som ett sätt att hantera denna tveeggade problematik föreslås ett par försiktighetsåtgärder. Är avverkningen utförd på vinterhalvåret kan högarna med GROT köras bort på vårvintern innan skalbaggarna har hunnit svärma. Det andra är att lämna kvar de översta lagren av högen där den körs bort eftersom merparten av skalbaggarnas ägg återfinns där (Jonsell M, Hedin J 2009).

Lämna fröträdsställning

Självföryngring med hjälp av fröträd är en åtgärd som funnits lika länge som trakthyggesbruket. Det är en väl beprövad och billig föryngringsåtgärd. En förutsättning för att lämna fröträdsställning är att det finns tillräckligt många stormfasta tallar, med bra kvalitet och lång, välutvecklad krona. Fröträdsställningen bör föregås av en friställning av 300-400 stammar/ha för att göra dessa mer stormfasta. Marken bör vara torr eller frisk och inte för bördig. Även höjd över havet bör tas i beaktning då detta påverkar tallens frömognad. I norra Sverige är det lämpligt att lämna 50-100 fröträd per hektar, på bördiga marker ställs fröträden tätare och på svaga marker glesare. När föryngringen är säkerställd avverkas fröträden, varav några gärna lämnas kvar som s.k. evighetsträd. Fröträdsställningen kan kompletteras med en lätt markberedning.

Att lämna en fröträdsställning vid avverkning innebär framförallt en hänsyn till mykorrhizasvampar, men även till andra arter som främjas av skoglig kontinuitet. Med tiden faller vanligtvis en del träd av vinden och blir då ett bra substrat för vedinsekter.

Det ska sist påpekas att en fröträdsställning bara bevarar delar av mykorrhiza-floran. Det förutsätter även att en del träd lämnas kvar i slutändan som evighetsträd. Mer detaljer om detta hittas under denna rubrik.

Lämna evighetsträd

Att lämna ett antal gamla grova träd är en allmänt förekommande åtgärd som görs i naturvårdssyfte. Åtgärden är så accepterad att den knappast ses som en egen åtgärd utan som en naturlig del i avverkningsplaneringen. Det är framför allt tall och lövträd som lämnas som evighetsträd som solitärer eller i små grupper. Gran är mindre lämplig som enskilt naturvärdesträd då de ofta dukar under av för hastig ljuschock och också är känsligare för vind än tall och löv. Därför lämpar sig gran bäst att lämna i stormfasta grupper.

Riktigt gamla träd är ett substrat som nyttjas av flera naturvårdsarter. Att träd tillåts bli riktigt gamla gynnar exempelvis talltickan som bara etablerar sig på tallar som minst är 120 år men vanligtvis betydligt äldre än så. Talltickan ger i sin tur förutsättningar för hackspettar att skapa bohål som nyttjas av hålbbyggande fåglar. Insekter som reliktböck gillar exponerade gamla tallar med pansarbark där de kan leva i decennier utan att tallen dör. När tallarna så småningom blir plattkroniga och grovkvistiga i kronan är de lämpliga som boträd för stora rovfågelbon. När trädet så småningom dör och faller omkull kan skalbaggar som t.ex. raggböck hitta ett lämpligt substrat för sin larvutveckling.

Kvarlämnade träd, spridda eller i grupp, är kanske den enskilt viktigaste åtgärden för bevarande av mykorrhizasvamp (Wiensczyk m.fl., 2002 Rosenvald & Löhmus 2008). Effekten av de kvarlämnade träden kommer till

stor del att bero på mängden och den rumsliga fördelningen av hänsynen (Kranabetter m.fl., 2013, Ewers & Didham, 2006). Exempelvis finns resultat som tyder på att artfloran bevaras bättre om hänsynen utformas som trädgrupper än som enskilda träd (Jones m.fl., 2008). Andra studier visar att antalet bevarade mykorrhiza-mycel står i direkt proportion till antalet kvarlämnade träd men att merparten av de arter som överlever är av trivialare slag om inte hänsynsnivån är mycket hög (Sterkenburg m fl 2019). Förmodligen kan naturvårdsnyttan av åtgärden därmed höjas om man åren innan avverkning inventerar beståndet på mykorrhiza-svamp och väljer ut enstaka träd, eller ännu hellre trädgrupper, på de platser där de ovanligaste arterna förekommer.

Lämna hänsynsytor

Med hänsynsyta menas små ytor som lämnas inom produktionsbestånden vid avverkning. Dessa har vanligen en areal upp till 0,5 ha på StoraEnso innehav och 1 ha på Sveaskogs. Notera att även större ytor kan lämnas som hänsyn vid avverkning men de redovisas då som avsättningar. Många av åtgärderna ovan kan med fördel förläggas till hänsynsytor i det brukade produktionsbestånden.

Mikroklimatet i sparade hänsynsytor gör att arter som är gynnade eller beroende av fuktiga miljöer har bättre förutsättningar att fortleva än om solitära evighetsträd lämnas. För att gynna denna typ av arter är läget i terrängen viktig att ta hänsyn till i avverkningsplaneringen för att bevara den naturliga fukten inom ytan.

Ytans storlek är också viktig för att få önskad effekt. Hänsynsytor i torrare lägen är också värdefulla men gynnar då andra arter. Ytans storlek är då inte heller lika viktig då denna typ av arter ofta gynnas av solexponering och värme. På sikt blir träden inom ytan hemvist för arter som trivs i gamla och/eller grova träd. På ännu längre sikt tillförs även död ved till området när träden så småningom dör eller faller till marken.

Ekonomi

Kostnaden som skapas vid utebliven gödsling blir i form av utebliven produktion.

Att lämna grenar och toppar skapar i sig ingen kostnad men det förutsätter förstås att det inte finns någon efterfrågan på marknaden för sortimentet.

Kostnaden för att lämna fröträdsställning kan sägas utgöras av planeringstiden och att intäkten, för merparten av träden, skjuts på framtiden då de till slut tas ner. Om ett antal av dessa träd lämnas kvar som evighetsträd tillkommer detta som kostnad.

Kostnaden för att lämna hänsynsytor inbegriper planeringstid samt värdet på de träd som tas ur produktion.

Tabell 14: Sammanfattande tabell över beskrivna åtgärder och de organismgrupper de främst förmodas gynna (G), eller visa hänsyn till (H). Om bokstaven står inom parentes är påverkan indirekt, t.ex. genom att substrat skapas för framtiden. Det ska understrykas att klassificeringen är mycket schablonartad.

Åtgärdskategori	Åtgärd	Organismgrupp						
		Kärlväxter	Mossa	Vedsvamp	Marksvamp	Lavar	Insekter	Fåglar
Tillskapa död ved	Högkapning			(G)		G	G	
	Fälla/Lägga			G			G	
	Ringbarkning			(G)			G	
Tillskapa ved av hög kvalitet	Katning			(G)		(G)	(G)	(G)
	Randbarkning			(G)		G	(G)	(G)
Markberedning	Fläckmarkberedning	G		H				
	Rottryckning	G		H	G			
	Avstå			H				
	Hyggesbränning	G		G	G	G	G	G
Förlänga livslängd på substrat	Röja fram evighetsträd			(G)	G	G	G	G
	Röja fram lågor					G	G	
Tillskapa livsmiljö på sikt	Gynna löv vid röjning /gallring		G	(G)	G	(G)	(G)	G
	Avstå från röjning / gallring		G				(G)	
Hänsyn inför, och vid, avverkning	Avstå från gödsling	H			H			
	Lämna GROT						G	
	Lämna fröträdställning			(G)	H			H
	Lämna evighetsträd			(G)	H			H
	Lämna hänsynsytor	H	H	H	H	H	H	H

Diskussion

I vilken omfattning kan, och bör, ovanstående åtgärder tillämpas på bestånden i Gåsbergets värdetrakt? Nedan följer ett försök att belysa denna fråga utifrån information som tidigare redovisats i rapporten.

Merparten av de ovan redovisade åtgärderna är tillämpbara vid ett specifikt tillfälle i, eller period av, ett bestånds omloppscykel. Ett sätt att belysa frågan är därför att redovisa hur mycket bestånd det finns inom olika åldersklasser då detta sätter en övre gräns för hur stora arealer en viss åtgärd kan tillämpas på. Redan i kapitel 2 konstaterades att det råder stor skillnad mellan den procentuella fördelningen mellan värdetraktens åldersklasser, se Diagram 28. Värde trakten domineras av bestånd under 40 år samtidigt som en fjärdedel av bestånden är över 120 år. Mycket få bestånd återfinns i åldersspannet 60-100 år. Detta ger vid handen att på kort sikt av ovan redovisade åtgärder så blir det främst de som kan tillämpas på unga bestånd som kan tillämpas i störst omfattning. Exempelvis röja fram evighetsträd och lågor, gynna löv vid röjning och gallring, katning av yngre träd samt avstå från gallring. Leveranstiden av naturvårdsnyttan av dessa åtgärder kommer att ligga långt fram i tiden, minst 50 år men troligen i många fall mycket mer.

Som framgår av Diagram 28 så är runt 35% av den bolagsägda skogen över 80 år. Av dessa utgörs dock hälften av avsättningar vilket innebär att ungefär 17% av marken de kommande årtionden, skulle vara tillgänglig för de åtgärder som kan tillämpas sent i ett bestånds omloppstid eller när ett nytt bestånd anläggs.

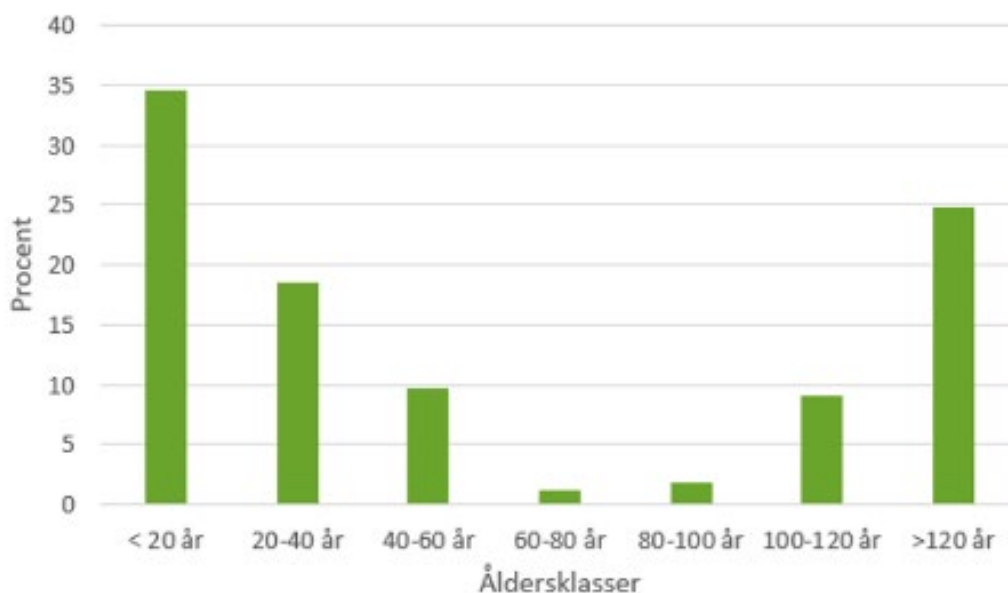


Diagram 28: Åldersklassfördelning på den bolagsägda marken i Gåsbergets värdetrakt.

Ett alternativt sätt att belysa behovet i värdetrakten av den ovan redovisade metodiken är att sätta den i relation till förekomsten av de hotade arterna och deras krav. I Tabell 15 visas en sammanställning av substratkraven för de 48 naturvårdsarter som redovisats i tabell 1, kapitel 3. För att nyansera bilden har såväl antalet arter som antalet fynd redovisats. I tabellen framgår med tydlighet att död ved är det substrat som närmare hälften av arterna kräver, oavsett om man ser till antalet arter eller fynd. Läger man till de arter som kräver bränd död ved blir siffran ännu högre. Ostörd mark, brända substrat samt äldre träd utgör alla ungefär 10-15% av arternas substratkrav. Ser man till antalet fynd verkar dock äldre träd viktigare (30 %) än brända substrat (20%) medan ostörd mark bara krävs för 6% av fynden.

Hur ska då dessa resultat tolkas relativt behovet av skogsbruksåtgärder?

Om man så vill kan man naturligtvis se tabellen som en direkt spegling av behovet. Det betyder att åtgärder som tillskapar död ved främst borde prioriteras och därefter åtgärder som levererar äldre träd, brända substrat och sist bibehåller ostörda markförhållanden.

Men, tabellen kan också läsas som en redogörelse för de faktiska bristerna i värdetrakten. Att så många arter som kräver död ved faktiskt finns där är en indikation på att dessa klarar sig relativt bra. Sett ur den synvinkeln borde åtgärder som gynnar äldre träd, brända substrat eller ostörda markförhållanden prioriteras. Det faktum att projektet i sin inventering av substrat i värdetrakten konstaterat stor brist på naturvärdesträd och död ved av högre kvalitet indikerar att det finns större fog för den senare tolkningen.

I ett försök att väga samman utfallet av de två angreppssätten kan kanske följande slutsatser dras. I de, relativt få, bestånd som de närmaste årtiondena kommer att avverkas finns ett större behov av att spara äldre träd och bibehålla ostörda markförhållanden än att aktivt tillskapa död ved vid själva åtgärden. Detta adresserar den generella bristen på naturvärdesträd i värdetrakten och gynnar bevarandet av den befintliga mykorrhiza-floran.

Tabell 15: Sammanställning av substratkraven för de 48 arter från Gåsbergets värdetrakt som redovisats i tabell 1, kapitel 3

Substrat	Antal arter	Procent	Antal fynd	Procent
Angripna träd	3	6%	50	1%
Bränd död ved	4	8%	777	19%
Bränd mark	1	2%	2	0%
Brända träd	1	2%	40	1%
Död ved	24	50%	1661	41%
Mark	7	15%	247	6%
Äldre granar	3	6%	715	18%
Äldre lövträd	4	8%	508	12%
Äldre tallar	1	2%	71	2%
<i>Summa</i>	<i>48</i>		<i>4071</i>	

I slutändan, när träden ändå dör, kommer de att bidra till förekomsten av död ved och det av en högre kvalitet än om de dödas idag. Som nämnts ovan kan även stora mängder momentant skapade död ved gynna generalister som större mörghjortar vilket är till nackdel för arterna som kräver nydöd tallved. Detta hindrar ju dock inte att åtgärder utförs på kvarlämnade träd för att förbättra deras vedkvalitet, t.ex. genom katning.

Men även om lämnandet av naturvärdesträd bör prioriteras betyder det inte att tillskapande av död ved redan idag är en oviktig åtgärd, exempelvis riktad mot raggbockens akuta behov av grövre solbelyst ved eller genom att GROT lämnas kvar till förmån för skalbaggar på nydöd tallved. Att samtidigt stora ansträngningar görs för att befintlig död ved inte ska köras sönder vid avverkning och återbeskogning är naturligtvis av högsta vikt.

Stor naturvårdspotential finns också i förvaltningen av de mycket stora ytorna av yngre skog. Här kan mycket framtida naturvårdsnytta vinnas genom aktiva åtgärder som att gynna löv vid röjning och gallring, att skapa bättre vedkvalitet i framtiden genom att avstå från gallring eller genom att kata ungträd. Samtidigt finns det stora möjligheter att bibehålla funktionen av tidigare lämnad naturvårdshänsyn genom att röja, och kanske även gallra fram evighetsträd och död ved.

4.3.2 Analys av skogsbruksåtgärdernas påverkan på arter

Inledning

De åtgärder som redovisas i kapitel 4.3.1 bedöms alla vara relevanta i arbetet med att visa hänsyn till, och gynna, de naturvärden som finns i Gåsbergets värdetrakt. Även om en åtgärd är positiv ur några arters perspektiv kan den samtidigt vara negativ för andra vilket är viktigt att komma ihåg när hänsynsåtgärder ska planeras. Som en hjälp i detta arbete har projektet försökt att skapa en matris där denna information finns samlad.

Material och metoder

Utgångspunkt för analysen är tabellen över de idag högst rankade och/eller vanligaste rödlistade arterna i värdetrakten, se tabell 1. Utifrån information hämtade från Artdatabankens web-sida www.artfakta.se har ett försök gjorts att bedöma hur varje art påverkas av varje enskild åtgärd. Även om åtgärderna är utvalda för deras positiva effekter på livsförutsättningarna för vissa arter betyder inte det att de inte samtidigt kan vara negativa för andra. Därför har påverkansgraden bedömts utifrån följande fyra klasser/kriterier.

Direkt gynnande (1): Åtgärden bidrar på kort sikt till att artens substrat bildas eller att dess livsmiljö upprätthålls.

Indirekt gynnande (0,5): Åtgärden motverkar att artens substrat förstörs eller upprätthåller artens livsmiljö på lång sikt.

Indirekt missgynnande (-0,5): Åtgärden bidrar i viss mån till att artens substrat förstörs eller på lång sikt till att dess livsmiljö förstörs.

Direkt negativ (-1): Åtgärden bidrar på kort sikt till att artens substrat eller livsmiljö förstörs.

Livsförutsättningarna för en art behöver naturligtvis inte påverkas alls av en viss åtgärd. I dessa fall har inget värde satts alls.

Valet att ge varje klass ett värde mellan 1 och -1 möjliggör att man kan summera den sammanlagda påverkansgraden för grupper av arter.

Resultat

Ett schablonmässigt utfall av bedömningsarbetet redovisas nedan fördelat på de olika grupperna av hänsynsåtgärder och med exempel på påverkade arter nämnda inom parentes.

Åtgärder för att tillskapa död ved

Högbarkning, Fälla/Lägga, Ringbarkning

Direkt gynnade är arter knutna till stående död ved (varglav) samt liggande död ved (raggbock). Ringbarkning och högbarkning gynnar också indirekt arter som är knutna till liggande död ved när träden väl faller, t.ex. vedsvamp.

Arter knutna till levande träd (mykorrhiza-svampar) är däremot direkt missgynnade av åtgärderna.

Inga arter bedöms vara indirekt missgynnade.

Åtgärder för att tillskapa ved av högre kvalitet

Katning, Randbarkning

Arter knutna till silverved (dvärgbägarlav) gynnas generellt av åtgärderna. De är direkt gynnade av randbarkning, då träden dör när åtgärden utförs medan katning gynnar dem indirekt eftersom det tar årtionden innan träden dör. Randbarkning är direkt missgynnande för arter knutna till levande träd (tallticka).

Inga arter bedöms vara indirekt missgynnade.

Åtgärder för hänsyn vid markberedning

Fläckmarkberedning, Riktad högläggning, Rottryckning, Hyggesbränning, Avstå markberedning

Arter som kräver markstörning för sin etablering (spadskinn) är direkt gynnade av flertalet åtgärder.

Arter knutna till död ved (tallstocksticka) är generellt missgynnade av de åtgärder som innebär att maskiner rör sig över ytan eftersom den döda veden då riskerar att köras sönder. De är direkt missgynnade om de redan etablerat sig i substratet och indirekt om så inte är fallet. Hyggesbränning har olika inverkan på vedanknutna arter. Vissa kräver bränd ved för sin etablering (kolflarnlav) och är därmed direkt eller indirekt gynnade medan andra som kräver murken ved (gräddporing) blir missgynnade då sådan ved brinner upp.

Markberedning gynnar uppslag av lövsly så intensiteten av denna kan indirekt vara såväl gynnande som missgynnande för arter knutna till äldre lövträd (lunglav).

Åtgärder för att förlänga livslängd på substrat

Röja fram evighetsträd, Röja fram lågor

Arter knutna till äldre träd (skrovellav) samt stående eller liggande död ved (vedskivlav) är alla direkt gynnade av dessa åtgärder. Inga arter bedöms som negativt påverkade eftersom åtgärderna utförs i ungskogsfas i avgränsade områden.

Åtgärder för att tillskapa livsmiljö på sikt

Gynna löv vid röjning och gallring, Avstå från röjning och gallring

Arter som kräver kontinuerlig tillgång på nydöd tallved (tallbarksvartbagge) kan sägas vara såväl direkt som indirekt gynnade om gallring inte utförs eftersom självgallringsprocesserna därmed får råda under årtionden.

Utebliven gallring kan också vara direkt gynnande för arter som kräver ett stabilt och fuktigt klimat (garnlav). Indirekt är det också gynnande för arter som kräver en hög vedkvalitet på död ved (blågrå svartspik).

Arter knutna till äldre lövträd (aspgelélav) bedöms som indirekt gynnade av att löv gynnas vid röjning och gallring.

Arter som kräver solbelyst död ved (raggbock) bedöms vara direkt missgynnade av åtgärderna.

Åtgärder för hänsyn inför, och vid avverkning

Avstå från gödsling, Lämna grenar och toppar, Fröträdsställning, Lämna evighetsträd, Lämna hänsynsytor

Att avstå från gödsling bedöms direkt gynnande för mykorrhizasvampar, och även indirekt gynnande för vedsvampar då substraten inte blir övervuxna av gräs och örter. Inga arter bedöms negativt påverkade av åtgärden.

Lämna grenar och toppar bedöms som direkt gynnande för arter knutna till nydöd äldre tall (avlång tallbarksvartbagge).

Att lämna evighetsträd, och vi viss mån även fröträd under den tid de får stå, är direkt gynnande för bevarandet av mykorrhiza-svampar samt arter som är knutna till äldre levande träd (tallicka). Indirekt är lämnandet av evighetsträd också gynnande för arter knutna till död ved.

Att lämna hänsynsytor är generellt direkt gynnande för stort sett alla arter, möjligen med undantag för sådana som kräver riktigt stabila och skyddade miljöer eller sådana som kräver markstörning för att etablera sig.

Utifrån ovanstående dessa schabloner har sedan enskilda arter bedömts och utfallet av detta arbete framgår av Tabell 16. För den enskilda arten kan bedömningen skilja sig från schablonen. Någon text som i redogör för bedömning av varje enskild art redovisas inte i denna skrift.

Tabell 16 Bedömning av hur skogsbruksåtgärder bedöms påverka de naturvårdsintressantaste arterna i Gåsbergets värdetrakt. Värden avser följande.

Direkt gynnande=1; Indirekt gynnande= 0,5; Indirekt missgynnande=-0,5;

Direkt missgynnande=-1.

		ÅTGÄRDER																		
Svenskt namn	Substrat - grov klassning	Hyggesbränning med eller utan fröträd					Lämna grenar och toppar (Grot)	Röja fram silverlåg	Röja fram evighetsträd	Gynna löv vid röjning o gallring	Avstå från röjning/gallring	Katning	Randbarkning	Ringbarkning av tall	Höglapning tall resp gran	Fälla lägga	Evighetsträd	Fröträdsställning	Avstå från gödsling	Lämna hänsyn
		Avstå från markberedning	Rottryckning	Riktad högläggning (grävare)	Fläckmarkberedning															
Allékantlav	Äldre lövträd	0,5	-0,5						1	0,5							1		0,5	1
Aspegelälav	Äldre lövträd	0,5	-0,5	-0,5	-0,5	-0,5	1		1	0,5							1			1
Avlång barksvartbagge	Försvag barrträd	1									1			1	1	1				
Blågrå svartspik	Död ved	0,5	0,5			-0,5	1				0,5	0,5	1	0,5	0,5		0,5		0,5	0,5
Doftticka	Äldre lövträd	0,5	-0,5	-0,5	-0,5	-0,5		1	1	0,5							1		0,5	1
Dvärgbägarlav	Död ved	0,5	0,5			-0,5	1				0,5	0,5	1	0,5	0,5		0,5		0,5	0,5
Fläckporing	Död ved	-0,5	0,5	0,5	0,5	0,5								0,5	0,5	0,5	0,5		0,5	1
Garnlav	Äldre granar										1				-1	-1				1
Goliatmusseron	Mark		1	0,5	0,5	0,5								-1	-1	-1	1	0,5	1	1
Gräddporing	Död ved	-0,5	0,5	0,5	0,5	0,5								0,5	0,5	0,5	0,5		0,5	1
Gräddticka	Död ved	-0,5	0,5			-0,5										0,5			0,5	1
Gulporig ticka	Död ved		0,5	0,5	0,5	0,5					1			1	1	1	0,5			1
Knärot	Mark		1	0,5	0,5	0,5								-1	-1	-1			1	1
Kolfärlav	Bränd död ved	1	0,5	0,5	0,5	0,5					0,5	0,5		0,5	0,5		0,5			
Kolticka	Bränd död ved	1	0,5			-0,5			0,5					0,5	0,5	0,5			0,5	0,5
Kortskäftad ärgspik	Död ved	0,5	0,5			-0,5	1				0,5	0,5	1	0,5	0,5		0,5		0,5	0,5
Kritporing	Död ved		0,5			-0,5		0,5						0,5	0,5	1	0,5		0,5	1
Lappticka	Död ved					-0,5										0,5			0,5	1
Lateritticka	Död ved		0,5			-0,5		0,5						0,5	0,5	0,5				1
Liten hornflikmossa	Död ved	-0,5	0,5			-0,5										0,5			0,5	1
Lunglav	Äldre lövträd	0,5	-0,5	-0,5	-0,5	-0,5		1	0,5								1			1
Lunglavsknapp	Äldre lövträd	0,5	-0,5	-0,5	-0,5	-0,5		1	0,5								1			1
Läderlappsav	Äldre lövträd	0,5	-0,5	-0,5	-0,5	-0,5		1	0,5								1		0,5	1
Mosippa	Mark	1	-1	1	1	0,5													1	1
Mörk kolfärlav	Bränd död ved	1	0,5	0,5	0,5	0,5					0,5	0,5		0,5	0,5		0,5			
Nordtagg	Död ved	-0,5	0,5	0,5	0,5	0,5								0,5	0,5	0,5	0,5			1
Raggbock	Död ved	1	0,5			-0,5	1	1			0,5	0,5	1	0,5	0,5	1	0,5		0,5	1
Reliktslända	Försvag barrträd						1							1	1	1				1
Ringlav	Äldre granar										1								0,5	1
Rotfingersvamp	Mark		1	0,5	0,5	0,5								-1	-1	-1	1	0,5	1	1
Rynkskinn	Död ved					-0,5										1			0,5	1
Skrovellav	Äldre lövträd	0,5	-0,5	-0,5	-0,5	-0,5		1	0,5								1			1
Skrovlig taggsvamp	Mark		1	0,5	0,5	0,5								-1	-1	-1	1	0,5		1
Slemsvampmögelpagge	Död ved									0,5	1			1	1	1	0,5			1
Smalfotad taggsvamp	Mark	0,5	1	0,5	0,5	0,5								-1	-1	-1	1	0,5	1	1
Spadskinn	Mark		-1	1	1	1										1	1	0,5	1	1
Svart plattbagge	Bränd död ved	1	-1	-0,5	-0,5	-0,5				0,5							0,5			0,5
Tajgataggsvamp	Mark	0,5	1	0,5	0,5	0,5								0,5	-1	-1	1	0,5	1	1
Tallbarksvartbagge	Försvag barrträd	1					1				1			1	1	1				1
Tallfjällknäppare	Död ved	0,5									0,5			1	1	1	0,5			1
Tallstocksticka	Död ved	0,5	0,5			-0,5	1				0,5	0,5	1	0,5	0,5	0,5		0,5	0,5	
Tallticka	Äldre tallar							1		1				-1	-1	-1	1			
Timmerskapania	Död ved													0,5	0,5	1			0,5	1
Urskogsporing	Död ved		0,5			-0,5								0,5	0,5	0,5	0,5		0,5	1
Urskogsånger	Död ved													0,5	0,5		0,5			1
Vaddporing	Död ved	-0,5	0,5	0,5	0,5	0,5								0,5	0,5	0,5	0,5			1
Varglav	Död ved	0,5	0,5			-0,5	1				0,5	0,5	1	1			0,5		0,5	0,5
Vedflamlav	Död ved	0,5	0,5			-0,5	1				0,5	0,5	1	0,5	0,5		0,5		0,5	0,5
Vedskivlav	Död ved	0,5	0,5			-0,5	1				0,5	0,5	1	0,5	0,5		0,5		0,5	0,5
Vedsäckmossa	Död ved	-0,5	0,5			-0,5										0,5			0,5	1
Vedtrappmossa	Död ved	-0,5	0,5			-0,5								0,5	0,5	0,5	0,5			1
Violettrå tagellav	Äldre granar														-1	-1				1
Summa		13	11	5	5	-5	3	8	10	5	12	5	8	12	7	9	25	3	19	45

Diskussion

Försöken att, utifrån ovanstående metodik, bedöma hur en art påverkas av en viss skogsbruksåtgärd är naturligtvis mycket subjektivt och blir ofrånkomligt en grov generalisering. Tanken var dock att även en grov generalisering säger något om åtgärdens effekt på arten ifråga.

Under bedömningsarbetet, som genomfördes av hela projektgruppen, blev det dock mycket tydligt att tvetydigheten i de ord som användes i bedömningskriterierna, och det faktum att varje påverkans-klass egentligen omfattar två bedömningsgrunder (substrat och livsmiljö) skapade stor osäkerhet.

Ytterligare problem är naturligtvis blandningen av åtgärder där vissa är utvalda för att mildra effekterna av en tidigare kraftigt störande åtgärd, medan andra syftar till att tillskapa substrat för artens fortlevnad.

Slutsatsen blir att den metodik som ovan beskrivits behöver utvecklas än mer innan den är mogen att nyttjas praktiskt. Att så inte skett inom projektet har med tidsbrist att göra.

Likafullt, om man kommer till rätta med bedömningsproblematiken, så ser vi framför oss att denna typ av tabell skulle kunna nyttjas praktiskt för att identifiera åtgärder som borde prioriteras i vissa sammahang.

Ett par sådana presenteras nedan.

