

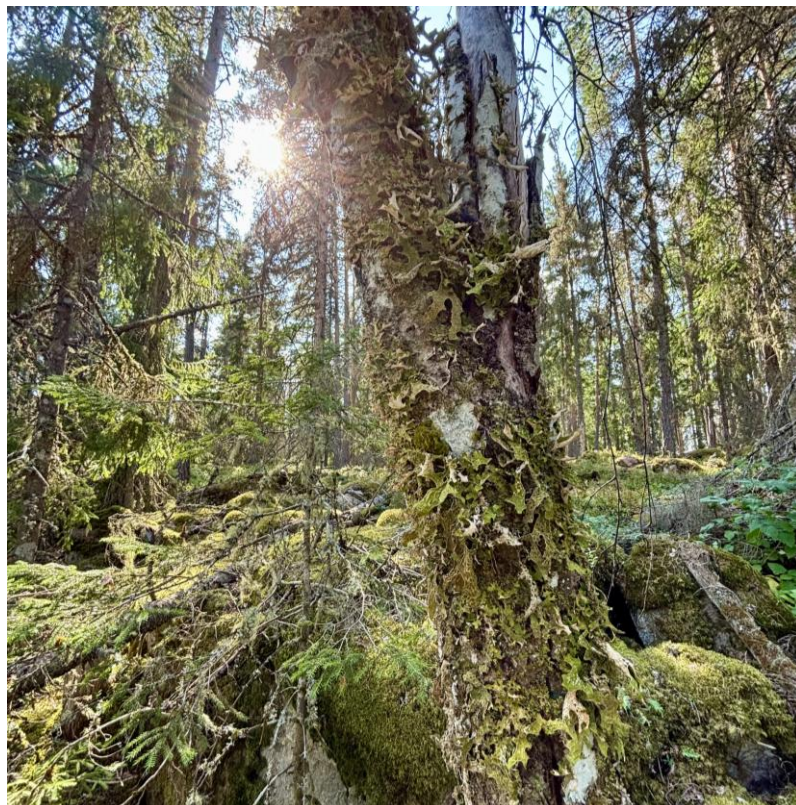


Rosenticka, lunglav och gelélavar i Färna ekopark – lokal bevarandestatus i relation till störningar och skötsel

*Fomitopsis rosea, Lobaria pulmonaria and Collema spp. in Färna Ecopark
– local conservation status in relation to disturbance and management*

LUCAS VIPER

PER APPELTOFFT



Examensarbete i skogshushållning, 15 hp

Serienamn: Examensarbete /SLU, Skogsmästarprogrammet 2026:24

SLU-Skogsmästarskolan

Herrgårdsvägen 8

739 31 SKINNSKATTEBERG

www.slu.se/skogsmastarskolan

Rosenticka, lunglav och gelélavar i Färna ekopark – lokal bevarandestatus i relation till störningar och skötsel

Fomitopsis rosea, *Lobaria pulmonaria* and *Collema* spp. in Färna Ecopark – local conservation status in relation to disturbance and management

Lucas Viper

Per Appeltofft

Handledare: Back Tomas Ersson, SLU Skogsmästarskolan &
Staffan Stenhag, SLU Skogsmästarskolan

Examinator: Grzegorz Mikusiński, SLU Skogsmästarskolan

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: Självständigt arbete (examensarbete) med nivå och fördjupning G2E med möjlighet att erhålla kandidat- och yrkesexamen

Kurstitel: Självständigt arbete i Skogsbruksvetenskap

Kursansvarig institution: Skogsmästarskolan

Kurskod: EX1054

Program/utbildning: Skogsmästarprogrammet

Utgivningsort: Skinnskatteberg

Utgivningsår: 2026

Omslagsbild: Färna Ekoparks rikligaste kända förekomst av lunglav. Värdrädet är en nyligen död rönn (*Sorbus aucuparia*). Foto: Per Appeltofft – juli 2026.

Elektronisk publicering: <https://stud.epsilon.slu.se>

Serietitel: Examensarbete/SLU, Skogsmästarprogrammet

Delnummer i serien: 2026:24

Nyckelord: Färna ekopark, bevarandestatus, rosenticka, gelélav, lunglav.



Sveriges lantbruksuniversitet
Skogsvetenskapliga fakulteten
Skogsmästarskolan

Sammanfattning

Sommaren 2026 återinventerades kända förekomster av rosenticka (*Fomitopsis rosea*), lunglav (*Lobaria pulmonaria*) och gelélavar (*Collema* spp.) i Färna ekopark i Västmanland. Ekoparken förvaltas av Sveaskog enligt ett 50-årigt naturvårdsavtal med Skogsstyrelsen. Samtliga arter är rödlistade och står högst i naturvärdespyramiden för sina respektive substrat, vilket gör dem användbara som indikatorer på lång skoglig kontinuitet. Studien undersökte i vilken utsträckning arterna kvarstod på lokaler där de påträffats tidigare, hur störningar samvarierar med habitatkvalitet och substrattillgång, samt hur genomförd skötsel förhåller sig till skötselplanens intentioner och till arternas habitatkrav.

Studien utformades som en deskriptiv fallstudie. På totalt 39 lokaler har arterna påträffats och rapporterats i Artportalen mellan åren 2002 och 2026. Rosenticka var rapporterat på 11 lokaler, lunglav på 12 och gelélavar på 16 lokaler. Dessa lokaler återinventerades i fält. Vid varje lokal registrerades artförekomst, habitat- och substratförhållanden samt störningar. Lokal bevarandestatus bedömdes i tre nivåer mot fyra delkriterier, nämligen population, utbredning, habitat och framtidsutsikter, i en lokal anpassning av bedömningslogiken i artikel 17 i art- och habitatdirektivet, där det sämst utfallande delkriteriet avgör totalstatusen.

Arterna återfanns på 38 av de 39 lokalerna, vilket motsvarar en återfyndsgrad på 97 procent. Rosenticka och lunglav påträffades på samtliga tidigare kända lokaler och gelélavar på 15 av 16, i flera fall efter omkring två decennier.

14 av 38 lokaler (37 %) bedömdes ha en *gynnsam* lokal bevarandestatus. I de övriga fallen bedömdes 18 av 38 lokaler (47 %) som *otillräcklig* och 6 av 38 lokaler (16 %) som *dålig*. Vilket delkriterium som avgjorde bedömningen skilde sig mellan arterna. För rosentickan var volymen grov död granved god på nästan samtliga lokaler, men de grova levande granar som ska bli framtidens lågor saknades på flera av dem, vilket gör den fortsatta nybildningen av substrat osäker. Lunglaven begränsades av utbredning och population och saknade apothecier på samtliga lokaler. För gelélavarna var habitat och utbredning de begränsande kriterierna.

Den vanligaste störningen var granbarkborreangrepp följt av igenväxning som störande omständighet. På lokalerna med rosenticka sammanföll angreppen med ett stort tillskott av död ved, men också med förlusten av de äldre granar som skulle ha blivit nästa generations lågor. Igenväxning och uttorkning utgjorde ett särskilt problem på flera av de lokaler där lavarna hade svagast status. Brand registrerades inte som störning på någon lokal, och utan lövbrännor upprätthålls lövträdskontinuiteten i dag med skötsel i stället för med störningsdynamik. Genomförd skötsel överensstämde i högre grad med skötselplanens mål än med fokusarternas habitatkrav.

Studien visar att förekomst i sig inte är ett tillräckligt mått på långsiktigt bevarande. Både utebliven och alltför kraftig skötsel kan missgynna arterna, och en förvaltning som ska säkra deras fortlevnad behöver riktas mot enskilda värdräd och mot kontinuiteten i substrattillgången snarare än mot beståndet som helhet.

Nyckelord: naturvårdsarter, naturvårdsåtgärder, skoglig kontinuitet

Abstract

In the summer of 2026, known occurrences of the polypore *Fomitopsis rosea* and the epiphytic lichens *Lobaria pulmonaria* (tree lungwort) and *Collema* spp. (jelly lichens) were resurveyed in Färna Ecopark, Västmanland County, Sweden. The ecopark is managed by the state-owned forest company Sveaskog under a 50-year nature conservation agreement with the Swedish Forest Agency. All three taxa are red-listed and rank among the most demanding species associated with their respective substrates, which makes them useful indicators of long forest continuity. The study examined the extent to which the species persisted at previously documented sites, how disturbances covary with habitat quality and substrate availability, and how implemented management corresponds to the intentions of the management plan and to the habitat requirements of the species.

The study was designed as a descriptive case study. Records reported between 2002 and 2026 in Artportalen, the Swedish Species Observation System, were compiled into 39 sites. *Fomitopsis rosea* was reported at 11 sites, *Lobaria pulmonaria* at 12 sites, and *Collema* spp. at 16 sites, all of which were revisited in the field. At each site, species occurrence, habitat and substrate conditions and disturbances were recorded. Local conservation status was assessed on a three-level scale against four parameters, namely range, population, habitat and prospects, in a local adaptation of the assessment logic of Article 17 of the EU Habitats Directive, in which the poorest-scoring parameter determines the overall status.

The species were refound at 38 of the 39 sites, corresponding to a rediscovery rate of 97 percent. *Fomitopsis rosea* and *Lobaria pulmonaria* were recorded at all previously known sites and *Collema* spp. at 15 of 16, in several cases after approximately two decades.

14 of the 38 sites (37%) were assessed as having *favourable* local conservation status. In the remaining cases, 18 of the 38 sites (47%) were assessed as *inadequate* and 6 of the 38 sites (16%) as *poor*. Which criteria that determined the assessment varied between species. For *Fomitopsis rosea*, the volume of coarse dead spruce wood was adequate at almost all sites, but the large living spruce trees that are expected to become future logs were absent at several sites, making the continued formation of substrate uncertain. *Lobaria pulmonaria* was limited by range and population size and lacked apothecia at all sites. For *Collema* spp, habitat and range were the limiting criteria.

The most frequent disturbances were outbreaks of the European spruce bark beetle (*Ips typographus*) and encroachment. At the *Fomitopsis rosea* sites, the outbreaks coincided with a substantial input of dead wood, but also with the loss of the older spruces that would have supplied the next generation of logs. Encroachment and desiccation were particularly evident at several of the sites where the lichens had the weakest status. Fire was not recorded as a disturbance at any site, and in the absence of deciduous post-fire successions the continuity of deciduous host trees is now maintained by management rather than by disturbance dynamics. Implemented management corresponded more closely to the objectives of the management plan than to the habitat requirements of the focal species.

The study shows that occurrence alone is not a sufficient measure of long-term conservation. Both an absence of management and overly intensive measures may disfavour the species, and management intended to secure their persistence needs to be directed at individual host trees and at the continuity of substrate supply rather than at the stand.

