

Skötsel för tallskog i Tjäderbergets mångfaldspark

Management for pine forest in Tjäderberget biodiversity park



Joel Dahlgren och Marcus Lundberg

Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Kandidatarbete i skogsvetenskap, 15 hp,
Handledare: Jon Andersson och Roger Pettersson

Program: Jägmästarprogrammet

Kurs: EX0592 Nivå:G2E

SLU, Inst. För vilt, fisk och miljö

Examinator: Tommy Mörling, SLU, Inst. för skogens ekologi och skötsel

Umeå 2014



Kandidatarbeten i Skogsvetenskap

Fakulteten för skogsvetenskap,
Sveriges lantbruksuniversitet

Enhet/Unit	Institutionen för skogens ekologi och skötsel Department of Forest Ecology and Management
Författare/Author	Joel Dahlgren & Marcus Lundberg
Titel, Sv	Skötsel för tallskog i Tjäderbergets mångfaldspark
Titel, Eng	Management for pine forest in Tjäderberget biodiversity park.
Nyckelord/ Keywords	Naturvård, restaurering, beståndsanalys, naturvårdsbränning, död ved/ <i>nature conservation, restoration, stand analysis, prescribed burning, dead wood</i>
Handledare/Supervisor	<i>Jon Andersson, Institutionen för vilt, fisk och miljö</i> <i>Roger Pettersson, Institutionen för vilt, fisk och miljö</i>
Examinator/Examiner	Tommy Mörling Institutionen för skogens ekologi och skötsel/ Department of Forest Ecology and Management
Kurstitel/Course	Kandidatarbete i skogsvetenskap Bachelor Degree in Forest Science
Kurskod	EX0592
Program	Jägmästarprogrammet
Omfattning på arbetet/	15 hp
Nivå och fördjupning på arbetet	G2E
Utgivningsort	Umeå
Utgivningsår	2014

FÖRORD

Det här kandidatarbetet på 15 hp är skrivet som en del i Jägmästarprogrammet. Vi skulle vilja rikta ett stort tack till våra handledare Jon Andersson och Roger B Pettersson på institutionen vilt, fisk och miljö, SLU Umeå, som kommit med goda tips och råd. Dessutom vill vi tacka Ulf Hallin på SCA som gett oss förmånen att fördjupa oss i deras mångfaldspark Tjäderberget.

Umeå, april 2014

SAMMANFATTNING

Tallskogarna i Norrland har genomgått en strukturförändring det senaste århundradet. Minskningen av skogsbränder tillsammans med ett intensivare skogsbruk har gjort dagens tallskogar homogena, enskiktade och död ved har blivit en bristvara. Strukturförändringarna har lett till minskad biologisk mångfald i skogarna. En del i SCA:s naturvårdsarbete för att gynna den biologiska mångfalden är öppnandet av mångfaldsparker. En mångfaldspark är ett område på minst 500 ha där halva arealen avsatts för naturvård. I Västerbotten öppnas Tjäderbergets mångfaldspark till sommaren 2014. Den produktiva skogsmarksarealen är på 967 ha och minst 483,5 ha ska skötas för att främja natur- och kulturvärden. En målsättning för de 483,5 ha är att öka tallskogar med höga naturvärden från 71,6 ha (14,8 %) till 145,1 ha (30 %) till år 2030. Syftet med denna studie var att identifiera bestånd som skulle kunna utveckla höga tallnaturvärden genom olika skötselåtgärder. De föreslagna åtgärderna är 1) lämna för fri utveckling, 2) naturvårdsbränna, 3) mekaniskt skapande av död ved, 4) luckhuggning. I analysen ställdes kriterier upp för att identifiera lämpliga bestånd för respektive åtgärd. De bestånd som uppfyllde kriterierna bäst tilldelades en passande åtgärd. Resultatet blev 19 bestånd med en sammanlagd areal på 103,6 ha som tilldelades skötselåtgärder. De föreslagna åtgärderna garanterar dock inte att höga naturvärden utvecklas inom planperioden då denna process kan ta lång tid i tallskogar. Studien behandlar ett av flera mål med mångfaldsparken och kan ingå som beslutsstöd i en större översiktsplanering.

Nyckelord: naturvård, restaurering, beståndsanalys, naturvårdsbränning, död ved

SUMMARY

In northern Sweden pine forests have undergone structural changes the past century. The reduction of forest fires along with intensive forestry has made today's pine forests homogeneous, single layered and dead wood has become scarce. These structural changes have led to a decline in forest biodiversity. A part of SCA's conservation work, to the benefit of biodiversity, is the opening of biodiversity parks. A biodiversity park is an area of at least 500 ha where half of the area is set aside for nature conservation. In the summer of 2014, SCA will open Tjäderberget biodiversity park in Västerbotten County. In this park the area of productive forest is 967 ha and at least 483.5 ha will be managed to promote natural and cultural values. One goal for the 483.5 ha is to increase pine forests with high conservation values from 71.6 ha (14.8%) to 145.1 ha (30 %) by year 2030. The purpose of this thesis was to identify pine stands that could develop high natural values through various restoration treatments. The proposed treatments are 1) free development, 2) burning, 3) mechanically create dead wood, 4) slot cutting. In the analysis, desirable stand criteria were set up to identify suitable stands for each treatment. Stands meeting the criteria were given restoration treatments. The result gave 19 stands (103.6 ha) which were given restoration treatments. Since processes can take a long time, the proposed treatment does not ensure that high conservation values will develop within the plan period. The study handles one of several objectives for the biodiversity park and can be included as decision support in a larger comprehensive planning scheme.

Keywords: nature conservation, restoration, stand analysis, prescribed burning, dead wood

INLEDNING

Skogsmarksarealen i Norrland har varit ungefärligen densamma under en lång tidsperiod. Däremot har skogarna genomgått en stor strukturförändring (Östlund m.fl. 1997). I princip är alla skogar i Sverige brukade och av orörda skogsområden återstår endast fragment (Esseen m.fl. 1997; Kouki m.fl. 2001). Innan människan började exploatera skogen mer storskaligt påverkades den främst av naturliga störningar som brand, insektsgrepp, översvämningar och stormar. I tallskogarna var brand den viktigaste störningen (Östlund m.fl. 1997). Vid mätningar kring Vindelådalens, Västerbottens län, har man sett att 1 % av skogsarealen årligen brann ända fram till 1870 (Zackrisson 1977). Numera brinner årligen mindre än 0,01 % av skogsarealen (Granström 2001; Nilsson 2005). Bränderna orsakades antingen av blixtnedslag eller genom oaktsamhet ifrån människan då man brände för att skapa odlingsmarker eller brände för att skapa bättre betesmarker (Niklasson & Granström 2000). Vid bränderna överlevde vanligtvis de grövsta träden medan de yngre brann upp. Det medförde en fullskiktad skogsstruktur med riklig förekomst av död ved (Östlund m.fl. 1997). Linné beskrev de gamla tallskogarna under sin resa genom Lycksele lappmark 1732 på följande vis:

”På de torrare platserna varest stora tallar växte, lågo skönaste timmerstockar ända längs, tvärs för, på sides etc., att man knappt framkomma kunde, vilka blåsten kullkastat”(Anon 1961).

Denna korta beskrivning målar upp en bild av ett svunnet skogslandskap med stora mängder död ved och strukturer som till största del inte längre existerar. Att brand nästan försvunnit som störning i skogslandskapet har påverkat många skogslevande arter negativt (Wikars 2006). Det är främst de brandberoende arterna som drabbats negativt. Dessa arter kräver brandpåverkade miljöer för sin överlevnad och reproduktion. Förutom att branden är nödvändig för brandberoende arter så skapar branden strukturer och substrat som gynnar än fler arter. Framförallt genom att branden skapar glesare, mer solbelysta bestånd samt att den skapar både stående och liggande död ved (Nilsson 2005; Selander 2008).

Då efterfrågan på timmer ökade kraftigt i mitten av 1800-talet inleddes ett mer intensivt brukande av Norrlandsskogarna. Tallskogarna blev då dimensionsavverkade i omgångar och som följd minskade virkesförrådet i Norrland med ca 35 % från 1870-1920 (Linder & Östlund 1992). Tallskogarna blev då också betydligt glesare men behöll en fullskiktad struktur. Som ett exempel på detta var mer än 83 % av skogen två- eller fullskiktade i Lycksele kommun i början på 1900-talet. I takt med det intensivare skogsbruket och införandet av trakthyggesbruk har de flerskiktade skogarna i Lycksele kommun försvunnit och på 1980-talet hade arealen två- eller fullskiktade skogar minskat till 0,6 %. Under samma tidsperiod och studieområde har även skogarnas åldersstruktur förändrats där bestånd med träd över 150 år har minskat från 83 % till knappt 5 % (Östlund m.fl. 1997). Det mönster som observerades inom detta studieområde är ingen lokal företeelse. Istället är det i stort sett gällande för stora delar av det norrländska skogslandskapets strukturella och åldersmässiga utveckling under samma tidsperiod.

Förändringarna som det moderna skogsbruket medfört i Sveriges skogar under de senaste 150 åren är den största orsaken till den minskande biologiska mångfalden i skogslandskapet (Liljelund m.fl. 1992). Bevarandet av den biologiska mångfalden är en av de största miljöutmaningar vi har i Sverige (Bernes 2011; Miljödepartementet 2012). Ett av Sveriges 16 olika miljö kvalitetsmål är ”Levande skogar”. Där framkommer det tydligt att skogens och skogsmarkens värde för biologisk produktion ska skyddas samtidigt som biologisk mångfald

skall bevaras (Regeringskansliet 2012). Stort ansvar ligger på skogsbolagen som har stora möjligheter och resurser att utifrån miljömålen påverka skogsbruket i rätt riktning.