Koncept 1: Sammanställning av schablonhänsyn i värdetrakten

Genom att summera en åtgärds påverkan för alla arter i tabellen ges ett generellt värde på hur pass positivt eller negativt den är.

Dessa summerade värden, vilka framgår längst ner i Tabell 16, kan därefter sorteras fallande. Utfallet, vilket redovisas till höger i Tabell 17, skulle kunna nyttjas för att identifiera lämplig schablonhänsyn i värdetrakten. Sådan schablonhänsyn skulle t.ex. kunna lämnas i bestånd som inte har några registrerade artfynd.

En modifierad, och mer nyanserad, variant av ovanstående koncept är att filtrera fram vilka schablonåtgärder som är aktuella för arter av en viss naturtyp. Varje art i tabellen har nämligen en sådan knuten till sig vilka är tallskog, barrskog, granskog samt lövblandad skog.

I exemplet till höger, Tabell 18, är en sammanställning, och sortering, gjord för lövblandad skog. Med *Null* avses att det inte finns några poäng givna i åtgärdena för de arter som är knutna till denna naturtyp.

Tabell 17: Tabell visande summerad påverkanspoäng för arter i värdetrakten.

Åtgärd	Totalpoäng Alla arter i VT
Lämna hänsyn	40
Evighetsträd	23,5
Avstå från gödsling	18,5
Röja fram evighetsträd	16
Hyggesbränning med eller utan fröträd	13,5
Fröträdsställning	13
Avstå från markberedning	11
Ringbarkning av tall	10
Fälla lägga	9,5
Randbarkning	9
Rottryckning	8
Riktad högläggning (grävare)	7,5
Avstå från röjning/gallring	7,5
Röja fram silverlåg	6,5
Katning	5
Gynna löv vid röjning o gallring	4,5
Lämna grenar och toppar (Grot)	3
Högläggning tall resp gran	0
Fläckmarkberedning	-1,5

Tabell 18: Poängantal för åtgärder i lövblanad skog.

Prio bland åtgärder för arter i lövblandad skog	Totalpoäng
Evighetsträd	7,5
Röja fram evighetsträd	7
Hyggesbränning med eller utan fröträd	4,5
Gynna löv vid röjning o gallring	4,5
Lämna hänsyn	4
Avstå från gödsling	1,5
Ringbarkning av tall	1
Högläggning tall resp gran	1
Fälla lägga	1
Fröträdsställning	0,5
Riktad högläggning (grävare)	-0,5
Fläckmarkberedning	-0,5
Avstå från röjning/gallring	-3
Avstå från markberedning	-4,5
Rottryckning	Null
Lämna grenar och toppar (Grot)	Null
Röja fram silverlåg	Null
Katning	Null
Randbarkning	Null

Koncept 2: Lämpliga åtgärder att använda i förvaltningen av ett enskilt bestånd.

Genom att filtrera tabellen på de arter som konstaterats förekomma i ett visst bestånd får man en överblick över vilka åtgärder som kan komma i fråga. I Tabell 19 visas exempel på ett sådant där 13 åtgärder av 18 faller ut som aktuella.

Tabell 19: Summerad poängantal för arter i enskilt bestånd.

Svenskt namn	Hyggesbränning med eller utan fröträd	Avstå från markberedning	Rottryckning	Riktad högläggning (grävare)	Fläckmarkberedning	Lämna grenar och toppar (Grot)	Röja fram silverlåg	Röja fram evighetsträd	Gynna löv vid röjning o gallring	Avstå från röjning/gallring	Katning, randbarkning	Ringbarkning av tall	Högtapning tall resp gran	Fälla lägga	Evighetsträd	Fröträdsställning	Avstå från gödsling	Lämna hänsyn
Knärot	1	0,5	0,5	0,5										1		1	1	
Läderlapps-lav	0,5	-0,5					1	0,5						1			-0,5	
Dvärgbägarlav	0,5	0,5		-0,5			0,5	0,5	0,5					0,5	0,5	0,5	0,5	
Lunglav	0,5	-0,5					1	0,5						1			-0,5	
Skrovellav	0,5	-0,5					1	0,5						1			-0,5	
Summa	2	0	0,5	0,5	0		3,5	1,5	0,5	0,5				4,5	0,5	1,5	0	

Om man därefter summerar påverkansgraden för de olika åtgärderna, och sorterar tabellen utifrån detta värde får man en lista på vilka de åtgärder som bidrar med mest hänsyn för de aktuella arterna, se Tabell 20

Lämpligen väljs åtgärder från tabellens övre del men vilka, och hur många, får bli en bedömning utifrån praktiska möjligheter och rådande resurser.

Några av åtgärderna kan ha en negativ påverkan på artstocken. Exempel på sådana är infärgade med **rött** i tabellen till höger. Genom förfarandet att den summerade påverkansgraden sorteras fallande så kommer dessa vanligtvis inte att bli aktuella. Ibland kan det dock finnas skäl att överväga en sådan åtgärd om den är tydligt gynnande för vissa arters fortbestånd, t.ex. avstå från markberedning i syfte att lämna hänsyn till knärot. Man får dock i så fall se till att åtgärderna utförs i direkt anslutning till förekomsterna av de arter som gynnas och undvika de platser där de arter som kan missgynnas finns.

Tabell 20: Prioriterade åtgärder baserat på påverkanspoäng.

Åtgärd	Summa
Evighetsträd	4,5
Röja fram evighetsträd	3,5
Hyggesbränning med eller utan fröträd	2
Gynna löv vid röjning o gallring	1,5
Avstå från gödsling	1,5
Rottryckning	0,5
Riktad högläggning (grävare)	0,5
Avstå från röjning/gallring	0,5
Katning, randbarkning	0,5
Fröträdsställning	0,5
Avstå från markberedning	0
Fläckmarkberedning	0
Lämna hänsyn	0

4.3.3 Simulering av olika skogsbruksinriktningar

Inledning

Under projektets uppstartsfas togs beslutet att använda verktyget Heureka för att simulera hur värdetraktens bestånd kan utvecklas över tid under olika skötselregimer.

Heurekasystemet är ett beslutsstödsystem som utvecklats av SLU och Skogforsk med målsättningen att kunna hantera ett flermålsinriktat skogsbruk (Wikström et al. 2011). Den första versionen kom 2009 och utvecklades sedan dess kontinuerligt. Systemet används i det praktiska skogsbruket, av olika myndigheter, inom forskning samt i undervisning. Ansvaret för förvaltningen av systemet ligger hos programmet för Skogliga Hållbarhetsanalyser (SHA) vid institutionen för skoglig resurshushållning på SLU.

Projektets ambitioner med valet av Heureka som verktyg var dels att få en uppfattning om vad dagens brukande och hänsynsnivåer får för effekter på lång sikt, dels att sätta dagens brukande i relation till effekterna av andra inriktningar.

Valet av Heureka grundades också på den allmänna ambitionen att försöka förstå hur användbart verktyget är i naturvårdsarbetet då ingen i projektgruppen hade tidigare erfarenhet av det. Den som i praktiken genomförde simuleringarna, och som också hjälpte till som rådgivare inför förberedelserna, var Johanna Lundström, forskare vid SLU Umeå.

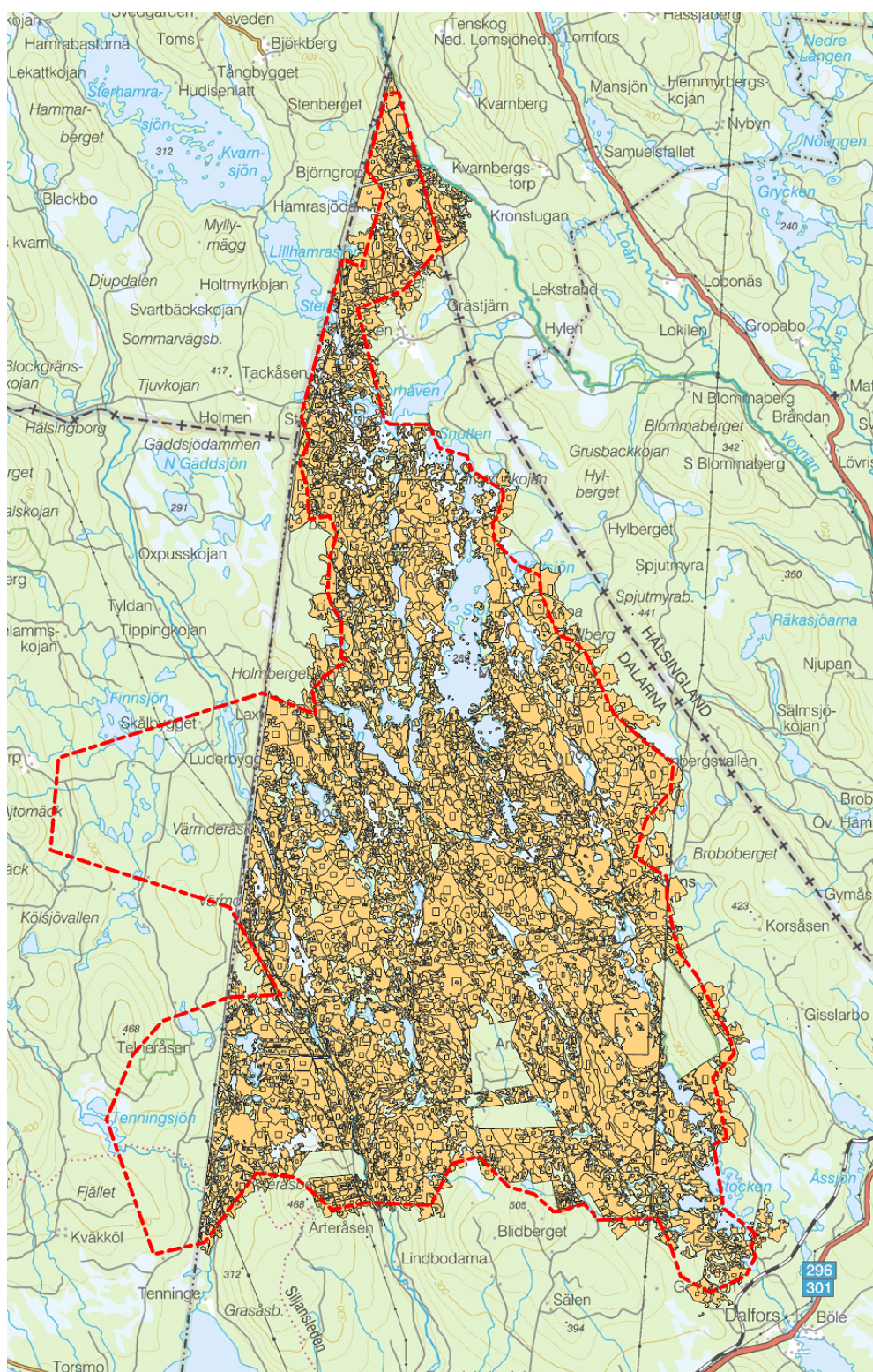
Material och metoder

För analysen har Heurekas programvara PlanVis använts, vilken är en optimerande applikation som (inom angivna ramar) genererar en mängd olika skötselprogram för varje bestånd, vilka sedan kombineras på ett (för hela landskapet) optimalt sätt utifrån de mål och eventuella villkor man som användare angett. Det här innebär att man inte i förväg bestämmer hur ett visst bestånd ska skötas, utan i stället anger ramar för hur skogsskötseln ska simuleras.

Indata

Landskapet som analyserats i detta projekt innefattar den produktiva skogsmarken (medeltillväxt över 1 m³/ha/år) på Sveaskogs, och Stora Ensos marker samt naturreservatet Trollmosseskogen och de sydligaste 100 hektaren av Gåsbergets naturreservat (Figur 72, Tabell 21).

Information om ingående skogstillstånd kommer från Stora Enso och Sveaskogs beståndsregister samt Länsstyrelsens naturreservatsbeskrivningar. Att inte hela Gåsbergets naturreservat inkluderats beror på att det inte finns aktuella bestånduppgifter för denna yta.



Figur 72: Gåsbergets värdeområde (röd streckad linje) och de bestånd som ingår i simuleringen (orange) Lantmäteriets översiktskarta ligger i bakgrunden.

Tabell 21: Studielandskapets egenskaper.

Antal bestånd	4923
Total areal produktiv skogsmark (ha)	27 756
Medelålder (år)	60
Medelbonitet (m ³ sk/ha)	4.21

Inför simuleringarna ville vi ange ingångsvärden för mängden död ved. I stället för att nyttja systemets schablonvärden användes data från projektets inventering av död ved, se kapitel 4.1.1, för att ange mängden död ved större än 10 cm i diameter. Inventeringsresultaten var dock redovisade som antal/hektar medan Heureka's ingångsvärden uttrycks i m³/hektar. För att räkna om resultaten från projektets undersökning nyttjades data från riksskogstaxeringen med metodik som framgår av Tabell 22.

Tabell 22: Metodik som använts för att konvertera projektets inventerings-resultat för död ved i Gåsbergets värdetrakt, uttryckt som antal, till volym. Som jämförelsedata nyttjades riksskogstaxeringens medelvärden för död ved under åren 2008-12 i Dalarnas län. Som ett första moment gjordes en jämförelse, uttryckt i procent, mellan mängden död ved i naturvårdsbestånd (N-skog) och produktionsbestånd (P-skog) för de två datamaterialen. I de fall flera celler omfattas av en klammer är ett medelvärde beräknat. Som framgår av tabellerna i steg 2 och 4 så är procentsatserna snarlika för de två materialen och därmed jämförbara. Procentvärdena för produktionsbestånden identiska medan förekomsten av stående död ved i Gåsberget är något högre än i länet som helhet, 36 mot 31%. I motsvarande grad är mängden lågor längre (64 mot 69 %). Med detta som grund gjordes valet att tilldela inventeringsmaterialets klass N100 riksskogstaxeringens volym-värden för N-skog (Steg 6). Inventeringsmaterialets produktionsklasser fick därefter en volym som motsvarar deras procentuella andel (steg 5) jämfört N100.

Riksskogstaxeringens data

Steg 1				Steg 2						
Död ved (m ³ /ha)				Död ved (m ³ /ha)				Procent		
Skogskategori	Stående	Liggande	Totalt	Skogskategori	Stående	Liggande	Totalt	Stående	Liggande	Totalt
Naturreservat	4,8	8,9	13,7	N-skog	3,9	8,5	12,3	31%	69%	100%
Frivilliga avsättningar	2,9	8,0	11,0	P-skog	1,2	3,0	4,2	29%	71%	100%
Hänsynsytor	1,7	5,5	7,3							
Grandominerade bestånd	2,7	4,6	7,2							
Övriga skogar	1,2	3,0	4,2							

Projektets inventeringdata

Steg 3				Steg 4						
Död ved (antal)				Död ved (antal)				Procent		
Klass	Stående	Liggande	Totalt	Skogskategori	Stående	Liggande	Totalt	Stående	Liggande	Totalt
N100	32,0	56,7	88,7	N-skog	32,0	56,7	88,7	36%	64%	100%
P100	23,5	43,9	67,4	P-skog	15,6	38,6	54,2	29%	71%	100%
P40	13,1	28,3	41,4							
P20	10,3	43,5	53,8							

Steg 5				Steg 6			
Död ved (% av N100)				Död ved (m ³ /ha)			
Klass	Stående	Liggande	Totalt	Klass	Stående	Liggande	Totalt
N100	100%	100%	100%	N100	3,9	8,5	12,3
P100	73%	77%	76%	P100	2,8	6,5	9,4
P40	41%	50%	47%	P40	1,6	4,2	5,8
P20	32%	77%	61%	P20	1,2	6,5	7,5

Tabell 23: Värden för volym död ved/hektar över 20 och 40 cm, nyttjat som ingångsvärden vid simuleringarna.

Ålderskategori	Volym (m3) död ved > diameter	
	> 20 cm	> 40 cm
0-40 år	3,2	0,4
40-80 år	2,9	0,4
80-120 år	6,6	0,5
>120 år	8,6	0,6
Skyddad skog	15,8	2,7

Som ingångsvärden för volymen död ved över 20 respektive 40 cm nyttjades enbart medelvärden från Riksskogstaxeringen för död ved i Dalarna och Gävleborgs län åren 2015–19 (Tabell 23).

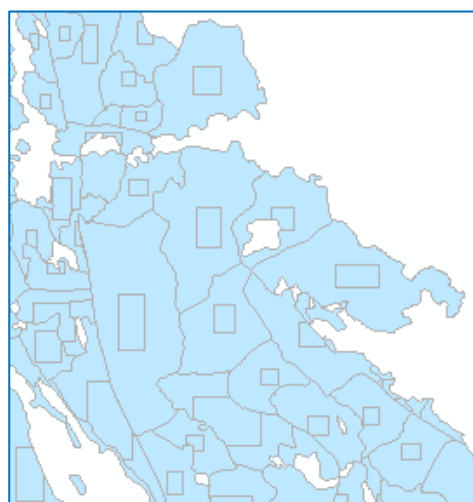
Att dessa värden representerar andra år, och en annan geografisk yta, än de som användes för att konvertera projektets inventeringsresultat för död ved beror på att sammanställningarna gjordes vid olika tillfällen.

Scenariobeskrivning

Fyra olika brukningsinriktningar, eller scenarier, definierades inför simuleringarna. De skiljer sig åt med avseende på den naturvårdshänsyn som lämnas. Hänsynen definieras främst av hur stor procentandel av ett bestånd, av en viss målklass, som lämnas för fri utveckling vid avverkning.

Rent GIS-tekniskt beskrivs hänsynen som separata polygoner, urklippta som rektanglar från varje bestånd, se Figur 73.

För varje scenario finns även ett antal mer specifika naturvårdsåtgärder definierade, vanligen hur mycket högstubbar som ska lämnas vid avverkning och hur mycket löv som ska lämnas vid röjning. Utfallet av denna hänsyn kan bara ses i värdena för hur beståndet utvecklas över tid.



Figur 73: Exempel på de rektanglar som klipps ur varje bestånd och som representerar generell hänsyn vid avverkning.

Scenario 1 – Dagens skogsbruk

Det första scenariot representerar de hänsynsnivåer som lämnas av skogsbolagen idag. Hänsynsnivåerna skiljer sig åt mellan de medverkande bolagens marker och är satta efter bedömningar av deras representanter. De grundar sig bland annat på de krav som FSC-certifieringen ställer.

Scenario 2 – Låga hänsynskrav

Det andra scenariot var tänkt att representera den hänsynsnivå som Skogsvårdslagen kräver. Projektet har dock avstått från att benämna scenariot utifrån denna premiss eftersom det visat sig att lagkraven är svåra att definiera kvantitativt. I stället säger vi att scenariot representerar ett brukande med låg nivå av naturhänsyn. Det är i korthet definierat så att alla bestånd, med undantag för dagens naturreservat, brukas med målklass PG. Vid avverkning sparas därmed bara 5% av ytan som hänsyn/fri utveckling.

Scenario 3 – All äldre skog lämnas

I det tredje scenariot är all skog över 80 år avsatt för fri utveckling, oavsett tidigare målklass. För övriga bestånd följs samma hänsynsnivåer som i scenario 1. Valet av detta scenario grundar sig på att ideell naturvård framfört önskemål om att all äldre skog i värdetrakten bör skyddas eller avsättas för naturvård. Projektet vill genom detta scenario utforska vad en sådan hänsyn skulle kunna få för effekter.

Scenario 4 – Dagens brukande men med extra hänsynsåtgärder

Det fjärde scenariot har samma schablonhänsyn som i scenario 1 men med fyra typer av anpassad skötsel för att gynna vissa artgrupper.

- 1: Långskärm (50 evighetsträd/ha) samt att hyggesbränning sker i blockrika bestånd och bestånd som ligger i anslutning till naturreservat.
Syftet är att gynna brand- och lövberoende organismer samt skalbaggar på äldre död ved och nydöd tallved,
- 2: Ungefär 10% av dagens ogallrade bestånd lämnas för självgallring.
Dessa har valts ut bland bestånd som uppnått, eller befinner sig strax under, gallringsbar ålder samt står på blockrika marker, sedimentmarker eller branta sluttningar. Åtgärden är tänkt att gynna skalbaggar på nydöd tallved.
- 3: Antalet högstubbar ökas till 10 stycken per hektar, vilket torde gynna skalbaggar på äldre död ved och nydöd tallved.
- 4: Lövrika bestånd (> 20% löv) ska röjas och gallras så att lövandelen bibehålls. En åtgärd för att gynna lövberoende organismer.

I Tabell 24 visas en sammanställning med mer detaljer om den hänsyn som lämnas i de olika scenarierna och hur stor areal denna omfattar.

I Figur 74 visas vilka bestånd som berörs av de olika åtgärderna i de fyra scenarierna.

Tabell 24: Fördelning i hektar av olika bestånd- eller skötselkategorier för de fyra scenarierna.

BESTÅNDS-/SKÖTSELKATEGORIER	Brukningsscenarier (hektar)			
	1	2	3	4
Reservat lämnade för fri utveckling	1278	1278	1278	1278
NO bestånd lämnade för fri utveckling	4006	0	4006	4006
Skogar över 80 år lämnade för fri utveckling	0	0	4664	0
Bränningsefterliknande NS skötsel ¹	2539	0	261	2539
Extra hänsynsåtgärd - Bibehåll lövandel i lövrika bestånd ²	0	0	0	2584
Extra hänsynsåtgärd - Bestånd lämnas att självgallra	0	0	0	610 ⁷
Extra hänsynsåtgärd - Långskärm och hyggesbränning ³	0	0	0	2407
Trakthyggesbruk - Stora Ensos bestånd ⁴	3126	4453 ⁶	2448	3024 ⁷
Trakthyggesbruk - Sveaskogs bestånd ⁵	16286	21502 ⁶	14577	10786 ⁷

¹ En kontinuitetsskötsel som ska efterlikna brand utförs på 60% av de utvalda beståndens yta. Det innebär att det inte är ett krav att bestånden ska röjas, det är minst 30 år mellan gallringarna, och vid gallring tas endast 5-10% av grundytan ut, främst som gran, resterande 40% av beståndet lämnas till fri utveckling.

² I dessa bestånd simuleras vanligt trakthyggesbruk där 10 hänsynsträd och 10 högstubbar per hektar lämnas. Vid röjning och gallring gynnas lövträd (en lövträdsandel på 50% eftersträvas vid röjning, vid gallring lämnas en högre andel lövträd), samt att björk lämnas som fröträd vid föryngring. Andel av beståndet som lämnas till fri utveckling styrs av markägare och målklass (se definition nedan för Stora Enso respektive Sveaskogs nivåer).

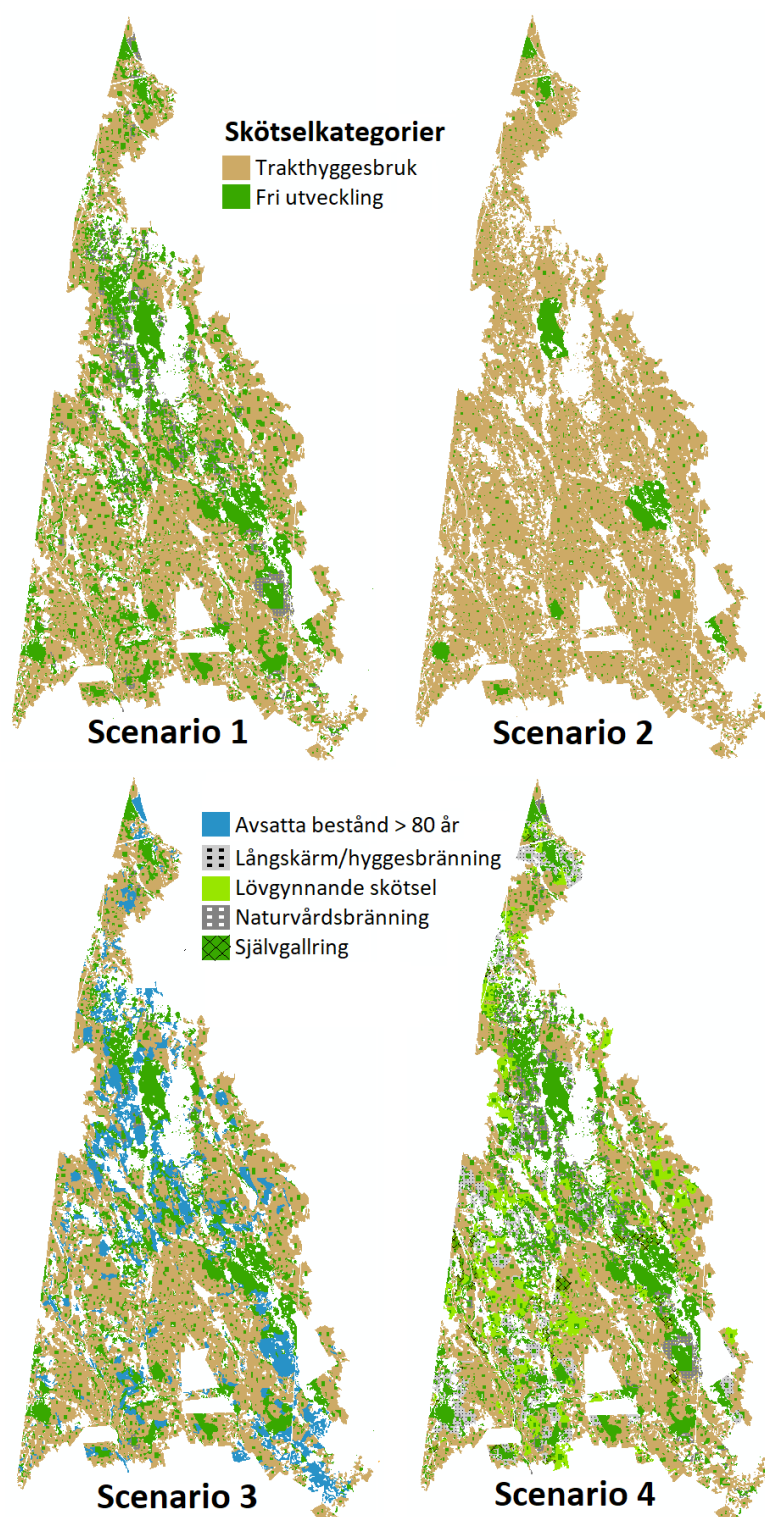
³ I dessa bestånd simuleras ett trakthyggesbruk med långskärm och hyggesbränning. Långskärmen består av 50 kvarlämnade träd per hektar, det lämnas också 10 högstubbar per hektar. En lövträdsandel på 10% eftersträvas efter röjning och gallring.

⁴ Trakthyggesbruk där den eftersträvande lövandelen efter röjning och gallring är 10%. I PF bestånd avsätts 25% av beståndet till fri utveckling och i PG bestånd 5%, samt att det lämnas 3 högstubbar per hektar.

⁵ Trakthyggesbruk där en lövträdsandel på 20% eftersträvas efter röjning och gallring. I skogar över 80 år avsätts 40% av beståndet till fri utveckling, i övriga skogar 9%, samt att det lämnas 10 hänsynsträd och 3 högstubbar per hektar.

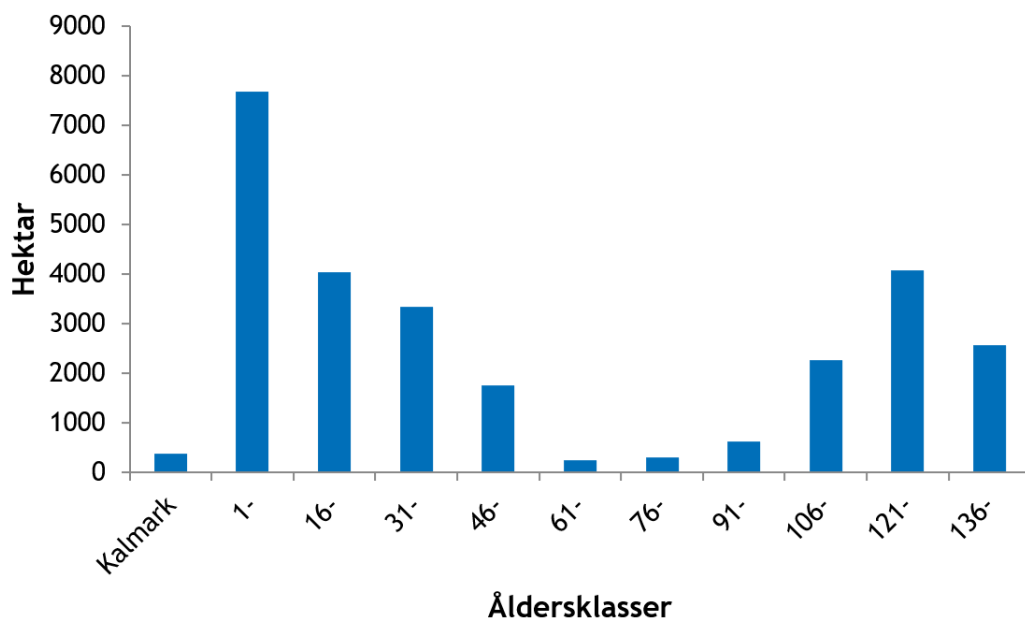
⁶ I detta scenario sköts Stora Ensos och Sveaskogs skogar på samma sätt, Där trakthyggesbruk simuleras på 95% av beståndet (5% lämnas till fri utveckling) samt att 3 högstubbar per hektar lämnas.

⁷ Ytterligare 7 högstubbar lämnas (totalt 10 högstubbar per hektar)



Figur 74: Kartor över var skilda typer av skötsel utfört inom värde trakten under de olika brukningsscenarierna.

Diagram 29: Areal produktiv skogsmark fördelat på åldersklasser i studielandskapet.



Det ska också nämnas att indelningen av skogen för olika skötselinriktningar sker baserat på dagens tillstånd, det är alltså inte så att när bestånd uppnår 80 år förändras skötseln i det beståndet (ingående åldersklassfördelning, se Diagram 29).