Keywords: species of conservation concern, conservation measures, forest continuity

Innehåll

1. INLEDNING	1
1.1 SKYDDAD SKOG, STÖRNINGAR OCH BIOLOGISK MÅNGFALD	1
1.2 PROBLEMFORMULERING	3
1.3 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	4
2. MATERIAL OCH METOD	5
2.1 STUDIEOMRÅDE	5
2.2 STUDIEDESIGN	5
2.3 URVAL AV ARTER	5
2.4 DATAKÄLLOR OCH UNDERLAG	6
2.5 METODVAL	6
2.6 TIDPUNKT FÖR INVENTERING	7
2.7 INVENTERING AV ARTFÖREKOMST	7
2.8 INVENTERING AV LIVSMILJÖ	8
2.9 GROV DÖD GRANVED	8
2.10 VÄRDTRÄD FÖR LAVARNA	8
2.11 BESTÅNDS- OCH MIKROKLIMATVARIABLER	9
2.12 BEDÖMNING AV BEVARANDESTATUS OCH TRÖSKELVÄRDEN	9
2.13 BEDÖMNING AV STÖRNINGAR	11
2.14 FÖRVALTNINGSANALYS	12
2.15 KVALITETSSÄKRING OCH UTRUSTNING	12
3. RESULTAT	13
3.1 ÅTERFUNNA ARTER	13
3.2 BEVARANDESTATUS, HABITAT- OCH SUBSTRATBEDÖMNING	13
3.3 STÖRNINGARS PÅVERKAN	14
3.4 PÅTRÄFFADE NATURVÅRDSARTER	15
3.5 FÖRVALTNINGSANALYS	16
4. DISKUSSION	17
4.1 ÅTERFYND OCH STATUS	17
4.1.1 ROSENTICKA	18
4.1.2 LUNGLAV	18
4.1.3 GELÉLAVAR	18
4.2 STÖRNINGARNAS FÖRHÅLLANDE TILL SUBSTRATTILLGÅNG OCH HABITATKVALITET	19
4.3 FÖRVALTNING, MÅLKlassNING OCH SKÖTSEL	19
4.4 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	20
4.5 ETIK	21
4.6 VIDARE FORSKNING	21
REFERENSER	23

BILAGOR	27
BILAGA 1. BEDÖMNINGSMATRISER FÖR LOKAL BEVARANDESTATUS	27
BILAGA 2. PÅTRÄFFADE NATURVÅRDSARTER	29

Förord

Denna uppsats är ett självständigt arbete på Skogsmästarskolan och är en del av utbildningen för att erhålla en kandidatexamen i skogshushållning.

Arbetet sätter punkt för vår tid i Skinnskatteberg då studierna fortsätter på andra orter. Vi vill därför tacka Skogsmästarskolan, personal och studiekamrater för dessa år.

Vi vill även rikta ett stort tack till våra handledare Back Tomas Ersson och Staffan Stenhag för hjälp och återkoppling genom skrivprocessen.

Skinnskattebergs herrgård
Augusti 2026

Författarna

1. Inledning

Detta kapitel ger en bakgrund till studien. Först beskrivs hur svenska skogar har förändrats över tid och vilka konsekvenser detta har haft för den biologiska mångfalden. Därefter behandlas skyddade skogar och ekoparker, deras förvaltning samt hur naturliga och mänskliga störningar kan påverka skyddsvärda arters livsmiljöer. Avslutningsvis beskrivs det kunskapsbehov som ligger till grund för studien.

1.1 Skyddad skog, störningar och biologisk mångfald

Svenska skogsekosystem har under lång tid formats av samspelet mellan naturliga störningar och mänsklig markanvändning. Naturliga processer som exempelvis brand, insektsangrepp, stormfällning och bete, har historiskt skapat strukturell variation, en kontinuerlig tillgång på död ved och en dynamik som många skogslevande arter är beroende av för sin långsiktiga överlevnad. Under det senaste seklet har emellertid det storskaliga, trakthyggesbaserade skogsbruket i grunden förändrat dessa förutsättningar. Homogenisering av bestånd med avseende på ålder och trädslag, en kraftig minskning av grov död ved samt en reducerad andel lövskog och gamla träd, har sammantaget utarmat de strukturer som utgör livsmiljö för en stor del av skogens biologiska mångfald. Som en följd av detta är en betydande andel av Sveriges skogslevande arter idag rödlistade eller bedöms ha en ogynnsam bevarandestatus (Niklasson & Nilsson 2025).

Det bör samtidigt noteras att utvecklingen inte är entydigt negativ. Data från Riksskogstaxeringen visar att antalet gamla träd i den svenska skogen har ökat sedan slutet av 1980-talet, vilket sannolikt är en följd av förändrad skogspolitik och ökad naturhänsyn. Ökningen innebär att det idag finns fler äldre träd i skogslandskapet än för omkring fyra decennier sedan och den formellt skyddade produktiva skogsmarken omfattar 2025 1,5 miljoner hektar, eller 6,2 procent av arealen (Jacobsson et al. 2025; SCB 2026).

Riksgenomsnitt säger dock mindre om enskilda arters villkor än de först ger intryck av, och detta av två skäl. Det ena är geografiskt. Ovanför den fjällnära gränsen är drygt hälften av den produktiva skogsmarken formellt skyddad, medan andelen nedanför gränsen stannar vid knappt fyra procent (SCB 2026). I Bergslagens produktiva barrskogslandskap är skyddet därmed avsevärt glesare än det nationella medelvärdet antyder. Det andra skälet rör vad måtten faktiskt fångar. Areal och trädålder är kvantiteter, medan arter knutna till gammal skog svarar på kvaliteter; grova lågor i rätt nedbrytningsstadium, senvuxna lövträd med basrik bark, jämn luftfuktighet och en obruten beståndshistorik. Ett åldrat planterat gran- eller tallbestånd kan uppfylla ålderskriteriet utan att hysa någon av dessa strukturer (Hämäläinen et al. 2024).

I Skogsstyrelsens rapport *Levande skogar: fördjupad utvärdering 2023* konstateras att tillståndet för den biologiska mångfalden i Sveriges skogar är allvarligt och att utvecklingen bedöms vara negativ. Den pågående förlusten av naturvärden som inte går att återskapa inom överskådlig tid lyfts fram som ett särskilt akut problem. Skogar som inte brukats enligt trakthyggesbrukets principer

blir allt ovanligare och mer fragmenterade i landskapet, vilket innebär att marginaleffekterna blir betydande när dessa miljöer försvinner. En del av dessa skogar utgör värdekärnor med ovanligt rik biologisk mångfald och kan fungera som spridningskällor till omgivande skogar (Skogsstyrelsen 2022). Kunskapen om skyddsvärda arters förekomst har förbättrats avsevärt under de senaste trettio åren. Sedan rapportsystemet Artportalen lanserades år 2000 har över 100 miljoner artfynd rapporterats in, vilket utgör ett viktigt underlag för prioritering av styrmedel och åtgärder (Marissink 2025).

Ekoparker och andra formellt eller frivilligt skyddade områden har etablerats för att motverka denna utveckling genom att förena naturvård med ett anpassat, långsiktigt skogsbruk. Färna ekopark i Västmanland utgör ett sådant område, där målsättningen är att bevara och utveckla höga naturvärden samtidigt som delar av skogen fortsatt brukas enligt särskilda ekologiska riktlinjer. Området hyser ett flertal skyddsvärda arter knutna till såväl barr- som lövskog (Sveaskog 2013). Många av arterna är placerade högt upp naturvärdespyramiden och fungerar som indikatorer på lång skoglig kontinuitet, strukturell komplexitet och ekologisk funktionalitet, och deras förekomst används ofta som mått på ett områdes naturvärde. I en naturvärdespyramid placeras de mest sällsynta och krävande arterna i toppen medan mer vanligt förekommande arter med lägre miljökrav placeras längst ned (Nitare 2023).

Skoglig avsättning garanterar däremot inte att naturvärdena bevaras. För att bevara den biologiska mångfalden bör de skogliga åtgärderna, i så stor utsträckning som möjligt, efterlikna naturliga störningar (Lindenmayer & Franklin 2002). Naturliga störningar som bränder, stormar och insektsangrepp skulle kunna efterliknas med åtgärder som röjning, naturvårdsbränning och ringbarkning. Detta eftersom många arter har utvecklats under, och anpassat sig till, sådana processer (Skogskunskap 2024). För många arter är det dessutom inte enbart förhållandena i enskilda skogsbestånd som är avgörande, utan även hur olika skogsområden hänger samman och graden av fragmentering i landskapet. Frågor som berör habitatförlust och spridningsmöjligheter bör därför ges stor betydelse i en skötselplan (Lindenmayer & Franklin 2002).

Samtidigt utsätts även skyddade skogar för nya och förstärkta störningsfaktorer. Granbarkborren (*Ips typographus*) har under senare års torra och varma somrar orsakat omfattande angrepp i grandominerade bestånd och dödat stora mängder träd (Öhrn et al. 2023). Detta leder på kort sikt till ett ökat tillskott av död ved, men omfattande och synkroniserade störningar kan också påverka den långsiktiga kontinuiteten i tillgången på lämpliga substrat för vedlevande arter (Parisi et al. 2018).

Klövsvilt kan genom betestryck begränsa föryngringen av lövträd, medan vildsvinens bökning stör fält- och bottenskikt och därmed markbundna arter (Johansson et al. 2023). Bävren kan genom dämning och fällning av lövträd, i synnerhet asp, lokalt förändra hydrologi, mikroklimat och tillgången på viktiga värdräd (Thompson et al. 2016).

Populationsekologiska och brandhistoriska undersökningar visar att branden i naturlandskapet är en kraft som styr skogens ålders- och trädslagsfördelning i högre grad än vind, vatten och insekter. Branden är den störning som historiskt förändrats mest och har i princip gått från att i stora delar av Sydsverige vara en dominerande störningsfaktor till att vara direkt sällsynt (Niklasson & Nilsson, 2025).

Kunskapen om hur förvaltning och olika störningsfaktorer samverkar och påverkar skyddsvärda arters förekomst och bevarandestatus i svenska ekoparker är fortfarande begränsad. Mot denna bakgrund är det angeläget att följa upp kända förekomster av dessa och försöka bedöma hur skötselåtgärder och aktuella störningar påverkar deras livsmiljöer. Sådan kunskap är användbar för att utvärdera om förvaltningen av ekoparker är förenlig med uppställda naturvårdsmål och för att i tid identifiera behov av anpassade skötselåtgärder.

1.2 Problemformulering

Trots att Färna ekopark har väldokumenterade naturvärden, och kända förekomster av flera skyddsvärda arter, saknas aktuell och samlad kunskap om dessa arters nuvarande tillstånd och bevarandestatus. Många rapporterade fynd bygger på äldre observationer, och det är oklart i vilken utsträckning arterna fortfarande förekommer på samma lokaler samt om livsmiljöerna har bibehållit tillräcklig kvalitet över tid.

Föreliggande studie fokuserar på skyddsvärda arter som tillsammans representerar olika substrat och strukturer och därför fungerar som modellarter för områdets livsmiljö kvalitet. Gelélavar (*Collema spp.*) och lunglav (*Lobaria pulmonaria*) är epifytiska lavar knutna till äldre lövträd och till fuktiga, stabila mikroklimat. Rosenticka (*Fomitopsis rosea*) är en vedlevande svamp, beroende av grov, död barrved i sena nedbrytningsstadier, och används som indikator på lång skoglig kontinuitet.