SCA Skog (Svenska Cellulosa Aktiebolagets avdelning för skogsbruk) äger 2,6 miljoner ha skog. De är därmed Europas största privata skogsägare och har höga ambitioner att bedriva ett både lönsamt och ansvarsfullt skogsbruk med god naturhänsyn (Sandgren 2008). SCA:s skogsbruk är certifierat enligt FSC (Forest Stewardship Council) och PEFC (Programme for the Endorsement of Forest Certification). Genom dessa certifieringar förbinder sig skogsägaren att bruka skogen på ett miljöanpassat, socialt ansvarstagande och ekonomiskt livskraftigt sätt. Med miljöanpassat menas att den biologiska mångfalden skall bevaras samt att urskogar, skogar av naturskogskaraktär och områden av stor miljömessig, social eller kulturell betydelse ska bevaras (FSC 2013; PEFC 2013). För att uppfylla kraven i dessa certifieringar och utveckla ett hållbart skogsbruk krävs en rad olika åtgärder. En ny del i SCA:s arbete för att uppfylla dessa mål är upprättandet av mångfaldsparkar (SCA 2013; Simonsson 2013).

SCA planerar att upprätta en mångfaldspark inom alla deras fem skogsförvaltningar (Simonsson 2013) och under 2013 öppnades deras första, Peltovaara mångfaldspark, i Gällivare kommun (Sandgren 2013) En mångfaldspark definieras av SCA som ett skogsområde på minst 500 ha där minst hälften av arealen avsätts till naturvård (Hallin 2013). Detta för att skapa stora sammanhängande områden där natur- kultur- och friluftsvärden kan bevaras och utvecklas och där speciellt arealkrävande arter ska ha förutsättningar att fortleva (Simonsson 2013). Under sommaren 2014 öppnar SCA sin andra mångfaldspark, Tjäderbergets mångfaldspark i Vindelns kommun (Hallin 2013).

Målsättning och frågeställning

Vårt mål är att analysera och presentera förslag på skogliga åtgärder som SCA kan utföra för att uppnå sin målsättning inom Tjäderbergets mångfaldspark om att öka andelen tallskog med höga naturvärden från 71,6 ha (14,8 %) till 145,1 ha (30 %) till år 2030. Vår målsättning blir att ge åtgärdsförslag så att de resterande 73,5 ha (15,2%) tallskog med höga naturvärden kan skapas.

Den frågeställning som vi kommer att besvara är:

Vilka bestånd är lämpliga för åtgärder som kan ge naturskogsartad tallskog?
Med åtgärder menas i detta fall fri utveckling, naturvårdsbränning, mekaniskt skapa död ved och luckhuggning.

MATERIAL OCH METODER

Studieområde

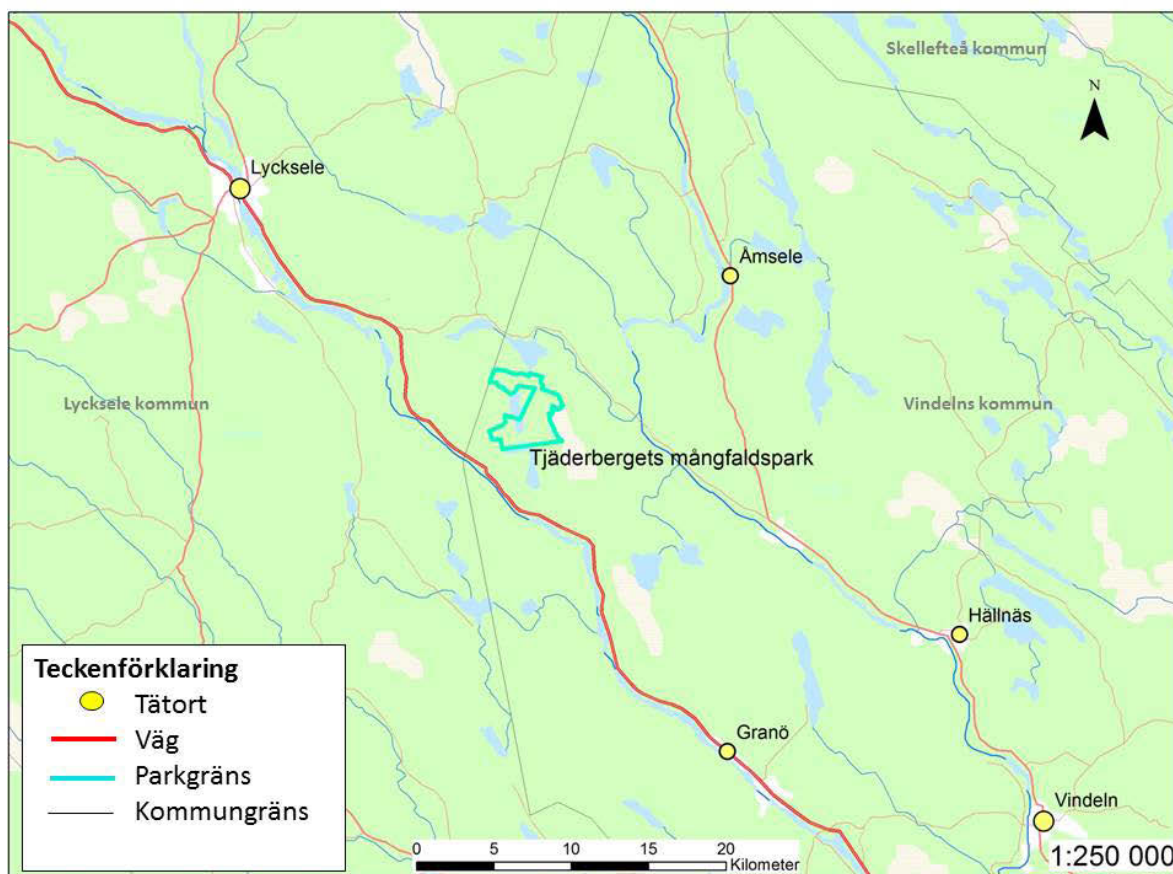
SCA:s mångfaldspark Tjäderberget ligger ca 25 km sydost om Lycksele (fig. 1) och är 1303 ha stort varav 967 ha är produktiv skogsmark. Minst hälften av den produktiva skogsarealen (483,5 ha) ska skötas för att främja natur- kultur och friluftsvärden (Hallin 2013). Mångfaldsparken ligger i närheten av Tjäderbergets naturreservat och ingår lövvärdestrakten Tjäderbergen som täcker en yta på 12 600 ha (Garpebring 2010). Området har av SCA brukats med traditionella metoder vad gäller avverkningar och skogsvård fram till och med år 2010. Skogarna består främst av en blandning av äldre skog över 80 år (ca 40 % av arealen) och ungskog under 40 år (ca 45 % av arealen) (Hallin 2013). Den äldre skogen består av en blandning av olikåldrig tallskog och lövrik barrblandskog. På 170,5 ha finns dessutom contortatall (*Pinus contorta ssp. latifolia* (Engelm.) Critchf.).

Området i och omkring Tjäderberget är utpekade som extra värdefullt då det innehåller många rödlistade tall- och lövberoende arter. SCA har som målsättning att restaurera och återskapa biotoper i mångfaldsparken så att andelen skogar med höga naturvärden ökar i framtiden. Ett av målen är att fördubbla andelen tallskog med höga naturvärden från 71,6 ha (14,8 %) till 145,1 ha (30 %) fram till år 2030. Ett annat mål är att upprätthålla kontinuerlig brandstörning i mångfaldsparken. För att uppnå detta planerar SCA att naturvårdsbränna ett område inom mångfaldsparken ungefär vart femte år (Hallin 2013).

Bestånden i mångfaldsparken naturvärdesinventerades under 2012-2013. Vid denna inventering dokumenterades skogarnas naturvärden genom en allmän beskrivning samt att förekommande nyckelelement och signalarter registrerades. Totalt identifierades 22 % som områden med värdefulla naturvärden varav 11 % är nyckelbiotoper. Dessa har uteslutits från analysen då de redan identifierats som områden med värdefulla naturvärden. Av de 22 % utgörs 14,8 % av tallskog med höga naturvärden medan resterande består av andra värdefulla naturtyper (Hallin 2013).

Datamaterial

Datamaterialet består av beståndsdata för samtliga bestånd inom mångfaldsparken. De beståndsdata som använts i analysen är produktiv hektar, trädslagsfördelning, stam/ha, ålder, skiktning, lutning och markfuktighet. Data var färdigt att hantera i geografiska informationssystem (GIS) och presenteras som polygoner med tillhörande tabeller. I tabellerna finns grunddata för varje bestånd, målklass och hänsynsbiotop. Koordinatsatta fyndplatser för rödlistade svampar och lavar fanns också.



Figur 1. Översiktskarta med Tjäderbergets mångfaldsparks placering markerad med ljusgrön linje
Figure 1. Overview map with Tjäderberget biodiversity parks position marked with light green lines

Prioriteringsordning

Inledningsvis gjordes en prioriteringsordning av de fyra åtgärderna (tab. 1). Att lämna skog för fri utveckling och att tillämpa naturvårdsbränning är två åtgärder som är nationellt prioriterade för att bevara och utveckla naturvärden (Anon 2013). Bestånd som kan lämnas för fri utveckling och som därför ska innehålla tallskog med höga naturvärden och även bestånd som har potential att utveckla tallskog med höga naturvärden utan aktiva åtgärder inom planperioden, eftersöktes först. Därefter analyserades var de aktiva åtgärderna naturvårdsbränning, mekaniskt skapande av död ved och luckhuggning skulle vara lämpliga att utföra. Av de aktiva åtgärderna började vi med naturvårdsbränning för denna åtgärd skapar mycket naturvärden i form av död ved och heterogenitet samt att den även kräver stor rumslig hänsyn ur säkerhetssynpunkt. Åtgärderna mekaniskt skapande av död ved och luckhuggning prioriterades lägre då dessa skötselmetoder ställer mindre krav på det befintliga beståndet och går att utföra i alla bestånd.