I de fyra scenarierna har målet varit att maximera nuvärdet (i SEK) för hela landskapet, med ett krav på jämn avverkningsnivå (en avvikelse på max 10% mellan varje 5-årsperiod tillåts). I detta fall är det alltså utvecklingen av nuvärdet som styr hur skogen sköts i framtiden, givet de hänsynsnivåer som definierats, vilket också är det absolut vanligaste målet för denna typ av skogliga framtidsanalyser. För nuvärdesberäkningen har framtida utgifter och inkomster diskonteras tillbaka till starttidpunkten med en diskonteringsränta på 3%. Planeringshorisonten är satt till 100 år, och uppdelad i 20 5-årsperioder.

Resultat

Inledningsvis redovisas omfattningen av de generella skogsbruksåtgärder som ett bestånd genomgått under sin omloppstid. Därefter beskrivs hur dessa, samt de specifika åtgärder som skiljer scenarierna från varandra, påverkar landskapet och det ekonomiska utbytet utifrån ett antal aspekter. Heureka kan beskriva detta utfall, på landskaps-, bestånds- och ända ner till trädnivå, genom ett stort antal inbyggda resultatvariabler.

Det urval som presenteras nedan är valda för att ge en generell bild av hur värddetrakten utvecklas under de olika skötselregimerna men framför allt för att beskriva naturvårds-, skogbrukstekniska eller ekonomiska aspekter av landskapets utveckling. I redovisning görs det vanligen skillnad på utvecklingen i avsatta bestånd, d.v.s. formellt eller frivilligt skyddade ytor, respektive de som används för produktion. Utvecklingen över tid redovisas i 20 perioder, vilka var och en omfattar 5 år.

Skogsbruksåtgärder

Alla bestånd som inte är avsatta för fri utveckling påverkas av ett flertal skogsbruksåtgärder under sin omloppscykel, från markberedning och plantering till slutavverkning. I Diagram 30 framgår hur stor yta som påverkas av dessa åtgärder vid olika tillfällen under simuleringsperioden och i Diagram 31 är den totala arealen för respektive åtgärd summerad för hela simuleringsperioden. Notera att av de extraåtgärder som stipulerats för scenario 4 så är det bara hyggesbränning som beskrivs. Övrigas arealer redovisas ovan i Tabell 24.

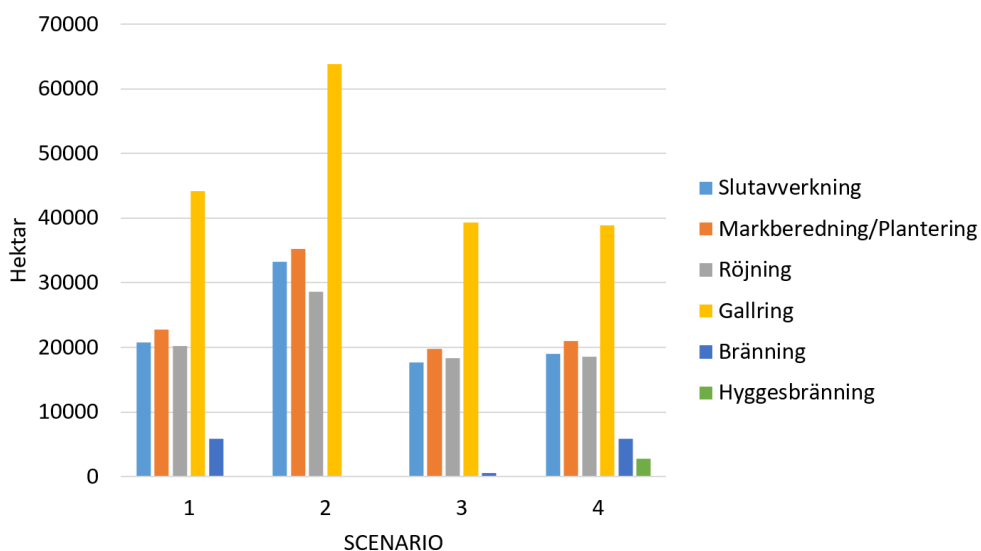


Diagram 30: Diagrammet beskriver den sammanlagda yta som påverkas av olika skogsbruksåtgärder under simuleringsperioden av 100 år. Notera att då gallring kan genomföras vid flera tillfällen så kommer den sammanlagda ytan att överstiga värddetrakten egen areal på drygt 40 000 hektar.

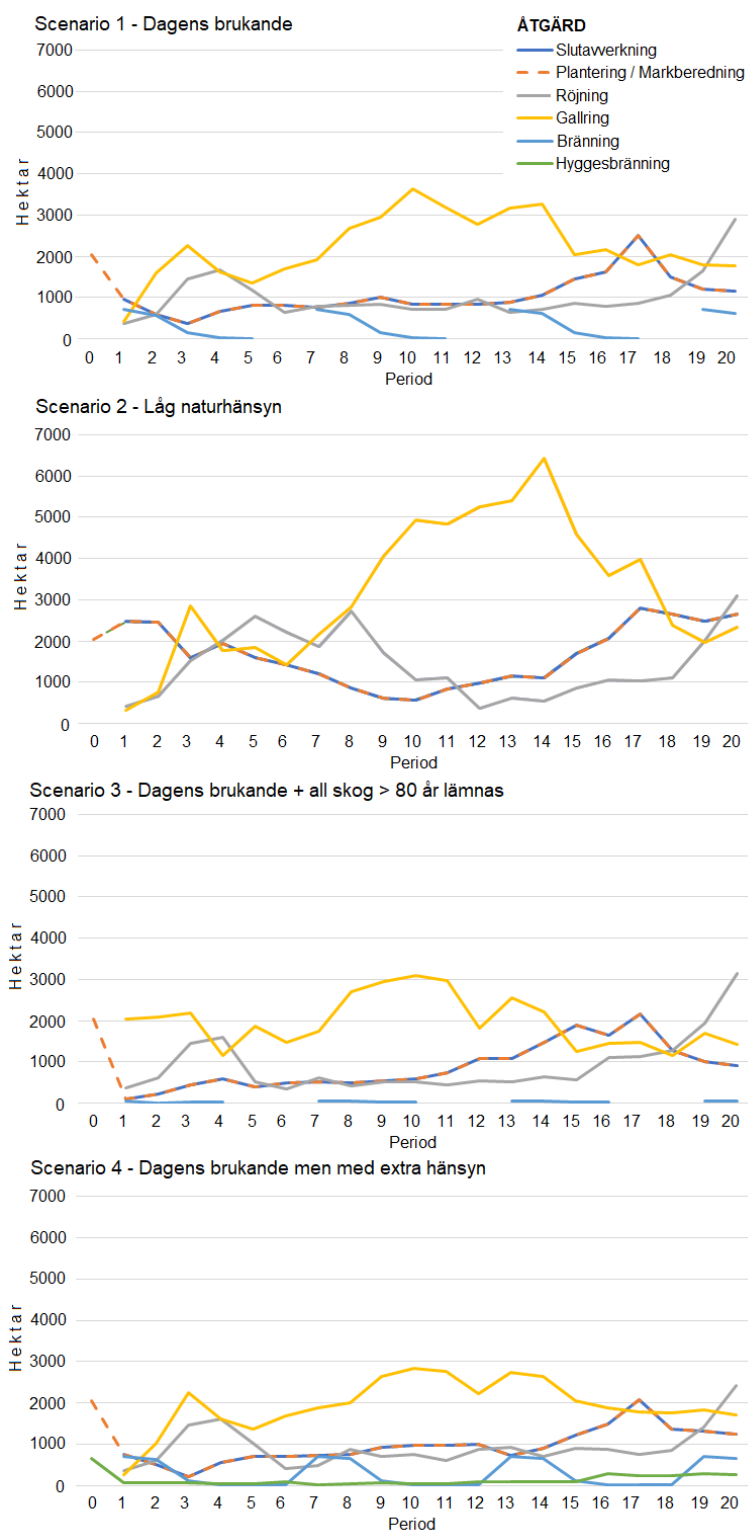


Diagram 31: Den areal som berör av olika skogsbruksåtgärder över tid för de fyra scenarierna.

Som framgår av Diagram 31 så inleds flertalet scenarier, undantaget nummer 3, av att relativt stora ytor avverkas under loppet av något årtionde. Även om avverkning förekommer därefter sker det i relativt måttlig omfattning och det dröjer till period 17 innan en ny topp inträder. Röjningar genomförs, som förväntat, främst under ett par decennier efter att avverkningarna varit som intensivast. Likaså är intensiteten i gallringarna som störst ytterligare några årtionden senare. Förklaringen till att arealen gallrade ytor är så mycket större än avverkade och röjda får sökas i det faktum att ett bestånd kan genomgå flera gallringar innan slutavverkning.

Vad gäller den bränning som redovisas så är det den bränningsefterliknande skötsel som utförs i NS-klassade bestånd. Av diagrammet framgår att dessa genomförs under ett par decennier för alla bestånd för att sedan upprepas 30 år senare. Hyggesbränningar, som bara utförs i scenario 4, ligger på en konstant låg nivå, relativt övriga åtgärder, under hela simuleringsperioden.

Beståndsålder

Definitionen av ett bestånds medelålder är det aritmetiska medelvärdet av de träd som inte är att betrakta som överståndare, viktad mot grundytan om beståndet är moget eller mot de vanligaste ungplantorna om det är ungt. I Diagram 32 redovisas hur medelåldern förändras över tid för hela värdetrakten medan Diagram 33 redovisar medelvärdet för alla bestånd över hela simuleringsperioden.

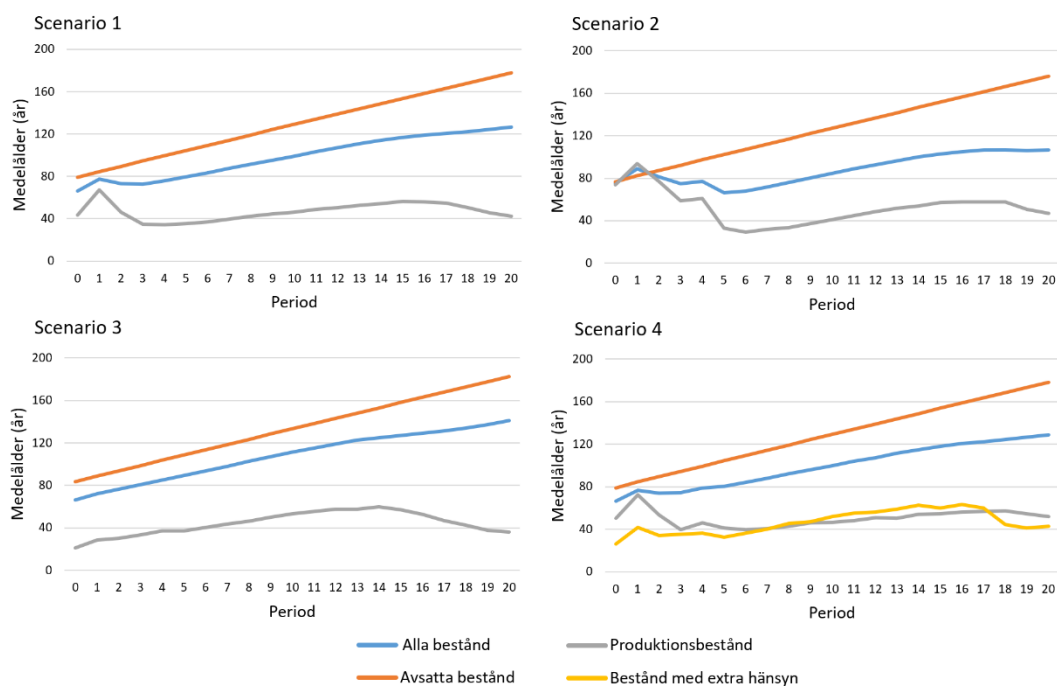


Diagram 32: Beståndens medelålder över tid. För att nyansera bilden visas även medelålderns utveckling för avsatta, produktionsbestånd samt sådana där extra hänsynsättgärder utförs.

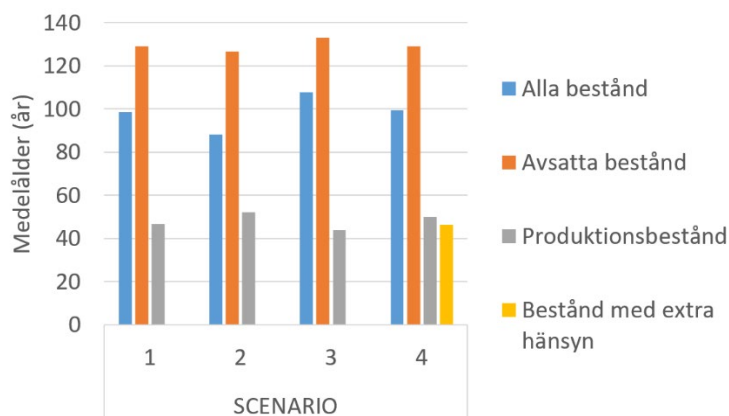


Diagram 33: Beståndens medelålder redovisat som ett medelvärde för hela simuleringsperioden.

Som framgår av diagrammen så förändras beståndsmedelåldern på ett likartat sätt för alla scenarierna. Produktionsbestånden, vars ålder initialt ligger i ett spann mellan 20–80 år, rasar till en början något för att därefter tillväxa svagt. För i stort sett alla scenarierna landar produktionsbestånden i slutet av simuleringsperioden på en ålder runt 50–60 år.

Denna utveckling kontrasterar mot de avsatta bestånden där medelåldern, utan avbrott, går från 80 till 180 år under simuleringsperioden.

Efter drygt halva simuleringsperioden når de avsatta bestånden medelåldern 140 år, vilken är den vedertagna gränsen för vad som räknas som äldre barrskog i Dalarnas län.

Medelåldern må utvecklas på ett likartat sätt för alla scenarier men hur stora ytor som bekläs av skog av olika ålder skiljer dem åt. Diagram 34 beskriver hur stor areal som överstiger 140 år. Av diagrammet framgår att mest areal, 10 000 ha, faller ut för scenario 3 medan 1 och 4 når drygt 8000 ha.

Att kurvorna börjar plana ut efter knappt halva simuleringsperioden förklaras troligen av att alla avsättningar då uppnått en medelålder som överstiger gränsvärdet 140. Kurvan för scenario 2 skiljer ut sig på flera sätt från övriga. Rent areellt omfattar den bara 20-25% av vad som faller ut i de andra scenarierna. Det faktum att den inte stiger antyder att ytterst få bestånd utöver de rena avsättningarna uppnår så hög ålder och att denna medelålder redan är uppnådd inom avsättningarna. Troligen ingår inte några produktionsbestånd bland de som når 140 år utan det är hänsynsytor som står för arealökningen efter att alla avsatta bestånd nåt 140 år.

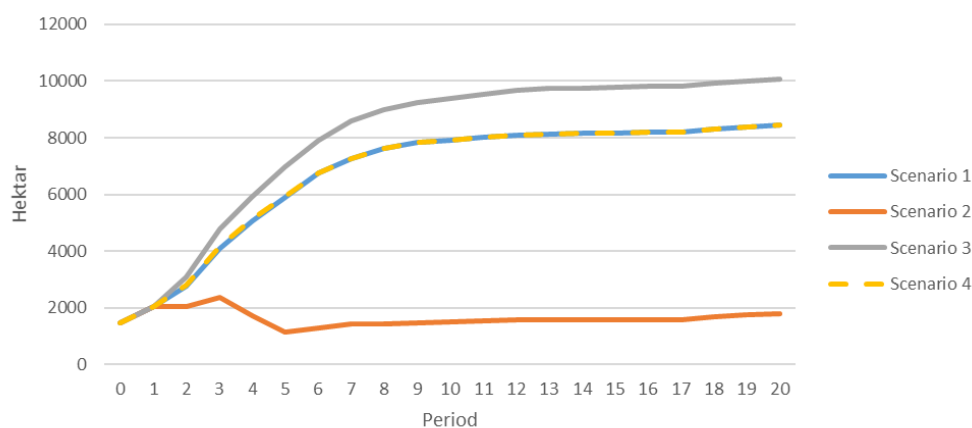


Diagram 34: Arealen bestånd som uppnår åldern 140 år, gränsen för äldre skog, under de olika scenarierna.

Trädslagsblandning

Trädslagsblandning beskriver de olika trädslagens andel av ett bestånds totala volym. Denna volym redovisas nedan i klasserna tall, gran och löv.

Sammanfattningsvis kan konstateras att trädslagsblandningen för de fyra scenarierna skiljer sig mycket lite sett till hela simuleringsperioden. Som framgår av Diagram 35, utgör tallen drygt 70% av trädslagsblandningen, gran 20% och lövet runt 10%. I avsatta bestånd är granen något mer dominerande över lövet, medan omvänt förhållande råder i produktionsbestånden. Ett undantag utgör de drygt 5000 ha i scenario 4 där extra hänsynsåtgärder utförs. Ungefär hälften denna yta omfattar lövrika bestånd vars lövrikedom ska bibehållas under omloppsperioden vilket också avspeglas i utfallet.

Inte heller över tid förändras trädslagfördelningen speciellt mycket. Detta gäller speciellt för de avsatta bestånden. I Diagram 36 visas förändringen för scenario 1 och den är i stor sett identiskt med förändringarna i övriga scenarier. Utvecklingen kan kort sammanfattas som att utöver att andelen tall ligger stabil över tid så ökar andelen gran något över tid på bekostnad av lövet.

De största variationer som finns, över tid och mellan scenarierna, hittas i produktionsbestånden. Deras utveckling framgår i Diagram 37. Även om förändringarna också här är små så framgår dock att andelen tall faller något över tid samtidigt som kurvorna för gran och löv, vilka båda ligger runt 10-20% rör sig runt kring varandra.

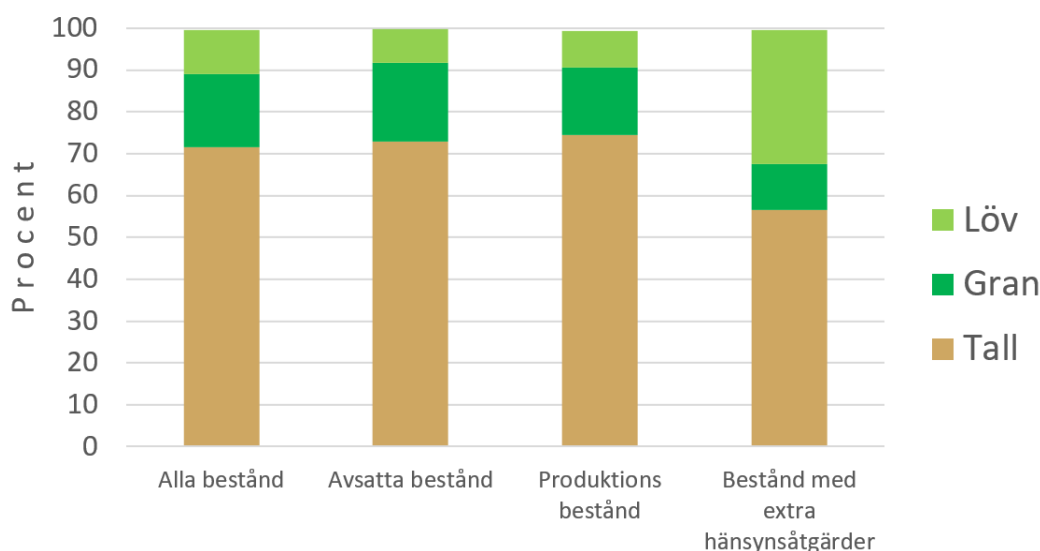


Diagram 35: Trädslagsblandningen sett över hela simuleringsperioden för scenario 4. Den procentuella fördelningen skiljer sig mycket lite från utfallet i övriga scenarier.

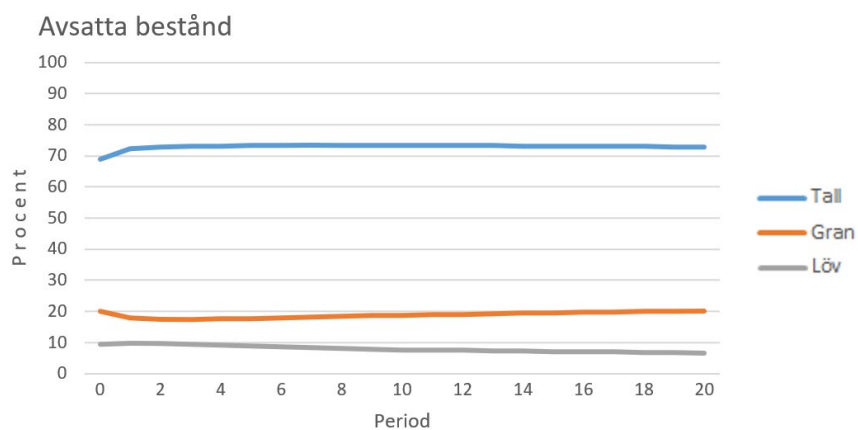


Diagram 36: Trädslagsblandningens förändring över tid för avsatta bestånd i scenario 1. Utvecklingen i övriga scenarier är i stort sett identiskt.

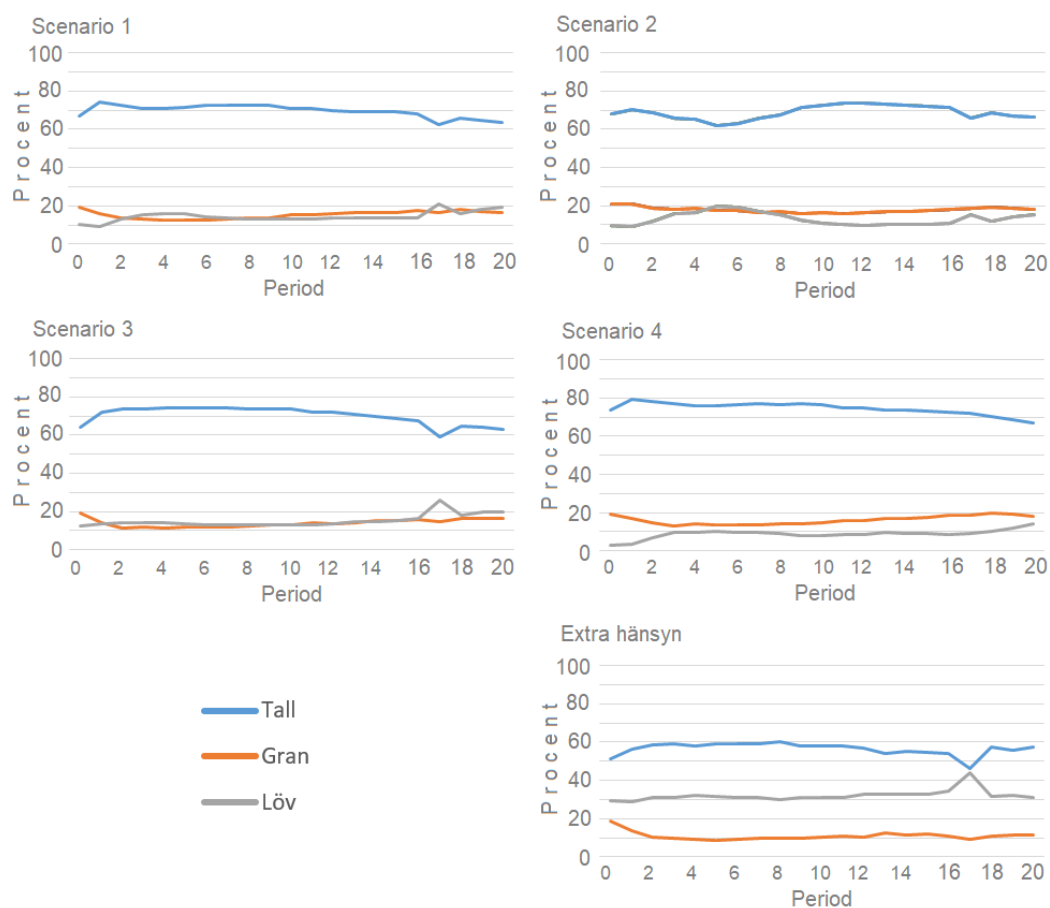


Diagram 37: Trädslagsblandningens förändring i produktionsbestånden i de fyra scenarierna. Längst ner till höger redovisas även utvecklingen för produktionsbestånden i scenario 4 med extra hänsynsåtgärder.

Död ved

I Diagram 38 beskrivs hur volymen död ved utvecklas över tid samt fördelningen mellan barr och löv samt stående och liggande död ved. Utifrån figuren kan konstateras att tillväxten av död ved främst sker i avsatta områden och volymen i medeltal är 4 ggr så hög som för produktionsbestånden. Det är också tydligt att barrved dominerar volymen död ved. Död lövved utgör i medeltal bara 5-10 % av den totala volymen död ved.

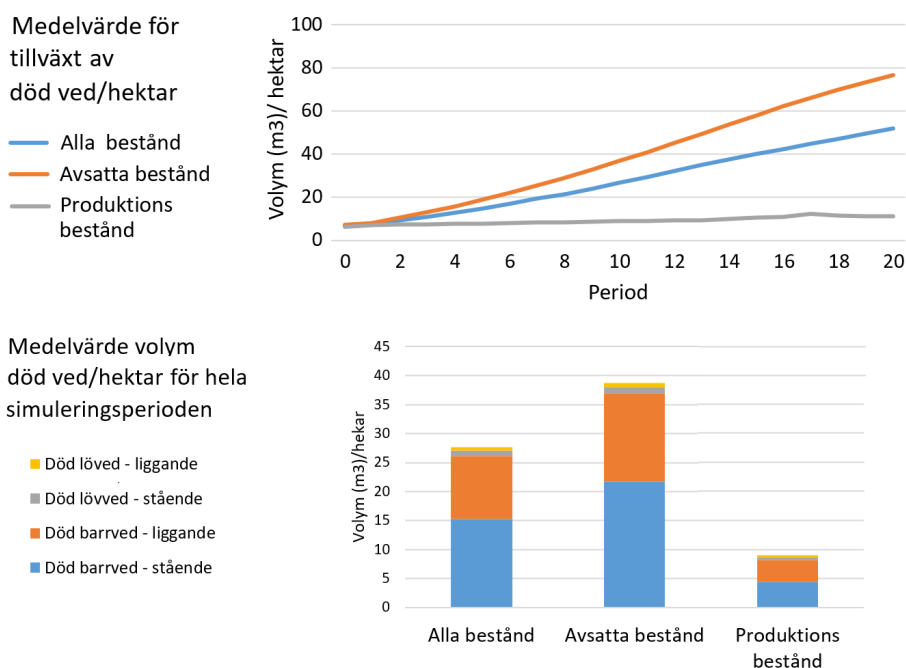


Diagram 38: Medelvärde för volymen död ved/hektar. Diagrammet överst beskriver utvecklingen över tid för alla bestånd samt uppdelat i avsatta bestånd och produktionsbestånd, det nederst visar ett medelvärde för hela simuleringsperioden uppdelat på kategorier av död ved. Värdena är hämtade från scenario 1 men utveckling och medelvärden är snarlika för övriga scenarier.

De ovan beskrivna utvecklingen, och värdena, vad gäller volymen död ved/hektar är i stort identisk för alla scenarier. Scenarierna skiljer sig dock från varandra vad gäller arealen avsatta bestånd och dito för produktion. Därmed kommer också scenarierna att skilja sig åt vad gäller total volym vilket visas i Diagram 39. Som framgår av diagrammen är det scenario 3 som totalt sett producerar mest död ved, scenario 1 och 4 ligger 7-10% lägre medan scenario 2 bara uppgår till 58% av det för scenario 3. Diagram 39 visar även värden exklusivt för mängden död lövved, då nyanserna inte framgår när den ställs upp tillsammans med barrveden. Av dessa framgår att lövvolymerna generellt är något mer jämnt fördelade mellan avsatta och produktionsbestånd än då barrveden räknas in.



Diagram 39: Total volym död ved som i medeltal producerats under de olika skötselscenarierna. Den övre kvartetten beskriver såväl barr- som lövved medan den undre enbart lövved då den förekommer i så liten utsträckning. Notera att i detta diagram är staplarna för kategorin Alla bestånd inte något medelvärde utan en summering av värdena från övriga kategorier.

Grova träd

Nedan beskrivs förekomsten av grova träd, med en diameter över 40 cm, av tall, gran och björk i de fyra scenarierna. Hög förekomst av grova träd är nämligen ett kvalitetsmarkör i naturvårdsammanhang, eftersom ett flertal arter kräver den barkstruktur, vedkvalitet och dimensioner som dessa erbjuder.

I Diagram 40 beskrivs den generella utvecklingen för grova träd under simuleringarna oavsett vilket scenario som åsyftas. Som framgår av figuren är förekomsten av grova träd i stort sett obefintlig vid simuleringarnas start men relativt god vid dess slut, åtminstone vad gäller tall. Förekomsten av grova granar i slutet av simuleringen landar på 1/3 av den för tall medan förekomsten av grov björk visserligen uppvisar en viss tillväxt under simuleringssperioden men ändå är att betrakta som mycket låg jämfört med två andra trädslagen. Det finns dock nyanser av denna utveckling vilken beskrivs i Diagram 41.