Två störningsfaktorer i området aktualiserar särskilt frågan om arternas fortlevnad. För det första har granbarkborren främst dödat äldre, grova granar, vilket lokalt har lett till en brist på både gammal och medelålders gran över stora ytor (Öhrn et al. 2023). Därmed riskerar inte bara den nuvarande substrattillgången att påverkas, utan även den levande trädgenerationen som skulle ha försett beståndet med grov död ved i framtiden. Det generationsglapp som uppstått kan drabba kontinuitetsberoende vedlevande arter som rosenticka (Parisi et al. 2018; SLU Artdatabanken 2026). Samtidigt kan det innebära att det mer öppna krontaket ger ett torrare mikroklimat som missgynnar fuktkänsliga arter (Lindman et al. 2022). För det andra är det utforskat i vilken utsträckning bäverstammen påverkar de skyddsvärda arterna som är beroende av lövträd. Eftersom bävern föredrar asp framför många andra lövträd (Thompson et al. 2016) skulle den kunna utgöra ett direkt hot mot det värdträdssubstrat som flera skyddsvärda arter, inte minst gelélavar, är beroende av (Nitare 2023). Därtill kan klövviltbete begränsa rekryteringen av nya lövträd och vildsvinens bökning stora markskiktet (Johansson et al. 2023).

Vidare råder osäkerhet kring hur genomförda skogsbruks- och naturvårdsåtgärder i ekoparken förhåller sig till skötselplanens mål, och hur dessa åtgärder har påverkat tillgången på avgörande substrat såsom gamla lövträd, grov död ved och stabila mikroklimat. Sammantaget finns ett behov av en systematisk uppföljning som kombinerar artinventering med en bedömning av habitatkvalitet, förvaltning och påverkansfaktorer. Utan en sådan analys är det svårt att avgöra om de aktuella arterna har gynnsam bevarandestatus i Färna ekopark eller om riktade åtgärder krävs för att säkerställa deras långsiktiga överlevnad.

1.3 Syfte och frågeställningar

Syftet med studien är att följa upp kända förekomster av flera skyddsvärda arter i Färna ekopark: lunglav (*Lobaria pulmonaria*), gelélavar (*Collema spp.*) samt rosenticka (*Fomitopsis rosea*). Studien ska bedöma habitatens tillstånd och hur förvaltning samt naturlig störning påverkat arternas förekomst.

Studien utgår från följande frågeställningar:

1. I vilken utsträckning kvarstår arterna lunglav, gelélavar och rosenticka på sina tidigare dokumenterade lokaler?
2. Hur har olika störningar påverkat substrattillgången och habitatkvaliteten för arterna?
3. Hur förhåller sig nuvarande målklassning och genomförda skötselåtgärder till skötselplanens intentioner och till arternas habitatkrav?

2. Material och metod

Detta kapitel beskriver hur studien har genomförts. Först presenteras studieområdet och studiens upplägg, följt av urvalet av arter och de datakällor som använts. Därefter redovisas inventeringsmetoderna, hur livsmiljöer och bevarandestatus har bedömts samt hur förvaltningsanalysen och kvalitetssäkringen av studien genomförts.

2.1 Studieområde

Färna ekopark ligger cirka två mil öster om Skinnskatteberg i Västmanland och förvaltas av Sveaskog. Ekoparken omfattar cirka 4 000 hektar och förvaltas enligt en skötselplan i ett 50-årigt avtal med Skogsstyrelsen. Områdets främsta naturvärde är den höga lövandelen, där asp utgör det substrat som bär de högsta naturvärdena. I begränsade delar av området finns granskog med väldigt lång kontinuitet, vilket både avsaknaden av kolbottnar och förekomsten av särskilt skyddsvärda arter talar för.

I ekoparksplanen har olika delar av skogsmarken tilldelats målklasser utifrån deras långsiktiga naturvårds- och produktionsmål. En stor andel av skogsmarken klassades som NS (naturvård skötsel), vilket innebär att naturvärdena ska bevaras och utvecklas genom aktiv skötsel. Åtgärderna omfattar bland annat att gynna lövträd och utveckla lövsuccessioner i olika åldersklasser, medan andra områden lämnas för fri utveckling genom målklassen NO (naturvård orörd). Ekoparksplanen visar därmed att naturvärdena i Färna inte enbart är beroende av att befintliga värden lämnas orörda, utan att aktiv naturvårdande skötsel är en viktig del i att långsiktigt skapa och förstärka de naturvärden (Ekoparksplan Färna 2005).

2.2 Studiedesign

Studien utformas som en deskriptiv fallstudie med ett historiskt före/efter-perspektiv, där platser för historiskt dokumenterade artfynd återbesöks och jämförs med nuvarande situation. Ansatsen är balanserad i den meningen att den väger samman ett förvaltningsperspektiv (målklassning och åtgärder i relation till skötselplanen) och ett störningsekologiskt perspektiv (effekter av olika störningar på lokalen). Designen kombinerar: i) sammanställning och analys av befintliga data, ii) fältåterinventering av kända lokaler och iii) en strukturerad habitat- och påverkansbedömning.

2.3 Urval av arter

Flera arter studerades: rosenticka som indikator på grov, död granved i grannaturskog, samt lunglav och gelélavar som indikatorer på skogslevande asp och sälg. Arterna valdes eftersom de ställer höga krav på sina livsmiljöer och representerar toppen av naturvärdespyramiden för sina respektive substrat (Nitare 2023). Med gelélavar avses *Collema* i vid mening. I ekoparken har följande tre arterna aspgelélav (*Collema subnigrescens*), läderlappslav (*C. nigrescens*) och stiftgelélav (*C. furfuraceum*) påträffats, vilka alla är morfologiskt mycket lika, ställer likartade krav på sin livsmiljö och är svåra att skilja åt i fält. Samtliga rapporterade gelélavar räknas därför med i bedömningen.

2.4 Datakällor och underlag

Studien byggde i möjligaste mån på befintliga data, vilket höll nere fältarbetet och möjliggjorde analys i både lokal- och landskapsskala. Följande underlag användes:

- Historiska artfynd hämtades från Artportalen och kompletterades med uppgifter ur skötselplan och tidigare inventeringar. För varje fynd registrerades art, koordinater, fyndår, källa och eventuell substrat- eller lokalbeskrivning.
- Skötselplan och genomförda åtgärder (åtgärdsjournaler och planeringsunderlag) användes för att utvärdera hur faktiskt genomförda åtgärder förhöll sig till planens målsättning.
- Beståndsdata (träds slag, ålder och diameter) användes för att karaktärisera trädslags- och åldersstruktur, och för att bedöma tillgången på gammal och medelålders levande gran samt på potentiella framtida värdräd.
- Laserdata och flygbilder användes för att kartlägga granbarkborredödad gran och för att följa förändringar i krontäckning över tid genom jämförelse av historiska och aktuella flygbilder.

Uttaget ur Artportalen omfattade samtliga rapporter av arterna inom ekoparken för perioden 1900 – 2026, begränsat till fynd med en angiven osäkerhetsradie under 50 m, och gav 44 rapporterade förekomster (rosenticka 12, lunglav 14, gelélavar 18). Rapporter som avsåg samma fyndplats slogs samman till en lokal. Efter sammanslagning återstod 39 lokaler för bedömning (rosenticka 11, lunglav 12 och gelélavar på 16 lokaler).

2.5 Metodval

Fältarbetet och metoderna som användes för datainsamling utgick från Naturvårdsverkets manualer för uppföljning i skyddade områden. Artmomenten – eftersök, räkneenheter och bältäckning – följer *Manual för uppföljning i skyddade områden: Skyddsvärda lavar och mossor*, version 4.0 (Naturvårdsverket 2010). Livsmiljömomenten – död ved, grundyta och krontäckning – följer *Manual för uppföljning av skog i skyddade områden*, version 4.0 (Naturvårdsverket 2012).

Fyra medvetna avsteg från manualerna redovisas samlat för spårbarhet:

1. Minsta dimension för död ved. Skogsmanualens metod M17 mäter in död ved grövre än 10 cm (Naturvårdsverket 2012, s. 82). Studien tillämpar $\varnothing \geq 20$ cm, eftersom rosenticka i allt väsentligt är knuten till grov granved och eftersom bedömningsmatrisens habitattröskel är definierad för denna dimension.
2. Provytornas placering. Manualens cirkelprovytor ingår i ett sannolikhetsurval med systematiskt utlagda provpunkter. I denna studie placeras provytan subjektivt, centrerad på den kända förekomsten.
3. Nedbrytningsklassning. En femgradig skala 1 – 5 bedömd med knivtest används i stället för skogsmanualens skala 0 – 4 bedömd med jordsond (se nedan).

4. Fuktförhållanden vid mätning av bältäckning. Uppfuktning med vattenspruta tillämpades i stället för manualens huvudregel om inventering i fuktig väderlek.

2.6 Tidpunkt för inventering

Inventeringarna ägde rum under juli månad eftersom det var inom tidsramen för examensarbetskursen. Sommarsäsongen kan öka synligheten för andra intressanta arter. Inventeringen genomfördes huvudsakligen under torra och varma väderförhållanden. Detta kan däremot ha minskat detekterbarheten hos framför allt gelélavar och i viss mån lunglav. Enligt Naturvårdsverkets uppföljningsmanual bör gelélavar inventeras under fuktiga förhållanden för att underlätta bedömning av bältäckning. För lunglav spelar också luftfuktigheten roll, men arten är generellt lättare att hitta än gelélavar eftersom den ofta har större bålar. Rosenticka är däremot mindre känslig för inventeringstidpunkt eftersom dess fruktkroppar är synliga under alla delar av året förutsatt att de inte är täckta av snö (Naturvårdsverket 2010).

2.7 Inventering av artförekomst

Varje känd lokal inventerades genom riktad fri sökning inom den del av naturtypen där arten tidigare dokumenterats, i enlighet med manualens metodbeskrivning för eftersök. Om arten inte återfanns registrerades lokalen som eftersökt men ej återfunnen, med samma koordinater som vid föregående fyndtillfälle, enligt manualens rutin för icke-fynd (Naturvårdsverket 2010). Om arten påträffades och den senaste rapporten var äldre än ett år, gjordes en ny rapportering i Artportalen med antal substratenheter och antal fruktkroppar eller bålar/bältäckning, tillsammans med en GPS-position angiven med 5 – 10 m radie.

Eftersökstiden sattes till två persontimmar per art och lokal, vilket i praktiken motsvarade en timme med två inventerare. Riktvärdet är hämtat från kapitel 3.5.4 som anger att fältinventeringen genomförs under högst två timmar på plats innan eftersöket avbryts och arten inte anses förekomma (Naturvårdsverket 2010).