Tabell 1. Åtgärdernas prioritetsordning
Table 1. Priority of the different treatments

Åtgärd	Prioritering
Fri utveckling	1
Naturvårdsbränning	2
Mekaniskt skapande av död ved	3
Luckhuggning	4

Fri utveckling

Att låta skogar utvecklas fritt leder till att luftfuktigheten och ljusförhållandena blir mer stabila vilket gynnar störningskänsliga djur- och växtarter. Dessutom ger opåverkade skogar upplevelser av vildmark och orördhet. Vid fri utveckling får naturliga processer forma skogsstrukturen utan mänsklig påverkan. Att främja sådana områden är viktigt då skogar präglade av intern dynamik kontinuerligt har döende eller döda träd som ersätts med en ny generation träd. Dessa skogar innehåller en mängd olika strukturer, funktioner och habitat som andra skogar saknar (Bernes 2011; anon 2013). Vid urval av bestånd lämpliga för fri utveckling valde vi ställa höga krav på bestånden för att det ska finnas eller hinna utvecklas naturvärden fram till år 2030. Aktuella bestånd skulle ha sådana egenskaper så att det idag eller inom en 15-årsperiod ska ha utvecklat egenskaper som kännetecknar tallskogar med höga naturvärden (se fig. 3 för urvalsvariabler samt deras vikt).

För att klara definitionskravet för tallnaturskogar och tallskogar med höga naturvärden (Skogsstyrelsen 2013) satte vi kravet på att tallandelen skulle över 89 % (fig. 3).

Begränsningen att lövandelen skulle vara under 10 % togs för att undvika bestånd aktuella att spara som lövrika barrskogar som också är en målsättning för mångfaldsparken (Johansson & Johansson 2014).

För att finna bestånd som haft lång skoglig kontinuitet ställde vi också ett krav på att åldern skulle överstiga 130 år. Med ökande trädålder får tallar tjockare och hårdare ytterbark som fungerar som skydd för vedlevande insekter (Stokland m.fl 2012). Volymen död ved brukar vanligen också öka med ökande beståndsålder (Fridman & Walheim 2000). För att hitta mer öppna bestånd ställde vi kravet att antalet stammar/ha skulle vara mindre än 800 stammar/ha. Solbelysta bestånd är en viktig faktor för flertalet skogslevande insekter (Ehnström & Axelsson 2002; Pettersson 2013). Vi satt även kravet att bestånden skulle vara fullskiktade. Detta krav ställdes för att naturliga tallskogar orörda av människan med tiden ofta utvecklar fullskiktade bestånd. Detta genom att delar av bestånd påverkas av naturliga störningar som orsakar luckor som med tiden växer igen med ny trädgeneration. Fullskiktade äldre tallbestånd är tecken på att trakthyggesbruk inte förekommit och att skogsbeståndet därför har haft lång skoglig kontinuitet (Axelsson 2001).

Naturvårdsbränning

Brand är en utmärkt åtgärd för att skapa naturvärden på tallskogsmarker. En väl utförd naturvårdsbränning i en tallskog kan ge strukturer i form av öppnare, varmare bestånd, träd med brandljud samt döende och död ved, både stående och liggande. Skapandet av både döende och död ved gör att tillgången till substratet i olika successionsstadier säkras för en lång tidsperiod (Nilsson 2005). Tall är ett trädslag som är anpassad till brand. Trädet utvecklar med åren tjockare och motståndskraftigare bark som gör att den bättre klarar en brand (Zackrisson 1977; Nilsson 2005). Med tiden utvecklar den också högt uppsatta kronor vilket minskar risken att brandens lågor ska nå upp och antända kronan (Wretling 1932; Zackrisson 1977; Nilsson 2005). Dessutom har de jämfört med granen mer djupgående rötter vilket ger dem en högre sannolikhet att rötterna ska överleva en brand (Zackrisson 1977; Nilsson 2005). Den viktigaste aspekten innan man utför en naturvårdsbränning är att man följer alla säkerhetsföreskrifter för bränning så branden inte får en okontrollerad spridning (Nilsson 2005; Granström 2014).

Hur resultatet från en naturvårdsbränning blir påverkas av bränningsintensitet, bränningsdjup och brandens spridningshastighet. Brandens spridningshastighet påverkas av temperatur, vindhastighet och marklutning. Spridningshastigheten tillsammans med mängden och fukthalten av tillgängligt bränsle i form av grenar, ris och mossor påverkar vilken intensitet branden får. En hög brandintensitet leder till varmare bränder och att lågorna når högre upp mot trädkronorna och djupare in i barken. Bränningsdjupet är mått på hur långt ned i markvegetationen som branden når (Arnell m.fl.2002; Nilsson 2005). Vid naturvårdsbränningar eftersträvas vanligtvis ett bränningsdjup som blottlägger mineraljorden för att öka andelen lämpliga gröningspunkter (Nilsson 2005).

Vi sänkte kravet på procentandel tall till 75 % (fig. 3) därför att bränning kan fungera som åtgärd för att öka tallandelen i avdelningar då tall överlever brand i större utsträckning än andra trädslag (Wretlind 1932; Granström 2014). Valet av åldersbegränsning (fig. 3) gjordes för att sortera bort ungskogarna och samtidigt ha kvar ett relativt stort urval av bestånd att välja mellan vid den rumsliga analysen (bilaga 1). Stamantalet är satt till understiga 1200 stammar/ha. Ett högt stamantal är en fördel då det ökar chansen att fler träd skadas och dödas vid branden. Samtidigt minskar risken för kronbrand när glesare bestånd bränns. En nackdel med tätare bestånd är att de tar längre tid att torka upp, på grund av högre beskuggning och lägre vindstyrka. Detta gör att potentiella tidsperioder då det är tillräckligt torrt för bränna en avdelning minskar (Arnell m.fl. 2002).

Data för lutning kommer från SCA:s beståndsdata som bedömts enligt ett terrängtypschema (Berg 1995). Det finns 5 olika värden där 1 = plan mark eller svag lutning, 2 = lite lutning, 3 = måttlig lutning, 4 = relativt stark lutning och 5 = stark lutning. Brant lutning kan vid bränningar ge intensiva, svårkontrollerade bränder (Arnell m.fl. 2002; Granström 2014). Särskilt lutning vid beståndsgränser är extra allvarligt då det försvårar arbetet att stoppa branden från spridning till angränsande bestånd (Wretlind 1944; Nilsson 2005; Granström 2014). Vi valde därför bestånd som måttlig lutning eller mindre. Bedömningssystemet för markfuktighet kommer ifrån SCA och innehåller fyra värden där 1 = torr, 2 = frisk, 3 = fuktig och 4 = blöt. Vanligtvis bränns ståndorter som är friska i angränsning till torra (Westerberg 1997; Arnell m.fl. 2002). Fuktiga och blöta marker är sällan tillräckligt upptorkade för att bränna. Det tjocka humuslagret gör det svårt att få tillfredställande bränningsdjup samt att det lätt bildas ett tjockt asklager över mineraljorden (Nilsson 2005). Därför ställde vi kravet bestånden skulle ha torra eller friska markförhållanden (fig. 3).

Ett bränningsområde bör även uppfylla en del rumsliga kriterier för att minimera risken att en brand sprids okontrollerat. För att identifiera och undvika eventuella riskområden måste en visuell rumslig analys göras på de bestånd som enligt våra beståndskriterier är lämpliga för naturvårdsbränning (bilaga 1). Första kriteriet som undersöktes var avdelningarnas förhållande till naturliga brandhinder såsom vägar, sjöar, vattendrag, myrar och sumpskogar (Wretlind 1932; Wretlind 1944; Weslien 1996; Arnell m.fl. 2002; Nilsson 2005; Granström 2014). Vi premierade avdelningar som till stor del avgränsades till något utav sådana brandhinder. Därefter analyserades och undveks eventuella negativa brandbarriärer samt områden där man vill undvika bränning. Med negativa brandbarriärer menas kraftledning, byggnader, brända områden och kalhyggen. (Wretlind 1944; Arnell m.fl. 2002; Granström 2014). För att säkerställa att lutning inte kommer att utgöra ett problem gjordes en ytterligare analys. I den analysen letade vi okulärt (på karta med höjdkurvor) efter skarpa lutningar samt undersökte lutningsriktningar då denna information inte fanns i beståndsdata. Framförallt tittade vi på hur det såg ut vid beståndens gränser då man inte vill ha kraftiga lutningar vid avdelningsgränserna (Granström 2014). Därefter undersöktes hur bestånden låg i förhållande till bestånd med contortatall. Man vill undvika att bränna i anslutning till

contortatallbestånden eftersom contortatall är brandgynnad. Den har god etablering på brända markytor och lagrar uppe i trädkronorna serotina kottar som innebär att kottfröna frigörs när de utsätts för höga temperaturer (Despain 2001; Engelmark m.fl. 2001; Granström 2014).

Slutligen analyserades beståndens storlek och form. Vi eftersökte bränningsarealer mellan 10-40 ha samt undvek avlånga eller flikiga bestånd. För att möta ovanstående krav tilläts flera angränsande bestånd ingå i samma bränningsområde. Då kostnaden för bränning ökar kraftigt när bränningsarealen understiger sju ha valde vi bränningsområden större än sju ha (Wretling 1944; Westerberg 1997). Mycket stora bränningsarealer undveks då man av säkerhetsskäl bör eftersträva att utföra en bränning under en och samma dag (Wretling 1944). Har man stora arealer måste man då snabba på bränningen vilket ofta leder till ett sämre bränningsresultat (Granström 2014). Vid små, avlånga eller flikiga bestånd blir det mycket gränser att hålla branden inom (Arnell m.fl. 2002; Granström 2014). Bränningsområden centralt i mångfaldsparken prioriterades före områden vid parkgränsen. Vid bränningar kring fastighetsgränser löper man en högre risk att branden sprider sig till sina fastighetsgrannar (Arnell m.fl. 2002). Efter den rumsliga analysen vägdes kriterierna samman och tre bränningsområden identifierades.