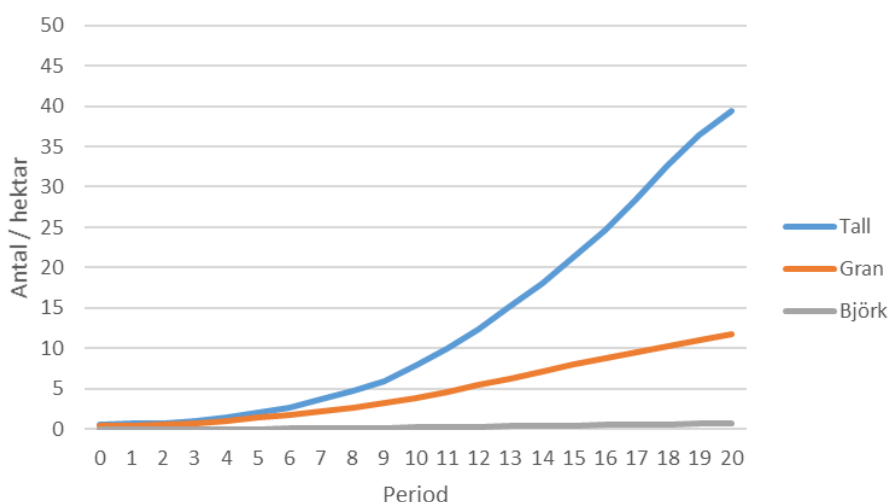


Diagram 40: Den generella utvecklingen vad gäller antalet grova träd/hektar av tall, gran och björk under simuleringssperioden. Förekomsterna av grov gran utgör ca 1/3 av de för tall och björk utgör blott några procent tallen. Värdena är hämtade från scenario 1 men utvecklingen är likartad för övriga scenarier.

Som framgår av Diagram 41 är det förekomsterna i de avsatta bestånden som främst påverkar den generella utveckling som beskrivs i Diagram 40.

I övrigt kan konstateras att skillnaderna i utvecklingen mellan scenarierna är mycket små för de avsatta bestånden.

Större variation i utvecklingen finns då i produktionsbestånden, även om de i reella tal bara utgör en bråkdel av antalet träd i de avsatta ytorna. Trots låga värden sker en viss tillväxt i antalet grova tallar för scenario 1, 3 och 4.

Likaså sker en stadig tillväxt av grov björk under andra halvan av simuleringssperioden, låt vara från låga värden. Förekomsten av grova granar

är över lag mycket låga produktionslandskapet. Sist kan också konstateras att oavsett trädslag så saknas grova träd i scenario 2 produktionsbestånd, en förväntat resultat efter låg naturhänsyn.

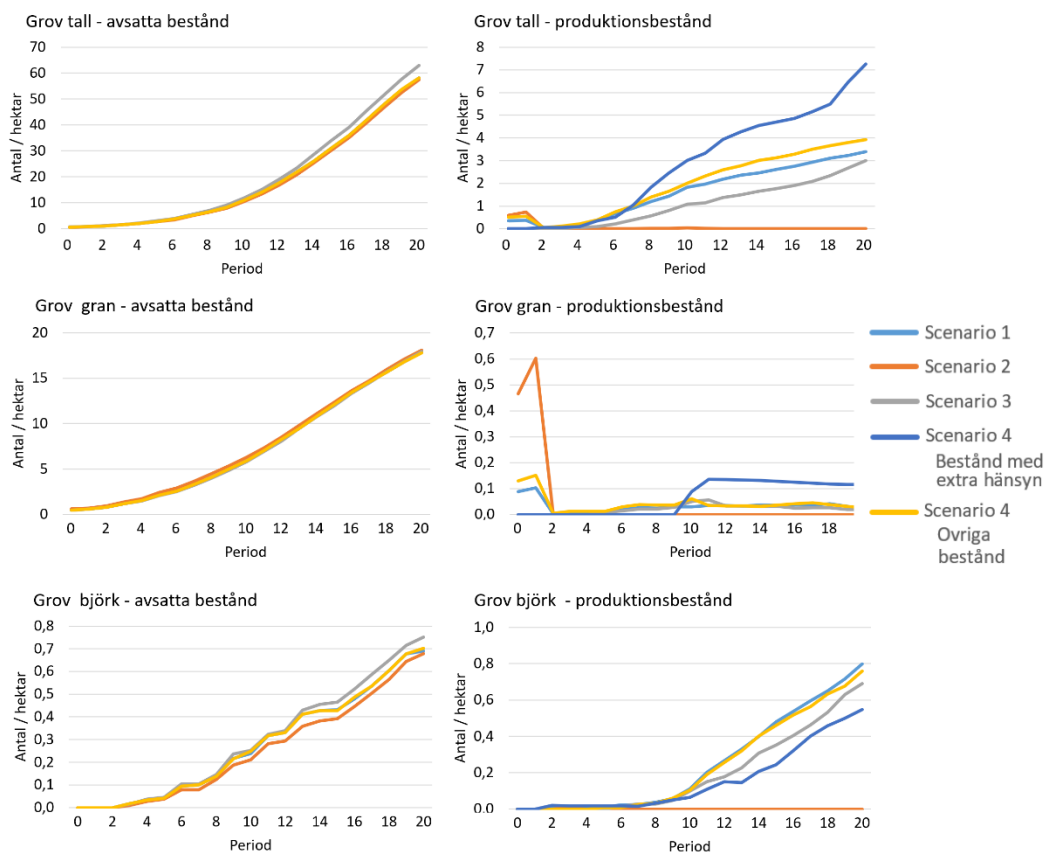


Diagram 41: Utvecklingen av antalet grova träd/hektar för de olika scenarierna, uppdelat på avsatta bestånd och produktionsbestånd. Varje period representeras av de ingående beståndens medelvärde. Med avsatta avses såväl formellt skyddade som frivilligt avsatta områden. Notera att alla diagrammen har olika skalor på Y-axeln för att skillnaderna mellan scenarierna ska bli så tydlig som möjlig.

Virkesförråd och avverkade volymer

I Diagram 42 redovisas hur virkesförrådet utvecklas under de olika scenarierna. Som framgår av figuren stiger virkesförrådet under de första 50–60 åren av simuleringsperioden för att efter en toppnivå sakta vända nedåt de sista årtiondena. Scenario 2 utgör en kontrast till denna utveckling, dels genom att det sammanlagda virkesförrådet är mycket lägre än för övriga scenarier över tid, dels i att trenden är negativ under simuleringsens första årtionden för att därefter vända uppåt. Denna trend bryts dock igen 75 år in i simuleringen för att återigen avsluta negativt under dess sista årtionden.

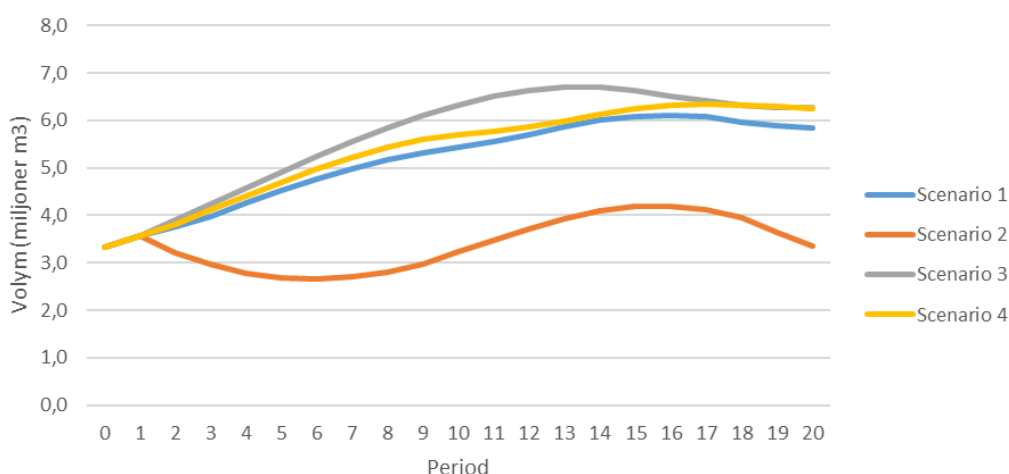


Diagram 42: Virkesförrådets utveckling över tid för de fyra scenarierna.

Hur stora volymer som avverkats, och vad av detta som gått som timmer respektive massaved, redovisas i Diagram 43 för de olika scenarierna. För flertalet scenarier inleds simuleringens första årtionden med en avverknings-topp vars nivåer inte nås under återstående tid. Enda undantaget är scenario 3. Även om avverkningsnivåerna sjunker drastiskt ett par årtionde in i simuleringen så visar alla därefter en svagt stigande tendens resterande tid. För scenario 1,2 och 3 verkar denna utveckling dock kulminera och brytas runt period 17.

Summerat över tid kan konstateras att i scenario 1 och 4 har virkesuttaget legat på 1,3% av virkesförrådet per år. För scenario 3 har de varit något lägre, 1,1 % medan det för scenario 2 varit så stort som 3,1%.

De summerade volymerna som avverkats under hela simleringsperioden framgår av Diagram 44. Störst mängd virke avverkas i 2 medan scenario 1 och 4 ligger på 52-55% av denna nivå. Lägst volym faller ut i scenario 3 som uppnår 40% av scenario 2.

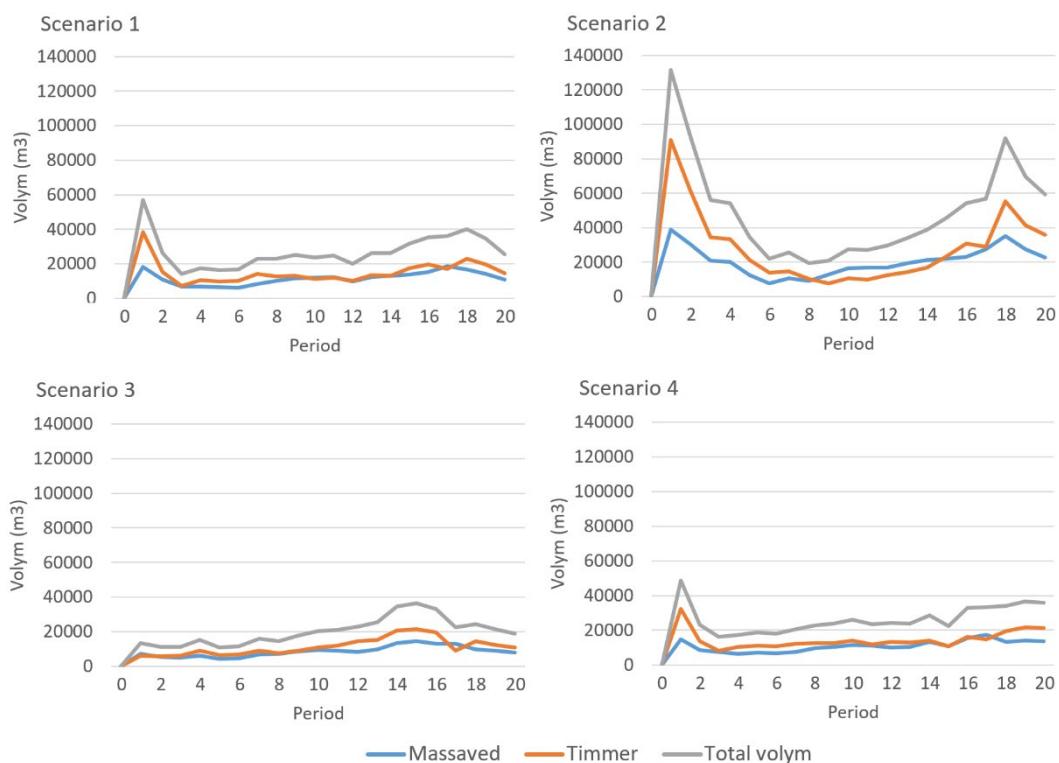


Diagram 43: Avverkad volym över tid för de fyra scenarierna. Kurvan för total volym är summerad utifrån volymerna för timmer och massaved.

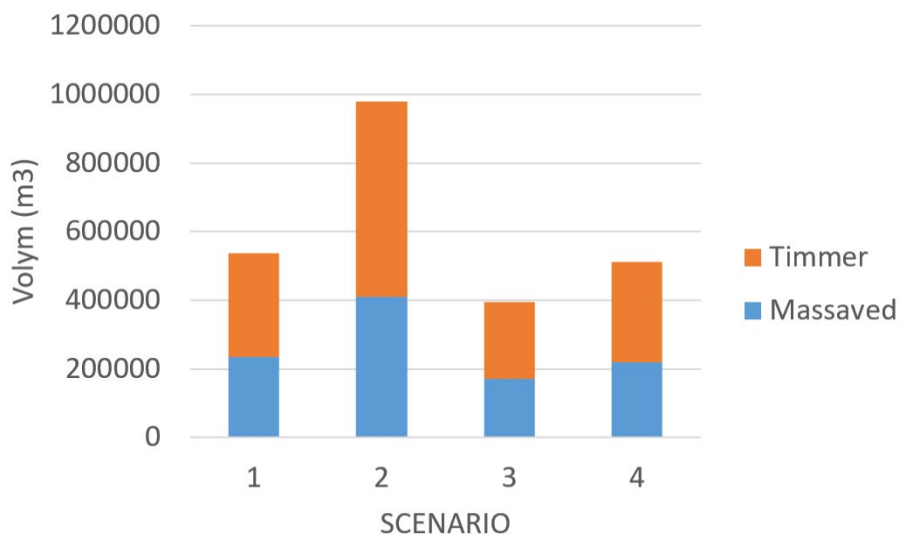


Diagram 44: Summerad volym för all avverkning under simulerings-perioden fördelat på timmer och massaved.

Kostnader och intäkter

I Diagram 45 redovisas hur de summerade kostnaderna och nettointäkterna varierar över simuleringsperioden. Som framgår av figuren ökar kostnaderna över tid för alla scenarier men att de generellt är något större för scenario 2. Kurvorna för nettointäkter uppvisar en liknande trend men med större variation i värden över tid, något som framför allt gäller för scenario 2.

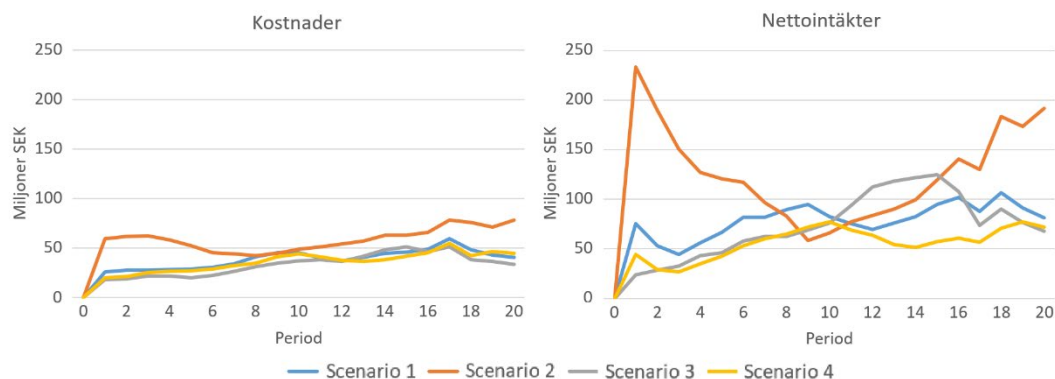


Diagram 45: Kostnader och nettointäkter över tid redovisat för de fyra brukningsscenarierna.

I Diagram 46 visas de sammanlagda kostnaderna och nettointäkterna för varje scenario sett över hela simuleringsperioden. Diagrammet visar tydligt att scenario 2 är klart det mest inkomstbringande av de fyra alternativen. Intäkterna för scenario 1 och 3 ligger 60% av det förstnämndas och scenario 4 utgör endast ca 45% av nivån för scenario 2.

Jämför man kostnadernas relativa storlek mot intäkterna så är scenario 2 och 3 lika inkomstbringande då kostnaderna för båda ligger på 47% av intäkterna. Utfallet för scenario 1 är likartat med 51% men mycket lägre för scenario 4 där kostnaderna ligger på 66% av intäkternas nivå.

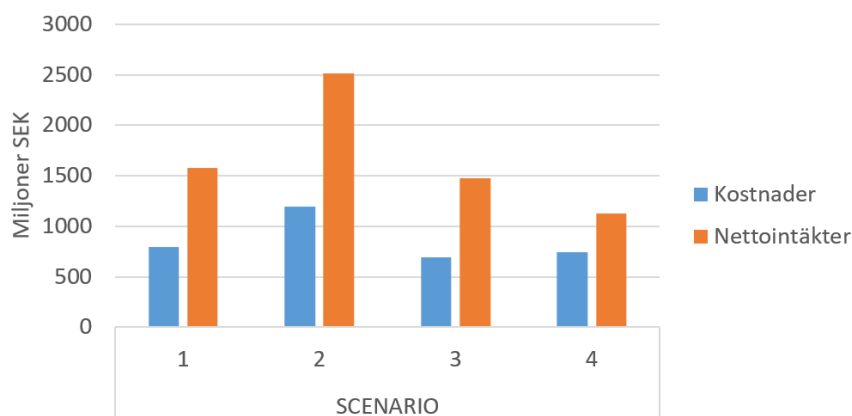


Diagram 46: Summerade värden för kostnader samt nettointäkter från hela simuleringsperioden.

Diskussion

Skilnader mellan avsatta och produktiva ytor

För merparten av de variabler som redovisats så skiljer sig utvecklingen markant mellan avsatta områden och produktionsytor.

Oavsett scenario utvecklas tillväxten per hektar för ålder, förekomst av död ved och grova träd linjärt till sigmoidt över simuleringsperioden i de avsatta bestånden. I verkligheten kommer dock momentana händelser så som insektsangrepp eller brand med största sannolikhet ändra trädslagsammansättning, medelålder och förekomst av död ved. Då värdetrakten är så talldominerad borde bränder, naturliga eller anlagda i naturvårdssyfte, signifikant kunna påverka utvecklingen av ovanstående variabler.

Förekomst av naturliga bränder är inte medtaget som en omständighet i simuleringarna och inte heller några naturvårdsbränningar i de naturreservat eller NO-bestånd som ingår. Dock är alla NS-klassificerade bestånd inräknade i vad som ovan redovisas som avsatta ytor och på dessa sker en brandefterliknande skötsel. Då de, i scenario 1 och 4, uppgår till närmare 1/3 av de avsatta ytorna finns det en möjlighet att detta återspeglas i utvecklingen av variablerna. Nu simuleras den brandefterliknande skötseln främst i att gran gallras ut från bestånden med 30 års mellanrum. Detta borde därmed primärt återspeglas som förändringar i trädslagsblandningen och möjligen även som en ökad tillväxt hos de träd som lämnas kvar. Som framgår av Diagram 36 så syns dock ingen påverkan av åtgärderna vad gäller trädslagsblandning. Detsamma kan generellt även sägas gälla för förekomsten av grova träd, se Diagram 41, med undantag för förekomsten av grov björk vars tillväxtkurva uppvisar en ryckighet som möjligen avspeglar en ökad tillväxt av grovlek i befintliga björkar efter utförda åtgärder.

Åtgärderna avspeglas inte heller i utvecklingen för död ved men det är inte heller att förvänta. Förekomsten av död ved, som i verkligheten momentant ökar vid bränder, uteblir helt vid denna brandefterliknande skötsel. Eftersom träd tas bort ur bestånden vid ”bränning”, och därmed framtida material till död ved, så borde simuleringen snarare underskatta tillväxten av död ved i NS-bestånden.

Man skulle kunna förklara det faktum att åtgärderna inte avspeglas i variablernas utveckling med att dessa utförs regelbundet över tid.

I viss mån stämmer detta men som framgår av Diagram 31 för scenario 1 och 4 så finns toppar i bränningsverksamheten för period 1, 7, 13 och 19 och som borde kunna sätta avtryck i kurvorna.

Vad gäller utvecklingen av död ved i de avsatta ytorna så sattes 12,3 m³/ha som utgångsvärde inför simuleringarna, se Tabell 22. Av Diagram 38 framgår att redan efter 25-30 år (period 5-6) så passeras 20 m³/ha och att volymerna i

slutet av simuleringsperioden uppgår till närmare 80 m³/ha. Relaterar man detta till studier som gjorts kring artmångfald och av död ved, exempelvis Martikainen m.fl. 2000, så framstår det som att värdeetraktens avsättningar inom 100 år, kommer att utveckla sådana volymer av död ved att förutsättningarna för vedlevande arter säkerställts, jämför Diagram 47. Man kan naturligtvis diskutera hur väl Heurekas algoritmer för utvecklingen av död ved beskriver verkligheten men det är inte målet för denna studie. Vi förutsätter att de överlag gör det på ett korrekt sätt.

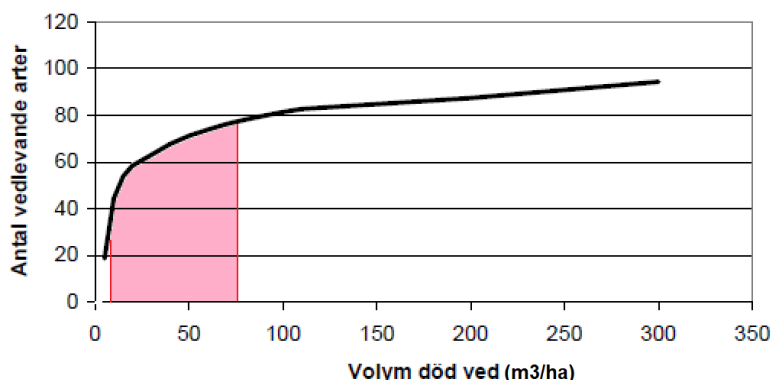


Diagram 47: Utvecklingen av artmångfald för vedlevande skalbaggar relativt förekomst av död ved (Martikainen m fl 2000). Infärgat med rosa visar i grova drag det spann av volym död ved/hektar som tillskapas i värdeetraktens avsättningar under simulerings 100 år.

Utvecklingen för ovan redovisade variabler i produktionsbestånden skiljer sig mycket från den i avsatta bestånd. De skogsbruksåtgärder som utförs leder till ett oregelbundet utvecklingsmönster och nivåer som ligger långt under de som finns i avsättningarna. Exempelvis når volymen död ved i medel aldrig över 10 m³/ha under hela simuleringsperioden.

Något att kommentera är det faktum att löv, såväl till trädslagsfördelning som volym död ved, är relativt vanligare i produktionsbestånden än i avsättningarna vilket framgår av Diagram 36 och Diagram 37. Detta förklaras naturligtvis av det faktum att löv är pionjärträd och kan dominera ett bestånd de första årtiondena efter plantering. Därmed spelar produktionsbeståndens lövrika ytor en viktigt ekologisk roll i landskapet, även om de inte erbjuder de kvaliteter som gamla avsatta lövskogsbestånd kan erbjuda. Av Diagram 37 framgår att trädslagsblandningen förändras mycket lite över tid för produktionsbestånden, men med ett undantag och det är för period 17 då mängden tall minskar, och mängden löv ökar, momentant för tre av scenarierna. En motsvarande förändring finns i period 0 till 1 och gissningsvis är det en effekt av de avverkningar som görs vid båda tillfällena.

Noteras kan att enligt diagrammen i Diagram 41 så är tätheterna av grov björk ungefär lika stora i såväl avsatta bestånd som produktionsytor. Möjligen är det en effekt av att björk hindras att tillväxa i grovlek av

uppväxande gran i avsättningar medan de sparas som naturvårdsträd i produktionslandskapet.

Skillnaden mellan olika scenarier

Inledningsvis kan konstateras att det finns stora skillnader i utfallet mellan de fyra scenarierna, men så var två av dem, 2 och 3, också utformade för att ge en kontrast till dagens brukande.

Skillnaderna framträder dock inte när man studerar förekomst av enskilda variabler per ytenhet utan först när man tar hänsyn till det faktum att proportioner mellan avsatt och produktiv mark skiljer dem åt.

Föga förvånande faller då scenario 2 ut som det som ger minst naturvårdsnytta och mest inkomst medan det motsatta förhållandet gäller för scenario 3. Något som dock blir tydligt, bl a i Diagram 34, är att de avsättningar och den hänsyn som bolagen idag lämnar skapar en areal med äldre skog som är uppemot 4 ggr så stor som de i scenario 2 där enbart 5% generell hänsyn lämnas. Noteras kan också att skillnaden i utfallet för dagens brukande jämfört med scenario 3, där även all skog över 80 år lämnas för fri utveckling, inte är så stor. Denna högre ambition resulterar bara i en 1/5 större areal relativt scenario 2.

Noteras kan att i Diagram 34 så följer scenario 1 och 4 samma kurva, något som också är att förvänta då avsättningarna är lika stora i båda scenarierna. Ser man till utveckling av andra variabler framträder vissa skillnader mellan utfallet av scenarierna men överlag är de små.

Går det över huvud taget att i simuleringsutfallet se några avtryck av de extra hänsynsåtgärder som formulerades för drygt 5000 hektar av produktionsbestånden i scenario 4?

Ja, troligen och det i utvecklingen hos ett flertal variabler. Exempelvis framgår av Diagram 37 att ambitionen att bibehålla lövrikedomen i hälften av bestånden med extra hänsyn faller ut enligt förväntan. Vidare framgår det av Diagram 39 att det är scenario 4 som hyser de högsta volymerna lövved, sannolikt en effekt av den lövgynnande skötsel som utförts i bestånd med extra hänsynsåtgärder.

Vad gäller grova träd kan konstateras i Diagram 41 att största tillväxten av grov tall i produktionsbestånd sker i bestånd med extra hänsynsåtgärder, eventuellt som en effekt av de långskärmar av tall som lämnas efter utförd avverkning i hälften av bestånden.

Av samma figur framgår att förekomsten av grova björkar i är lägst i scenario 4 bestånd med extra hänsynsåtgärder, trots ambitionen att där bibehålla lövrikedom i bestånd. Kanhända kan detta förklaras av att utebliven röjning och gallring leder till att enskilda träd hindras att växa sig grova på grund av konkurrens.

Även om skillnaderna överlag är små vad gäller utfallet mellan scenario 1 och 4 skiljer de sig väsentligt från varandra ur en aspekt och det gäller det ekonomiska utfallet. I Diagram 46 framgår att nettointäkterna för scenario 4 är uppemot 1/3 lägre än de för scenario 1. Eftersom kostnaderna för utförda åtgärder är i stor sett identiska för de två scenarierna, se Diagram 44, får förklaringen sökas i effekterna på bestånden av de extra skogsbruksåtgärder som utförts.

Dessa extra åtgärder ianspråkta ungefär 5500 hektar så areellt utgör de en avsevärd yta. De ytor som lämnas att självgallra har troligen liten påverkan på slutresultatet då de bara upptar lite drygt 600 ha. Större påverkan har då säkerligen åtgärderna i de bestånd där långskärm och lövrikedom bibehålls vilka båda upptar 2500 ha vardera. Förmodligen är intäktsbortfallet av att lämna de 50 tallarna större än bortfallet på grund av utebliven röjning och gallring i lövskogen. Att dessa åtgärder inte utförs innebär en utebliven kostnad så relativt tillväxtminskningen blir det ett nollsummespel för lövskogen. Som kontrast kan sägas att en överslagsberäkning ger vid handen att nettovärdet för de lämnade tallarna uppgår till 10 000 - 12 000 kr/ha.

Summerat kan konstateras att när man jämför utfallet av de fyra brukningsinriktningarna kan det konstateras att:

- bolagens avsättningar idag (scen 1) kommer på 100 års skikt att bidra till att ca 3 ggr så mycket naturvärden utvecklas jämfört med utfallet av de lågt satta naturvårdsambitionerna i scenario 2.
- de extra hänsynsåtgärder som formulerades i scenario 4 gav lite utdelning av naturvärden i jämförelse med den generella hänsyn som redan utförs idag.
- den högre ambitionen som beskrivs i scenario 3, där all skog över 80 år lämnas, leder till ett visst, men inte så stort mervärde jämfört med de avsättningar som redan görs i dagens brukande (scen 1).

Skogsbruksåtgärder

Vad gäller de skogsbruksåtgärder som utförs under simuleringsperioden så förtjänar några att kommenteras.

I samtliga scenarier utom nr 3 inleds simuleringen med en mer eller mindre intensiv avverkningssperiod på något årtionde. Allra mest accentuerad är detta i scenario 2 där en mer än dubbelt så stor volym avverkas jämfört med scenario 1 och 4. Visserligen finns en hel del äldre produktionsskog i värdetrakten vid starten av simuleringen men i realiteten skulle avverkningarna troligen fördelas över en längre period. Något som också påverkar avverkningstakten är marknadens behov.

Sist kan nämnas att skälet till att någon avverkningstopp inte inleder scenario 3 säkert har sin grund i att all skog över 80 år där avsatts.

Som nämnts ovan, och som framgår av Diagram 31, så genomförs NS-beståndens bränningsefterliknande skötsel aggregerat till vissa tidsperioder som upprepas 30 år senare. I realiteten skulle mönstret för bränningar

troligen vara mycket mer jämt utspritt över tid och uppvisa en större oregelbundenhet eftersom dessa många gånger är svåra att genomföra praktiskt på grund av ogynnsamma väderleksförhållanden.

4.4 Samverkan mellan myndigheter och bolag

Naturvårdande myndigheter och skogsbolag har historiskt alltid varit berörda av varandras arbete. Ursprungligen främst genom handläggning av bolagens avverkningsärenden, tillståndsansökningar eller i egenskap av markägare i de naturskydd som myndigheterna bildat.

Samverkan, i meningen att man strävar mot gemensamma mål, har kommit in som en allt viktigare komponent sedan början av 1990-talet då sektorsansvaret för skogsbruket definierades. Detta accentuerades 2005 då den första nationella strategin för formellt skydd av skog formulerades och där vikten av samverkan mellan myndigheter och skogsbruket för skydd av skog framhölls. Under de 30 år som gått sedan denna process inleddes har samverkan också skett inom ett otal olika projekt och ärenden. Det finns dock utrymme för förbättringar och därför har projektet tagit sig an uppgiften att försöka hitta sådana. Utfallet presenteras nedan.