För epifytiska arter anger manualen att eftersök normalt sker upp till 1,5 m höjd på substratet, medan storväxta och lätt identifierbara arter får eftersökas även högre upp med kikare som hjälpmedel. I den här studien eftersöktes därför lunglav över 1,5 m med kikare, medan gelélavar eftersöktes upp till cirka 1,5 m (Naturvårdsverket 2010).

Räkneenheten skiljer sig mellan arterna. För rosenticka registrerades förekomstens storlek som antal besatta gränslågor och fruktkroppar, med diameter och nedbrytningsklass per låga. För lavarna registrerades antal besatta värdträd och antal bålar. På lokaler med mindre gelélavförekomster mättes bältäckning i cm² med kalkeringsmetoden, där bälens yttergräns ritas av på ett cm²-rutnät lagt över förekomsten. Manualen föreskriver att uppföljning av *Collema* alltid ska genomföras i fuktig väderlek, eftersom bålar sväller i väta, och anger uppfuktning med sprayflaska som förfarande när inventering ändå måste ske i torrt tillstånd (Naturvårdsverket 2010). Inventeringen genomfördes till

övervägande del under torra förhållanden, varför bålarna fuktades med blomspruta före mätning. Detta är ett tillåtet men sekundärt förfarande enligt manualen.

Utöver inventeringen av studiens arter noterades även andra sällsynta och rödlistade arter som påträffades inom provytan med 20 meters radie. Fynden registrerades i fält och rapporterades därefter till Artportalen. Registreringen genomfördes som ett komplement till habitatbedömningen men utgjorde inte en fullständig inventering av övriga naturvårdsarter.

2.8 Inventering av livsmiljö

Livsmiljön beskrevs vid varje fyndlokal inom en cirkulär provyta med 20 m radie (cirka 0,126 ha) centrerad på den återinventerade fyndplatsen. Provytans storlek är ett projektspecifikt designval och följer inte någon av manualerna. Valet motiveras av att ytan ska fånga den beståndsnära substrat- och mikroklimatmiljön kring förekomsten, i den skala där värdträdstillgång och beskuggning är funktionellt relevanta för arterna. Habitat- och substratdelen bedömdes vid varje lokal med samma metod (se bilaga) även när arten inte återfanns, så att substratkvaliteten kunde användas som responsvariabel oberoende av om arten påträffades eller ej. Som komplement till habitatbedömningen inventerades även varje provyta på naturvårdsarter.

2.9 Grov död granved

Grov död granved mättes in i en cirkelprovyta med 10 m radie centrerad på förekomsten, i enlighet med metod M17 för uppmätt volym död ved (Naturvårdsverket 2012). Inmätningen omfattade lågor med diameter $\varnothing \geq 20$ cm. Volymen per objekt beräknades med formhöjdsfunktioner för enskilda träd (Söderberg 1992) och för sektionsmätta objekt genom summering av sektionernas volymer, varefter volymen summerades inom provytan och räknades om till m^3/ha (Naturvårdsverket 2012).

Nedbrytningsgraden bestämdes med knivtest i en femgradig skala 1 – 5, där knivens inträngning längs fiberriktningen fungerar som ett indirekt mått på veddensitet. Sambandet mellan nedbrytningsklass och veddensitet är väl belagt för gran (Næsset 1999), medan knivtestet i sig är en etablerad men observatörsberoende fältmetod (Larjavaara & Muller-Landau 2010). Skalan är inte identisk med skogsmanualens nedbrytningsgrad, som omfattar fem steg numrerade 0 – 4 och bedöms med jordsond (Naturvårdsverket 2012). Skalorna har alltså samma antal steg men olika numrering och olika redskap, och klassangivelser i denna studie ska genomgående läsas i skalan 1 – 5 enligt Næsset (1999). Rosenticka registreras främst på grov granved i nedbrytningsklass 2 – 4, och lågor som åldrats till klass 5 betraktas som substrat på väg ut ur det brukbara intervallet.

2.10 Värdräd för lavarna

För lavarna kvantifierades tillgången på lämpliga värdräd inom provytan med 20 m radie, varefter antalet räknades om till antal per hektar (faktor cirka 7,96). Ett träd räknades som lämpligt värdräd om det antingen bar arten, oavsett diameter, eller var obesatt men nådde den artkalibrerade grovlekströskeln i

brösthöjd: rönn, lönn och sälg ≥ 15 cm, asp ≥ 20 cm samt ek och ask ≥ 30 cm. Trösklarna är artkalibrerade eftersom sambandet mellan diameter och ålder skiljer sig mellan trädslag: småväxta rönn och sälg når hög ålder och utvecklar lämplig bark vid klenare dimensioner än ek och ask. Att besatta träd alltid räknas som lämpliga, oavsett diameter, motiveras av att artens faktiska förekomst är ett direkt belägg för att trädet uppfyller de funktionella kraven. Diametern används som praktisk proxy för hög ålder, eftersom förekomsten av lunglav ökar med stamdiameter (Öckinger et al. 2005), medan de funktionella kraven är trädålder och barkkemi snarare än diameter i sig. Basrik bark, som är en förutsättning för både lunglav och gelélavar, bedömdes via trädslag, eftersom bark-pH är den substrategenskap epifytlavarna främst svarar på (Gauslaa 1985; Nitare 2023). Asp, sälg, rönn, alm, ask och lönn har naturligt subneutral, basrik bark, medan gran, tall och björk har sur bark.

2.11 Bestånds- och mikroklimatvariabler

Trädslagsfördelningen i beståndet skattades som andel av grundytan (m^2/ha) med grundytämätare enligt Bitterlich-metoden från provytans centrum (Bitterlich 1984), vilket motsvarar skogsmanualens metod M04 för nyckelträdarters andel av trädskiktet (Naturvårdsverket 2012). Krontäckningsgrad skattades okulärt från provytans centrum, motsvarande skogsmanualens målindikator för trädskiktets täckningsgrad (Naturvårdsverket 2012).

Luftfuktigheten skildes i två nivåer: fukttillståndet vid inventeringstillfället, relevant för detekterbarhet, samt habitatets fuktregim. Den senare bedömdes via beskuggning och krontäckning, topografiskt läge och fuktindikerande bottenskikt. Detta eftersom luftfuktighet och beskuggning är avgörande för dessa arters förekomst (Gauslaa 2014).

2.12 Bedömning av bevarandestatus och tröskelvärden

Bevarandestatusen bedömdes med en kriteriebaserad matris som utformats inom ramen för denna studie. Matrisen är en lokal anpassning av de bedömningsgrunder som tillämpas vid rapportering enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet (Europeiska kommissionen 2023). Den utgör inte en etablerad eller validerad metod, utan en arbetsmodell som redovisas öppet i syfte att göra bedömningen möjlig att följa upp och upprepa.

Anpassningen innebär två avsteg från ramverkets tillämpningsområde, vilka redovisas här för spårbarhet. För det första omfattas ingen av de tre fokusarterna av direktivets bilagor, och ingen av dem ingår därmed i den svenska rapporteringen enligt artikel 17 (Naturvårdsverket 2026). För det andra avser bevarandestatus enligt direktivet en art i en biogeografisk region inom en medlemsstat (Europeiska kommissionen 2023), medan bedömningen i denna studie görs per lokal. Eftersom parametrarna population och utbredning i direktivet ställs mot fastställda gynnsamma referensvärden (Naturvårdsverket 2026), och sådana referensvärden saknar motsvarighet på lokalnivå, ersattes de i denna studie av lokalt kalibrerade tröskelvärden (avsnitt 2.13). Den bedömning som redovisas här är av dessa skäl inte likvärdig med bevarandestatus i direktivets mening och kan inte läggas samman till en sådan.

Fyra delkriterier användes: population (persistens och vitalitet, inklusive det besatta substratets fortbestånd), utbredning och konnektivitet (lokal rumslig fördelning och koloniserbart substrat), habitatets areal och kvalitet (tillgången på lämpligt substrat) samt framtidsutsikter (landskapssammanhang, hot och planerad skötsel). Varje delkriterium bedömdes i tre nivåer, *gynnsam*, *otillräcklig* eller *dålig*, mot definierade tröskelvärden (Bilaga 1). Tregradigheten motsvarar direktivets klasser för bevarandestatus och lokalens totalstatus bestämdes av det sämst utfallande delkriteriet, en förenklad tillämpning av principen att den sämsta parametern är avgörande för den samlade bedömningen ("one out, all out") (Europeiska kommissionen 2023).

Tröskelvärdena kalibrerades dels mot lokala referensförhållanden dels artspecifik litteratur och är sammanställda i bedömningsmatriserna. För rosenticka anges habitattröskeln som volym grov granved (lågor $\varnothing \geq 20$ cm) per hektar, med representation i nedbrytningsklass 2 – 4. *Gynnsam* status kräver minst cirka 20 m³/ha med pågående nybildning och slutet, fuktigt bestånd, medan cirka 5 – 20 m³/ha, eller brist i någon nedbrytningsklass, svag rekrytering eller delvis uppluckrat mikroklimat, ger *otillräcklig* status. Under cirka 5 m³/ha utan kontinuitet eller rekrytering bedöms habitatet som *dåligt*. Tröskeln har stöd i skogsmanualen, som anger att forskningsresultat för granskogar och barrblandskogar pekar på 20 m³/ha som en lämplig tröskelnivå, uttryckligen relevant för vedsvampar (Naturvårdsverket 2012). Nivån stämmer med Müller och Bütlers (2010) sammanställning av 36 tröskelvärden från europeisk skog, där de flesta arter och artgrupper i boreal barrskog har sin brytpunkt vid 20 – 30 m³/ha.

Denna volym ensam är dock inte tillräcklig. En låga är ett förgängligt substrat som med tiden passerar ut ur det brukbara nedbrytningsintervallet, så rosentickans fortlevnad kräver att nya lågor hela tiden tillkommer (Jönsson et al. 2008). Tillgången på livsdugliga sporer avtar dessutom när livsmiljön krymper och blir mer isolerad, vilket gör att lämpligt substrat inte alltid koloniserar (Edman et al. 2004). Habitatkriteriet kombinerade därför volymtröskeln med krav på nedbrytningsklass 2 – 4 och på pågående nybildning av grova lågor.

För lunglav sattes habitattröskeln till minst tio lämpliga värdräd per hektar i flera åldersklasser, med stabilt fuktigt och halvsuggigt mikroklimat samt tydlig rekrytering, för *gynnsam* status. Cirka tre till tio värdräd per hektar, eller glapp i åldersfördelningen, svag rekrytering eller delvis stört mikroklimat, ger *otillräcklig* status, medan färre än cirka tre träd per hektar utan rekrytering bedöms som *dåligt*. Tröskeln är ett expertkalibrerat förvaltningsriktvärde, eftersom de funktionella kraven är trädålder och barkkemi snarare än diameter i sig (Gauslaa 1985; Öckinger et al. 2005; Juriado et al. 2011).