Mekaniskt skapande av död ved

De aktuella metoderna som infaller under åtgärden mekaniskt skapande av död ved är fällning, ringbarkning och katning. Metoderna kombineras med fördel för att skapa lämpliga substrat för vedlevande arter (Ranius m.fl. 2005). Genom att kapa träd några meter ovanför marken och lämna dem kvar på platsen skapar man både liggande och stående död ved (Samuelsson & Ingelög 1996). Både liggande och stående död ved kan skapas med yxa, såg, motorsåg och skördare. Ringbarkning är en metod som syftar till att skapa stående död ved (Aulén 1991; Samuelsson & Ingelög 1996; Lundberg 2010). Man ringbarkar träden genom att skada trädets floem i en cirkel runt trädet så att trädets näringsförsörjning stoppas (fig. 2). På så vis dör träden sakta stående på rot. (Pettersson 2013). Katning påminner om ringbarkning men man lämnar en tunn strimma av barken oskadad. Strimman sparas för att trädet ska få viss näringstillförsel och det gör att trädet dör långsamt (Dynesius 1985). Trädets nedsatta vitalitet underlättar etablering av olika vedlevande arter (Lundberg 2010; Stokland m.fl. 2012)

Kravet på tallandel över 75 % (fig. 3) är satt för att kunna mekaniskt skada en del tallar och samtidigt ha över 50 % av volymen tall kvar i bestånden. Detta för att uppnå kravet på tallandel i naturtypen *tallskog med höga naturvärden* (Skogsstyrelsen 2013). Det breda åldersspannet 40-90 år (fig. 3) innefattar gallringsskogar och utesluter att man mekaniskt skapar död ved i unga klena bestånd då grov död ved är bättre för den biologiska mångfalden (Jonsell m.fl. 1998; Siitonen 2001; Stokland m.fl. 2012). Förutom det lämnas de äldsta bestånden då volymen död ved är högre i äldre bestånd (Ranius m.fl. 2003; Stenbacka m.fl. 2010). Kontinuitet av död ved är viktigt och behövs i alla åldersstadier (de Jong & Almstedt 2005). Även om volymen död ved ökar med ökande ålder så finns det en tydlig brist på död ved i gallringsbestånd när bestånden är runt 50 år gamla (Fridman & Walheim 2000; Ranius mfl 2003; Stenbacka m.fl. 2010). Produktion av död ved är lägst i unga och medelgamla bestånd (Samuelsson & Ingelög 1996). Åtgärden används i bestånd som har relativt mycket stammar/ha för att simulera självgallring i täta bestånd (fig. 3). Vidare är täta bestånd negativt för många insektsarter som kräver ett varmt mikroklimat (Ehnström & Axelsson 2002; Wikars 2007; Pettersson 2013). För att skapa största möjliga förändring och heterogenitet efter skötseln sattes ett lågt skiktningsskrav vilket indikerar relativt likåldriga bestånd före skötseln (fig. 3).



Figur 2. Ringbarkad gran i Tjäderbergets mångfaldspark
Figure 2. Girdled spruce in Tjäderberget biodiversity park

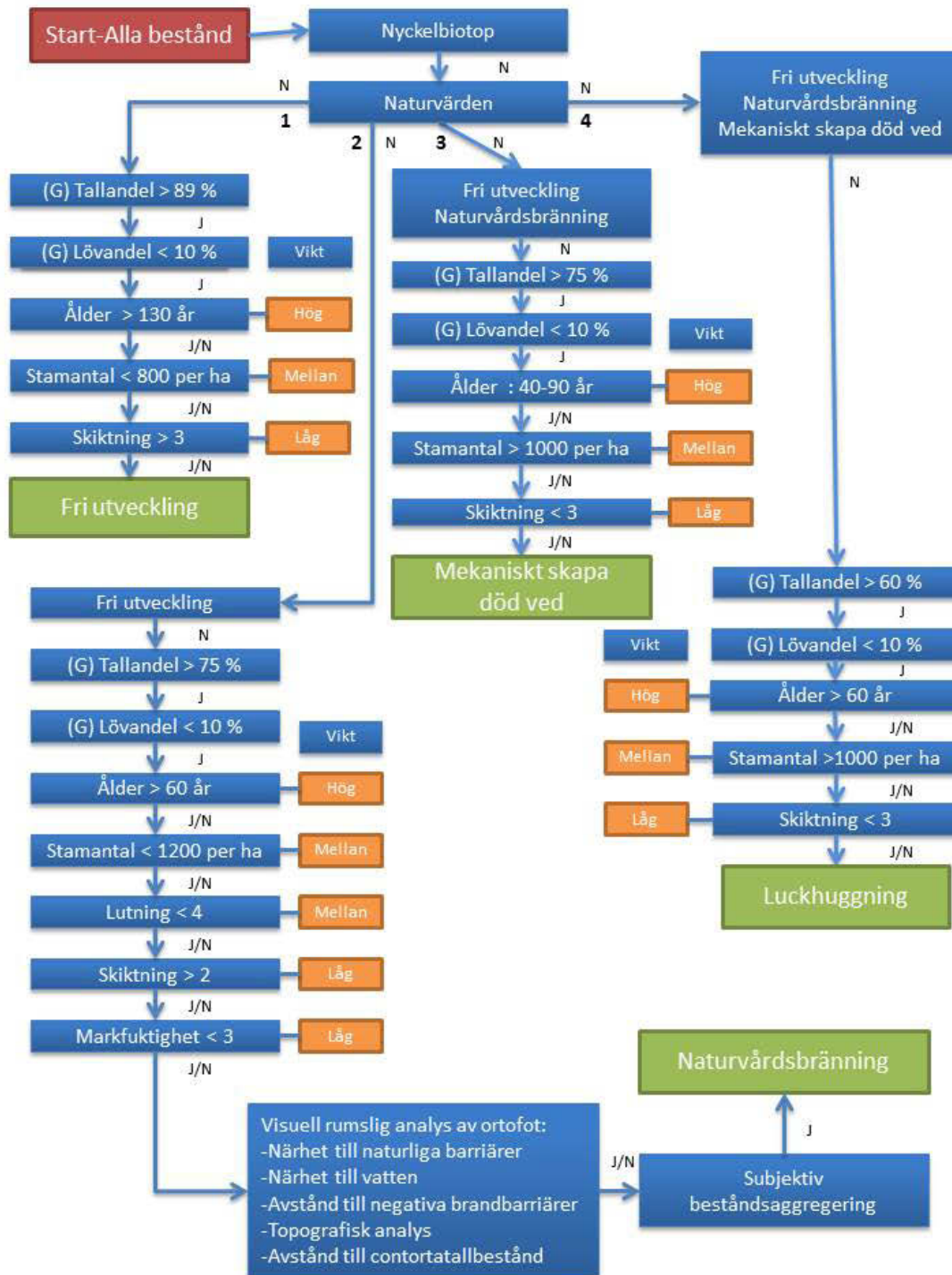
Luckhuggning

Luckhuggning används för att glesa ut och öka heterogeniteten i bestånden. Metoden innebär att man tar upp luckor på ca 20-40 meter i diameter inuti beståndet i syfte att öppna upp beståndet. Virket som skapas vid luckhuggningen kan antingen tas omhand för ekonomisk vinning eller lämnas kvar i naturvårdssyfte. Dock får, enligt skogsvårdslagen, inte större mängd än 5 m³sk/ ha rått barrvirke lämnas (Anon 2010). I luckorna förändras mikroklimatet genom ökat ljusinsläpp och tilltagande vindpåverkan (Pettersson 2013). Många av de tallevande insekterna trivs på de solexponerade träddelarna som skapas i glesa tallbestånd med varmt mikroklimat (Ehnström 2001; Ehnström & Axelsson 2002). Metoden gynnar störningskänslig fauna i och med att marken aldrig kalläggs helt i beståndet (Lundberg 2010; Skogsencyklopedin 2011).

För att kunna hugga bort oönskade trädslag i luckorna och på så vis öka tallandelen i bestånden är procentandelen tall sänkt (fig. 3). Ålderskravet innebär att medelålders- och äldre bestånd gynnas i analysen. Sannolikheten att höga naturvärden skapas ökar i äldre bestånd med grova träd (Stokland m.fl. 2012). Åtgärden innebär sänkt stamtal därför har stamtäta bestånd premierats (fig. 3). Skiktningsskravet är satt lågt eftersom åtgärden ökar beståndens skiktning (Skogsencyklopedin 2011).

Analys och metoduppställning

För att identifiera vilka bestånd som är lämpliga för respektive åtgärd byggdes ett urvalssystem upp (fig. 3). Analyserna gjordes i ArcMap (V.10.1, ESRI 2012) och Microsoft Excel 2010.



Figur 3. Flödesschema över beståndsutval för olika åtgärder för att öka andel tallskog med höga naturvärden. G= Grundkrav, J= Kriteriet uppfyllt, N=Kriteriet uppfylls ej, 1, 2, 3, 4= Prioriteringsordning

Figure 3. Flow chart for stand selection for various treatments to increase the proportion of pine forests with high conservation values. G= Basic criteria, J= criterion fulfilled, N= criterion not fulfilled, 1, 2, 3, 4= Priority

De enskilda analyserna i urvalssystemet gjordes i samma ordningsföljd som prioriteringsordningen för de fyra olika åtgärderna (tab. 1, fig. 3). För att ett bestånd skulle bli aktuellt för analys ställdes två grundkrav (G) på andelen tall och löv i bestånden (fig. 3). När grundkraven uppfylldes undersöktes sedan de övriga uppställda beståndskriterierna. Om ett beståndskriterium uppfylldes (J) gavs den det tillgivna viktningsvärdet hög, mellan eller låg. Uppfylldes inte kriteriet (N) gavs inget viktningsvärde (fig. 3). Systemet med viktningsvärden användes för att bestånd inte skulle uteslutas på grund av att de inte uppfyllde ett kriterium, trots att de övriga kriterierna uppfylldes med råge. På detta sätt fås en viktsumma där man ser hur stor uppfyllnadsgrad varje bestånd har utifrån de uppsatta kriterierna. Viktsumman användes sedan som ranking för att ta fram de bestånd som uppfyllde kriterierna bäst. Bestånden med högsta viktsumman tilldelades den analyserade åtgärden. De bestånd som tilldelades en åtgärd exkluderades från nästa analyserade åtgärd i prioriteringsordningen. Beståndsegenskaperna som analyserades var ålder, stamantal/ha och skiktning för de ger en relativt bra bild av de förväntade naturvärdena i bestånden. För att bedöma beståndens skiktning användes data över beståndets åldersstruktur. Vi antog att olikåldriga bestånd är ett tecken på fullskiktade bestånd. Fördelningen av åldersstrukturen är bedömd av SCA i en tregradig skala där 1=likåldrigt, 2= något olikåldrigt (80 % av volymen varierar mellan ± 20 år) och 3= olikåldrigt. Beståndens ålder har getts högst vikt eftersom den egenskapen inte går att påverka. Däremot kan stamantal och skiktning påverkas genom olika åtgärder. För åtgärden naturvårdsbränning har också markegenskaperna lutning och markfuktighet analyserats. Lutning gavs högre vikt än markfuktighet då detta påverkar bränningsutförandet i högre grad (Granström 2014). Vid beståndsurvalet för naturvårdsbränning utfördes även en visuell rumslig analys av potentiella bestånd samt en subjektiv beståndsaggregering för att få lämpligt stora bränningsområden.