4.4.1 Praktisk samverkan om naturvårdsåtgärder

Inledning

Projektet har haft som ambition att utforska i vilken mån myndigheter och bolag kan fördjupa samarbetet vid planering, och praktiskt utförande, av naturvårdsinsatser. Fokus har naturligtvis primärt legat på vilken samverkan som kan vara relevant i Gåsbergets värdetrakt men ambitionen har varit att även beskriva generella förutsättningar för samverkan att nyttja vid förvaltningen av andra värdetrakter.

Arbetet har primärt skett genom samtal inom projektgruppen för att på så vis förstå villkoren för varandras praktiska naturvårdsarbete.

Utöver detta har även resultaten från delprojektet *Behov av skydd och åtgärder för prioriterade arter* tjänat som grund för att föreslå specifika arter i Gåsbergets värdetrakt som skulle gynnas av praktisk samverkan.

Generellt om villkoren för praktisk samverkan

Syftet med samverkan

Praktisk samverkan kan kortfattat sägas ha tre syften

- att tillsammans gynna en viss art eller naturtyp,
- att dela på tillgångar,
- att genom planering fördela och följa upp åtgärderna resurseffektivt.

Samverkan i syfte att gynna en viss art/naturtyp

Rent allmänt finns det goda skäl att olika aktörer samverkar i ett landskap när det finns värden att förvalta, något som detta projekt är ett exempel på. Genom att utbyta information om varandras förvaltningsplaner, och

samordna dessa kan synergier skapas, risken för dubbelarbete minskas och chanserna att målen för landskapet uppnås öka.

Mer specifikt så finns det ofta skäl till samordning av naturvårdsåtgärder i gränsområden mellan olika aktörers markinnehav. Om en aktör genomför åtgärder som syftar till att gynna en art på dennes mark ökar naturligtvis chanserna om motsvarande åtgärder utförs på grannfastigheten. Detta gäller speciellt om arten i fråga är svårspridd.

Om arten i fråga är relativt lättspridd så spelar närheten till den andres innehav inte så stor roll så länge båda parter har enats om ett antal åtgärder som tillsammans bidrar till att stärka artens livsförutsättningar i landskapet.

Samverkan i syfte att dela på tillgångar

Samverkan kan naturligtvis även ske i syfte att dela på tillgångar.

Även om man inte har samma mål med sina naturvårdsåtgärder kanske de kräver samma typ av utrustning. Har då en aktör investerat i utrustning för exempelvis naturvårdsbränning eller dikesigenläggning kan det vara lämpligt för andra parter att låna eller hyra denna. Utrustning kan ju även bekostas gemensamt om man finner detta lämpligt.

Tillgångar behöver naturligtvis inte vara materiella. I de fall en aktör sitter på personal med färdigheter som krävs för att genomföra vissa åtgärder så kan det vara lämpligt att erbjuda eller hyra ut dessa. Därmed ökar också möjligheterna till att åtgärderna blir utförda på ett konsekvent sätt.

Samverkan kan också ske genom att man nyttjar varandras infrastruktur, t.ex. vägnät. Sådan samverkan är troligen den minst komplicerade och förknippas med få utgifter. Ibland kan det dock finnas skäl att en aktör rustar en dåligt underhållen väg på annans mark som ersättning för att man får nyttja den.

Samverkan att genom planering fördela och följa upp åtgärderna resurseffektiv

Samverkan kan omfatta allt från enstaka åtgärder i ett mindre geografiskt område till många åtgärder med stor utsträckning i rum och tid.

För samverkansprojekt som löper över längre tid, och större geografiska ytor, finns det en potential att fördela åtgärdernas utförande över de deltagande organisationerna. På så vis kan förhoppningsvis samma ekologiska effekt upprätthållas till en lägre kostnad än om varje part agerar var för sig.

Men med en ökad komplexitet och utsträckning i tiden ökar också behovet att formalisera och följa upp samarbetet. För dessa finns det skäl att skapa formella samverkansgrupper med tydligt definierade roller och rutiner som lever vidare trots att enskild deltagare kommer och går. Likaså är det viktigt att dokumentera alla åtgärder som görs över tid samt initiera uppföljande undersökningarna som dokumenterar effekterna av dem.

Projektorganisationernas syn på samverkan

Alla organisationer inom projektet strävar efter att samverkan sker med andra aktörer. I den nationella skogskyddsstrategin framgår att myndigheterna ska samverka med skogsbrukets aktörer i naturvårdsfrågor. I Sveaskogs program för hållbart skogsbruk nämns att *Forskarvärlden är en naturlig partner till Sveaskog för att utveckla skogsbruket i alla avseenden, inte minst gällande naturvård. Sveaskog för en nära dialog med myndigheter, miljöorganisationer och andra intressenter för att säkerställa god ömsesidig förståelse och kunskap.*

För StoraEnsos del kan en motsvarande formulering hittas i företagets hållbarhetsstrategi vilken lyder *Ett ökat fokus på samhällsnytta lokalt samt proaktiva och konstruktiva relationer med omgivande samhällen, myndigheter och NGO's.*

Tidigare exempel på praktisk samverkan

Som nämns i inledningen till avdelning 4.4 så saknas det inte exempel på tidigare samverkan mellan myndigheterna och skogsbolagen. Nedan har projektet samlat några exempel på detta.

Vid Krokflots naturreservat i Älvdalens kommun rustade Sveaskog och Länsstyrelsen gemensamt en grusväg 2020. Detta ledde i sin tur till att hela den myren som låg i anslutning till vägen och som omfattade mark på ömse sidor om reservatsgränsen, kunde restaureras i stället för bara den del som låg i reservatet. Ett motsvarande samarbete pågår vid Gryvelåns naturreservat under 2021-22. I samband med att länsstyrelsen restaurerar diken i reservatet genomför Sveaskog motsvarande arbeten utanför reservatet baserat på myndighetens planering.

Vid naturreservatet Kungsgårdsholmarna, Avesta kommun, där Sveaskog är markägare, har samverkan lett till att Länsstyrelsen låtit utföra restaureringshuggningar.

Sveaskog har också samverkat med Skogsstyrelsen genom att myndigheten genomfört naturvårdsbränningar i Gåsbergets värdetrakt såväl 2014, 2018, 2021 som 2022 för bolagets räkning.

Exempel på praktisk samverkan mellan Stora Enso och Länsstyrelsen är de åtgärder som gjorts vid Lungsjöområdet, på gränsen mellan Falun, Rättvik och Leksands kommuner, för att gynna raggbock genom att tillskapa lågor av rätt kvalitet, dimension och placering. Länsstyrelsen har stått för kunskapen medan Stora Enso Skog tillhandahållit mark, virke samt utfört det praktiska genomförandet.

Det kan också nämnas att i Effaråsen i Mora kommun sker ett samarbete mellan Skogforsk; Skogsstyrelsen och Stora Enso Skog. I detta fall står Stora Enso Skog för bidrag av mark och en del av det praktiska jobbet medan Skogforsk lägger upp, genomför och följer upp försöken.

Förutsättningar för praktisk samverkan i Gåsbergets värdetrakt

Organisationernas regelverk - lagar, certifiering och strategier

Möjligheterna till praktisk samverkan i naturvårdsåtgärder bestäms i grunden av det regelverk som respektive organisation har att förhålla sig till, samt de resurser som ställs till deras förfogande.

Länsstyrelsens möjligheter att utföra naturvårdande åtgärder är generellt begränsade till de naturreservat, och övrigt formellt skyddade ytor, man förvaltar. Vad som får göras i respektive naturreservat finns beskrivet i den skötselplan som tagit fram för området i fråga. Ska andra åtgärder utföras i naturreservatet måste skötselplanen skrivas om eller så måste dispens sökas. I vissa fall finns övergripande styrdokument framtagna som reglerar vilka naturreservat som bör prioriteras för specifika åtgärder. Exempelvis har Länsstyrelsen i Dalarna antagit en bränningsstrategi (Lundin 2015). I denna definieras olika bränningslandskap dit naturvårdsbränningar bör prioriteras. Ett av dessa landskap är benämnt Ore socken och har i stort sett samma utbredning som Gåsbergets värdetrakt.

Det ska nämnas att huruvida länsstyrelsen kan utföra skötselplanernas åtgärder beror på hur mycket skötselmedel som tilldelas årligen. I de fall ett naturreservat också är ett Natura 2000 område kan extra skötselmedel sökas från EU-program som Life Taiga. Exempelvis har naturvårdsbränningar som utförts i Gåsbergets och Trollmosseskogsens naturreservat bekostats på detta vis.

Länsstyrelsen kan också genomföra, och bekosta, åtgärder utanför de formellt skyddade områden genom de åtgärdsprogram för hotade arter som tagits fram de senaste decennierna. Anslagna medel för detta är dock mycket mindre än för åtgärder i skyddade områden.

Skogsstyrelsens möjligheter att bidra till naturvårdande åtgärder är dels som sakkunnig, i den mån länsstyrelsen, bolag eller andra aktörer behöver råd i åtgärdernas utförande. Utöver det tar man också på sig uppdragsverksamhet, exempelvis genomför man naturvårdsbränningar på annans mark.

Bolagen följer de krav som deras certifiering ställer och utöver de har man egna ambitioner för naturvårdsarbetet som går utöver certifieringen. Båda bolagen är certifierade enligt FSC och PFSC och i dessa standarder stipuleras att åtgärder får utföras i frivilligt avsatta bestånd för att utveckla och bevara områdets värden, exempelvis naturvårdsbränning eller maskinella åtgärder som att avverka gran för att gynna lövträd. Någon produktionsinriktad skötsel får dock inte ske. Större FSC-certifierade markägare ska i sina skötselstrategier också beakta åtgärdsprogram för hotade arter och naturtyper samt skogssektorns målbilder för skötsel av hänsynskrävande biotoper.

Certifieringsreglerna anger också att en yta motsvarande minst 5% av föryngringsarealen av torr och frisk mark ska brännas i naturvårdssyfte under en löpande 5-årsperiod. Både naturligt uppkomna bränder och naturvårdsbränningar inkluderas i den brända areal som kan tillgodoräknas. Det finns omräkningsfaktorer som kan användas för att vikta upp betydelsen av bränning i områden med stående skog.

Som komplement har Stora Enso Skog har under 2022 tagit fram ett biodiversitetsprogram för det egna markinnehavet som beskriver bolagets naturvårdsambitioner utöver certifieringen. Programmet omfattar både åtgärder som redan utförs, och nya och förhöjda ambitioner inom vissa områden. Syftet är att programmet ska styra mot målet att Stora Enso ska ha en nettopositiv påverkan på biodiversiteten inom sitt verksamhetsområde senast år 2050. Programmet är uppdelat i 5 övergripande områden:

1. Biodiversitetsfrämjande skötsel
2. Vatten
3. Lövträd
4. Död ved
5. Arter och habitat

Flera av områdena är relevanta för det fortsatta arbetet med grön infrastruktur i Gåsbergets värdetrakt, varav de viktigaste omnämns nedan.

Sveaskog har tidigare haft målet att avsätta 20% av den produktiva skogsmarken som naturvårdsareal. 2021 höjde Sveaskog ambitionerna ytterligare vad gäller avsättningar och skötsel av de avsatta områdena liksom i naturhänsynen i de brukade skogarna genom att ta fram ett program för hållbart skogsbruk. Programmet innehåller en rad åtgärder att genomföra under kommande femårsperiod. Åtgärderna är uppdelade för att gälla tre olika delar av skogslandskapet: De brukade skogarna, Vattnet i skogarna, samt Naturvårdsskogarna. För naturvårdsskogarna är en av åtgärderna att öka den årliga arealen naturvårdande skötsel från 1000 hektar till 3000 hektar. En annan innebär en ökad satsning på lövnaturskog.

Förslag på åtgärder för att tillskapa och restaurera naturtyper

De naturtyper som framför allt behöver upprätthållas och/eller utvidgas inom värdetrakten är de brandpräglade och lövrika skogarna. Naturvårdsbränning är primärt den åtgärd som bör genomföras för att gynna båda dessa naturtyper. I fall där bränning inte är lämplig kan åtgärder för att skapa död ved och solexponerade träd utföras. I bestånd som redan idag är lövrika kan olika röjning och gallringsåtgärder utföras för att bibehålla lövrikdomen.

Några av organisationerna har sedan många år utfört ovan nämnda åtgärder på ett flertal ställen i värdetrakten och har även utarbetade planer på var de ska utföras de närmaste åren.

Vad gäller Länsstyrelsen möjligheter att genomföra naturvårdsbränning i

värdetraktens naturreservat så medges detta i 7 av 10 skötselplaner till en total yta av 550 hektar. Sedan 2002 har sådana utförts i 4 av reservaten till en yta av 190 ha. Vidare är bränning planerad att utföras på ca 130 ha de närmaste åren, främst i Gåsbergets och Tenningbrändans naturreservat.

Lövgynnande skötsel, utöver bränning, finns bara formulerat som möjlig åtgärd i skötselplanerna för dessa två naturreservat. Det finns idag långt framskridna planer på att utföra röjning av gran i dessa de närmaste åren.

Sveaskog har under de senaste åren bränt 500 hektar i ekopark Ejheden. De kommande 5-10 åren finns planer på att bränna drygt 500 ha i ekoparkens centrala delar, i områdets mellan sjöarna Storejen och Tansen. Denna yta omfattar såväl bränning av naturvårdsavsättningar, men även hyggesbränning under frötallar. Utöver bränning så har Sveaskog även under 2022 provat att utföra maskinell och manuell katning i några bestånd söder om sjön Tansen. Tanken är att efter utvärdering utföra åtgärden på flera ställen inom värdetrakten där bränning inte är ett alternativ samt kombinerat med bränning.

Även om en hel del bestånd avsatts för naturvård på den mark som idag ägs av Stora Enso så har få aktiva naturvårdsåtgärder utförts i dessa. Detta har dock bolaget ambition att ändra på framöver utifrån planerna i sitt biodiversitetsprogram. Inom programområdet *Biodiversitetsfrämjande skötsel* anges bland annat att man fram till 2030 kommer att öka den planerade bränningen med 20% årligen samt snabba upp takten för att nå målet att minst 5% av den produktiva arealen på frisk och fuktig mark ska bestå av lövskog. 1000 ha lövdominerad skog ska tillskapas årligen, genom plantering av björk och genom att röja/gallra fram lövdominans i befintliga bestånd. Inom programområdet *Död ved* har bolaget formulerat målet att volymerna på sitt innehav i medeltal ska vara 12 m³/ha till år 2030. För att nå målet kommer Stora Enso bland annat utveckla och testa effektiva metoder för att skapa, placera och värna död ved på lång och kort sikt. Man anser det är viktigt att ta fram metoder för att öka mängden kvalitativ död ved som går att kombinera med ett rationellt skogsbruk. Några detaljerade planer på i vilken grad dessa ambitioner kan omsättas praktiskt i Gåsbergets värdetrakt finns dock ännu inte.

I de ovan redovisade planerna på åtgärder under det kommande årtiondet finns få exempel på försök till regelrätt samverkan mellan organisationerna. Som nämnts ovan är de naturvårdsbränningar som Sveaskog låtit, och planerar att, utföra på sin mark dock en tjänst man har köpt in från Skogsstyrelsen. Länsstyrelsen kan troligen också samverka praktisk vid bränningar på bolagsmark som utförs i direkt anslutning till de naturreservat man förvaltar. Exempelvis finns lösa planer redan idag på en samordnad bränning i gränsområdet mellan naturreservatet Nifelhem och Sveaskogs ekopark Ejheden.

När nu Stora Enso kommer in som ännu en aktör så finns det flera skäl att se över möjligheterna till praktisk samverkan.

Ett viktigt skäl till detta är det faktum att man till delar konkurrerar om samma resurser. Bolagen har nämligen, i dagsläget, inga egna organisationer som utför bränningar, utan man köper in denna tjänst. Det finns dock få organisationer som man kan vända sig till. Tillsammans med det faktum att det är få dagar under ett år då väderleken tillåter bränning gör att försök till samordning av bränningarna över tid och rum angelägen.

Som nämnts ovan är ett annat viktigt skäl till samordning möjligheterna att fördela bränningarna över tid mellan parterna. På så vis kan förekomsten av ytor med nybränd skog upprätthållas i värdetrakten vilket säkerställer livsbetingelser för pyrofila arter på ett resurseffektivt sätt.

Samordning av verksamheten kommer också att belysa möjligheterna att utföra bränningar i gränsområdena mellan organisationernas olika innehav, att utforma bränningarna på ett enhetligt sätt eller koncentrera dem till vissa geografiska områden.

Utöver bränning finns det potentiellt även vinster med att samordna andra åtgärder. Såväl Sveaskog som Stora Enso har som ambition att under röjning och gallring tillskapa eller exponera substrat, exempelvis genom katning eller röja fram lågor. Dessa åtgärder kräver en viss färdighet och därmed finns det anledning att se över möjligheten att dela på den personal, eller externa företag, som utför detta arbete.

Förslag på åtgärder för gynnande av specifika arter

I kapitel 4.2.2 redovisas ett antal arter som föreslås prioriteras för kommande naturvårdsinsatser i värdetrakten och för flertalet ger en samordning av de populationsstärkande åtgärderna ett bättre utfall. Positivt i sammanhanget är att av de fem ansvarsarter som Stora Enso pekat ut inom sitt biodiversitetsprogram så är två, raggbock och rökdansfluga, förekommande i Gåsbergets värdetrakt och även utpekade som prioriterade i denna rapport.

Merparten av de prioriterade arterna är direkt, eller indirekt, gynnade av brand vilket än mer motiverar de ovan nämnda planerna på naturvårdsbränning. Arter som direkt gynnas av denna åtgärd är rökdansfluga, slät tallkapuschongbagge, kolticka och urskogsporing. Indirekt gynnas även reliktslända, raggbock och skrovlig flatbagge genom att träd dör vid bränderna och att den skog som blir kvar blir öppnare och ljusare. Även de två arterna av barksvartbagge samt tallstumpbagge gynnas då de av branden försvagade träden kan angripas av mörghjortar vilka de är följearter till. Det ska nämnas att även mosippa är gynnad av brand men fynden i värdetrakten är få relativt förekomsterna i landet och bara ett är gjort på bolagsmark.

Det kan även bli aktuellt med kompletterande åtgärder för några av de prioriterade arterna och gärna då även i samverkan. Exempelvis är raggbock en av Stora Ensos fokusarter som man i NS och PF bestånd tänker sig gynna genom så kallad *Utvecklad tallhänsyn*. Konceptet, som kan användas både i produktionsskog och avsatta områden, men med olika inriktning och ambition, bygger på att man på maskinell väg avverkar för att skapa flerskiktade, luckiga bestånd med variation i ålder och diameter, samt solbelyst död ved. Som framgår av kapitel 4.3.1 så har även Sveaskog de senaste åren experimenterat att under röjning och gallring experimenterat med exponera lågor och naturvärdesträd för denna, och andra solgynnade, arter. Möjligheter att kombinera dessa två ansatser verkar lovande.

Även arterna av skalbaggar som gynnas av nydöd tallved skulle kunna bli föremål för kompletterande åtgärder i produktionslandskapet, som om de utförs koordinerat av alla markägare borde ge en större effekt. Exempel på detta är att låta vissa bestånd självgallra eller att medvetet lämna den glansbarksrika delen av GROT. Att samtidigt försöka se till så att den totala mängden död ved inte blir så stor momentant vid ovanstående åtgärder är viktig för att förhindra utbrott av den större mörghorren vilken är en konkurrent till den mindre.

Länsstyrelsens möjlighet att genomföra åtgärder för att gynna specifika arter i naturreservaten styrs av vad som medges i reservatsbeslut och skötselplaner. I dagsläget är sådana åtgärder bara möjliga att utföra i Gåsbergets, Nifelhems och Fjällets naturreservat. Utanför naturreservat har länsstyrelsen möjligheten att utföra åtgärder för de arter som ingår i nationella åtgärdsprogram.

Skapandet av en åtgärdsplan

Ovanstående kapitel redovisar behovet/vinsterna av en strukturerad samverkan inom värdetrakten. I projektet ingick att ta fram en plan för de kommande årens möjligheter till att samverka, en så kallad åtgärdsplan. Det har dock inte funnits möjlighet att göra detta under projekttiden. Då alla parter är intresserade av att få till stånd en sådan så kommer den att arbetas fram efter projektets avslutande. En övergripande struktur för vad planen kan tänkas omfatta för typ av information kan dock redan nu formulerats.

Planens centrala del blir att utreda möjligheterna till naturvårdsbränning, inte bara under det närmaste årtiondet utan även på lång sikt. I det längre perspektivet är det tänkt att all mark som kan vara praktiskt möjlig att brännas identifieras, oavsett om bestånden idag kanske inte har en målklass eller skötselriktning som medger åtgärden.

I det korta perspektivet är det viktigt att upprätta någon typ av prioriteringslista över tid för de områden som idag är planerade för åtgärden. Prioriteringen kan t.ex. grunda sig på en bedömning över hur akut åtgärdsbehovet är för att bevara naturvärden i olika bestånd. I en situation

där man eventuellt konkurrerar om utrustning och kompetens för att genomföra bränningar är detta viktigt.

En motsvarande utredning och redovisning bör göras för värdetraktens lövrika bestånd, såväl de som finns idag men även de som på lång sikt kan utveckla sådana kvaliteter. I detta fall är konkurrensen om resurser kanske inte lika stor men eventuellt finns ett behov av att ensas kring metodik, ambitionsnivå och vilka bestånd som ska inkluderas.

Även behovet och ambitionsnivån, för de artspecifika åtgärderna bör utredas och redovisas, bland annat då många av arterna generellt gynnas av bränning.

Utöver själv åtgärderna är det viktigt att en struktur skapas för uppföljning av deras effekter. Det finns olika uppslag på hur denna kan se ut. Uppföljning kan naturligtvis utföras av den part som utfört en åtgärd, men möjligheten finns även att den överlåtes på en av organisation, t.ex. Länsstyrelsen. En variant av detta är att de utförande organisationerna följer upp utvecklingen i de bestånd där åtgärder utförts men att myndigheterna ansvarar för att sammanställa utfallet för hela värdetrakten. Viktigt är i alla fall att det finns en gemensam struktur för hur uppföljning ska gå till och vilken organisation som har samordnings-, och sammanställningsansvaret.

En struktur bör också tas fram för hur ofta de deltagande organisationerna behöver träffas för att planera kommande aktiviteter, och följa upp utvecklingen i värdetrakten.

Inom arbetet med åtgärdsplanen ingår även samverkan kring formellt skydd, frivilliga avsättningar och naturvårdande skötsel. Förslag på samverkansformer för detta presenteras i nästa kapitel 4.4.2.

4.4.2 Samverkan om val av skydd/avsättning eller hänsynsfullt brukande

Inledning

Såväl myndigheter som bolag får regelbundet kunskap om nya områden som förmodas hysa naturvärden av olika mängd och kvalitet. Informationen kan inkomma från organisationens eget arbete eller som tips från en extern part, exempelvis ideell naturvård eller från forskarsamhället.

I de fall där Länsstyrelsen får kännedom om ett sådant objekt så kontakter myndigheten markägaren och delar med sig av informationen. Om länsstyrelsen dessutom gör bedömningen att området kan vara prioriterat för formellt skydd så tas detta upp i samband med kontakten.

För skogsbolagen handlar det i regel om att en naturvärdesbedömning ger ny kunskap om ett områdes naturvärden. Det kan också vara ett tips som föranleder en naturvärdesbedömning. Om naturvärdesbedömningen visar att objektet har höga naturvärden så lämnas den som frivillig avsättning. Det är sällan som detta förfarande leder till en kontakt med myndighet men det kan hända i fall där naturvårdsarbetet bedöms bli effektivare på objektsnivå. Inom arbetet med Gåsbergets värdetrakt så skulle en sådan kontakt kunna tas inom ramen för samverkan, i de fall objektets betydelse för den gröna infrastrukturen behöver belysas särskilt, eller om det behöver tas med i den åtgärdsplan som avhandlas i kapitel 4.4.1.

I den nationella strategin för formellt skydd av skog betonas vikten av att myndigheter utvecklar ett gott sätt att samverka med markägare vid bildande av formella skydd. Länsstyrelsen (Dalarnas) uppfattning är att denna samverkan oftast kommit att handla om specifika objekt och deras naturvärden på beståndsnivå, samt om objekten ska få ett formellt skydd eller inte. Samverkan har sällan rört objektets betydelse för det ekologiska landskapet eller om objektets naturvärden kan bevaras genom brukande.

I den nationella strategin finns också klart uttalat att staten och markägarna ska dela på ansvaret för skydd av skog men riktlinjerna för vad som ska prioriteras för formellt respektive frivilligt skydd behöver förtydligas.

Som ett sätt att ta den nationella strategins ambition om god samverkan mellan myndigheter och bolag ett steg vidare försöker projektet i detta kapitel formulera en tydlig arbetsgång för denna samverkan.

Material och metoder

Som ett sätt att tydliggöra villkoren för ett fördjupat samtal parterna emellan presenteras först en redogörelse för hur Länsstyrelsens, Sveaskog och Stora Enso förhåller sig till ett antal kriterier som bedöms vara relevanta att ta hänsyn till när frågan om skydd eller brukande ska bedömas för ett

område. Skogsstyrelsen är inte medtagen då denna myndighet generellt sett inte inrättar formella skydd på bolagsmark. Utfallet av denna sammanställning redovisas nedan under rubriken *Hänsynskriterier vid bedömning av naturvärden*.

Med detta som grund skissas därefter under rubriken *Metodik för bedömning av förvaltningssätt* på en partsgemensam metodik, en lathund, för att bedöma huruvida ett nytt, tidigare okänt, område bör skyddas formellt, avsättas frivilligt eller brukas med hänsyn.

Hänsynskriterier vid bedömning av naturvärden

Naturvärdenas kvalitet

Länsstyrelsen prioriterar formellt skydd av de områden i länet som bedöms ha högst naturvärden. Med naturvärden avses här förekomst av arter, nyckelelement, prioriterade naturtyper och tidigare skogshistorik. Områdena måste vara avgränsade så att arealen med befintliga naturvärden överstiger 50-70% av ytan men kan även innehålla bestånd som snart förmodas utveckla naturvärden eller tjäna som skydd för områdets centrala delar.

Stora Enso avsätter i första hand nyckelbiotoper och större hänsynskrävande biotoper men kan även hantera lägre naturvärden som hänsyn i brukandet, eller som avsatt skog för att avhjälpa utpekade brister i landskapet, t.ex. låg andel lövskogar eller gammal skog. Små områden med höga naturvärden lämnas som hänsyn i brukandet.

Sveaskog avsätter alla områden som enligt bolagets naturvärdesbedömning uppfyller kriterierna för naturvårdsskog, alltså inte bara nyckelbiotoper och större hänsynskrävande biotoper. De frivilliga avsättningarna uppgår i december 2022 till 16% av bolagets innehav. Utöver detta avsätter bolaget även kontinuitetsskog äldre än 140 år i nordvästra Sverige, oavsett naturvärdesklassning. Sveaskog har inte någon prioritering av naturvårdsskogarna utan frivilliga avsättningar är varaktiga. På samma sätt som för Stora Enso så gäller att små områden med höga naturvärden lämnas som hänsyn i brukandet.

Storlek

Länsstyrelsen prioriterar hellre skydd för stora än små områden. Schablonmässigt brukar den nedre gränsen för ett naturreservat sättas till 20 ha men kan, i undantagsfall, även inrättas för ännu mindre områden under förutsättning att de innehåller mycket höga naturvärden. Om området är över 100 ha är detta i sig en kvalitet eftersom dess populationer av skyddsvärda arter bedöms ha en lägre risk att försvinna på grund av slumpmässiga faktorer.

Stora Enso och Sveaskog har generellt sett ingen storleksbegränsning. Områden avgränsas dock på beståndsnivå vilket i praktiken vanligtvis innebär områden med en storlek upp till några 10 tal hektar. Det är dock inte ovanligt att avsatta bestånd ligger i direkt anslutning till varandra och då bygger upp större arealer.

Geografisk närhet till andra områden med naturvärden

En fundamental del av Länsstyrelsens skogsskyddstrategi är formella skydd bör prioriteras till funktionella landskap, d.v.s. värdetrakter eller s.k. kluster. Utöver detta så prioriterar Länsstyrelsen skydd för områden som ligger i anslutning till redan bildande naturskydd, även om området i sig inte ligger i funktionellt sammanhang. I båda fallen är motivet att stärka överlevnadsmöjligheterna för populationerna av områdets skyddsvärda arter.

Sveaskog avsätter i första hand områden utifrån naturvärden på beståndsnivå men även områdenas betydelse i ett landskapsperspektiv vägs in. Sveaskog har särskilt höga ambitioner på landskapsnivå i ekoparkerna, bland annat i Ejhedens ekopark som ligger i Gåsbergets värdetrakt.

Stora Enso avsätter i första hand områden utifrån de beståndsvisa naturvärdena men i vissa fall, exempelvis i värdetrakter för tall och triviallöv, vägs även landskapsperspektivet in.

Bolaget överväger även att kunna avsätta ytor för att stärka andra naturvärden ur ett landskapsperspektiv. Inriktning skulle dock sannolikt innebära att den totala arealen avsättningar behöver öka ytterligare, vilket kräver beslut på allra högsta nivå. Det är bland annat av denna anledning som det är viktigt att säkerställa att befintliga avsättningar håller hög kvalitet, de tar utrymme och begränsar möjligheten att jobba i landskapsperspektiv.

Skötselkrav

Både länsstyrelsen och Stora Enso respektive Sveaskog bedriver naturvårdande skötsel i de bestånd som behöver skötsel för att bevara och utveckla naturvärdena. Bolagen kommer att öka sina ambitioner att genomföra skötselåtgärder under kommande år. Sveaskog har i sitt nya program för hållbart skogsbruk som mål att öka arealen naturvårdande skötsel på nationell nivå från 1000 till 3000 hektar per år.