För gelélavar sattes habitattröskeln till minst cirka fem till tio lämpliga basrika värdräd per hektar, vid Färna främst asp, i flera åldersklasser och med pågående aspföryngring, för *gynnsam* status. Cirka två till fem värdräd per hektar, eller svag till utebliven föryngring och begränsat eller fläckvis basrikt substrat, ger *otillräcklig* status, medan färre än cirka två värdräd per hektar bedöms som *dåligt*. Tröskelvärdena saknar publicerade tal per hektar och är expertkalibrerade mot art-

och kontinuitetskrav (Hedenås & Ericson 2000; Kuusinen 1996; Wikars & Hedenås 2010).

Populationskriteriet för lavarna uttrycks som andel kvarvarande av känd förekomst: minst 80 procent med påvisad reproduktion och vitala värdträd för gynnsam status, 50 – 80 procent eller hög persistens men låg vitalitet för otillräcklig, och under 50 procent eller förekomst främst på döende, döda eller fallna värdträd för dålig. Kriteriet förutsätter en känd tidigare förekomststorlek per lokal. Där baslinje saknas vägs kriteriet in kvalitativt. För rosenticka uttrycks kriteriet i stället som återfynd och antal färsk fruktkroppar, vägt mot nedbrytningsstadiet hos de lågor arten sitter på. Skälet är att en rosentickeförekomst är knuten till enskilda lågor som successivt åldras ur det brukbara intervallet. En till synes vital förekomst på ett fåtal långt nedbrutna lågor är mer utsatt än samma antal fruktkroppar på nyligen koloniserat substrat.

Konnektivitetströsklarna utgår från lunglavens vegetativa kortdistansspridning och kopplas till delkriteriet utbredning i bedömningsmatrisens tre nivåer. Genomsnittlig spridningssträcka är 35 m och den längsta registrerade 75 m (Öckinger et al. 2005). *Gynnsam* status krävde lämpliga värd- eller källträd inom cirka 35 m, utan tydlig fragmentering (jfr Juriado et al. 2011). *Otillräcklig* status sattes vid luckor på cirka 35 – 250 m mellan lämpliga värdträd och habitatfläck, eftersom diasporedepositionen avtar brant med avståndet (Walser et al. 2001) och kolonisationen dessutom begränsas av etablering, inte enbart av spridning (Werth et al. 2006). *Dålig* status sattes vid mer än cirka 250 m till närmaste lämpliga substrat, där förekomsten bedömdes som funktionellt isolerad. Enstaka längre spridningshändelser kan inte påräknas (Werth et al. 2006). Gränsen vid 250 m saknar motsvarighet i litteraturen och är ett operativt riktvärde, valt klart bortom uppmätt spridningssträcka. Bedömningen förutsätter riktningsoberoende spridning, och de uppmätta avstånden härrör från nemorala lokaler medan Färna är hemiboreal. Talen används därför som riktvärden.

Gelélavar är sporspridda och begränsas i första hand av etablering och värdträdiskontinuitet snarare än av spridningsavstånd, varför inget publicerat spridningsavstånd anges. Utbredningskriteriet bedöms i stället som blåarnas rumsliga fördelning inom lokalen och tillgången på koloniserbara lämpliga aspar intill befintliga förekomster (Hedenås & Ericson 2000; Hedenås et al. 2003).

2.13 Bedömning av störningar

Frågeställning två, gällande hur olika störningar påverkat substrattillgången och habitatkvaliteten för fokusarterna, besvarades genom en strukturerad störningsbedömning vid varje lokal. Inom provytan registrerades förekommande störningar enligt en fast lista: avverkning, gallring, granbarkborreangrepp, klövviltsbete, bäverpåverkan, stormfällning, uttorkning, igenväxning och brand. Omfattningen angavs i tre nivåer (*liten*, *måttlig*, *stor*), och den störning som bedömdes påverka lokalen mest markerades som dominerande. Bedömningen gjordes okulärt utifrån synliga spår, exempelvis andelen barkborredödade eller vindfällda träd, inväxande gran i mellanskiktet, betesskador samt stubbar efter

tidigare åtgärder. För avverkning och gallring kompletterades fältbedömningen med uppgifter ur åtgärdsjournalerna.

Varje registrerad störning kopplades därefter till det eller de delkriterier den bedömdes påverka, med angiven riktning (positiv eller negativ) och tidsläge (påverkan i nuläget respektive förväntad påverkan framåt). Samma störning kunde därmed registreras med olika riktning för olika delkriterier och tidslägen, vilket var nödvändigt för att fånga störningar som verkar åt olika håll på kort och lång sikt. Kopplingen är en expertbedömning grundad på arternas dokumenterade substrat- och mikroklimatkrav (avsnitt 2.13) och utgör inte en mätning. Eftersom studien saknar referenslokaler och tidsserier kan förhållandet mellan störning och status endast beskrivas som samvariation, inte som orsakssamband.

2.14 Förvaltningsanalys

Frågeställning 3, gällande hur nuvarande målklassning och skötsel överensstämmer med arternas habitatkrav, besvarades genom en dokumentanalys. Underlaget utgjordes av ekoparksplanen (Sveaskog 2005) samt diverse åtgärdsjournaler och planeringsunderlag från Sveaskog. Planen anger beståndsvis målklass, föreslagna naturvårdsåtgärder och tidsatta åtgärdsperioder, vilket gjorde det möjligt att pröva om åtgärderna genomförts inom avsedd period. För varje lokal jämfördes beståndets målklass med de åtgärder som faktiskt utförts, och avvikelser noterades antingen som utebliven åtgärd eller som åtgärd som inte överensstämmer med målklassen.

2.15 Kvalitetssäkring och utrustning

För att stärka reliabiliteten samkalibrerade de båda inventerarna knivtesten och de okulära klasserna, det vill säga krontäckning, fuktighet, beskuggning och ljusexponering, på flera referensobjekt innan inventeringen påbörjades.

Fältinventeringen genomfördes med hjälp av en klave för mätning av stamdiameter på levande träd och död ved inom provytorna. En och samma Morakniv av modell ”Companion spark” användes vid knivtestet av död ved och lågor vid inventering av rosenticka. Vid inventering av lunglavar och gelélavar användes en vattenspruta för att fukta bålarna inför artbestämning och mätning av bältäckning. Gelélavarnas bältäckning mättes med hjälp av ett transparent overheadblad med ett rutnät där varje ruta motsvarade 1 cm², vilket gjorde det möjligt att rita av och beräkna bålarnas täckningsyta. Fältdata registrerades digitalt på bärbara surfplattor i förberedda Excel-protokoll (se bilaga).

3. Resultat

3.1 Återfunna arter

Av de 39 kända förekomsterna återfanns 38 under fältarbetet (Tabell 3.1). Återfyndsgrad (97 %). Den förekomsten som inte återfanns var en rapport av gelélav, vilken också var den rapport som var äldst och med störst radie (50 m).

Tabell 3.1. Inventeringsutfall per art. Reproduktion avser antalet lokaler där arten uppvisade synliga reproduktionsstrukturer: fruktkroppar för rosenticka och soral, isidier eller apothecier för lavarna.

Art		Antal lokaler	Besökta	Återfunna	Reproduktion
Rosenticka		11	11	11	10
Lunglav		12	12	12	7
Gelélavar		16	16	15	13
TOTALT		39	39	38	30

Reproduktionen skilde sig mellan arterna. Rosentickan hade färska fruktkroppar på 10 av 11 lokaler (91 %) och gelélavarna hade apothecier på 13 av 15 återfunna lokaler (87 %). Lunglaven avvek genom att helt sakna sexuell reproduktion. Apothecier påträffades inte på någon av de tolv lokalerna. Däremot noterades vegetativa diasporer i form av soral eller isidier på 7 av 12 lokaler (58 %), medan arten på övriga fem lokaler förekom som bålur utan synliga reproduktionsstrukturer.

3.2 Bevarandestatus, habitat- och substratbedömning

Sammanställd totalstatus per art visas i Tabell 3.2. Av 38 statusbedömda lokaler klassades 14 i klassen *gynnsam*, 18 i klassen *otillräcklig* och 6 i klassen *dålig* (G18 ej bedömd). Mönstret skiljer sig tydligt mellan arterna. Rosenticka hade ingen lokal i klassen dålig, övervikten av otillräcklig (8 av 11) förklaras nästan uteslutande av substratkriteriet (habitat), inte av populationen. Lunglav var den art som stod sämst till, med en tredjedel av lokalerna (4 av 12) i klassen dålig. Gelélavar hade den största andelen gynnsamma lokaler (8 av 16), men uppvisar samtidigt störst spridning i utfall.

Tabell 3.2. Lokal bevarandestatus per art (antal lokaler). Totalstatus bestäms av det sämst utfallande delkriteriet enligt principen *one out, all out*.

Art		Gynnsam	Otillräcklig	Dålig	Ej bedömd
Rosenticka		3	8	0	0
Lunglav		3	5	4	0
Gelélavar		8	5	2	1
TOTALT (antal)		14	18	6	1
TOTALT (%)		36 %	46 %	15 %	3 %

För att visa *vilket* delkriterium som drev totalstatusen bryts bedömningen ned per delkriterium i Tabell 3.3. Eftersom totalstatus sätts av det sämsta delkriteriet är det denna nedbrytning, snarare än totalstatusen ensam, som pekar ut orsaken.

Tabell 3.3. Antal lokaler där respektive delkriterium bedömdes som *dålig*, samtliga tre fokusarter sammanslagna (n = 38 statusbedömda lokaler). En lokal kan ha fler än ett delkriterium i klassen *dålig*, varför summan överstiger antalet lokaler med *dålig* totalstatus.

Delkriterium	Antal Dålig
Population	4
Utbredning	2
Habitat	4
Framtidsutsikter	0

Sett över alla arter är det i första hand population och habitat som oftast begränsar (4 lokaler klassificerades i klassen *dålig* vardera), följt av utbredning (2 lokaler), medan framtidsutsikter aldrig gav utfallet *dålig* (0 lokaler). Anledningen till framtidsutsikternas status är att ingen av lokalerna var planerade för avverkning och att Färna ekopark ingår i ett naturvårdsavtal som först ska förnyas år 2055. I de fall då statusen hamnade på otillräcklig var det på grund av eventuella fel i målklassning och/eller eftersatt skötsel.

Delkriterierna faller ut olika för de tre arterna:

- Rosenticka begränsas genomgående av habitat/substrat: 7 av 11 lokaler *otillräckliga* på habitat, medan population, utbredning och framtidsutsikter nästan alltid är *gynnsamma*. Substratmättet (grov gränlåga, m³/ha) låg i medeltal på 160,8 m³/ha mot tröskelvärdet 20 m³/ha. Att habitat ändå oftast blir *otillräcklig* trots höga volymer beror på att det inte finns några grova levande granar kvar inom provytan.
- Lunglav begränsas främst av utbredning/konnektivitet (8 av 12 *otillräckliga*, 1 *dålig*) och av population på de fyra lokaler som klassats som *dålig*. De dåliga lokalerna kännetecknas av få bålar i dåligt skick och torra växtplatser.
- Gelélavar har jämnast profil: flertalet delkriterier *gynnsamma*, med enstaka *dåliga* utfall på habitat och utbredning.