RESULTAT

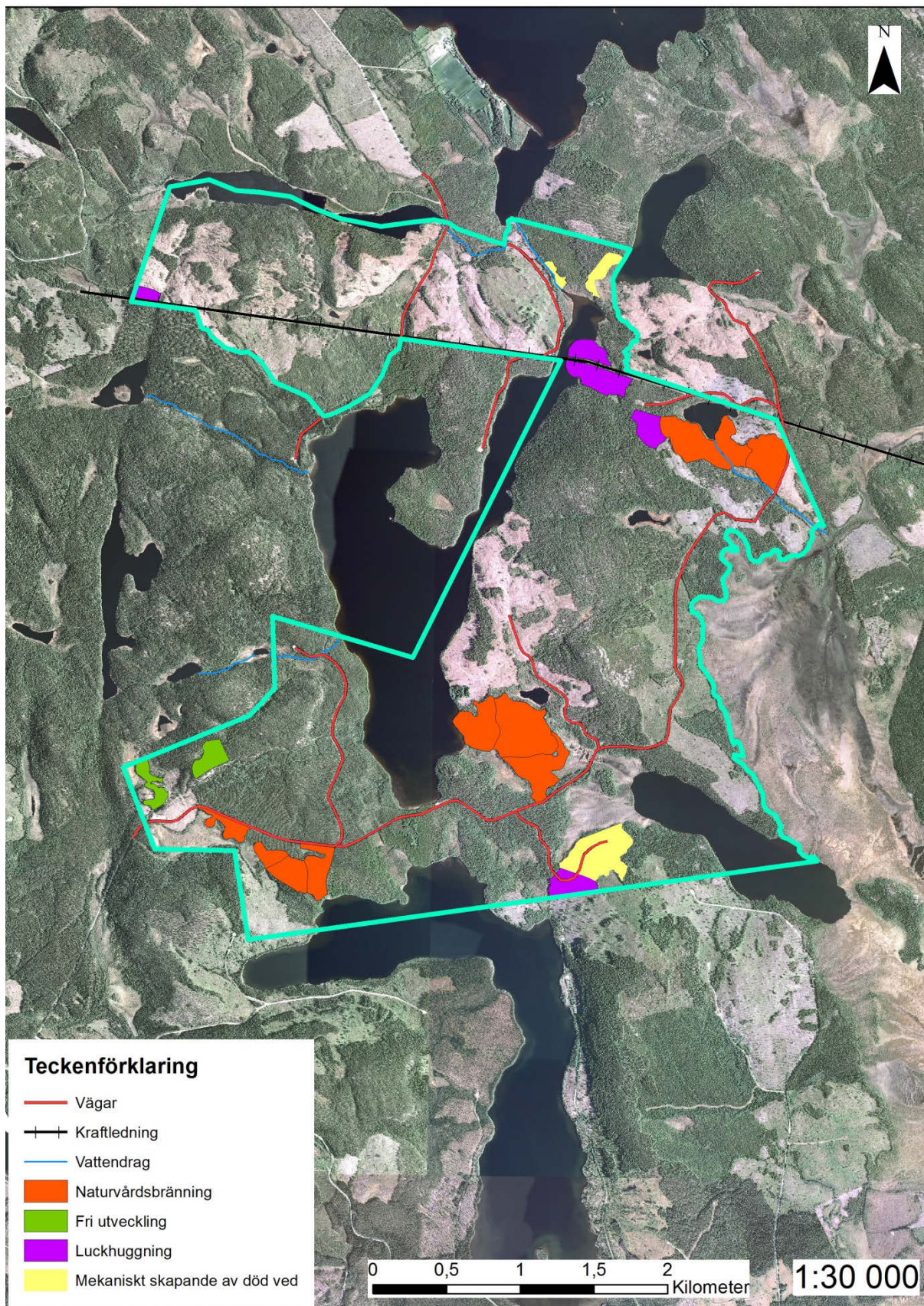
Sammanlagt 19 bestånd är lämpliga att utföra åtgärder i (tab. 2, fig. 4). Två bestånd tilldelades fri utveckling eftersom endast dessa två bestånd uppfyllde alla kriterier för åtgärden. För att kunna skapa tillräckligt stora bränningsområden tilldelades sammanlagt tio bestånd åtgärden naturvårdsbränning (fig. 4). Tre utav de utvalda bestånden för naturvårdsbränning hade bränningslämplighet medel (bilaga 1). Av de bestånd med bränningslämplighet hög valdes nio bestånd bort då dessa inte uppfyllde de rumsliga kraven (bilaga 1). Mekaniskt skapande av död ved tilldelades på de tre bestånd som uppfyllde alla uppsatta kriterier. Endast ett av bestånden för luckhuggning uppfyllde alla kriterier. De övriga tre bestånden uppfyllde alla kriterier utom skiktningsskravet men då skiktning hade lågt viktningsvärde inkluderades dessa ändå. Bestånden är rumsligt spridda inom mångfaldsparken (fig. 4).

Den totala arealen som påverkas av fri utveckling, naturvårdsbränning, skapande av död ved och luckhuggning motsvarar 103,6 ha (21,4 %) av den totala naturvårdsarealen på 483,5 ha inom mångfaldsparken (tab. 2). Med den tidigare avsatta arealen på 71,6 ha (14,8 % nyckelbiotoper och naturvärden) blir, utifrån våra föreslagna åtgärder, den sammanlagda arealen tallskog med höga naturvärden 175,2 ha (36,2%) år 2030. Det innebär faktiskt att åtgärdsarealen överstiger SCA:s målsättning med 30,1 ha (6,2 procentenheter).

Tabell 2. Arealfördelning över åtgärderna

Table 2. Areal distribution of the different treatments

Åtgärd	Antal bestånd	Total produktiv areal (ha)
Fri utveckling	2	6,6
Naturvårdsbränning	10	64,0
Mekaniskt skapande av död ved	3	14,5
Luckhuggning	4	18,6
Totalt	19	103,7



Figur 4. Karta över de olika åtgärdsförslagens rumsliga placering
Figure 4. Map over the spatial location of the different treatments

DISKUSSION

Sammanlagt ger vår analys skötsel­förslag på 103,6 ha som överskrider arealen i målsättningen med 30,1 ha (6,2 procentenheter). Det gör att vi har en buffert med areal för de olika skötselåtgärderna. Det kan vara en fördel att ha en buffert med åtgärdsförslag för att öka möjligheterna att uppnå sin målsättning. Detta då det inte med säkerhet kan sägas att höga naturvärden skapas bara för att föreslagna åtgärder utförs, även om förutsättningarna förbättras eftersom mängden död ved ökar och bestånden blir öppna och solbelysta. Dessutom sträcker sig denna planeringsperiod endast 15 år framåt och det är osäkert att höga naturvärden hinner bildas på den korta tidsperioden. Om man räknar med att vissa bestånd inte klarar av att bilda höga naturvärden kan åtgärderna utföras på större areal än målsättningen och på så vis öka sannolikheten att målet uppfylls.

Det finns motsägande uppgifter om att tallskogar inte kan upprätthålla fullskiktade bestånd (Lundqvist 2012). Risken med att lämna tallskogar för fri utveckling är att det växer in gran med tiden som gör att det blir tätare och skuggigare i bestånden vilket kan missgynna arter knutna till tallnaturvärden (Gustafsson m.fl. 2009; Anon 2013). Tallen är till skillnad från gran anpassad till störningar såsom brand (Niklasson & Nilsson 2005; Lundberg 2010). Vår analys omfattar 15 år framåt vilket inte utesluter att man gör åtgärder för att gynna tallbestånden i framtiden.

Endast bränningsområde X (bilaga 2) som togs fram ur analysen uppfyllde alla rumsliga krav för naturvårdsbränning. Till söder avgränsas det till stor del av väg och längs dess sidor ligger sankmark och vattenytor. I områdets norra gräns kan en brandgata behövas.

Bränningsområdet skulle förbättras genom att inkludera det lilla beståndet (problemyta A) som ligger mellan bränningsområdet och vägen (bilaga 2). Det är ett 105-årigt lövrikt barrbestånd som skulle lämpa sig för bränning, men genom sin höga lövandel (20 % av virkesförråd) inte inkluderades i vårt urval. Bränningsområdena Y och Z (bilaga 2) uppföljde alla rumsliga krav utom närheten till bestånd med contortatall. Nackdelen med contortatallen är att den kan gro kraftfullt då den finns i nära anslutning till ett brandområde (Despain 2001; Granström 2014). Vid fröspridningen stannar majoriteten av fröna inom 100 meter ifrån moderträden varför man bör ha en skyddszon med minst det avståndet till contortatallbestånd (Sjödén 2012). Det medför att man inför de föreslagna bränningarna bör avveckla anslutande contortatallsbestånd. Ett bra sätt att avveckla bestånd med contortatall är genom slutavverkning och efterföljande hyggesbränning (Granström 2014). Med den kunskapen föreslår vi att man i bränningsområdet Y bör avveckla och bränna den del av beståndet med contortatall i problemyta B som ligger söder om kraftledningen (bilaga 2).

Contortatallbeståndet är i ungskogsfasen vilket man kan föryngringsavverka (Anon 2010) men då får man inte ut något gagnvirke. I bränningsområdet Z föreslås att man inför bränning avvecklar contortatallbeståndet i problemyta C som ligger inom bränningsområdet och inkludera det i bränningen (bilaga 2). Dock kan de områdena inte inkluderas i arealen för naturvårdsbränning utan tillhör mer traditionell hyggesbränning. Metoden för att välja ut bränningsområden skulle förbättras om man kombinerade olika målsättningar, exempelvis skapandet av naturvärden i lövskogar. Då skulle man få ett bredare urval av lämpliga bestånd och därmed hitta bättre bränningsområden gällande rumsliga säkerhetskrav.