Brukande av områden med få eller låga naturvärden

Länsstyrelsen har svaga rutiner på att hantera områden med vissa naturvärden som skulle kunna brukas, inom ramen för ett formellt skydd. De former för ersättning som staten tagit fram där en markägare ges viss ersättning för att lämna viss hänsyn i sitt skogsbruk administreras av Skogsstyrelsen och är riktat till privata skogsbrukare, inte bolag.

Stora Enso och Sveaskog bedriver skogsbruk med generell eller förstärkt hänsyn i områden med få eller låga naturvärden. Innan ett område brukas görs alltid en naturvärdesbedömning för att se om det har så höga naturvärden att det bör lämnas som frivillig avsättning, brukas med generell eller förstärkt hänsyn eller med andra alternativa metoder.

Måluppfyllelse av strategi/certifiering

I arbetet med att bilda formella skydd i skog följer länsstyrelsen en regional version av den nationella strategin för formellt skydd av skog (Anonymus 2005, 2017, 2019). Strategin specificerar vilka kriterier som ska vara uppfyllda vid val de områden som ska ges ett formellt skydd vilket leder såväl till att områden välj ut, så väl som ratas. Ett område prioriteras för formellt skydd om det förutom höga naturvärden även ligger i ett funktionellt landskap, hyser prioriterade naturtyper, ligger tätortsnära eller där skyddet bidrar till att uppfylla andra samhällsintressen. Även om ett område lever upp till dessa kriterier i strategin kan det väljas bort, exempelvis om skyddsbehoven i den värdetrakt området ligger anses uppfyllda jämfört med områden i andra värdetrakter. Innan 2020 hade länsstyrelserna ett mål för hur mycket areal som skulle ges formellt skydd inom en given period. Något sådant mål finns dock inte längre formulerat.

Både Stora Enso och Sveaskog är certifierade enligt standarderna FSC och PEFC. Båda standarderna ställer krav på att mins 5% av den produktiva skogsarealen avsätts frivilligt, antingen av naturvårdsskäl eller för att bevara ett områdes sociala värden. Enligt FSC ska ytterligare 5% av den produktiva arealen avsättas helt enligt ovan eller brukas med kombinerade mål. Med kombinerade mål avses exempelvis att skogsägaren kan ha både ett biodiversitets och produktionsmål, men hen får aldrig göra virkesuttag som överstiger 50% av beståndets volym om det inte krävs för att bevara områdets natur- eller sociala värden.

I princip ska nyckelbiotoper alltid ska undantas från skogsbruk och ingå i de frivilliga avsättningarna, även om det finns skrivningar i PEFC-standarderna som medger vissa undantag. Efter nyckelbiotoper ska markägaren prioritera de områden som bidrar mest till att bevara den biologiska mångfalden,

I båda certifieringsstandarderna finns krav på att markägaren ska beakta landskapsperspektivet vid urvalet av frivilliga avsättningar. Gällande lövskog finns specifika krav som anger att minst 5% av den produktiva arealen på frisk och fuktig mark ska vara lövdominerade. Om markägaren inte uppfyller kravet ska en plan upprättas för hur det ska uppfyllas på sikt.

Formellt skyddade områden kan under vissa förutsättningar räknas med i det frivilliga skyddet i de fall markägaren kvarstår som ägare. Enligt FSC är det dock ett krav att markägaren inte fått ekonomisk ersättning för området. I de fall en stor andel av markägarens frivilliga avsättningar övergått i

formellt skydd finns beskrivna undantag för när markägaren inte behöver kompensera detta med ytterligare nya avsättningar.

I båda standarderna finns även villkor för den naturvårdande skötsel som ska bedrivas men dessa redovisas inte här utan i kapitel 4.4.1. För mer detaljerad information hänvisas till respektive certifieringsstandard som hittas på certifieringarnas svenska hemsidor.

Utöver certifieringens krav har bolagen egna ambitioner kring sin naturvård. Stora Enso har under 2022 antagit ett biodiversitetsprogram för det egna markinnehavet. Då det primärt omfattar naturvårdande skötsel beskrivs det inte här utan i kapitel 4.4.1. Sveaskog har högre ambitioner både för andel frivilliga avsättningar och naturvårdande skötsel än vad som krävs för certifieringarna. Dessa mål finns formulerade i Program för hållbart skogsbruk och beskrivs något utförligare i kapitel 4.4.1.

Val av skyddsform

Instruktionerna i den nationella, och regionala, skogsskyddsstrategin, är också vägledande för länsstyrelsens syn på formellt skydd respektive, frivilliga avsättningar. Nedan visas de kriterier som ställts upp för skyddsformen naturreservat.

- större värdekärnor eller koncentrationer av mindre eller större värdekärnor
- sammansatta områden med flera olika värdefulla naturmiljöer, t.ex. skogliga värdekärnor vid vattenmiljöer, myrar eller odlingsmark
- större områden med sådant skötselbehov att en skötselplan krävs
- större områden där skyddszoner krävs för att långsiktigt bevara naturvärdena
- områden där viss mängd utvecklingsmark bör inkluderas för att bevara naturvärdena på längre sikt

I strategin framgår också att frivilliga avsättningar är särskilt lämpliga för värdekärnor

- där markägaren är villig att själv ta hela naturvårdsansvaret.
- som inte kan prioriteras för formellt skydd men som stödjer en grön infrastruktur.

Avslutningsvis kan sägas att av strategin framgår att myndigheterna ska ha en positiv förväntan på de frivilliga avsättningarna och bekräftar deras betydelse för att nå (miljökvalitets-)målen. Detta innebär även att myndigheterna inte har för avsikt att styra de frivilliga avsättningarna. Samtidigt står där också att frivilliga avsättningar kan bli aktuella för att ingå i naturreservat.

Stora Enso anser att både formellt skydd och frivilligt avsatta områden är viktiga pusselbitar för att uppfylla de Svenska miljömålen, och att dessa båda ”skyddsformer” kompletterar varandra för att bevara biologisk mångfald. Men då bolaget har en relativt hög andel nyckelbiotoper på markinnehavet påverkar detta flexibiliteten i att göra egna prioriteringar kring vad som behöver skyddas. Om myndigheterna prioriterar nyckelbiotoper inom det formella skyddet skapas utrymme hos Stora Enso att prioritera andra värden, exempelvis skog från underrepresenterade skogstyper.

Lövrika skogar med höga naturvärden å andra sidan vill bolaget gärna behålla som frivilliga avsättningar. Om de lövrika skogarna övergår i formellt skydd måste de nämligen ersättas med nya arealer lövrik skog, vilket kräver tid och resurser eftersom andelen äldre lövskog redan är relativt låg. I vissa geografier med låg andel äldre skog är också avsättningar äldre än 120/140 år prioriterade att behålla som egna avsättningar för att säkerställa en tillräcklig areal äldre skog på det egna markinnehavet.

Bestånd med låga, eller i avsaknad av, naturvärden anser bolaget bör uteslutas från formella skyddade områden då de tar utrymme från de begränsade resurser som finns för skydd av mark.

Summerat anser bolaget att formellt skydd i första hand ska användas där den biologiska mångfalden är hög. Det finns reservat som bildats på andra grunder. Att låta sociala aspekter få annat än marginell betydelse kommer bara leda till att mindre areal med hög biodiversitet kan skyddas. Vidare anser bolaget att naturreservat bör prioriteras för områden med låga skötselbehov. Bestånd med målklassen NS önskar man undanta från formellt skydd, möjligen med undantag för inrättande av naturvårdsavtal.

Sveaskog har egna mål för att öka den biologiska mångfalden i skogen och för att bidra till att uppfylla de svenska miljö kvalitetsmålen. Detta innebär att Sveaskog avsätter alla naturvårdesskogar och arbetar med naturvårdande skötsel inom de av dessa skogar som kräver detta för att naturvärdena ska bevaras och utvecklas. Sveaskog är positiva till en blandning av frivilliga avsättningar och formellt skydd på sitt innehav och har som målsättning att 10% av innehavet ska ha ett formellt skydd inom kategorin strikt naturreservat. Med anledning av denna målsättning har Sveaskog som utgångspunkt att mark vid bildande av naturreservat ska förbli i bolagets ägo mot intrångsersättning (undantaget det så kallade fjällskogspaketet där naturreservat bildas utan någon form av ersättning). Sveaskogs utgångspunkt är att det primärt är naturvärden i frivilliga avsättningar som är aktuella för formellt skydd, att låta arronderingsmark ingå i formellt skydd bör endast ske i undantagsfall.

Ekonomi

För länsstyrelsen är ekonomin begränsande för hur snabbt nya formella skydd kan bildas samt vid förvaltningen av redan bildade. För båda verksamheterna tilldelas myndigheten årligen en given summa som när den tar slut hindrar fortsatt arbete till dess att nytt budgetår infaller.

För Stora Enso är målsättningen att avsätta den skog som krävs för att uppnå satta mål, då avsatt skog inte genererar någon ekonomisk intäkt. Vid urvalet av avsatta områden tas dock ingen ekonomisk hänsyn utan det är naturvärdena som styr. All skog med höga naturvärden, som nyckelbiotoper, avsätts alltid.

För Stora Ensos del skulle ett utökat program för att erhålla ersättningsmark för områden som skyddas formellt vara behjälpligt eftersom det underlättar processen.

Sveaskog avsätter den skog som har högst naturvärden utifrån sin naturvärdesbedömningsmetodik och företagets ambitionsnivå och tar inga särskilda ekonomiska hänsyn vid avsättningarna. Bolaget säljer i regel inte skog till Naturvårdsverket vid bildande av formellt skydd, utan står kvar som ägare av marken och ersätts för intrånget som det formella skyddet utgör. I vissa fall har Sveaskog även valt att upplåta områden för bildande av naturreservat utan ersättning.

Metodik för bedömning av förvaltningsätt

Ovanstående beskrivning kring hur Länsstyrelsen och bolagen ser på skydd/skötsel ligger till grund för nedanstående förslag på tumregler om hur parterna kan resonera då ett nytt område med naturvärden ska hanteras dem emellan. Observera att metodiken är generell och tänkt att tillämpas på andra områden än de som finns inom Gåsbergets värdetrakt.

1. Parterna kommer överens om vad som är skyddsvärt och varför

För att båda parter ska ha en uppfattning om områdets naturvärden så kan en eller båda parter behöva inventera området, eller utföra kompletterande inventeringar.

Inför denna inventering kan det vara av vikt att stämma av så att man är överens om vilket område det är som samverkan gäller och om det är någon del som är av särskild vikt. I de fall man bedömer att det är relevant kan gemensamt fältbesök planeras in.

Inventeringsresultatet utgör grund för en gemensam bedömning om området är skyddsvärt. En översiktlig genomgång kan förhoppningsvis snabbt ge besked vad man är överens om som skyddsvärt eller inte. För mer svårbedömda objekt kan det vara aktuellt att dela upp bedömningen i två steg:

1. Bedöm gemensamt de data som beskriver beståndsegenskaper samt förekomst av arter och nyckelelement.

2. Bedöm därefter vad dessa data innebär för naturvärdes-klassificeringen av delområden samt området i sin helhet. Naturvärdesklassificeringen är ett viktigt beslutsunderlag för såväl myndigheter som bolag när den framtida förvaltningen för ett område ska avgöras.

Skiljer sig bedömningarna åt kan gemensamt fältbesök med kalibrering av områdets naturvärden vara till hjälp för fortsatt dialog. Kanske kan diskussionerna underlättas om man i nyttjar ett gemensamt framtaget bedömningsunderlag för hur arterna påverkas av olika skogsbruksåtgärder, likt det som skissa på i kapitel 4.3.2.

2. Finns mervärden som motiverar att ytor med låga naturvärden avsätts eller brukas med högre hänsyn?

Följande mervärden kan vara aktuella att ta hänsyn till

Vissa arter i bestånden är såväl högt rankade i rödlistan samtidigt som de är svårspredda. Den trivialare bestånd som idag binder ihop värdekärnorna kan inom relativt snar framtid utveckla strukturer som gör att dagens populationer binds ihop och stärks.

Om området i sin helhet bidrar till att stärka konnektiviteten i den aktuella delen av värdetrakten. Här bör man studera vilka arter som finns rapporterade från kringliggande värdekärnor och bedöma om de kan nytta området som en 'stepping stone'.

I de fall en värdetrakt hyser i sig förhållandevis lite avsatt yta, sett till de schabloner kring vad som behövs för att bibehålla biologisk mångfald. Detta förutsätter att de trivialare bestånd som eventuellt ska avsättas/skyddas utgörs av mogen skog och inom snar framtid kan förmodas utveckla de strukturer som krävs för att upprätthålla/stärka mångfalden. Det förutsätter också att parterna bildat sig en uppfattning om hur stora arealer avsatt skog värdetrakten bör ha.

Sociala värden knutna till skogsområdet. För ytor knutna till bebyggelse kan det vara värdefullt att bibehålla en 'strövvänlig' skog speciellt om det finns dokumentation på att den nyttjas som sådan. Skogar som ligger mera avsides från bebyggelse kan också ha ett tydligt friluftlivsvärde genom lednät som dragits genom dem. Ibland förstärks detta genom att området är ett besöksmål, t. ex. en utsiktspunkt eller någon kulturhistorisk lämning.

3. Bestäm förvaltningsform

Bedömningen av områdets naturvärden på beståndsnivå (steg 1) vävs samman med bedömningen av om det finns eventuella mervärden (steg 2) och

utgör grunden för bedömningen i steg 3. Följ nedanstående steg för att bestämma förvaltningsform:

Bedöm områdets behov av naturvårdande skötsel eller andra åtgärder för att bevara och utveckla de naturvärden och mervärden som identifierats.

Bedöm områdets behov av fri utveckling för att bevara naturvärden och mervärden.

Bedöm möjligheten att bevara naturvärden och mervärden genom att området eller delar av området brukas med hänsyn. Formulera vad som är viktigt att bevara som hänsyn och formulera om det är någon särskild form av riktad hänsyn som kan vara bra att tillämpa, för exempel se kapitel 4.3.1.

Ta hänsyn till parternas olika förutsättningar för arbetet med bevarande och utvecklande av naturvärden och andra värden, d.v.s. vad som redovisats ovan under rubriken *Hänsynskriterier vid bedömning av naturvärden*.

Däribland vilka reella förutsättningar det finns att realisera olika förvaltningsalternativ. Exempelvis bör tillgång på markåtkomstmedel vägas in vid bedömning om det ska bildas ett formellt skydd eller inte. Finns inte sådan inom rimlig tid bör frivillig avsättning väljas. Är dock naturvärdena av lägre kvalitet än i befintliga avsättningar så saknas förutsättningar för avsättning och brukandet sker med anpassad hänsyn.

Den slutliga bedömningen leder förhoppningsvis till att man är överens om:

- Områdets totala utbredning
- Förvaltningsform för området och/eller delområden
- Vem som förvaltar området eller delar av området

5 Utfall av projektet

5.1 Inledning

I detta avslutande kapitel görs först en sammanfattning av utfallet för de olika delprojekten och följs därefter av några sidor med reflektioner över om målen med projektets uppnått samt erfarenheter inför fortsatt utveckling.

5.2 Sammanfattning av de olika delprojektens utfall

5.2.1 Analys av grön infrastruktur

Inventering av naturvårdsträd och död ved

De inventeringar som projektet genomfört ger vid handen att förekomsterna av naturvärdesträd i värdetrakten är mycket låg. Det uppgår till något exemplar/ha i de yngsta bestånden, saknas i stort sett helt i medelålders bestånd och till ca 4 per hektar i bestånd över 100 år. Av de som finns är förmodligen merparten yngre än 200 år.

Som kontrast kan konstateras att värdetraktens förekomsterna av död ved är bättre, sett till antal / hektar. Det rör sig dock generellt om yngre och klenare ved. Andelen död ved av högre kvalitet som silverved, grova dimensioner eller med brandspår är låg och utgör bara 10% av den totala mängden död ved.

Habitatmodeller

Den modellering av olika habitat projektet genomfört antyder generellt att arter som kräver äldre tallskog med gott om död ved kommer att vara hänvisade till värdetraktens avsättningar i framtiden. De försök som gjort att simulera effekten av extra naturvårdsåtgärder i produktionsskogarna har åtminstone givit lite utfall på arealen habitat. Samtidigt ska det understrykas att habitat-modellerna är grova och hade utfallet av åtgärderna redovisat på något annat sätt, exempelvis som tillskott av död ved eller naturvärdesträd, hade utfallet kanske blivit ett annat.

Något som modelleringarna dock tydliggjort är den potential som solbelysta kantzoner mellan avsatta bestånd och kringliggande öppna marker kan utgöra för skalbaggar, och andra organismer, som kräver solbelyst ved.

En stor del av dessa kantzoner löper mot generell hänsyn vilket antyder betydelsen av denna åtgärd. För dessa organismer kan det mosaiklandskap som en värdetrakt erbjuder, potentiellt vara mycket gynnsamt under förutsättning att det finns döda ved i tillräckligt hög mängd och kvalitet.

En annan slutsats från modelleringarna, värd att lyfta fram, är att det finns potential att skapa uppemot 2000 ha äldre lövrik skog på 50 år sikt och närapå det dubbla inom 75 år. Detta förutsätter dock att dagens unga lövrika bestånd sköts med detta mål för ögonen.

Konnektivitetsanalys

Två nätverksanalyser av konnektiviteten i dagens landskap är gjorda och båda utgår för befintliga skydd och avsättningar. Båda ger vid handen att konnektiviteten är god för arter knutna till äldre tallskog men sämre för arter knutna till gran- eller lövmiljöer.

I den första, där komponenter skapats utifrån avsättningarnas yttergränser för ett antal olika spridningsavstånd, kan arter med spridningsförmåga över en kilometer i princip nå alla bestånd i värdetrakten. Arter med den lägsta spridningsförmågan, i denna analys 200 meter, kan ändå sprida sig över 68 procent av värdetraktens avsättningar.

I den andra analysen, där avsatta bestånd delats upp i tallskog, gran- och barrblandskog samt skogar med lövinslag, ser vi samma mönster. Ett fåtal stora sammanhängande områden står för hälften av den avsatta arealen tallskog och vid ett spridningsavstånd om 1000 meter omfattar den största komponenten 91 procent av arealen avsatt tallskog. Konnektiviteten i landskapet mätt som EC(ICC) motsvarar 47 procent av den avsatta arealen. För gran- och barrblandskogen samt skogar med lövinslag är nästan alla områden mindre än 25 ha, endast några enstaka är större.

Skälet till den goda konnektiviteten för tallskogsarter förklaras av att tallbestånd dominerar värdetrakten samt att avsättningarna är väl samlade i ett band från Gåsbergets naturreservat i sydost till ekoparken Ejheden i nordväst.

Utöver detta har även två nätverksanalyser gjorts för att beskriva konnektivitetens utveckling över tid. I den som bygger på utfallet av projektets habitatmodeller kan konstateras att utvecklingen över tid för *Äldre tallskog med gott om död ved* och *Skalbaggar på nydöd tallved* är i stort likadan. I båda modellerna ökar den viktade habitatarealen under den första halvan av simuleringen i scenariona 1, 3 och 4 medan det i scenario 2 sker en minskning tidigt till följd av avverkningar. Eftersom den största komponenten omfattar en mycket stor andel av den totala habitatarealen i båda modellerna är utvecklingen här densamma. Den generella hänsynen bidrar mest till den viktade habitatarealen och konnektiviteten i scenario 1 och 4. Dessutom gör hänsynen att det bildas färre och större komponenter med resultatet att den största komponenten blir betydligt större.

För modellen *Äldre lövskog med gott om död ved* är det inte så stora skillnader mellan scenariona. Den viktade habitatarealen är låg till en början. Efter halva simuleringen ökar arealen och därmed konnektiviteten när många bestånd övergår i halvgott habitat. Efter 80 år sker en ökning igen när många bestånd övergår i fullgott habitat men nästan allt försvinner därefter till följd av avverkningar men en liten del lämnas som generell hänsyn. Konnektiviteten är relativt låg och når som mest omkring 24 procent av den potentiella habitatarealen.

För habitatmodellen *Äldre skog med låg grad av sentida störning* sker det en minskning i konnektiviteten till en början till följd av avverkningar. Därefter händer det inte så mycket.

De brister som finns i konnektiviteten mellan avsättningar hittas främst i värdetraktens nordligaste och sydvästligaste. Nätverksanalysen som bygger på uppskrivning av beståndsåldrar runt dagens avsättningar ger vid handen att det redan idag finns äldre bestånd i värdetraktens nordligaste, och sydöstligaste delen, som kan överbrygga bristerna i konnektivitet. För att kompensera för brister i värdetraktens centrala och sydvästliga delar måste man vänta 25-75 år för att inväxande bestånd ska ha kommit upp i rätt ålder.

De områden som idag är avsatta för naturvård står för kontinuiteten och kärnan i den framtida konnektiviteten. Den generella hänsynen ger ett litet extra tillskott. Produktionsskogen ger i simuleringen förstärkning till kärnområdena men en förutsättning för att det ska vara så i praktiken är att bestånden under omloppstiden uppnår de kvaliteter som behövs.

5.2.2 Analys om behov av skydd och avsättningar

Arters krav på habitatareal

Den genomgång av forskningsläget som projektet låtit göra vad gäller arters krav på habitatareal ger vid handen att det finns få studier som berör de aktuella naturvårdsarterna i värdetrakten eller de grupper de representerar. Det finns dock forskningsrön som antyder att arter som raggbock och smal skuggbagge kan upprätthålla livskraftiga populationer på så små habitat-arealer som 2000 ha. Med ca 8000 ha avsatt skog i Gåsbergets värdetrakt, varav merparten är talldominerad så kan man förmoda att livsförutsättningarna för dessa arter, eller andra med likartad ekologi, är ganska goda.

Något motsvarande går inte att säga för värdetraktens kryptogamer utifrån utfallet av de litteraturstudier som gjorts. Generellt kan dock deras krav på habitat-areal förmodas vara lägre än skalbaggars då de tillhör en lägre trofivnivå i näringsväven. Förutsättningarna skiljer sig dock troligen mycket mellan olika kryptogamgrupper. Förutsättningarna för existerande populationer av myckorhiza-svampar är exempelvis troligen bättre än de för vedsvampar eftersom det råder en brist död ved av högre kvalitet i värdetrakten, ett substrat som samtidigt har mycket lång leveranstid.

Behov för prioriterade arter

Av de närmare 50 naturvårdsintressanta arter från värdetrakten som behandlats av projektet har 15 bedömts vara så viktiga att de borde prioriteras för riktade naturvårdsåtgärder. För 6 av arterna är det även av nationellt intresse att värdetraktens populationer bevaras eftersom de utgör en väsentlig del av den nationella populationen eller för att de är geografiskt isolerade.

Skydd/avsättning är den åtgärd som anses gynna flest prioriterade arter. I dagsläget är 60% av fynden gjorda på marker utanför avsatta områden. Bränning är den åtgärd som förmodas gynnar näst flest. Bränning måste dock utföras med försiktighet så det inte leder till stor mortalitet bland träden. Detta kan skapa utbrott av större mörghorre vilket är negativt för tre av de prioriterade arterna. Att lämna evighetsträd, liksom att tillskapa lågor, är åtgärder som gynnar ungefär hälften av arterna.

5.2.3 Skogsbruksanalyser

Skogsbruksåtgärder för hänsyn till, eller gynnande av, naturvärden

Närmare 25% av den skogsklädda marken i värdetrakten är avsatt. Det finns dock en potential till mer naturvårdsnytta genom att den hänsyn som tas i produktionsbestånden är riktad mot kända arter och substrat i värdetrakten. Projektet har identifierat 18 skogsbruksåtgärder som tar hänsyn till värdetraktens befintliga arter och substrat eller tillskapar substrat för de arter som finns där. De är uppdelade på följande grupper.

Åtgärder för att

- tillskapa död ved,
- tillskapa död ved av högre kvalitet,
- förlänga livslängd på substrat,
- tillskapa livsmiljöer på lång sikt,
- ta hänsyn inför, och vid, avverkning,
- ta hänsyn vid markberedning.

Eftersom hälften av den bolagsägda marken i värdetrakten utgörs av bestånd under 40 år så finns störst potential för åtgärder som kan tillämpas på dessa åldersklasser, exempelvis röja fram evighetsträd och lågor, gynna löv vid röjning och gallring, katning av yngre träd samt avstå från gallring.

Leveranstiden för naturvårdsnyttan av dessa åtgärder kommer dock generellt att ligga många årtionden framåt i tiden, med undantag för de som förlänger livslängd på befintliga substrat.

Bestånd mellan 40–100 år utgör bara 15% av bolagens bestånd medan bestånd över 100 år utgör uppemot 35 %. Ungefär hälften av den senare kategorin är dock avsatt för naturvård. Det betyder att åtgärder som kan tillämpas under ett bestånds senare uppväxtfas eller slutavverkning tillämpas på 17% av bestånden.

Sett till de brister som identifierats under projektets inventering finns ett större behov av att spara äldre träd och bibehålla ostörda markförhållanden än att aktivt tillskapa död ved vid kommande avverkningar. När träden väl dör kommer de ändå att bidra till förekomsten av död ved och det av en högre kvalitet än om de dödas idag.

Trots detta så betyder inte det att tillskapande av död ved redan idag är en oviktig åtgärd, exempelvis riktad mot raggbockens akuta behov av grövre solbelyst ved eller genom att GROT lämnas kvar till förmån för skalbaggar på nydöd tallved. Att samtidigt ansträngningar görs för att befintlig död ved inte ska köras sönder vid avverkning och återbeskogning är naturligtvis av högsta vikt.

Analys av skogsbruksåtgärdernas påverkan på arter

Skogsbruksåtgärder påverkar arter på olika sätt. Ett arbete har därför gjorts för att bedöma huruvida åtgärderna är direkt eller indirekt positiva eller negativt för varje art. Bedömningarna har ställts upp i en matris.

Projektet redovisar ett utkast till metodik för att med denna matris ringa in vilka åtgärder som kan prioriteras för generell hänsyn respektive vid förvaltning av ett enskilt bestånd.

Summerat får det konstateras att den bedömningsmetodik som tagits fram av projektet har sina brister och utfallet är därför inte helt tillförlitligt.

Slutprodukten ska därför ses som en inspiration snarare och inte som ett färdigutvecklat verktyg.

Simulering av skogsbruksinriktningar

Med verktyget Heureka har beståndsutvecklingen under 100 år i värdetrakten simulerats utifrån fyra olika skogsbruksinriktningar eller scenarier. De skiljer sig åt med avseende på den naturvårdshänsyn som lämnas. Scenario 1 representerar dagens hänsynsnivåer och scenario 4 det samma men med vissa extra hänsynsåtgärder. Som kontrast ~~har~~ är scenario 2 utformat utifrån lågt ställda hänsynskrav och 3 högt ställda där all skog över 80 år vid starten av simuleringen avsatts.

Utfallet av simuleringarna är redovisat utifrån ett antal naturvårdsvariabler som beståndsålder, förekomst av död ved, grova träd, virkesförråd, avverkade volymer samt kostnader och intäkter. Sett till dessa variabler finns det stora skillnader i utfallet mellan scenarierna, men så är två av dem också utformade för att ge en kontrast till dagens brukande.

Skillnaderna framträder dock inte när man studerar förekomst av enskilda variabler per ytenhet utan först när man tar hänsyn till det faktum att proportioner mellan avsättningar och produktionsmark skiljer dem åt.

Generellt kan konstateras att utvecklingen i avsatta områden skiljer sig mycket från produktionsbestånden men på ett likartat sätt oavsett inriktningen på scenariot. Utvecklingen av grova träd, död ved och trädålder

i de avsatta bestånden tillväxer linjärt eller sigmoidt under simuleringsperioden. I verkligheten är utvecklingen troligen något mindre stabil, t.ex. på grund av bränder där död ved kan tillskapas momentant. Relaterar man utfallet till studier som gjorts kring artmångfald och av död ved så verkar värdetraktens avsättningar inom 100 år ha utvecklat sådana volymer att förutsättningarna för vedlevande arter säkerställts.

I produktionsbestånden tillväxer generellt sett inte ovanstående variabler. I stället utvecklas de oregelbundet kring ingångsvärden vid simuleringens start. Det faktum att löv, såväl till trädslagsfördelning som volym död ved, är relativt vanligare i produktionsbestånden än i avsättningarna förklaras av att de är pionjärträd. Därmed spelar produktionsbeståndens lövrika ytor en viktig ekologisk roll i landskapet, även om de inte erbjuder de kvaliteter som gamla lövskogsbestånd kan erbjuda.

Vad gäller skillnaderna mellan scenarierna så finns det stora sådana men så var två av dem, 2 och 3, också utformade för att ge en kontrast till dagens brukande. Föga förvånande faller scenario 2 ut som det som ger minst naturvårdsnytta och mest inkomst medan det motsatta förhållandet gäller för scenario 3.

Den hänsyn som bolagen idag lämnar skapar en naturvårdsnytta som är uppemot 4 ggr så stor som de i scenarierna för scenario 2. Vidare kan noteras att skillnaden i utfallet mellan dagens brukande och scenario 3, där även all skog över 80 år, inte är lika stor. Denna högre ambition resulterar bara i en 1/5 högre naturvårdsnytta relativt scenario 2.

Skillnaderna mellan scenario 1 och 4 är mycket små, de följer i stor sett samma kurva oavsett vilken variabel som studeras. De skillnader som finns rör utvecklingen av lövrikedomen samt tillväxten av grov tall.

Scenario 1 och 4 skiljer sig också vad gäller det ekonomiska utfallet. Nettointäkterna i scenario 4 är uppemot 1/3 lägre än de för scenario 1. Eftersom kostnaderna för utförda åtgärder är i stor sett identiska får förklaringen sökas i effekterna på bestånden av de extra skogsbruksåtgärder som utförts.