3.3 Störningars påverkan

Vid varje återfunnen lokal registrerades störningstyp samt dess omfattning (liten/måttlig/stor). Registreringen medger den mest dominerande störningen för varje lokal (Tabell 3.4).

Tabell 3.4. Dominerande störningstyp per lokal (antal av 38 återfunna lokaler).

Störningstyp	Antal	Andel
Granbarkborre	15	39 %
Igenväxning	11	29 %
Gallring	4	10 %
Uttorkning	3	8 %
Stormfällning	3	8 %
Avverkning	1	3 %
Ingen	1	3 %
Brand	0	0 %
Bäver	0	0 %
Klövviltsbete	0	0 %
SUMMA:	38	100 %

Två störningstyper dominerar: granbarkborreangrepp (15 lokaler) och igenväxning (11 lokaler). Tillsammans utgör de närmare 70 procent av lokalerna.

Granbarkborre registrerades som dominerande störning på samtliga elva rosentickelokaler samt på fyra lunglavlokaler. På gelélavslokalerna var igenväxning den vanligaste störningen och sammanföll med de svagaste utfallen. För lunglaven visade flera *dåliga* och *otillräckliga* lokaler tecken på beskuggning eller uttorkning, och de tre lunglavlokaler som klassats som torra växtplatser tillhörde samtliga lokalerna med sämst status. Uttorkning registrerades som dominerande störning på ytterligare tre lokaler.

3.4 Påträffade naturvårdsarter

Inom provytan med radien 20 meter inventerades samtliga 39 lokaler på övriga naturvårdsarter. Sammanfattningsvis så gjordes 83 fynd av 32 olika arter (Bilaga 2). Sjutton av de 32 arterna är rödlistade, tretton i kategorin nära hotad (NT) och fyra i kategorin sårbar (VU), medan fjorton är upptagna som signalarter. Skinnlav var den vanligaste arten och noterades på 15 av de 39 lokalerna, följd av ullticka på elva. I genomsnitt registrerades 2,1 naturvårdsarter per lokal.

Särskilt nämnvärda fynd var en ny lokal för rosenticka, fyra nya för gelélavar och tre nya för apelticka. Apelticka (*Aurantiporus fissilis*, VU) saknas i tidigare rapporteringar från ekoparken och var de första registrerade fynden i Skinnskattebergs kommun.

Registreringen av naturvårdsarter var ett komplement till habitatbedömningen och utgör inte en fullständig artinventering. Eftersökstiden varierade mellan lokalerna och styrdes av fokusarten, varför antalet lokaler per art ska läsas som hur ofta arten noterades snarare än som en skattning av artens verkliga frekvens i ekoparken. Signalarter noterades endast översiktligt, eftersom lokalerna redan hade dokumenterade naturvärden. Två samband mellan naturvårdsarter och förekomst av fokusarter framträdde tydligt. Ullticka (*Phelliniduum ferrugineofuscum*) noterades på 10 av de 11 lokalerna med rosenticka. För *Collema* så hade 12 av 16 lokaler även förekomster med skinnlav (*Leptogium*

saturninum) och vid flera tillfällen påträffades bålar växande alldeles intill varandra.

3.5 Förvaltningsanalys

Skötseln följer förvaltningsplanen men inte fullt ut arternas krav. Genomförd skötsel bedömdes överensstämma med skötselplanens mål på 27 av 39 lokaler, medan endast 16 av 39 bedömdes fullt ut överensstämma med fokusartens habitatkrav. Fjorton lokaler bedömdes delvis överensstämma och sju inte alls. Målklassningen dominerades av naturvårdsmål orörd (18 lokaler) och naturvårdsmål skötsel (15 lokaler).

4. Diskussion

I detta kapitel tolkas och värderas studiens resultat mot de tre frågeställningarna. Avsnitt 4.1 behandlar i vilken utsträckning fokusarterna kvarstår på sina tidigare dokumenterade lokaler och vad detta kan säga om deras tillstånd. Avsnitt 4.2 behandlar hur registrerade störningar förhåller sig till substrattillgång och habitatkvalitet, och avsnitt 4.3 hur målklassning och genomförd skötsel förhåller sig till skötselplanens intentioner och arternas habitatkrav. Avslutningsvis behandlas slutsatser och rekommendationer, etiska överväganden samt förslag till vidare forskning.

4.1 Återfynd och status

Studiens mest påtagliga resultat är att arterna finns kvar. Av 39 tidigare dokumenterade lokaler återfanns arterna på 38 (97 %). Rosenticka och lunglav påträffades på samtliga besökta lokaler (100 %) och gelélavar på 15 av 16 (94 %). För rosentickan var detta väntat eftersom samtliga rapporter var från 2021 – 2026, medan flera lavfynd härrörde från 2002 – 2009.

Återfyndsgraden är dock ett smalare mått än den först kan framstå som. För det första säger återfynd inget om förekomstens storlek. Populationskriteriet har i denna studie definierats som andel kvarvarande av känd förekomst, men för flertalet lokaler saknas mängduppgifter i utgångsmaterialet. Att arten återfinns innebär därför inte att den är lika riklig som tidigare. För det andra begränsas urvalet av lokaler till de där arten redan har rapporterats, vilket gör 38 av 39 till ett mått på persistens snarare än ett mått på artens utveckling i ekoparken som helhet. För det tredje är detekterbarheten ojämn. Inventeringen genomfördes till övervägande del i torra förhållanden, och den enda lokal där arten inte återfanns byggde både på den äldsta uppgiften och den med störst sökradie.

Att arterna finns kvar utesluter samtidigt inte att deras tillstånd kan ha förändrats. Av de 38 statusbedömda lokalerna klassades 14 som gynnsamma, 18 som otillräckliga och sex som dåliga. Återfynd och statusbedömning mäter olika saker: återfynd beskriver förekomst, medan statusbedömningen även väger in substratets och värdträdens fortbestånd, rumsliga fördelning och habitatkvalitet. Eftersom motsvarande information om dessa kriterier saknas för tidpunkten för de historiska fynden går det dock inte att avgöra hur den lokala bevarandestatusen har förändrats över tid. Historiska data om exempelvis substrat, värdträd och habitatkvalitet hade därför kunnat visa om förutsättningarna för arternas långsiktiga fortlevnad och nyetablering har förbättrats eller försämrats, vilket i sin tur hade kunnat ge en annan bild av arternas statusutveckling.

Två delar av bedömningsramen påverkar också hur resultatet bör tolkas. Eftersom det sämsta delkriteriet avgör totalstatusen enligt one out, all out (Naturvårdsverket 2010), måste alla fyra delkriterier vara gynnsamma för att lokalen ska klassas som gynnsam. Nedbrytningen per delkriterium säger därför mer än totalstatusen ensam. Framtidsutsikter skiljde däremot dåligt mellan lokalerna eftersom kriteriet bedömdes som otillräckligt på sju lokaler, aldrig som dåligt och aldrig var ensamt begränsande. Eftersom bedömningen utgick från planerade åtgärder och formellt

skydd, som i stort sett är gemensamt för området, säger detta mer om bedömningsmetoden än om arternas faktiska framtid.

4.1.1 Rosenticka

Rosentickan återfanns på samtliga elva lokaler och var fertil på tio, vilket är det starkaste populationsutfallet i materialet. Populationen bedömdes som gynnsam på nio lokaler och dess utbredning på tio, medan habitatkriteriet bedömdes som otillräckligt på sju. Begränsningen ligger därmed främst i habitatets långsiktiga kvalitet snarare än i den nuvarande substratmängden.

Volymen grov granlåga överstiger tröskelvärdet på samtliga lokaler, medan den grövsta levande granen tydligare skiljer lokalerna åt. Samtliga lokaler med gynnsamt habitat hade en grövsta levande gran med brösthöjdsdiameter på minst 32 cm, medan samtliga lokaler med en grövsta levande gran på högst 24 cm bedömdes som otillräckliga.

Eftersom en låga successivt åldras ur det brukbara nedbrytningsintervallet förutsätter förekomsten fortlöpande nybildning av grovt substrat (Jönsson et al. 2008). Den centrala frågan för rosentickan är därför inte om substrat finns idag, utan hur substratflödet ser ut om två till fyra decennier.

4.1.2 Lunglav

Lunglaven återfanns på samtliga tolv lokaler men var fertil på endast sju, och fyra lokaler klassades som dålig. Utbredning klassades som otillräcklig på åtta lokaler och dålig på en, vilket är förenligt med artens huvudsakligen vegetativa kortdistansspridning (Walser et al. 2001), där etablering dessutom kan vara en större begränsning än själva spridningen (Werth et al. 2006). Population var begränsande på de fyra sämsta lokalerna, som kännetecknades av få bålar i dåligt skick på torra växtplatser.

Flera mekanismer kan förklara detta. Förändrad ljus- och fuktregim påverkar bålarnas vitalitet direkt (Gauslaa 2014), medan värdträdskontinuitet och avstånd mellan lämpliga träd påverkar möjligheten till nyetablering (Öckinger et al. 2005; Juriado et al. 2011). Avsaknaden av apothecier kan däremot inte tidsättas och kan därför vara både ett långvarigt tillstånd och en följd av senare förändringar i habitatet.

4.1.3 Gelélavar

För gelélavarna var andelen gynnsamma lokaler högst i materialet, åtta av 15 bedömda lokaler, och gruppen var fertil på 13 av de 15 lokaler där den återfanns. Population var gynnsam på tolv lokaler, medan habitat och utbredning oftare begränsade totalstatusen. Samtidigt var spridningen i totalstatus störst för gruppen, med två lokaler i klassen dålig och en lokal där gruppen inte återfanns. Gruppen är knuten till basrik bark, framför allt på asp (Gauslaa 1985; Nitare 2023), och etableringen kan vara en viktigare begränsning än själva spridningsavståndet (Hedenås & Ericson 2000; Kuusinen 1996). Skillnader mellan lokaler kan därför i hög grad förklaras av förekomsten av lämpliga

värdträd och av om aspföryngring sker. Detta gör värdträdsrekrytering central för den långsiktiga kontinuiteten.

4.2 Störningarnas förhållande till substrattillgång och habitatkvalitet

Frågeställning två gäller hur störningar påverkat substrattillgång och habitatkvalitet. Det mest informativa i materialet är inte störningarnas frekvens utan deras riktning och tidshorisont. Granbarkborren illustrerar detta tydligt. På samtliga elva rosentickelokaler registrerades angreppen som en positiv effekt på populationen i nuläget, men på sju lokaler samtidigt som en negativ effekt på habitatet framåt. Samma störning kan alltså gynna arten på kort sikt och missgynna den på längre sikt. Omfattande angrepp har skapat ett tillskott av grova granlågor, men samtidigt minskat beståndet av grova levande granar som skulle ha producerat framtida substrat.