Man kan ifrågasätta om det är lämpligt att ha contortatall i en mångfaldspark. Då det finns negativa egenskaper och effekter för landskapsbilden och biologisk mångfald (Gustafsson m.fl. 2009; Engelmark 2011). I närliggande område, väster om mångfaldsparken, finns Tjäderbergets naturreservat (bilaga 3). Då contortatall inte får användas närmare än 1 km från

naturreservat eller nationalpark (Anon 2010) bör man byta trädslag när man avvecklar contortatallbestånden.

På de tilltänkta 14,5 ha där man ska skapa död ved begränsas den mängd död ved man får lämna i skogen av skogsvårdslagen 29 §. Den säger att när mer än 5 m³sk/ha rått barrvirke skadats, skall den mängd som över stiger 5 m³sk/ha oskadliggöras som yngelmaterial för skadliga insekter (Anon 2010). Detta kan undvikas genom att söka dispens hos Skogsstyrelsen. De olika bestånden är utspridda i mångfaldsparken. Nackdelen med utspridningen kan vara att den försvårar spridningen av vissa arter (Stokland m.fl. 2012). En rumslig analys hade kanske medfört att åtgärderna placerats ännu närmare befintliga fynd av rödlistade arter. Med kombination av de olika åtgärderna borde det ändå finnas goda förutsättningar för spridning och fortlevnad i mångfaldsparken för de flesta arterna. I ett landskapsperspektiv får ändå insatserna ses som koncentrerade, vilket gynnar flera rödlistade arter (Wikars 2007; Lundberg 2010). Det är viktigt att inte minska eller förstöra den döda ved som redan finns i mångfaldsparken på de områden man tänkt utföra traditionella skötselmetoder. I så stor utsträckning som möjligt bör man undvika sönderkörning av avverkningsrester och lågor samt minimera GROT-uttaget. För att det är viktigt att liggande död ved lämnas kvar intakt för att de ska fungera som lämpliga insektssubstrat. (Ehnström & Axelsson 2002).

I de föreslagna bestånden för luckhuggning går en kraftledning rakt igenom ett av bestånden samt en väg igenom ett annat. Detta medför att det redan kan finnas en del solbelysta träd och med luckhuggning skapas ännu fler solbelysta träd och större variation i beståndet. Ett av de föreslagna bestånden är endast 1,39 ha och där kan man tänka sig att luckorna inte bör vara för stora eller för många. Luckhuggning är en relativt obeprövad åtgärd som det finns få dokumenterade effekter av. Den används främst som en alternativ förnyngningsmetod för kontinuitetsskogsbruk (Oleskog m.fl. 2008; Skogsencyklopedin 2011). Åtgärden är planerad att användas i naturvårdssyfte av både Sveaskog och Holmen (Parkman 2008; Lundberg 2010).

SCA:s ambition med återkommande naturvårdsbränning är en bra målsättning då kontinuerlig brandrotation gynnar rödlistade arter (Nilsson 2005). För de övriga aktiva åtgärderna ger vårt resultat av studien inget svar på när i tiden åtgärderna skall göras. För skapande av mekaniskt död ved rekommenderas också återkommande intervall för kontinuerlig tillgång på död ved i olika nedbrytningsstadier (de Jong & Almstedt 2005; Wikars 2007; Pettersson 2013). Luckhuggning görs med fördel den närmsta tiden för öppna upp täta bestånd och skapa fler solbelysta träd. Det är viktigt att sammanföra alla målsättningar i en övergripande plan där alla natur- och kulturvärden ingår. Detta arbete fokuserar endast på ett av målen och kan ingå som beslutsstöd i en större översiktsplanering. Eftersom mångfaldsparken ligger inom en lövvedstrakt bör stor hänsyn tas för att bevara värdefulla lövträd. Detta är viktigt att ha i åtanke när man skall utföra åtgärderna som skall gynna tallskog med höga naturvärden.

Brister och felkällor

I de beståndsdata vi har arbetat med saknades information om volymen död ved. Det hade varit en fördel att ha uppgifter om kvalitet och kvantitet av död ved då det är en viktig faktor för biologisk mångfald, inte minst i de bestånd där vi föreslagit fri utveckling. Detta är något som med fördel bör inventeras och dokumentas för att underlätta det fortsatta arbetet att skapa död ved och för att lokalisera delar av landskapet där mängderna död ved är låga. För att hitta bestånd som var skiktade använde vi oss av information om likåldrighet. Vi antog att bestånd

som hade beteckningen ”olikåldrigt” var mer skiktat (olika höjd på träden) än bestånd som klassats som ”likåldrigt”. Likåldrighet och skiktning används ofta som ett uttryck för samma egenskap i litteraturen (Albrektson m.fl. 2012; Lundqvist m.fl. 2014). Detta behöver inte vara sant då träd kan stått undertryckta av olika anledningar och ändå vara lika gamla som de härskande träden (Oleskog m.fl. 2008). Selektionen av variabler är subjektivt gjorda där enkla beståndsdata grovt förklarar beståndens utseende. De variabler vi använt behöver inte vara de enda eller de bästa att göra analysen utifrån. Om man vill göra en utförligare analys av bestånden bör fler variabler användas. Det skulle ge en större tyngd i resultatet om det baseras på fler beståndsegenskaper. Dock finns det inga garantier för att resultatet skulle bli annorlunda. En svaghet i vårt resultat är att vi inte haft någon möjlighet att besöka mångfaldsparken. Det hade varit en stor fördel om man hade kunnat kontrollera de utvalda bestånden om de är lämpliga för deras föreslagna åtgärd. Vid en fältinventering hade man kunna upptäcka eventuella risker och hinder för varje enskild åtgärd. Textförfattarna rekommenderar att fältinventering görs av SCA innan förslagsåtgärder utförs för eventuell revidering av planförslaget.

Framtid

Eftersom skapandet av höga naturvärden i tallskogar tar lång tid (Wikars 2007) är det viktigt att fundera på hur man vill sköta parken i långsiktigt perspektiv och dessutom använda rätt skötselåtgärder i tid och rum. Man bör göra en utvärdering vid slutet av planeringsperioden för att se vilket resultat åtgärderna har medfört. Detta för att se om resultatet är tillfredställande och om något skulle kunna göras bättre. Lärdom kan tas av liknande projekt som genomförts för naturvärden. Exempel på sådana projekt är bland annat från Sveaskogs ekoparker (Anon 2012) eller Effaråsen i Dalarna där ett projekt speciellt inriktat mot naturhänsyn för gammal tallskog pågår i samarbete mellan Skogforsk, Bergvik Skog, Stora Enso och Skogsstyrelsen (Bergvik Skog 2012).

Det här arbetet är inriktat på att generellt skapa skogliga strukturer som har hög potential att utveckla höga naturvärden. Vad dessa naturvärden innebär är inte definierat mer än att biologisk mångfald skall bevaras och främjas. Liknande arbeten har gjorts på Holmens marker i Umeå distrikt (Forsmark 2007) samt på Sveaskogs marker i Västerbotten och Norrbotten men då med specifikt fokus att främja hotade arter (Lundberg 2010). Detta angreppssätt vore möjligt att göra inom mångfaldsparken och hela lövvärdestrakten i andra projekt.

REFERENSER

- Albrektson, A., Eflving, B., Lundqvist, L. & Valinger, E. (2012). Skogsskötselns grunder och samband. Skogsskötselserien nr 1. Skogsstyrelsen.
- Anon. (1961). Carl von Linnés lappländska resa. Natur och kulturs klassikerserie, 2:a uppl. Stockholm (Omtryck av E. Ährling ed. 1888 baserad på Caroli Linnæi iter lapponicum 1732).
- Anon. (2010). Skogsvårdslagstiftningen – Gällande regler 1 september 2010. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Anon. (2012). Sveaskogs naturvårdsarbete – En satsning för mångfald i framtidens skogslandskap. Sveaskog, Stockholm.
- Anon. (2013). Förvaltning av skogar och andra trädbärande marker i skyddade områden. Rapport 6561, Naturvårdsverket, Bromma.
- Arnell, A., Bengtsson, L. & Liedholm, H. (2002). Elden i skogen, Skogsstyrelsen.
- Aulén, G. (1991) Increasing insect abundance by killing deciduous trees: a method of improving the food situation for endangered woodpeckers, *Holarctic ecology*, 14, 68-80.
- Axelsson, A-L. (2001) Forest landscape change in boreal Sweden 1850-2000 – a multiscale approach. Doktorsavhandling, *Silvestria* 183, Sveriges Lantbruksuniversitet Umeå.
- Berg, S. (1995). Terrängtypschema för skogsarbete. Forskningsstiftelsen Skogsarbeten. Oskarshamn.
- Bergvik skog. (2012). *Stort försöksprojekt i Venjanskogen* [Online] Tillgänglig: <http://news.cision.com/se/bergvik-skog/r/stort-forsoksprojekt-i-venjanskogen,c9341413> [2014-04-10].
- Bernes, C. (2011) Biologisk mångfald i Sverige. Naturvårdsverket, Mölnlycke Monitor 22, 280 s.
- de Jong, J. & Almstedt, M. (2005) Död ved i levande skogar. Naturvårdsverket rapport 5413.
- Despain, D. G. 2001. Dispersal ecology of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl.) in its native environment as related to Swedish forestry. *Forest Ecology and Management*, 141, s. 59-68.
- Dynesius, M. (1985) Kulturspår i skogen. Västerbotten nr 2 Västerbottens museum, s.112-123.
- Ehnström, B. (2001). Leaving dead wood for insects in boreal forests - Suggestions for the future. *Scand. J. For. Res.* 3: 91-99.
- Ehnström, B & Axelsson R. (2002). Insektsgnag i bark och ved. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Engelmark, O. (2011). Contortatall i Sverige – ett storskaligt ekologiskt experiment. Fakta Skog 2011, nr 9. SLU, Uppsala.