Dessa extra åtgärder ianspråktar ungefär 5500 hektar så areellt utgör de en avsevärd yta. De ytor som lämnas att självgallra har troligen liten påverkan på slutresultatet då de bara upptar lite drygt 600 ha. Större påverkan har då säkerligen åtgärderna i de bestånd där långskärm och lövrikedom bibehålls vilka båda upptar 2500 ha vardera. Förmodligen är intäktsbortfallet av att lämna de 50 tallarna större än bortfallet på grund av utebliven röjning och gallring i lövskogen

När man jämför utfallet av de fyra brukningsinriktningarna kan det konstateras att:

- bolagens avsättningar idag (scen 1) kommer på 100 års skikt att ha bidragit till att ca 3 ggr så mycket naturvärden utvecklas jämfört med utfallet av de lågt satta naturvårdsambitionerna i scenario 2.
- de extra hänsynsåtgärder som formulerades i scenario 4 gav lite utdelning av naturvärden i jämförelse med den generella hänsyn som redan utförs idag.
- den högre ambitionen som beskrivs i scenario 3, där all skog över 80 år lämnas, leder till ett visst, men inte så stort mervärde jämfört med de avsättningar som redan görs i dagens brukande (scen 1).

5.2.4 Samverkan mellan myndigheter och bolag

Praktisk samverkan om naturvårdsåtgärder

De naturtyper som framför allt bör upprätthållas och/eller utvidgas inom värdetrakten är de brändpräglade och lövrika skogarna. Naturvårdsbränning är primärt den åtgärd som bör genomföras för att gynna båda dessa naturtyper. I bestånd som redan idag är lövrika kan olika röjnings- och gallringsåtgärder utföras för att bibehålla lövrikdomen.

Såväl Länsstyrelsen som Sveaskog har flera års erfarenhet av att genomföra naturvårdsbränningar i värdetrakten och har oberoende av varandra planer på att fortsätta med detta inom överskådlig framtid. Stora Enso har historiskt utfört få bränningar i värdetrakten. Det kan förmodas att dessa blir större i och med den ökade ambition som redovisas av bolaget i 2022 års biodiversitetsprogram.

När nu Stora Enso inkommer som ytterligare en brännings-aktör finns det skäl att se över möjligheterna till praktisk samverkan eftersom man till delar konkurrerar om samma resurser. Inget av bolagen har nämligen egna organisationer för verksamheten utan köper in tjänsten.

Samverkan kommer också att belysa möjligheterna att utföra bränningar i gränsområdena mellan bolagens markinnehav, att utforma bränningarna på ett enhetligt sätt eller koncentrera dem till vissa geografiska områden.

Länsstyrelsen kan, utöver att förmedla sitt kunnande om åtgärden i sig, även troligen samverka praktisk vid bränningar på bolagsmark som utförs i direkt anslutning till de naturreservat man förvaltar.

Utöver bränning så har såväl Sveaskog som Stora Enso ambitionen att under röjning och gallring tillskapa eller exponera substrat, exempelvis genom katning eller röja fram lågor. Dessa åtgärder kräver en viss färdighet och därmed finns det anledning att se över möjligheten att dela på den personal, eller externa företag, som utför detta arbete.

Samverkan kan också bli aktuell för att gynna de prioriterade arter som redovisas i kap 4.2.2. Merparten av arterna är direkt, eller indirekt gynnade av brand, vilket än mer motiverar planerna på naturvårdsbränning. Utöver

det har StoraEnso planer på att gynna raggbock genom så kallad *utvecklad tallhänsyn* där bl a lågor och naturvärdesträd tillskapas i solöppna lägen. Även Sveaskog har de senaste åren experimenterat under röjning och gallring med att exponera lågor och naturvärdesträd i syfte att gynna raggbock och andra värmekrävande arter. Möjligheterna att kombinera dessa ansatser verkar lovande. Även de skalbaggsarter som gynnas av nydöd tallved skulle kunna bli föremål för kompletterande åtgärder i produktionslandskapet. Om de utförs koordinerat av flera markägare borde de ge en större effekt. Exempel på detta är att låta vissa bestånd självgallra eller medvetet lämna, eller frakta bort, GROT vid avverkningar.

Länsstyrelsen har möjlighet att genomföra åtgärder för att gynna specifika arter i de naturreservat där reservatsbeslut och skötselplaner medger detta. Utanför naturreservat har Länsstyrelsen möjligheten att utföra åtgärder för de arter som ingår i nationella åtgärdsprogram.

Parterna har som ambition att upprätta en åtgärdsplan, som en direkt följd av projektet, där möjligheterna till praktisk samverkan kan konkretiseras än mer. Centralt i åtgärdsplanen blir att utreda möjligheterna till naturvårdsbränning på kort och lång sikt.

En motsvarande utredning bör också göras för värdetraktens lövrika bestånd, såväl de som finns idag, men även de som på lång sikt kan utveckla dessa kvaliteter. Även behovet och ambitionsnivån, för de artspecifika åtgärderna bör utredas och redovisas, bl a då många av arterna generellt gynnas av bränning.

Utöver själv åtgärderna är det viktigt att en struktur skapas för uppföljning av deras effekter samt för hur ofta de deltagande organisationerna träffas för att planera kommande aktiviteter.

Samverkan om val av skydd, avsättning eller hänsynsfullt brukande

Myndigheter och bolag för regelbundet samtal om hur nya områden med naturvärden ska förvaltas. I syfte att stärka denna samverkan har projektet primärt låtit sammanställa hur varje part förhåller sig till ett antal kriterier när man tar ställning till skydd, avsättning eller hänsynsfullt brukande av ett område. Detta som ett sätt för att få förståelse vilka ramar respektive organisation agerar inom. Nedan redovisas dessa kriterier.

- Naturvärdenas kvalitet
- Områdets storlek
- Geografisk närhet till andra områden med naturvärden
- Skötselkrav
- Brukande av områden med låga naturvärden
- Måluppfyllelse av strategi/certifiering
- Val av skyddsform
- Ekonomi

Med utgångspunkt från dessa har därefter en 'lathund' tagits fram som parterna kan följa när man ska föra samtal om framtida förvaltning av tidigare okända områden med naturvärden. Den är uppdelad i tre steg.

1. Parterna kommer överens om vad som är skyddsvärt. Som grund för detta bör området inventeras, individuellt eller gemensamt. Utifrån insamlade beståndsegenskaper samt förekomst av arter och nyckelelement så redovisar respektive organisation hur man klassificerar området, d.v.s. vilka bestånd bör avsättas och vilka som eventuellt kan brukas med hänsyn.

2. Därefter utreds om det finns omständigheter som motiverar att bestånden med lägre naturvärden ändå avsätts eller ges en förstärkt hänsyn. Exempel på sådana kan vara förekomst av högt rankade, men svårspredda, rödlistade arter i kringliggande bestånd som på sikt behöver angränsande bestånd för att kunna stärka sin population. Det kan också röra sig om sociala värden som att de ligger när bebyggelse eller nyttjas av friluftslivet.

3. Med underlag från ovanstående steg diskuteras därefter förvaltningsform för området. Hänsyn tas då till de hänsynskriterier som sammanställts för respektive organisation, däribland vilka reella förutsättningar som finns att realisera olika förvaltningsalternativ. Här ingår måluppfyllnad enligt olika strategier och medelstilldelning för bildande av formellt skydd.

5.3 Reflektioner över utfallet av projektet

5.3.1 Har projektets mål uppnåtts?

Beskriva värdetraktens gröna infrastruktur

Det ligger i sakens natur att alla försök att beskriva ett landskaps gröna infrastruktur aldrig kan bli annat än en ansats med tanke på komplexiteten. Projektets analyser har dock, utifrån befintlig kunskap, gett ett flertal insikter om nuläge för den gröna infrastrukturen såväl som för hur den kan utvecklas under olika framtidsscenarier.

Projektet har, genom inventeringen av död ved och naturvärdesträd, lyckats skapa en generell bild av förekomsten för ett par viktiga substrat som många av värdetraktens arter är beroende av, kunskap som kan komma till nytta vid val av naturvårdsåtgärder.

Projektet har gjort ett försök att beskriva utbredningen för några generella naturtyper, som bedömts vara viktiga som habitat för en stor mängd arter. Likaså har försök gjorts att uppskatta utbredningen av habitat för ett par specifika arter/grupper.

Hur väl projektet lyckats är svårt att uttala sig om eftersom några uppföljningar i fält på utfallet av modellerna inte hunnit genomföras. Man kan dock utgå från att utbredningskartorna som skapats på detta vis ger en mycket grov bild av verkligheten eftersom modellerna i sig bygger på få variabler och enkla schabloner kring vad olika arter kräver. Till detta kommer att svagheterna i delar av de indata som nyttjats, exempelvis schablonerna kring mängderna av död ved, grova träd samt mortalitet. Även om de kartor som producerats har stor osäkerhet har det dock funnits ett värde i sig att försöka beskriva grön infrastruktur på detta sätt eftersom det lett till en kunskapsuppbyggnad kring metodik och de svårigheter som finns att övervinna. Svårigheter som kanske kan åtgärdas i framtida vidareutveckling.

Projektet har visat att konnektiviteten mellan dagens skydd/avsättningar kan förmodas vara god för arter knutna till äldre tallmiljöer eftersom merparten ligger väl samlade geografiskt. För arter knutna till äldre löv- eller granbestånd är konnektiviteten dock mycket sämre eftersom de utgör en så liten del av avsättningarna.

Bedöma behovet av fler avsättningar/skydd

Även om projektets analyser visar att värdetrakten generellt är väl tillgodosett vad gäller skyddade eller avsatta områden så talar några resultat för att det finns fog att överväga fler avsättningar.

Det är resultaten från delprojektet *Behov för prioriterade arter* som tydligast antyder var det kan finnas behov av att inrätta nya avsättningar eller skydd. Det rör sig dock främst om fyndplatserna för stationära arter så som kryptogamer vilka utgör hälften av de prioriterade arterna. Generellt bedöms det handla om relativt få områden med små arealer. Insekter, som utgör övriga prioriterade arter, gynnas visserligen generellt av avsättningar men då det inte råder brist på sådana i värdetrakten är de kanske än mer betjänta av naturvårdande åtgärder som förnyar de substrat de behöver.

Även om projektets analyser ger vid handen att det generellt råder god konnektivitet i värdetrakten så finns vissa delområden där befintliga skydd ligger isolerade från varandra. Där dessa bristområden sammanfaller med äldre, men oskyddade, skogsbestånd, finns anledning att överväga avsättning eller formellt skydd.

Även om resultaten från litteraturgenomgången om arters krav på habitat-areal antyder att de arealer avsättningar som idag finns är tillräckliga för att hysa livskraftiga bestånd av vissa skalbaggsarter är de allt för osäkra för att kunna nyttjas i ett ställningstagande till huruvida det behövs mer avsättningar i värdetrakten för att tillgodose behovet för merparten av organismgrupperna.

Som argument för att än mer yta bör avsättas kan hänvisning göras till de forskare som menat att större procentandelar av landskapet, än vad som finns Gåsbergets värdetrakt, krävs för att bevara den biologiska mångfalden. Redan nämnd är P Angelstam som i sina publikationer angivit ett spann mellan 10-30% bör bevaras av ursprunglig naturtyp.

I samma härad återfinns den finske ekologen Illka Hanskis tumregel *a third of a third* vilket var ett försök att uppskatta hur mycket areal en nation behöver avsätta för att klara uppnå Aichi målet att utöka befintliga skyddade områden med 17% till 2020 (Hanski 2011, Kotiaho 2017). Hanski definierade sin tumregel som ”en tredjedel av landets yta förvaltas som flerbbruksbevarandelandskap (multi-use conservation landscapes), inom vilka en tredjedel av området är skyddat. Detta innebär att en tredjedel av tredjedelen, cirka 10 % av den totala ytan, är skyddad, ...”

De värdetrakter som definierats i Sverige kan sägas vara en motsvarighet till de flerbbruksbevarandelandskapet som Hanski beskriver men omfattar naturligtvis en mycket mindre yta än en tredjedel av landets areal. Ur denna aspekt är avsättningarna i Gåsbergets värdtrakt inte tillfyllest.

Men Hanski publicerade även några exempel för att konkretisera sin tes och menade att ett flerbbrukslandskap måste minst vara några 10 000 ha stort. Som exempel angav han att för ett landskap på 20 000 ha måste ca 6500 ha vara skyddad inom 100 fragment (Hanski 2011). När man jämför dessa exempel med värdena för Gåsbergets värdetrakt som är 40 000 ha stort, har en skogklädd yta på 33 000 ha varav 8100 är skydda eller avsatt så framstår värdetraktens förutsättningar för att bevara sin biodiversitet i nivå med Hanskis krav. Ja, villkoren är till och med än bättre eftersom projektet visat att konnektiviteten mellan värdetraktens skydd och avsättningar är god.

Hitta metoder för ett hänsynsfullt brukande

Projektet har identifierat ett antal skogsbruksåtgärder som kan vara tillämpliga i värdetrakten för att ta hänsyn till befintliga naturvärden, eller för att nyskapa substrat.

Utifrån resultaten från projektets inventering av död ved och naturvårdsträd och analysen av behoven för prioriterade arter, går det att ringa in vilka av dessa åtgärder som bör prioriteras de kommande årtiondena.

Utifrån kunskapen om ålderssammansättningen på dagens bestånd kan vi också teckna en bild av i vilken mån dessa prioriterade åtgärder kan realiseras.

Projektets inventering av naturvårdsträd visar att det råder stor brist på äldre naturvårdsträd samt död ved av högre kvalitet i värdetrakten. Vid de avverkningar som sker under kommande årtionden bör därför fokus ligga på att lämna evighetsträd. Utöver att åtgärden adresserar bristen på naturvärdesträd kan den rätt utformad även bidra till att bevara hotade mykorrhiza-svampar samt i slutändan öka mängden högkvalitativ död ved. Ett visst fokus vid avverkningar på att tillskapa död ved kan också vara på sin plats, men det bör i så fall vara åtgärder som tillser att den blir av högre kvalitet, t.ex. genom bränning under en fröträdställning eller katning/randbarkning. Likaså bör naturligtvis metodik nyttjas för att tillse att den döda ved som redan finns på de avverkade ytorna inte förstörs.

Arealen avverkningsmogen skog upptar dock en förhållandevis liten yta av värdetrakten, så projektet har därför konstaterat att störst potential för att åtgärda dagens brister i landskapet ligger i förvaltningen av de yngre bestånden. Leveranstiden för naturvårdsnyttan av dessa åtgärder är dock lång. Snabbast går tillskapande av större arealer äldre lövrik skog, vilket gissningsvis tar ett halvt århundrade. Större förekomster av äldre träd med högkvalitativ ved, kommer att ta den dubbla tiden och motsvarande värden för död ved ett par hundra år minst. Utöver den relativt korta leveranstiden så kan tillskapande av lövrika bestånd också motiveras/prioriteras utifrån att det råder en brist på denna naturtyp i värdetrakten. Den långa leveranstiden för flera substrat visar också på värdet att vid röjning och gallring försöka bevara funktionen hos de substrat som idag finns på ungskogsytorna.

En annan insikt som projektet skänkt är att då hänsynsyttorna framöver kommer vara ett substantiellt komplement till dagens avsättningar är det mycket viktigt att kvaliteten säkerställs där med lämpliga åtgärder och bra placering geografiskt. Det är naturligtvis viktigt att strukturer/substrat också finns i produktionsbestånden men är resurserna begränsade så är det kanske bäst att fokusera där det finns potential för trädkontinuitet.

Projektets simulering av värdetraktens utveckling under fyra olika skötselriktningar har också skänkt intressanta insikter, om än av generell natur, om utfallet på 100 års sikt av det naturvårdsarbete som bedrivs idag och varianter på detta. De generella trenderna kan man säkert sluta sig till utan simuleringar men den stora vinsten är att de tydliggör storleksordningen på dessa.

Exempelvis antyder simuleringens utfallet att den naturvårdspolicy som idag bedrivs av bolagen ger 4 ggr så stor naturvårdsnytta jämfört med om man bara följde skogsvårdslagens krav. Samtidigt sker detta till en kostnad där man förlorar 2/5 av de nettointäkter som man skulle kunnat få om man bara höll sig inom lagkraven. Analyserna antyder också storleksordningen på merkostnaden för aktiva naturvårdsåtgärder.

Avslutningsvis kan sägas att projektet har varit en bra och viktig plattform för kunskaps- och erfarenhetsutbyte kring metoder för hänsynsfullt brukande. Kunskap och erfarenhet samlad på ett och samma ställe som i denna rapport är till hjälp inför den praktiska förvaltningen som följer.

Hitta metoder för samverkan mellan myndigheter och bolag

Projektet har i sig redan lett till en bättre samverkan och samsyn mellan myndigheter och bolag. Det har varit en mycket värdefull plattform för ökad förståelse för varandras förutsättningar, för erfarenhetsutbyte och dialog.

Mer specifikt har projektet formulerat strukturen för en gemensam arbetsgång när den framtida förvaltningen för ett tidigare okänt område med naturvärden ska diskuteras.

Vad gäller praktisk beståndsförvaltning har projektet identifierat ett behov att försöka samordna de naturvårdsbränningar som ska utföras kommande årtionden i värdetrakten, likaså att försöka öka på förekomsten av äldre löv i landskapet.

Man har också identifierat naturvårdsvinster om samordning sker av de skötselåtgärder som identifierats som prioriterade, utifrån rönen från projektets inventering av naturvärdesträd och död ved, samt behoven för värdetraktens prioriterade arter.

Så om projektet kommer att övergå i någon form av regelbundna samverkansmöten, via den åtgärdsplan som planeras för under 2023, så skulle det vara ett synnerligen gott resultat av projektet.

5.3.2 Vad kunde gjorts annorlunda?

Då projektet startades upp 2018 gjordes bedömningen att det skulle kunna slutföras under första halvåret 2020. I realiteten kom det att ta dubbelt så lång tid. Ja, sedan projektet över huvud taget kom på tal tills dess att denna slutrapport publiceras har det gått ganska precis 5 år.

Nu ska inte för stora växlar dras på denna första felbedömning men det visar på svårigheten i att bedöma vilken arbetsinsats som krävs för att driva ett samverkansprojekt likt detta. Med facit i hand kan man naturligtvis ifrågasätta lämpligheten i att så många delprojekt sätts. Att utöver utmaningen med att beskriva värdestraktens gröna infrastruktur samt formulera nya naturvårdsinsatser även hitta nya former för samverkan var kanske lite väl ambitiöst.

En annan förklaring på att projektet dragit ut på tiden är för att vi initierade delprojekt där det fanns liten egen erfarenhet inom projektgruppen. Heureka-simuleringarna genomfördes visserligen av extern expertis men ett stort instuderingsarbete rörande systemet krävdes för att gruppen skulle kunna vara en aktiv part i att formulera villkoren för de simuleringar som gjordes, modifiera dem vid behov samt analysera och tolka utfallet av dem. Samma utmaning mötte gruppen i arbetet med habitatmodellerna och konnektivitetsanalyserna.

Att många personer/organisationer är inblandade i ett projekt är naturligtvis en styrka så till vida att dessa kan bidra med kunskap och arbetsuppgifter kan fördelas bland gruppens medlemmar. Samtidigt blir ett projekt svårare att driva ju fler deltagare som ingår, bl a för en så grundläggande sak som att hitta mötestider som passar alla.

När, som i detta fall, projektet drar ut på tiden finns en risk i att en organisations representant faller ifrån av olika skäl och måste ersättas av nya som ska introduceras vilket i sig bromsar upp arbetet.

Arbetet inom projektet har även visat på de utmaningar som finns i att de slutsatser, eller ställningstaganden, som dras i ett samverkansprojekt blir riktigt konsekventa. Arbetet måste med nödvändighet delas mellan de olika personer i projektgruppen och de slutsatser en person drar kring utfallet av en analys behöver inte delas av andra. Många meningsskiljaktigheter kan naturligtvis lösas genom diskussion men det är svårt att i en diskussion väga in alla konsekvenser av ett ställningstagande skapar på övriga delar av ett delprojekt eller mellan delprojekt. Exempelvis är val av nivåer på beståndsålder eller nivåer av död ved inte helt konsekventa mellan olika habitatmodeller. Detsamma gäller de bedömningar av hur olika arter påverkas av olika åtgärder.

Det finns även lärdomar att dra i hur arbetet lades upp över tid. Även om projektets övergripande struktur för hur arbetet skulle bedrivas var god, med en inledande fas för insamling av data och utformning av

analyser/delprojekt och därefter ett andra steg då analyser utförs praktiskt, så kom projektgruppen i praktiken att göra en hel del avsteg från detta. Redan under den inledande fasen genomfördes fältarbeten för några delprojekt, t.ex. inventering av död ved samt jämförelse mellan inventeringsmetodik. Det visade sig i efterhand att dessa delprojekt inte var riktigt genomtänkta, såväl för hur informationen skulle sammanställas men också för hur resultaten skulle fogas ihop med andra delprojekt. Hade projektet varit striktare i att hålla sig till den övergripande strukturen hade dessa misstag möjligen kunnat undvikas.

En av projektets ambitioner har varit att resultatet ska vara möjliga att använda för praktisk planering och prioritering. Sett till vilka rön som kan nyttjas praktiskt ur allt arbete som lagts ner på Heureka-simuleringar, habitat-modelleringar och konnektivitetsanalyser så kan man så här i efterhand tycka att projektet skulle haft en lägre ambitionsnivå för dessa. Samtidigt så var en beskrivning av värdetraktens gröna infrastruktur en grundförutsättning för hela projektet så erfarenheterna från arbetet har varit värdefulla. Förhoppningsvis kan de nyttjas för att förbättra liknande analyser i andra värdetrakter.

5.3.3 Vad kan man ta fasta på inför fortsatt utveckling?

Fortsatt utveckling kan syfta såväl på projektet men även de allmänna erfarenheter som projektet givit. Erfarenheter som kan nyttjas i andra liknande projekt.

Om vi börjar med det sistnämnda så skulle en generell, värdetrakts-övergripande, inventering av naturvårdsintressanta arter vara värdefull, som ett komplement till den som projektet låtit göra för död ved och naturvärdeträd. Det skulle kunna ge en bättre bild av vilka arter/organismgrupper som karaktäriserar värdetrakten. Därmed blir det lättare att bedöma vikten av de artfynd som görs i nya naturskyddsobjekt. Båda typerna av inventering måste vara utformade så att resultaten kan jämföras med andra dataset, exempelvis Riksskogstaxeringen.

Projektet ansats att beskriva grön infrastruktur i form av habitatmodeller baserade på beståndsdata är tilltalande som koncept men för att utfallen ska bli riktigt trovärdiga, och därmed praktiskt användbara, krävs mycket vidareutveckling.

Trots projektets ambition att skapa modellerna utifrån vetenskapligt underbyggda fakta så kom de i slutändan främst att byggas på initierade antaganden. Detta visar på behovet att innan framtida modeller skapas, så måste undersökningar göras som visar på vilka beståndsvariabler som faktiskt samvarierar med förekomsten av en art, organismgrupp eller hotade arter inom en viss naturtyp. Sådana undersökningar ger också kunskap om vilka gränsvärden som kan nyttjas i modellerna.

Det ska understrykas att undersökningarna inte behöver vara begränsade till

de variabler som hittas i ett vanligt beståndregister så länge som de relativt lätt kan erhållas över större ytor. De nya tekniker som nu är under utveckling för att med fjärranalys, bilder tagna från satellit eller drönare, t.ex. samla in data om död ved, kan bidra med viktiga parametrar till framtida modeller.

Ett annat viktigt moment i en framtida vidareutveckling av habitatmodellerna är att testa deras utfall genom uppföljande undersökningar i fält. Sist kan väl nämnas att även om en myndighet eller bolag skulle kunna initiera en vidareutveckling som skisseras på ovan så motiverar komplexiteten i analyserna att arbetet i praktiken lämnas över till forskarsamhället.

Som nämnts ovan så har simuleringsverktyget Heureka skänkt projektet en hel del insikter kring effekterna av olika brukningsinriktningar. Samtidigt kan konstateras att systemets förmåga att hantera naturvårdsintressant data fortfarande lämnar en del övrigt att önska. Exempelvis kunde inte systemet hantera naturvårdsbränningar, dess simulering av hur död ved ansamlas och bryts ner påstås vara ganska förenklad och de inbyggda habitat-modellerna är fortfarande få och enkla.

Trots dessa brister vill projektet ändå framhålla att Heureka är ett intressant verktyg att nyttja och att det, förutsatt att resurser läggs på att utveckla det, kan bli ett riktigt värdefullt verktyg för svensk naturvård.

Vad gäller erfarenheter att ta fasta på i det fortsatta samverkansarbetet för Gåsbergets värdetrakt så är det att hitta strukturer och rutiner som gör arbetet personoberoende. I en samverkan som förmodas löpa över lång tid kan man förutsätta att de personer som representerar de ingående organisationerna byts ut med jämna mellanrum. Därför finns det en poäng med att hitta rutiner och dokumentation som gör det lätt för nya deltagare att ta del av de tidigare arbetet.

Dokumentation av genomförda insatser och uppföljning av dessa är också A och O för att förstå effekterna av dessa och för att kunna formulera nya. Att kunna redogöra för detta till de som avsätter resurserna för utförda åtgärder är naturligtvis också viktigt för att de ska vara motiverade att lägga nya medel. Att lägga mycket tid på att hitta former för detta är därför mycket viktigt.

En annan erfarenhet, att ta med sig i arbetet med de planerade åtgärdsplanen, är att hålla ambitionerna modesta. Precis som att arbetet med projektet bara utgjort en del av deltagarnas arbetsuppgifter så kommer samverkan kring naturvårdsåtgärder i Gåsbergets värdetrakt att vara en av många för de inblandade. Ska det vara praktiskt möjligt för alla inblandade att driva arbetet framåt över lång tid måste insatserna vara lagom stora.

Avslutningsvis kan sägas att projektet har varit en bra och viktig plattform för kunskaps- och erfarenhetsutbyte kring metoder för hänsynsfullt brukande. Att samla kunskap och erfarenhet på ett och samma ställe som i denna rapport är ett sätt men att det finns ju även andra system där erfarenheter löpande kan dokumenteras. Bakom rapporten ligger t.ex. den mycket värdefulla processen med kunskaps- och erfarenhetsutbyte. Det kan vara värt att lyfta för att ta med sig till andra liknande projekt.

6 Referenser

- Ahnlund, H. 2008. Raggbock (*Tragosoma depsarium*) och skrovlig flatbagge (*Calitys scabra*) i Södermanlands län 2006-2009 – Förekomst, hotstatus samt förslag till skötselåtgärder. Länsstyrelsen Södermanlands län. Rapport Nr 2008:7.
- Angelstam, P. & Andersson, L. 1997. I vilken omfattning behöver arealen skyddad skog i Sverige utökas för att biologisk mångfald skall bevaras? SOU 1997:98.
- Angelstam, P., Breuss, M., Mikusinski, G., Stenström, M. 2002. Effects of forest structure on the presence of woodpeckers with different specialisation in a landscape history gradient in NE Poland. *Avian landscape ecology*, s 33.
- Angelstam, P., Mikusinski, G., Eriksson, J.A., Jaxgård, P., Kellner, O., Koffman, A., Ranneby, B., Roberge, J.-M., Rosengren, M., Rystedt, S., Rönnbäck, B.-I., & Seibert, J. 2003. Analys av skogarna i Dalarna och Gävleborgs län – prioriteringsstöd inför områdesskydd. Rapport 2003:26. Miljövårdsenheten, Länsstyrelsens i Dalarnas län.
- Angelstam, P., Dönn-Breuss, M. & Roberge, J.-M. (red.) 2004. Targets and tools for the maintenance of forest biodiversity. *Ecological Bulletins* 51:1-510.
- Angelstam, P., Jonsson, B.-G., Roberge, J.-M. & Törnblom, J. 2010. Hur mycket är nog för att bevara arterna? *Fakta skog* nr 12, 2010. SLU.
- Anonymus. 2005. Nationell strategi för formellt skydd av skog. Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen. ISBN: 9162012436
- Anonymus. 2006. Strategi för formellt skydd av skog i Dalarnas län. Rapport 2006:02. Länsstyrelsen i Dalarnas län & Skogsstyrelsen.
- Anonymus. 2017. Nationell strategi för formellt sydd av skog. Rapport: 6762. Naturvårdsverket.
- Anonymus. 2018. Regional handlingsplan för grön infrastruktur i Dalarnas län. Rapport 2018:11. Länsstyrelsen i Dalarnas län.
- Anonymus. 2019. Strategi för formellt skydd av skog i Dalarnas län, reviderad version 2019. Rapport 2019:02. Länsstyrelsen i Dalarnas län.
- Belinchón, R., Harrison, P.J., Mair, L., Várkonyi, G. & Snäll, T. 2017. Local epiphyte establishment and future metapopulation dynamics in landscapes with different spatio-temporal properties. *Ecology* 98: 741–750.
- Bengtsson, G. 1978. Beräkning av den naturliga avgången i avverkningsberäkningarna för 1973 års skogsutrednings slutbetänkande. I: Skog för framtid, SOU 1978:7, bilaga 6.