För lavarna är bilden annorlunda. Igenväxning förekom som främsta eller övrig störning på ungefär hälften av lavlokalerna, och fem av de sex lokaler som klassades som dåliga hade igenväxning registrerad. Effekten bedömdes nästan genomgående negativ för habitatet, vilket är förenligt med att ljus- och fuktregim är avgörande för epifytiska lavars förekomst och vitalitet (Gauslaa 2014). Samtidigt registrerades gallring, röjning och plockhuggning som positiva habitatåtgärder på fem gelélavslokaler. Detta visar att störningar inte kan värderas som entydigt positiva eller negativa utan behöver relateras till artens habitatkrav och till när i tiden effekten uppstår.

På en lunglavslokal beskrevs en mer komplex succession där inväxande gran först slagit ut en del aspar och därefter själv dukat under för granbarkborre. Förekomsten står nu starkt solblekt samtidigt som lämpliga värdträd saknas i mellanskiktet. Exemplet visar att både långsam igenväxning och ett hastigt ljusinsläpp kan påverka samma art negativt. Effekten av en förändrad ljusregim beror även på hur snabbt förändringen sker och om framtida värdträd finns (Gauslaa & Solhaug 1999; Juriado et al., 2011).

4.3 Förvaltning, målklassning och skötsel

Frågeställning tre gäller hur nuvarande målklassning och genomförd skötsel förhåller sig till skötselplanens intentioner och arternas habitatkrav. Studiens centrala resultat är skillnaden mellan planföljsamhet och habitatuppfyllelse. Skötseln följer i allt väsentligt förvaltningsplanen, men planföljsamhet innebär inte automatiskt att arternas krav tillgodoses. Skillnaden är särskilt tydlig för lunglaven, där ingen lokal bedömdes uppfylla habitatkraven fullt ut trots att merparten låg i linje med planens mål.

En förklaring är att målen huvudsakligen är formulerade på bestånds- och naturtypsnivå, medan de begränsande faktorerna för arterna ofta finns på trädnivå: enskilda värdträd, deras beskuggning och tillgången på ersättningsträd i mellanskiktet.

En ytterligare aspekt är den tidsmässiga skillnaden mellan skötselplanens mål och arternas långsiktiga habitatkrav. Målklassningen beskriver en önskad utveckling av beståndet över tid, medan arternas habitatkrav behöver vara uppfyllda kontinuerligt och även omfatta tillgången på framtida värdträd. För epifytiska lavar kan förlusten av befintliga värdträd få konsekvenser först på längre tidsskalor, eftersom nya lämpliga värdträd behöver finnas tillgängliga för att upprätthålla populationerna. Fedrowitz et al. (2012) visade att flera ovanliga epifytiska lavar löpte betydande risk för lokalt utdöende inom 50 år i områden med få värdträd, och framhöll att en kontinuerlig tillgång på gamla värdträd är viktig för att kompensera för förlusten av befintliga värdträd. För långsiktig bevarandestatus är det därför inte tillräckligt att bedöma om lämpliga värdträd finns vid en given tidpunkt, utan även om det finns en kontinuerlig tillgång på sådana träd över tid.

Brand registrerades inte som störning på någon av lokalerna, trots att brand historiskt varit en formande process i dessa skogstyper. För de undersökta arterna är avsaknaden av brand inte direkt negativ eftersom ingen av dem är brandberoende. Konsekvensen ligger i stället i hur framtidens värdträd ska uppstå. Enligt ekoparksplanen har det i praktiken inte brunnit i området under 1900-talet, vilket innebär att den värdträdsgeneration som föryngrades efter den senaste branden i flera fall saknar efterträdare.

Detta kan bidra till att förklara dagens mönster, där igenväxning är en vanlig process och där utbredning respektive habitat är begränsande för lavarna och rosentickan. För lavarna har värdträdsförekomsten på flera lokaler därför blivit beroende av återkommande skötsel snarare än av en självunderhållande störningsdynamik. Aktiv skötsel kan därmed behövas även i områden som klassats som orörda.

4.4 Slutsatser och rekommendationer

Nedanstående slutsatser bör läsas mot studiens begränsningar, i synnerhet avsaknaden av referenslokaler och tidsserier.

Ekoparkens areal och den naturliga störningsdynamiken bör beaktas i ett längre tidsperspektiv. Även om Färna ekopark omfattar cirka 4 000 hektar är det inte självklart att området är tillräckligt stort för att naturliga störningar ensamma ska kunna skapa och upprätthålla en kontinuerlig tillgång på lämpliga habitat och värdträd för de studerade arterna. När den historiska störningsdynamiken har förändrats kan aktiv skötsel därför behövas för att kompensera för de habitat som inte längre återskapas naturligt. Samtidigt kan ett förändrat klimat påverka både störningsregimer och skogens utveckling framöver, exempelvis genom förändrade brandförhållanden, torka och traddödlighet.

Fokusarterna kvarstår på 38 av 39 tidigare dokumenterade lokaler. Den sammanvägda bevarandestatusen bedömdes som gynnsam på 14 lokaler, otillräcklig på 18 och dålig på 6. Uppföljning som enbart bekräftar förekomst riskerar därför att ge en ensidig bild och bör kombineras med bedömningar av substrat- och värdträdskontinuitet.

Framtida åtgärder behöver anpassas efter art. För rosentickan är målklassen orörd sannolikt lämplig på kort sikt, men framtida rekrytering av grovt substrat bör följas. Uttag av vindfällan och barkborredödade träd bör undvikas i och intill lokalerna, medan angränsande granbestånd kan utvecklas mot olikåldriga och flerskiktade strukturer.

För lunglaven bör åtgärder riktas mot värdträdens vitalitet och framtida värdträdsrekrytering. Selektiv plockhuggning av inväxande gran kring kända värdträd bör ske gradvis, samtidigt som lämpliga värdträd i mellanskiktet säkras. För gelélavarna bör tyngdpunkten ligga på värdträdsrekrytering. Åtgärder som gynnar aspföryngring och motverkar igenväxning är angelägna, men bör genomföras så att ett alltför kraftigt ljusinsläpp och uttorkning undviks.

Sammantaget visar resultaten att skötseln följer planen bättre än den följer arternas habitatkrav. Målklassen orörd bör därför inte behandlas som liktydig med gynnsam utveckling i avsaknad av vissa naturliga störningar. På lokaler där naturvärdena är knutna till störningsberoende lövträd kan aktiv skötsel behövas för att upprätthålla värdträds- och habitatkontinuitet.

4.5 Etik

Två etiska frågor aktualiserades under arbetet. Den första rör metodens påverkan på de undersökta organismerna. Båltäckningen hos gelélavar bestämdes genom kalkering på OH-film, vilket förutsätter att bälarna fuktas för att anta sin normala storlek. Metoden innebär därmed ett direkt ingrepp genom att fuktregimen störs tillfälligt och filmen ligger an mot bälarna, med risk för mekanisk skada och att material från filmen lämnas kvar på substratet. Påverkan på enskilda bälor är sannolikt begränsad, men den bör vägas mot mätvärdets nytta. Icke-kontaktbaserade metoder, exempelvis fotografering med referensskala och efterföljande digital arealbestämning, bör därför övervägas i framtida uppföljningar.

Den andra frågan rör hanteringen av fyndplatsdata. Detaljerade koordinater för rödlistade arter kan användas både för att skydda och exploatera en lokal, och för vissa arter tillämpar Artportalen därför skyddsklassning. I denna studie redovisas lokalerna med namn och kod men utan fullständiga koordinater i den publicerade texten, medan det fullständiga underlaget lämnas till förvaltaren. Denna avvägning bör göras medvetet vid uppföljningar av detta slag.

4.6 Vidare forskning

Fyra frågor framstår som mest angelägna för fortsatt arbete. Uppföljande återbesök under fuktiga förhållanden behövs för att avgöra om det uteblivna återfyndet av gelélav utgör en faktisk förlust eller ett detektionsbortfall. Lavarnas synlighet varierar starkt med fukttillståndet och en enda besöksomgång kan inte skilja de två.

Gelélavarna bör artbestämmas närmare. I denna studie behandlades de som ett aggregat, men aggregatet rymmer arter inom olika rödlistekategorier. En

bedömning på aggregatnivå kan därför dölja att den mest hotade arten minskar samtidigt som en vanligare ökar, och den kan inte heller användas för att följa enskilda arters utveckling över tid. Säker artbestämning kräver mikroskopering av sporer samt undersökning av apothecier och bålmorfologi, vilket inte rymdes inom arbetets tidsram. En uppföljning kan förslagsvis artbestämma varje förekomst eller redovisa vilka av de tre gelélavarna som ingår i aggregatet på varje enskild lokal. Närmare artbestämning av gelélavarna skulle också kunna upptäcka en fjärde art i gruppen. Grynig gelélav (*Collema subflaccidum*, EN) som är känd från angränsande landskap och svår att skilja från stiftgelélav i fält.

Den genetiska variationen inom och mellan förekomsterna är okänd. Frågan påverkar resultaten eftersom lunglaven saknade apothecier på samtliga lokaler och därmed sannolikt spridit sig vegetativt, vilket innebär att en lokal med många bålar i praktiken kan bestå av ett fåtal kloner. Antalet bålar säger då lite om populationens effektiva storlek eller om dess förmåga att anpassa sig till förändrade förhållanden, och två lokaler som var för sig framstår som livskraftiga kan tillhöra samma genetiska individ. Molekylära metoder har använts för att beskriva populationsstruktur och spridningsmönster hos *Lobaria pulmonaria* (Walser et al. 2001; Werth et al. 2006), och sjunkande sekvenseringskostnader gör motsvarande analyser möjliga i praktiskt uppföljningsarbete. En sådan studie skulle kunna avgöra om lokalerna i ekoparken motsvarar lika många genetiskt skilda populationer eller ett betydligt mindre antal kloner.

Slutligen bör konnektivitetsgränserna prövas empiriskt i landskapet, eftersom den övre gränsen i denna studie vilar på ett operativt antagande snarare än på mätdata. Allteftersom ny kunskap och forskning tillkommer kan kriterierna och tröskelvärdena förfinas och anpassas på lokal nivå.

Referenser

Bitterlich, W. (1984). *The relascope idea: relative measurements in forestry*. Commonwealth Agricultural Bureaux.