Engelmark, O. Sjöberg, K., Andersson, B., Rosvall, O., Agren, G. I., Baker, W. L., Barklund, P., Björkman, C., Despain, D. G., Elfving, B., Ennos, R. A., Karlman, M., Knecht, M. F., Knight, D. H., Ledgard, N. J., Lindelöw, A., Nilsson, C., Peterken, G. F., Sorlin, S. & Sykes, M. T. (2001). Ecological effects and management aspects of an exotic tree species: the case of lodgepole pine in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 141, 3-13.

Esseen, P-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997). Boreal forests. *Ecol. Bull.* 46: 16-47.

FSC. (2013). *FSC:s principer och kriterier*. [Online] Tillgänglig: <http://se.fsc.org/principer-och-kriterier.264.htm> [2014-03-25].

Fridman, J. & Walheim, M. 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 131: 23-36.

Forsmark, L (2007). Kan biologisk mångfald ökas i ett avsatt skogsområde? Skötselplan för Storskogsberget på Holmen Skogs marker, Umeå distrikt. Examensarbete nr 13. Inst. Skoglig vegetationsekologi. SLU, Umeå.

Garpebring, A. (2010). Sköselförslag för lövnaturvärden i Tjäderbergen i Lycksele och Vindelns kommun. Åtgärdsprogram för hotade arter. 38 s. Länsstyrelsen Västerbotten, Umeå.

Granström, A. (2001). Fire management for biodiversity in the European boreal forest. *Scandinavian Journal of Forest Research*, Supplement 3: s. 62-69.

Granström, A. (2014). Universitetslektor, Inst. för skogens ekologi och skötsel, SLU Umeå. Personlig kommunikation, 2014-03-27.

Gustafsson, L., Dahlberg, A., Green, M., Henningsson, S., Hägerhäll, C., Larsson, A., Lindelöw, Å., Lindhagen, A., Lundh, G., Ode, Å., Strengbom, J., Ranius, T., Sandström, J., Svensson, R. & Widenfalk, O. (2009). Konsekvenser för kulturarv, friluftsliv, landskapsbild och biologisk mångfald. Faktaunderlag till utredning om möjligheter till intensivodling av skog. SLU, Rapport.

Hallin, P. (2013) Tjäderbergets mångfaldspark- preliminär plan för området. Övrigt dokument. SCA, Västerbotten.

Johansson, C. & Johansson, M. (2014) Tjäderbergets lövskogar. Kandidatarbete. Inst. Vilt, fisk och miljö SLU, Umeå. (opublicerad).

Jonsell, M., Weslien, J., Ehnström, B. (1998). Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7, s 749-764.

Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S. & Uotila, A. 2001. Forest Fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research*, Supplement 3: s. 27-37.

Liljelund, L., Pettersson, E. & Zackrisson, O. (1992). Skogsbruk och biologisk mångfald. *Sven. Bot. Tidskr.* 86: 227-232.

Linder, P. & Östlund, L. (1992). Förändringar i norra Sveriges skogar 1870-1991. *Sven. Bot. Tidskr.* 86: s. 199-215.

Lundberg, K. (2010). Hotade arter i tallmiljöer på Sveaskogs mark i Västerbotten och Norrbotten. Skötsel förslag och analys av potentiell habitatutbredning. Examensarbete i biologi, Institutionen Vilt, fisk och miljö, SLU. Umeå.

Lundqvist, L. (2012) Virkesproduktion och inväxning i skiktad skog efter höggallring. Rapport 2012:11 Skogsstyrelsen, Jönköping.

Lundqvist, L., Cedergren, J. & Eliasson, L. (2014). Blådningsbruk. Skogsskötselserien nr 11. Skogsstyrelsen.

Miljödepartementet (2012). Svenska miljömål- preciseringar av miljö kvalitetsmålen och en första uppsättning etappmål. Departementsserien 2012:23. Miljödepartementet, Regeringskansliet. Stockholm.

Niklasson, M. & Granström, A. (2000), Numbers of fires: long-termed spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology*, vol. 81, nr 6, s. 1484-1499.

Niklasson, M. & Nilsson, S G. (2005). Skogsdynamik och arters bevarande. Narayana press, Danmark.

Nilsson, M. (2005). Naturvårdsbränning: vägledning för brand och bränning i skyddad skog. Naturvårdsverket. Stockholm. Rapport 5438. 76 s.

Oleskog, G., Nilson, K. & Wikberg, P E. (2008). Kontinuitetsskogar och Kontinuitetsskogsbruk Slutrapport för delprojekt Skötsel - hyggesfritt skogsbruk. Skogsstyrelsen Jönköping.

Parkman, H. (2008) *Hänsynsplan distrikt Björna*. [Online] Tillgänglig: <http://www.holmen.com/Global/Holmen%20documents/Skog/H%C3%A4nsynsplaner/Bj%C3%B6rna.pdf?400486> [2014-04-14].

PEFC, (2013). *Om svenska PEFC*. [Online] Tillgänglig: <http://pefc.se/om-svenska-pefc/> [2014-03-25].

Petterson B, R. (2013). Åtgärdsprogram för skalbaggar på nyligen död tall, 2014-2018. Naturvårdsverket. Rapport 6599. 107 s.

Ranius, T., Kindvall, O., Kruys, N. & Jonsson, B.G., (2003). Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *For.Ecol. Manage.* 182, s.13–29.

Ranius, T., Ekvall, H., Jonsson, M. & Bostedt, G., (2005). Cost efficiency of measures to increase the amount of coarse woody debris in managed Norway spruce forests. *For. Ecol. Manage.* 206, s. 119–133.

Regeringskansliet, (2012). *Levande skogar*. [Online] Tillgänglig: <http://www.regeringen.se/sb/d/5542/a/43954> [2014-03-25].

Samuelsson, J. & Ingelög, T. (1996) Den levande döda veden – bevarande och nyskapande i naturen. Artdatabanken, SLU. Uppsala.

Sandgren, M. (2008). *Miljöpolicy*. [Online] Tillgänglig:
<http://sca.se/sv/skog/Miljo-och-natur/Miljopolicy/> [2014-03-25].

Sandgren, M. (2013). Mångfaldspark i Gällivare Peltovaara. SCA Skog, Peltovaara Mångfaldspark broschyr, 12 s.

SCA, (2013). *SCAs mångfaldsparker*. [Online] Tillgänglig:
<http://sca.se/sv/skog/Miljo-och-natur/SCAs-mangfaldsparker/> [2014-03-25].

Selander, E. (2008) Naturvårdsbränning- svar på vanliga frågor. Länsstyrelsen Gävleborg, s. 12.

Siitonen, J. (2001). Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49, s. 11-41.

Simonsson, P. (2013). Mångfaldsparker. SCA Meddelande. 2 s.

Sjödin, J. (2012). Undersökning av självspridning av contortatallen i norra Sverige. Examensarbete i skogshushållning, Institutionen för skogens ekologi och skötsel, SLU. Umeå.

Skogsencyklopedin, (2011). *Luckhuggning*. Föreningen Skogen och Skogforsk. [Online] Tillgänglig:
<http://www.skogforsk.se/sv/KunskapDirekt/u/Skogsencyklopedin/?parentid=11239> [2014-04-13].

Skogsstyrelsen. (2013). Handbok för inventering av nyckelbiotoper. Skogsstyrelsen, Jönköping. 105 s

Stenbacka, F., Hjalten, J., Hilszczanski, J. & Dynesius, M. (2010). Saproxylic and non-saproxylic beetle assemblages in boreal spruce forests of different age and forestry intensity. *Ecological Applications*, 20(8) s. 2310-2321

Stokland, J.N. Siitonen, J. & Jonsson, B.G. (2012). Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press, New York, s.183-192, 302-331.

Weslien, J. (1996). Anvisningar och råd vid hyggesbränning. Skogforsk. Uppsala. Arbetsrapport 321. 14 s.

Westerberg, D. (1997). Bränning: metoder och kostnader 1996/97. Skogforsk. Uppsala. Resultat 1997:19. 4 s.

Wikars, L.-O. 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av brandinsekter i boreal skog. Naturvårdsverket. Stockholm. Rapport 5610.

Wikars, L-O. (2007). Åtgärdsprogram för skalbaggar på äldre tallved. Naturvårdsverket (Remissversion) 78 s.

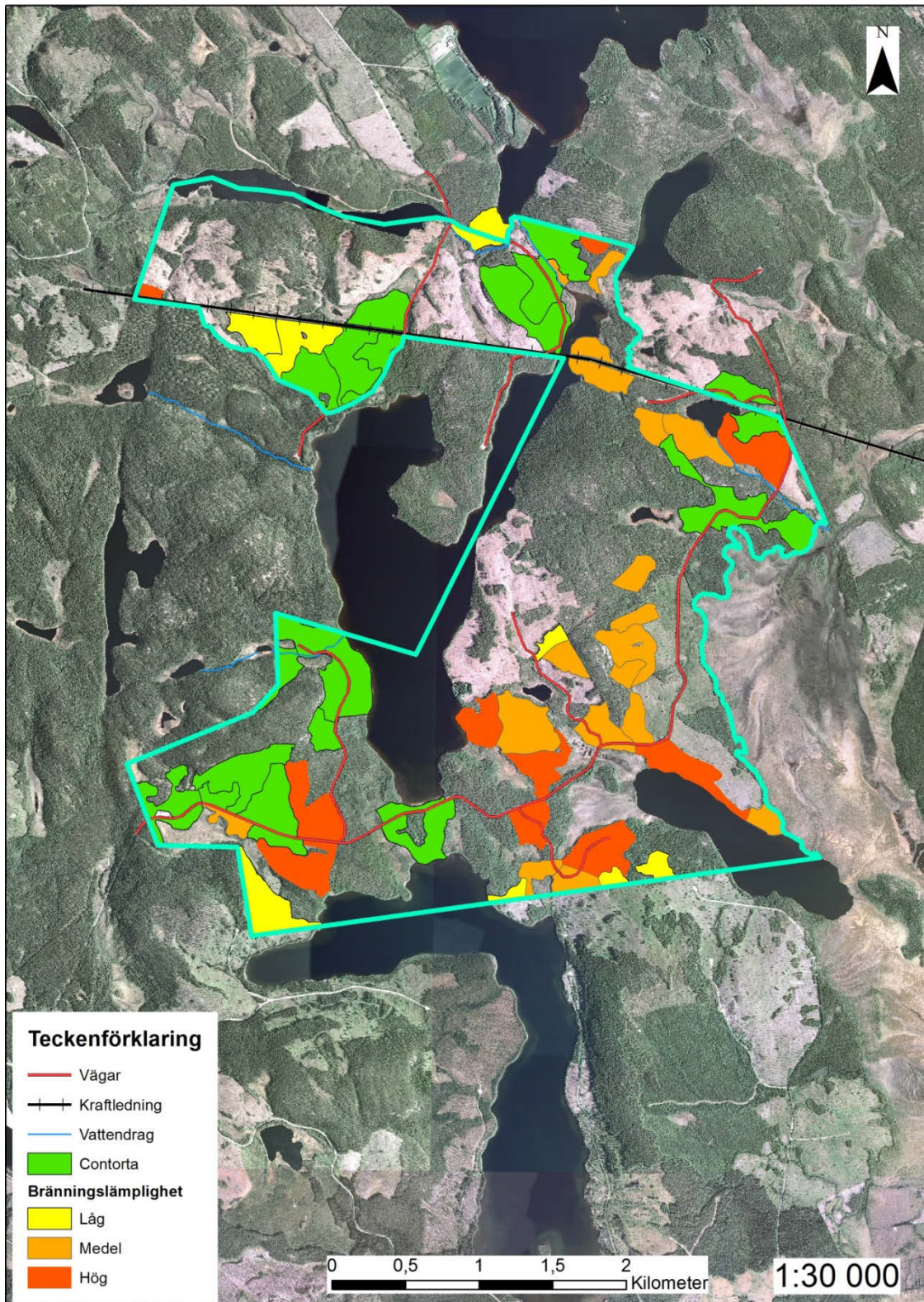
Wretlind, J-E. (1932). Om hyggesbränning inom Malå revir. Separat ur Norrlands Skogsvårdsförbund Tidsskrift III.