- Berglund H., Sundberg, S. & Eide, W. 2018. Arters spridning i en grön infrastruktur – kunskapsöversikt och vägledning för analyser. ArtDatabanken Rapporterar 19. ArtDatabanken SLU.
- Brunet, J., De Frenne, P., Holmström, E. & Mayr, M.L. 2012. Life-history traits explain rapid colonization of young post-agricultural forests by understory herbs. *Forest Ecology and Management* 278: 55-62.
- Dettki, H., Klintberg, P. & Esseen, P.-A. 2000. Are epiphytic lichens in young forests limited by local dispersal? *Écoscience* 7: 317–325.
- Edman, M., Gustafsson, M., Stenlid, J. & Ericson, L. 2004a. Abundance and viability of fungal spores along a forestry gradient – responses to habitat loss and isolation. *Oikos* 104: 35–42.
- Edman, M., Kruys, N. & Jonsson, B.G. 2004b. Local dispersal sources strongly affect colonization patterns of wooddecaying fungi on spruce logs. *Ecological Applications* 14:893–901.
- Ehrlén, J. & Eriksson, O. 2000 Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs. *Ecology* 81:1667-1674.
- Ewers, R. M. & Didham, R. K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation, *Biological Reviews* 81(1): 117-142.
- Fridman, J. & Ståhl, G. 2001. A three-step approach for modelling tree mortality in Swedish forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16(5): 455-466.
- Forsslund, K.-H. 1956. Insekter och andra småkryp. I: Ebelin, F. & Curry-Lindahl, K. (red.). *Natur i Västerbotten och Norrbotten*. Sid 135-143. Uppsala.
- Gobbi, M., Priore, C., Tattoni, C. & Lencioni, V. 2012. Surprising longhorned beetle (Coleoptera, Cerambycidae) richness along an Italian alpine valley. *ZooKeys* 208: 27-39.
- Gustafsson L., Weslien, J., Hannerz, M. & Aldentun, Y. 2016. Naturhänsyn vid avverkning – en syntes av forskning från Norden och Baltikum. Rapport från forskningsprogrammet Smart hänsyn. SLU.
- Hanski, I. 2011. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *AMBIO* 40:248–255
- Hedenås, H. & Ericson, L. 2003. Response of epiphytic lichens on *Populus tremula* in a selective cutting experiment. *Ecological Applications* 13:1124-1134.
- Hedenås, H. & Ericson, L. 2004. Aspen lichens in agricultural and forest landscapes: the importance of habitat quality. *Ecography* 27: 521-531.

Hedenås, H. & Ericson, L. 2008. Species occurrences at stand level cannot be understood without considering the landscape context: Cyanolichens on aspen in boreal Sweden. *Biological Conservation* 141: 710-718.

Hedgren, O. 2012. Insekter på tallved i Dalarna. Rapport 2012:16. Länsstyrelsen i Dalarnas län.

Hedgren, O. 2017. Skalbagg på tallved. Rapport 2017:06. Länsstyrelsen i Dalarnas län.

Hellberg, E., Hörnberg, G., Östlund, L. & Zackrisson, O. 2003. Vegetation dynamics and disturbance history in three deciduous forests in boreal Sweden. *Journal of Vegetation Science* 14(2):267-276.

Högberg, M. N., Briones, M. J. I., Keel, S. G., Metcalfe, D. B., Campbell, C., Midwood, A. J., Thornton, B., Hurry, V., Linder, S., Näsholm, T. & Högberg, P. 2010. Quantification of effects of season and nitrogen supply on tree below-ground carbon transfer to ectomycorrhizal fungi and other soil organisms in a boreal pine forest. *New Phytologist* 187(2):485-493.

Jansson, A. 1925. Die Insekten-, Myriopoden- und Isopodenfauna der Gotska Sandön. Örebro: A Jansson.

Jones, M. D., Twieg, B. D., Durall, D. M. & Berch, S. M. 2008. Location relative to a retention patch affects the ECM fungal community more than patch size in the first season after timber harvesting on Vancouver Island, British Columbia. *Forest Ecology and Management*: 255(3–4):1342-1352.

Jonsell M. & Hedin J. 2009. GROT-uttag och artmångfald– hur bör man ta hänsyn till vedskalbaggar? *FaktaSkog* 7-2009. SLU.

Jonsell, M. & Nordlander, G. 2002. Insects in polypore fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing in amounts and continuity of dead wood. *Forest Ecology and Management* 157: 101–118.

Jonsson, M., Johannesen, J. & Seitz, A. 2003. Comparative genetic structure of the threatened tenebrionid beetle *Oplocephala haemorrhoidalis* and its common relative *Bolitophagus reticulatus*. *Journal of Insect Conservation* 7: 111–124.

Jonsson, M. & Nordlander, G. 2006. Insect colonisation of fruiting bodies of the wood-decaying fungus *Fomitopsis pinicola* at different distances from an old-growth forest. *Biodiversity and Conservation* 15: 295–309.

Junninen, K. 2009. Conservation of *Antrodia crassa*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 182. Metsähallitus.

Junninen, K. & Komonen, A. 2011. Conservation ecology of boreal polypores: a review. *Biological Conservation* 144 : 11-20.

- Karalius, V. & Blažytė-Čereškienė, L. 2009. Distribution of *Boros schneideri* (Panzer, 1796) (Coleoptera, Boridae) in Lithuania. *Journal of Insect Conservation* 13:347–35
- Karlsson, M., Jonsell, M. & Eriksson, P. 2013. En inplanterad population av svartoxe (*Ceruchus chrysomelinus*) 17 år senare: etablering, vedval och framtid. *Entomologisk Tidskrift* 134: 207–220.
- Karlsson, J., Dreijer, K., Ek, T. 2020. Stärkt äganderätt, flexibla skyddsformer och naturvård i skogen. SOU 2020:73. ISBN 978-91-38-25121-8.
- Kirppu, S. & Olhammer, B. 2013 Ore skogsrike – ett levande skogslandskap i Rättviks kommun. Naturskyddsföreningen i Rättvik. SNF.
- Kotiaho, J.S. 2017. On effective biodiversity conservation, sustainability of bioeconomy, and honesty of the Finnish forest policy. *Ann. Zool. Fennici* 54: 13–25
- Kranabetter, J. M., Hayden, S. & Wright, E. F. 1999. A comparison of ectomycorrhiza communities from three conifer species planted on forest gap edges. *Canadian Journal of Botany* 77(8): 1193–1198.
- Kretz, E., Falk, H., Kristofersson, M., Olofsson, T. & Sigmundsdottir, T. 2020. Karats och Uppåvårres fjällskogsområde - kunskapsunderlag 2020-01-28. Uppdrags nr: RN104753. Skogsstyrelsen.
- Kärvemo, S., Jönsson, M. & Hekkala, A.M. et al. 2021. Multi-taxon conservation in northern forest hot-spots: the role of forest characteristics and spatial scales. *Landscape Ecology* 36: 989–1002.
- Laaksonen, M., Peuhu, E., Várkonyi, G. & Siitonen, J. 2008. Effects of habitat quality and landscape structure on saproxylic species dwelling in boreal spruce-swamp forests. *Oikos* 117: 1098–1110.
- Laaksonen, M., Punttila, P., Siitonen, J. & Ovaskainen, O. 2020a. Saproxylic beetle assemblages in recently dead Scots pines: How traits modulate species response to forest management? *Forest Ecology and Management* 473: 1–10.
- Laaksonen, M., Punttila, P. & Siitonen, J. 2020b. Early-successional saproxylic beetles inhabiting a common host-tree type can be sensitive to the spatiotemporal continuity of their substrate. *Biodiversity and Conservation* 29
- Landberg, G. 1975. Ore – socknen och kommunen. Rättviks kommun. Malungs boktryckeri AB.
- Lawton, J.H., Brotherton, P.N.M., Brown, V.K., Elphick, C., Fitter, A.H., Forshaw, J., Haddow, R.W., Hilborner, S., Leafe, R.N., Mace, G.M.,

Southgate, M.P., Sutherland, W.J., Tew, T.E., Varley, J. & Wynne, G.R. 2010. Making Space for Nature: a review of England's wildlife sites and ecological networks. Rapport till Defra.

Lejonberg, L., Öster, A., Gundrunsson, M., Ottosson, E., Pokela, V. 2019. Tallnatskogens vedsvampar. *Mykologisk tidskrift* 40(2):23-80. Sveriges Mykologiska förening.

Ljung, T. 2018. Skötselmanual för mosippa. Länsstyrelsen i Gävleborgs län. <https://www.lansstyrelsen.se/gavleborg/om-oss/vara-tjanster/publikationer/2022/skotselmanual-for-mosippa.html>

Lundberg, S. 1979. Skalbagg. I: Lorantz, M.-S., Rehnström, Å. & Westerdahl, C. Red. *Gotska Sandön – en tvärfacklig beskrivning*. Sid. 40-44. Ordfront, Stockholm.

Lundin, F. 2015. Strategi för naturvårdsbränning i Dalarnas län. Rapport 2015:03. Länsstyrelsen i Dalarnas län.

Lundqvist, R. 1986 Gåsberget – en skogsbiologisk inventering i Dalarnas län. Rapport 1986:4. Länsstyrelsen i Kopparbergs län.

Löbel, S., Snäll, T. & Rydin, H. 2006. Metapopulation processes in epiphytes inferred from patterns of regional distribution and local abundance in fragmented forest landscapes. *Journal of Ecology* 94: 856–868.

Mannerkoski, I., Hyvärinen, E., Campanaro, A., Alexander, K., Büche, B., Dodelin, B., Mason, F., Pettersson, R., Mico, E. & Méndez, M. 2010. *Tragosoma depsarium*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*: e.T157922A5174376.

Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J. 2000. Species richness of coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological conservation* 94: 199-209.

Mjöberg, E. 1912. Om en syd- och mellaneuropeisk relik insectfauna på Gottland och Öland jämte en del allmänna insectgeografiska frågor. *Entomologisk tidskrift* 33: 177-207.

Müller, J. Büttler, R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest research* 129.

Naturvårdsverket. 2005. Död ved i levande skogar. Rapport 5413.

Nitare, J. 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av rödlistade fjälltaggsvampar. Rapport 5609. Naturvårdsverket.

- Niemelä, T., Wallenius, T. & Kotiranta, H. 2002. The kelo tree, a vanishing substrate of specified wood-inhabiting fungi. *Polish Botanical Journal*. 47: 91-101.
- Nordén, J., Penttilä, R., Siitonen, J., Tomppo, E. & Ovaskainen, O. 2013. Specialist species of wood-inhabiting fungi struggle while generalists thrive in fragmented boreal forests. *Journal of Ecology* 101: 701-712.
- Norros, V., Penttilä, R., Suominen, M. & Ovaskainen, O. 2012. Dispersal may limit the occurrence of specialist wood decay fungi already at small spatial scales. *Oikos* 121:961–974.
- Näslund, B-Å. 1986. Simulering av skador och avgång i ungskog och deras betydelse för beståndsutvecklingen (Simulation of damage and mortality in young stands and associated stand development effects). Dissertation, Rapporter / SLU, Dept of Silviculture, No. 18. SLU, Umeå.
- Pascual-Hortal, L. & Saura, S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21(7): 959-967.
- Penttilä, R., Siitonen, J., Kuusinen, M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117:271-283.
- Penttilä, R., Lindgren, M., Miettinen, O., Rita, H. & Hanski, I. 2006. Consequences of forest fragmentation for polyporous fungi at two spatial scales. *Oikos* 114: 225-240.
- Pettersson, R. 2013. Åtgärdsprogram för skalbaggar på nyligen död tall 2014-18. Rapport 6599. Naturvårdsverket.
- Ranius, T., Martikainen, P. & Kouki, J. 2011. Colonisation of ephemeral forest habitat by specialised species: beetle and bugs associated with recently dead aspen wood. *Biodiversity and Conservation* 20: 2903–2915.
- 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.
- Rubene, D., Schroeder, M. & Ranius, T. 2017. Effectiveness of local conservation management is affected by landscape properties: Species richness and composition of saproxylic beetles in boreal forest clearcuts. *Forest Ecology and Management*. 399: 54-63.
- Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C. & Rodríguez-Freire, M. 2011a. Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990-2000). *Ecological Indicators* 11: 407-416.

- Saura, S. & Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83 (2-3): 91-103.
- Saura, S. & Torné, J. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.
- Sikström, U., Hjelm, K., Holt Hanssen, K., Satsa, T. & Wallertz, K. 2020. Influence of mechanical site preparation on regeneration success of planted conifers in clearcuts in Fennoscandia – a review. *Silva Fennica* 54 (2).
- SLU Artdatabanken. 2020. Rödlistade arter i Sverige 2020. SLU.
- Snäll, T., Hagström, A., Rudolphi, J. & Rydin, H. 2004b. Distribution pattern of the epiphyte *Neckera pennata* on three spatial scales – importance of past landscape structure, connectivity and local conditions. *Ecography* 227: 757–766.
- Spake, R., Exard, T.H.G., Martin, P. A., Newton, A.C., Doncaster, C.P. 2015. A meta-analysis of functional group responses to forest recovery outside the tropics. *Conservation biology* 29(6).
- Sterkenburg, E., Clemmensen, K.E., Lindahl, B. & Dahlberg, A. 2019. The significance of retention trees for survival of ectomycorrhizal fungi in clear-cut Scots pineforests. *Journal of applied ecology* 56 (6):1367-1378.
- Strid, B., Granström, A. & Sallmén, N. 2016. Åtgärdsprogram för mosippa. Rapport 6726. Naturvårdsverket.
- Söderberg, U. 1986. Functions for forecasting timber yields. SLU, Section for forest mensuration and management. Rapport 14.
- Turner, M.G. & Gardner, R.H. 2015. Landscape ecology in theory and practice – pattern and process. Andra upplagan. Springer-Verlag, New York.
- Weibull, H. 2015. Åtgärdsprogram för sällsynta skapanior på tidvis översvämmad ved 2015-19. Rapport 6655. Naturvårdsverket.
- Wester, J. 2019. Utveckling av metod för nyckelbiotopsinventering i nordvästra Sverige. Rapport 2019/12. Skogsstyrelsen.
- Widenfalk, O., Schmalholtz, M. 2015. Marksvamp och skogsbruk – en omöjlig ekvation? Greensway. <https://greensway.se/>
- Wiensczyk, A. M., Gamiet, S., Durall, D. M., Jones, M. D. & Simard, S. W. 2002. Ectomycorrhizae and forestry in British Columbia: A summary of current research and conservation strategies.

- Wikars, L.-O. 2003. Raggbocken (*Tragosoma depsarium*) gynnas tillfälligt av hyggen men behöver gammelskogen. *Entomologisk tidskrift* 124: 1–12.
- Wikars, L.-O. 2004. Habitat requirements of the pine wood-living beetle *Tragosoma depsarium* (Coleoptera: Cerambycidae) at log, stand, and landscape scale. *Ecological Bulletin* 51: 287-294.
- Wikars, L.-O. 2005. Övervakning av hotade vedinsekter. Hur arters ekologi kan påverka utformning av inventeringsmetodik. Rapport 2005:28. Länsstyrelsen Värmland.
- Wikars, L.-O. 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av brandinsekter i boreal skog. Rapport 5510. Naturvårdsverket.
- Wikars, L.-O. 2009. Insekter på brandfält i Dalarna och dess gränstrakter 1990-2008. Rapport 2009:18. Länsstyrelsen i Dalarnas län.
- Wikars, L.-O. 2013. Raggbock, hotad skalbagge i Dalarna. Rapport 2013:01. Länsstyrelsen i Dalarnas län.
- Wikars, L.-O. 2014. Åtgärdsprogram för skalbaggar på äldre död tallved, 2014-18. Rapport 6629. Naturvårdsverket.
- Wikars, L.-O. 2020. Hotade insekter i Dalarnas lövskogsområden. Rapport 2020:7. Länsstyrelsens i Dalarnas län.
- Wikström, P., Edenius, L., Elfving, B., Eriksson, Ljusk, O., Lämås, T., Sonesson, J., Öhman, K., Wallerman, J., Waller, C. & Klintebäck, F. 2011. The Heureka forestry decision support system : an overview *International journal of mathematical and computational forestry & natural-resource sciences* 3(2): 87-95. University of Georgia.
- Öckinger, E., Niklasson, M. & Nilsson, S.G. 2005. Is local distribution of the epiphytic lichen *Lobaria pulmonaria* limited by dispersal capacity or habitat quality? *Biodiversity and Conservation* 14: 759–773.

7 Bilagor

7.1 Habitatmodeller beskrivna som uttryck med Heureka variabler

Då Heurekas variabelnamn ger god vägledning om vad de representerar ges ingen närmare beskrivning av dem här. För närmare beskrivning av dessa hänvisas till https://www.heurekaslu.se/wiki/Category:Result_Variables. Eftersom variabelnamnen ofta innehåller parenteser, vilket kan verka förvirrande då även uttrycken i sig nyttjar sådana tecken, är variablerna infärgade i rött för att tydligare skilja dem från övriga delar av uttrycket.

Raggbock

Fullgott habitat (1 p): Tallinblandning $\geq 70\%$, Ålder ≥ 80 år, Hård död ved över 40 cm ≥ 5 m³/ha

(SpeciesData Volume (incl overstorey)_Pine/ ForestData Volume (incl overstorey)) ≥ 0.7
AND ForestData Mean Age (excl overstorey) ≥ 80
AND (HårdVedProc * dead wood volume 40) ≥ 5

Halvgott habitat (0,5 p): Tallinblandning $\geq 70\%$, Ålder ≥ 80 år, Hård död ved över 20 cm ≥ 5 m³/ha

(SpeciesData Volume (incl overstorey)_Pine/ ForestData Volume (incl overstorey)) ≥ 0.7
AND ForestData Mean Age (excl overstorey) ≥ 80
AND (HårdVedProc * dead wood volume 20) ≥ 5

Öppna ytor

Unga skogsbestånd med medelhöjd < 5 meter.

ForestData Mean Height All Saplings (arithmetic) < 5

Skalbaggar på nydöd tallved

Fullgott habitat (1 p): Tallinblandning $\geq 70\%$, Ålder ≥ 140 år, Stamdiameter ≥ 25 cm, Mortalitet > 4 m³/ha

(SpeciesData Volume (incl overstorey)_Pine/ ForestData Volume (incl overstorey)) ≥ 0.7
AND ForestData Mean Age (excl overstorey) ≥ 140
AND SpeciesData Dgv (excl overstorey)_Pine ≥ 25
AND MortalityData Mortality Volume Per Species_Pine > 4

Halvgott habitat (0,5 p): Tallinblandning $\geq 70\%$, Ålder ≥ 80 år, Stamdiameter ≥ 15 cm, Mortalitet > 4 m³/ha

(SpeciesData Volume (incl overstorey)_Pine/ ForestData Volume (incl overstorey)) ≥ 0.7

AND ForestData Mean Age (excl overstorey) ≥ 80

AND SpeciesData Dgv (excl overstorey)_Pine ≥ 15

AND MortalityData Mortality Volume Per Species_Pine > 4

Äldre tallskog med gott om död ved

Fullgott habitat (1 p): Tallinblandning $\geq 70\%$, Ålder ≥ 140 år, Död barrved ≥ 20 m³/ha

(SpeciesData Volume (incl overstorey)_Pine/ ForestData Volume (incl overstorey)) ≥ 0.7

AND ForestData Mean Age (excl overstorey) ≥ 140

AND (DeadWoodData Dead Standing Trees Coniferous + DeadWoodData Downed Deadwood Coniferous) ≥ 20

Halvgott habitat (0,5 p): Tallinblandning $\geq 70\%$, Ålder ≥ 80 år, Död barrved ≥ 10 m³/ha

(SpeciesData Volume (incl overstorey)_Pine/ ForestData Volume (incl overstorey)) ≥ 0.7

AND ForestData Mean Age (excl overstorey) ≥ 80

AND (DeadWoodData Dead Standing Trees Coniferous + DeadWoodData Downed Deadwood Coniferous) ≥ 10

Brandpräglad skog

Fullgott habitat (1 p): NS bestånd 15 år efter utförd bränning

NS_År sedan brand ≥ 0 OR NS_År sedan brand ≤ 15

Halvgott habitat (0,5 p): Övriga bestånd 15 år efter hyggesbränning

År sedan hyggesbränning ≥ 0 OR År sedan hyggesbränning ≤ 15

När Heureka simulerar utvecklingen av ett bestånd noterar systemet att en åtgärd utförs vid en given tidpunkt men det för ingen logg över hur lång tid som förflutit sedan åtgärden. Denna information extraherats fram ur datamaterialet efter utförd simulering. För att lagra denna information är de två variabler som används i uttrycken ovan skapade, d.v.s *NS_År sedan brand* samt *År sedan hyggesbränning*.

Äldre lövskog med gott om död ved

Fullgott habitat (1 p): Lövinblandning $\geq 50\%$, Ålder ≥ 80 år, Död lövved ≥ 20 m³/ha

$((\text{SpeciesData Volume (incl overstorey)}_{\text{Birch}} + \text{SpeciesData Volume (incl overstorey)}_{\text{Aspen}} + \text{SpeciesData Volume (incl overstorey)}_{\text{OtherBroadleaf}}) / \text{ForestData Volume (incl overstorey)}) \geq 0.5$
AND $\text{ForestData Mean Age (excl overstorey)} \geq 80$
AND $(\text{DeadWoodData Dead Standing Trees Deciduous} + \text{DeadWoodData Downed Deadwood Deciduous}) \geq 20$

Halvgott habitat (0,5 p): Lövinblandning $\geq 20\%$, Ålder ≥ 40 år, Död lövved ≥ 5 m³/ha

$((\text{SpeciesData Volume (incl overstorey)}_{\text{Birch}} + \text{SpeciesData Volume (incl overstorey)}_{\text{Aspen}} + \text{SpeciesData Volume (incl overstorey)}_{\text{OtherBroadleaf}}) / \text{ForestData Volume (incl overstorey)}) \geq 0.2$
AND $\text{ForestData Mean Age (excl overstorey)} \geq 40$
AND $(\text{DeadWoodData Dead Standing Trees Deciduous} + \text{DeadWoodData Downed Deadwood Deciduous}) \geq 5$

Äldre skog med låg grad av sentida störning

Fullgott habitat (1 p): Naturreservat, NO-bestånd och NS-bestånd, Ålder ≥ 80 år

$(\text{TreatmentUnit Forest Domain} = \text{'Reservat på bolagsmark'}$
OR $\text{TreatmentUnit Forest Domain} = \text{'Trollmosseskogen'}$
OR $\text{TreatmentUnit Forest Domain} = \text{'Gåsberget2000'}$
OR $\text{TreatmentUnit Forest Domain} = \text{'NO'}$
OR $\text{TreatmentUnit Forest Domain} = \text{'NS'}$
OR $\text{TreatmentUnit Forest Domain} = \text{'Skog över 80 år'}$
AND $\text{ForestData Mean Age (excl overstorey)} \geq 80$

Halvgott habitat (0,5 p): Övriga bestånd, Ålder ≥ 100 år

$(\text{TreatmentUnit Forest Domain} = \text{'Bestånd som ej ska gallras'}$
OR $\text{TreatmentUnit Forest Domain} = \text{'Blockrika bestånd och bestånd vid reservat'}$
OR $\text{TreatmentUnit Forest Domain} = \text{'Lövrika bestånd'}$
OR $\text{TreatmentUnit Forest Domain} = \text{'Other'}$
AND $\text{ForestData Mean Age (excl overstorey)} \geq 100$

Variabeln 'TreatmentUnit Forest Domain' är ett fritextfält i Heurekas databaser som kan fyllas med de beteckningar som användaren finner lämpliga för att skilja ut/gruppera olika bestånd.

Uttrycken ovan är utformade för att fånga in de beteckningar som används i flera scenarier men inte nödvändigtvis alla. Exempelvis förekommer 'Skogs över 80 år' bara i scenario 3. Likaså förekommer merparten av beteckningarna redovisade för halvgott habitat bara i scenario 4.

7.2 Bearbetning av datamängden inför konnektivitetsanalys

Förberedelser av data

Inför själva analysen behövde vi göra vissa förberedelser av dataseten. För respektive scenario levererade Heureka en tabell vilken innehöll data för alla perioder i simuleringen. Till respektive scenario levererade Heureka även en datamängd med polygoner, i formatet shape (ESRI), för alla bestånd som ingick i simuleringen. För bearbetningen av data inför analyserna använde vi olika verktyg i programvaran ArcGIS Pro (version 2.6 ESRI). Vi importerade tabellerna och shape-filerna till tabeller och geoobjektklasser i en filgeodatabas inför den fortsatta bearbetningen. För alla geodata har vi använt det projicerade koordinatsystemet SWEREF99 TM.

Vid granskning av polygonernas geometrier med verktyget *Check Geometry* upptäckte vi att det fanns objekt med trasiga geometrier, vilka vi lät verktyget *Repair Geometry* laga. Vi upptäckte även att det fanns en polygon i vilken det ingick flera mycket små polygoner (troligtvis rester efter en klippning innan leverans till Heureka) som var utspridda över en del av landskapet, vilket skulle skapa problem vid analyserna. Vi tog bort dessa manuellt i ArcGIS Pro.

I tabellerna och geoobjektklasserna fanns det ett fält med värden för att identifiera vilket bestånd som data tillhör. För de bestånd där produktion var målet så hade Heureka delat upp polygonen i en del som lämnas för generell hänsyn och en del för produktion och därmed skapat två geoobjekt. För att göra det möjligt att slå ihop geoobjekt som tillhörde samma bestånd från början beräknade vi två nya fält. Det ena innehöll information om vilket bestånd polygonen tillhör och det andra visade om det var generell hänsyn eller inte.

I analyserna av den gröna infrastrukturen för habitatmodellerna har vi valt att använda oss av uppdelningen i fullgott och halvgott habitat som ett mått på kvalitet genom att vikta beståndens areal produktiv skogsmark med 1 eller 0,5 för fullgott respektive halvgott habitat, vilken vi kallar för *viktad habitatareal*. För varje habitat lade vi därför till ett fält i tabellerna där vi beräknade varje geoobjekts viktade habitatareal.

Beräkningar

Eftersom vi gjorde beräkningar för habitat i fyra scenarion och 20 perioder skrev vi ett skript i Python 3 (Python Core Team) som använde olika verktyg i ArcGIS Pro via modulerna *arcpy* och *arcpy.sa* samt Python-modulerna *os*, *datetime* och *numpy*.

För varje habitat, scenario och period

1. skapade vi en temporär kopia av aktuellt scenarios geoobjektklass,
2. valde vi ut de poster i tabellen som var halvgott eller fullgott habitat,
3. kopplade vi fälten med information om period, habitat, beståndets areal och den viktade habitatarealen från tabellens urval till den temporära geoobjektklassen,
4. slog vi samman de geoobjekt som var habitat med avseende på deras ursprungliga bestånd, det vill säga generella hänsynsytor slogs ihop med produktionsytor inom beståndet, med verktyget *Pairwise Dissolve* och resultatet sparade vi som en ny geoobjektklass för vidare bearbetning,
5. skapade vi ett nytt fält med information om bestånden med habitat var en isolerad hänsynsyta utan gemensam gräns med andra bestånd eller inte,
6. skapade vi ett nytt fält med information om den viktade habitatarealen är mindre än 0,5 hektar eller inte,
7. beräknade vi en vikt för varje bestånd baserad på den viktade habitatarealen dividerad med geoobjektets areal, vilken vi senare använde för beräkning av täthetsraster.

I nästa moment skapade vi geoobjektklasser i två varianter för varje habitat, scenario och period där vi i den ena varianten rensade bort de bestånd som var isolerade hänsynsytor utan kontakt med andra bestånd och i den andra fick de vara kvar. Vi skapade därmed geoobjektklasser där angränsande bestånd med samma habitatkvalitet slogs samman till noder genom att vi

8. valde ut de bestånd som hade en viktad habitatareal större än 0,5 hektar och samma habitatkvalitet,
9. skapade en temporär närhetstabell med information om utvalda bestånd angränsar till något annat och i så fall vilket genom att använda verktyget *Generate Near Table* med en avståndsgräns på 0 meter,
10. tilldelade varje kluster av angränsade bestånd ett unikt ID genom att tillämpa algoritmen Djup-först-sökning (DFS, Deep-First Search) på närhetstabellen och sparade kluster-ID in objektklassen med bestånd,
11. använde verktyget *Pairwise Dissolve* för att slå samman bestånd med samma kluster-ID och habitatkvalitet till större enheter som vi kallar noder, summerade arealen produktiv skogsmark och den viktade habitatarealen för varje sådan nod,
12. skapade en närhetstabell för noderna med verktyget *Generate Near Table*, vilken innehöll alla länkar mellan noderna oavsett avståndet,
13. exporterade information om nodernas ID och viktade habitatareal från objektklassen, samt information om avstånd emellan noderna till två text-filer för vidare användning vid beräkning av konnektivitetsindex,

14. skapade så kallade komponenter för avstånden 500, 1000 respektive 2000 meter genom att tillämpa algoritmen Djup-först-sökning (DFS, Deep-First Search) på närhetstabellen för noderna,

För att göra sammanställningar och analyser slog vi samman data för alla habitat, scenarion och perioder i gemensamma tabeller för bestånd, noder respektive komponenter.

Vid analysen av den gröna infrastrukturen i dagens landskap valde vi ut de bestånd i period 0 som var frivilliga avsättningar eller naturreservat i leveransen från Heureka. Några av dessa hade fått en schablonavgränsning av den generella hänsynen vilken vi slog samman med ursprungsbeståndet med verktyget *Pairwise Dissolve*. Vi valde sedan ut tallskogar (>70 procent tall), gran- och barrblandskogar (summan av tall och gran >70 procent samt <20 % löv) respektive skogar med lövinslag (>20 procent löv), vilket resulterade i 762, 347 respektive 137 bestånd. För varje skogstyp bearbetade vi data enligt steg i föregående beskrivning med undantaget att vi endast använde arealen produktiv skogsmark. Vi har efter sammanslagning av angränsande bestånd och urval av de större än 0,5 hektar använt 300, 261 respektive 111 noder i analyserna av dagens gröna infrastruktur.