Wretling, J.-E. (1944). Regler och anvisningar för hyggesbränning i Norrland. Östersund.

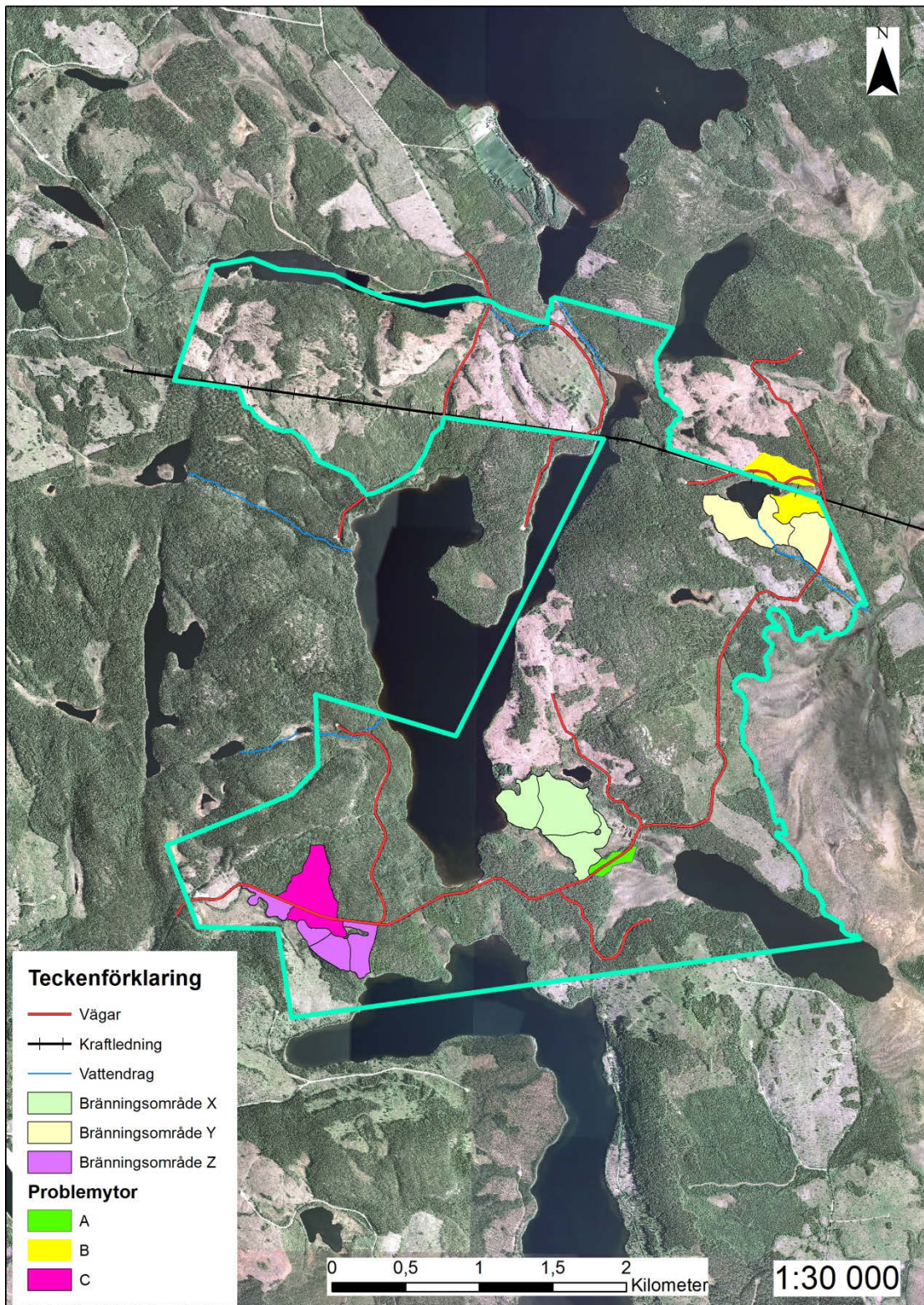
Zackrisson, O. (1977). Influence of forest fires on the north Swedish boreal forest. *Nordic Society Oikos*. 29, 22-32.

Östlund, L., O. Zackrisson, & A.-L. Axelsson. (1997). The history and transformation of a Scandinavian forest land-scape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research* 27, s. 1198-1206.

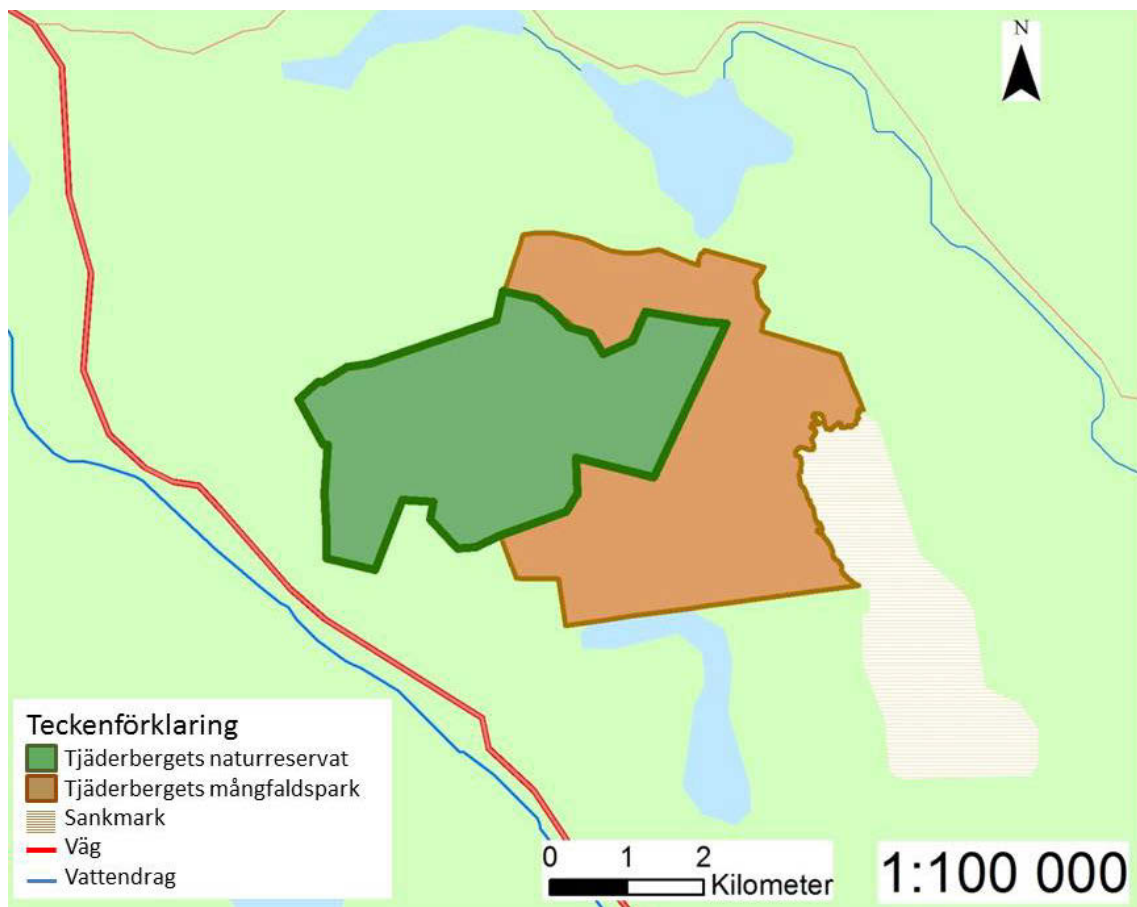
BILAGOR



Bilaga 1. Karta över bestånd som analyserades rumsligt i Tjäderbergets mångfaldspark
Appendix 1. Map over stands for spatial analysis in Tjäderberget biodiversity park



Bilaga 2. Karta över valda bränningsområden samt problemytor i Tjäderbergets mångfaldspark
Appendix 2. Map over fire area and problem areas in Tjäderberget biodiversity park



Bilaga 3. Karta över Tjäderbergets naturreservat i förhållande till Tjäderbergets mångfaldspark
Appendix 3. Map of Tjäderberget nature reserve relative to Tjäderberget biodiversity park