Edman, M., Gustafsson, M., Stenlid, J. & Ericson, L. (2004). Abundance and viability of fungal spores along a forestry gradient – responses to habitat loss and isolation? *Oikos*. 104 (1), 35 – 42. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12454.x>

Europeiska kommissionen (2023). *Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Guidelines on concepts and definitions – Article 17 of Directive 92/43/EEC, Reporting period 2019–2024*. https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17/Reporting2025/Final%20Guidelines%20Art.%2017_2019-2024.pdf [2026-08-10]

Fedrowitz, K., Kuusinen, M., & Snäll, T. (2012). Metapopulation dynamics and future persistence of epiphytic cyanolichens in a European boreal forest ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 49(2), 493–502. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02113.x>

Gauslaa, Y. (1985). The ecology of *Lobaria pulmonariae* and *Parmelia caperatae* in *Quercus* dominated forests in south-west Norway. *The Lichenologist*. 17 (2), 117–140. <https://doi.org/10.1017/S0024282985000184>

Gauslaa, Y., & Solhaug, K. A. (1999). High-light damage in air-dry thalli of the old forest lichen *Lobaria pulmonaria*—Interactions of irradiance, exposure duration and high temperature. *Journal of Experimental Botany*, 50(334), 697–705. <https://doi.org/10.1093/jxb/50.334.697>

Gauslaa, Y. (2014). Rain, dew, and humid air as drivers of morphology, function and spatial distribution in epiphytic lichens. *The Lichenologist*. 46 (1), 1–16. <https://doi.org/10.1017/S0024282913000753>

Hedenås, H. & Ericson, L. (2000). Epiphytic macrolichens as conservation indicators: successional sequence in *Populus tremula* stands. *Biological Conservation*. 93 (1), 43 – 53. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00113-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00113-5)

Hedenås, H., Bolyukh, V.O. & Jonsson, B.G. (2003). Spatial distribution of epiphytes on *Populus tremula* in relation to dispersal mode. *Journal of Vegetation Science*. 14 (2), 233 – 242. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02148.x>

Hämäläinen, A., Runnel, K., Ranius, T. & Strengbom, J. (2024). *Diversity of forest structures important for biodiversity is determined by the combined effects of productivity, stand age, and management*. *Ambio*, 53, 718 – 729. <https://doi.org/10.1007/s13280-023-01971-9>

Jacobsson, J., Fridman, J., Axelsson, A.-L. & Milberg, P. (2025). *An aging population? A century of change among Swedish forest trees*. Forest Ecology and Management, 580, 122509. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.122509>

Johansson, M., Cromsigt, J., Dressel, S., Ericsson, G., Felton, A., Neumann, W., Pfeffer, S., Sandström, C., Singh, N.J., Sjölander-Lindqvist, A., Spitzer, R., Widemo, F. & Widén, A. (2023). *Adaptiv sam- och flerartsförvaltning av klövvilt*. (Rapport 7108). Naturvårdsverket.

Jönsson, M.T., Edman, M. & Jonsson, B.G. (2008). Colonization and extinction patterns of wood-decaying fungi in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Ecology*. 96 (5), 1065 – 1075. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01411.x>

Jüriado, I., Liira, J., Csencsics, D., Widmer, I., Adolf, C., Kohv, K. & Scheidegger, C. (2011). Dispersal ecology of the endangered woodland lichen *Lobaria pulmonaria* in managed hemiboreal forest landscape. *Biodiversity and Conservation*. 20 (8), 1803 – 1819. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0062-8>

Kuusinen, M. (1996). Cyanobacterial macrolichens on *Populus tremula* as indicators of forest continuity in Finland. *Biological Conservation*. 75 (1), 43 – 49. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00039-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00039-9)

Larjavaara, M. & Muller-Landau, H.C. (2010). Comparison of decay classification, knife test, and two penetrometers for estimating wood density of coarse woody debris. *Canadian Journal of Forest Research*. 40 (12), 2313 – 2321. <https://doi.org/10.1139/X10-170>

Lindenmayer, D.B. & Franklin, J.F. (2002). *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press.

Lindman, L., Öckinger, E. & Ranius, T. (2022). Microclimatic conditions mediate the effect of deadwood and forest characteristics on a threatened beetle species, *Tragosoma depsarium*. *Oecologia* 199, 737 – 752. <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05212-w>

Marissink, M. (2025). *Artportalen 25 år – en hörnsten i svensk naturvård*. <https://www.slu.se/artdatabanken/rapportering-och-fynd/artportalen/artportalen-25-ar/artportalen-25-ar-en-hornsten-i-svensk-naturvard/> [2026-07-22]

Müller, J. & Bütler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*. 129 (6), 981 – 992. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>

Naturvårdsverket (2010). *Manual för uppföljning i skyddade områden: skyddsvärda lavar och mossor. Version 4.0.* (UF – 13). Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2012). *Manual för uppföljning av skog i skyddade områden. Version 4.0.* (UF-09). Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2026). *Rapportering av status för arter och livsmiljötyper.* <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/biologisk-mangfald/vart-arbete-med-biologisk-mangfald/rapportering-av-status-for-arter-och-livsmiljotyper/> [2026-08-10]

Niklasson, M. & Nilsson, S.G. (2025). *Skogsdynamik och arters bevarande: bevarandebiologi, skogshistoria, skogsekologi och deras tillämpning i Sydsvensk landskap*. 2. uppl., Studentlitteratur.

Nitare, J. (2023). *Skyddsvärd skog: naturvårdsarter och andra kriterier för naturvärdesbedömning*. 3. uppl., Skogsstyrelsen.

Næsset, E. (1999). Relationship between relative wood density of *Picea abies* logs and simple classification systems of decayed coarse woody debris. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 14 (5), 454 – 461.
<https://doi.org/10.1080/02827589950154159>

Parisi, F., Pioli, S., Lombardi, F., Fravolini, G., Marchetti, M. & Tognetti, R. (2018). *Linking deadwood traits with saproxylic invertebrates and fungi in European forests – a review*. *iForest* 11: 423 – 436.
<https://doi.org/10.3832/for2670-011>

Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (EGT L 206, 22.7.1992, 7 – 50).
<http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj> [2026-08-01]

SCB (2026). *Formellt skyddad skogsmark, frivilliga avsättningar, hänsynsytor samt improduktiv skogsmark 2025*. Statistiska centralbyrån.
<https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/boende-bebyggelse-och-mark/markanvandning/skogsmark-for-naturvardsandamal/pong/statistiknyhet/formellt-skyddad-skogsmark-frivilliga-avsattningar-hansynsytor-samt-improduktiv-skogsmark-2025> [2026-08-01]

Skogskunskap (2024). *Vad är naturvårdande skötsel?*
<https://www.skogskunskap.se/skota-skog/fler-skotselmetoder/naturvardande-skotsel/vad-ar-naturvardande-skotsel/> [2026-08-01]

Skogsstyrelsen (2022). *Levande skogar: fördjupad utvärdering 2023*. (Rapport 2022/12). Skogsstyrelsen. <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/rapporter/rapporter-20222021202020192018/rapport-2022-12-levande-skogar---fordjupad-utvardering-2023.pdf> [2026-07-23]

SLU Artdatabanken (2026). *Rödlistade arter i Sverige 2025*. (SLU Artdatabanken rapporterar 37). SLU Artdatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet.
<https://doi.org/10.54612/a.6scftkgu7u>

SLU Artdatabanken (2026). *Artfakta: gelélavar (Collema-arter)*. <https://artfakta.se/taxa/1007877> [2026-07-28]

SLU Artdatabanken (2026). *Artfakta: lunglav (Lobaria pulmonaria)*. <https://artfakta.se/taxa/6458> [2026-07-28]

SLU Artdatabanken (2026). *Artfakta: rosenticka (Fomitopsis rosea)*. <https://artfakta.se/taxa/658> [2026-07-28]

Sveaskog (2005). *Ekoparksplan Färna*. Sveaskog. <https://www.sveaskog.se/globalassets/jakt-fiske-och-friluftsliv/ekoparker/ekoparksplan-farna.pdf> [2026-07-23]

Sveaskog (2013). *Naturvården i Ekopark Färna*. <https://www.sveaskog.se/upplev-naturen/besöksomraden/ekopark-farna/naturvarden/> [2026-07-22]

Sveriges lantbruksuniversitet (u.å.). *Granbarkborren – biologi, skador och aktuell forskning*. <https://granbarkborre.slu.se/> [2026-07-22]

Söderberg, U. (1992). *Funktioner för skogsindelning: höjd, formhöjd och barktjocklek för enskilda träd*. (Rapport 52). Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogstaxering.

Thompson, S., Vehkaoja, M.C. & Nummi, P.J. (2016). Beaver-created deadwood dynamics in the boreal forest. *Forest Ecology and Management*. 360, 1 – 8. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.019>

Walser, J.-C., Zoller, S., Büchler, U. & Scheidegger, C. (2001). Species-specific detection of *Lobaria pulmonaria* (lichenized ascomycetes) diaspores in litter samples trapped in snow cover. *Molecular Ecology*. 10 (9), 2129 – 2138. <https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2001.01353.x>

Werth, S., Wagner, H.H., Gugerli, F., Holderegger, R., Csencsics, D., Kalwij, J.M. & Scheidegger, C. (2006). Quantifying dispersal and establishment limitation in a population of an epiphytic lichen. *Ecology*. 87 (8), 2037 – 2046. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2037:QDAELI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2037:QDAELI]2.0.CO;2)

Wikars, L.-O. & Hedenås, H. (2010). *Åtgärdsprogram för hotade arter på asp i Norrland 2010 – 2014*. (Rapport 6393). Naturvårdsverket.

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 (3), 759 – 773. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-4535-x>

Öhrn, P., Kärvmö, S., Johansson, T., Roberge, J.-M. & Schroeder, M., 2023. *Different triggers, different stories: Bark-beetle infestation patterns after storm and drought-induced outbreaks*. *Forest Ecology and Management*, 549, 121525. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121525>

Bilagor

Bilaga 1. Bedömningsmatriser för lokal bevarandestatus

Bedömningsmatris – rosenticka (Fomitopsis rosea)

Bedömningen görs i tre nivåer per delkriterium (gynnsam, otillräcklig eller dålig) mot tröskelvärdena nedan. Totalstatus per art bestäms av det sämst utfallande delkriteriet ("one out, all out").

Delkriterium	Källa / referens	Gynnsam	Otillräcklig	Dålig
Population (förekomst)	Persistens samt vitalitet/förnyring (Jönsson et al. 2008, artfaktblad)	Kvarstår på lokalen; stabil/ökande; reproduktion påvisad (färska fruktkroppar); förekomsten förnyas på lågor i brukbart nedbrytningsintervall (~klass 2–4).	Kvarstår med hög persistens men låg vitalitet/inga färska fruktkroppar, ELLER förekomsten i huvudsak på lågor som äldras ur intervallet (mot klass 5) utan förnyelse på färskare ved.	Kvarstår men tydligt minskande; få/inga vitala fruktkroppar; ELLER förekomst enbart på klass 5-lågor som fragmenteras/försvinner, utan etablering på färskare lågor.
Utbredning (lokal)	Förekomsternas rumsliga mönster och koloniserbara lågor (sporspridd vedsvamp) (Edman et al. 2004; Jönsson et al. 2008)	Fruktkroppar på flera lågor väl fördelade inom lokalen; koloniserbara lågor (klass 2–4) finns intill befintliga förekomster; sammanhängande lågrik skog.	Förekomster samlade till en del av lokalen; få koloniserbara lågor intill; substrat fläckvis fördelat.	Enstaka isolerade förekomster utan koloniserbara lågor i närheten; starkt fragmenterade vedrika rester.
Habitat areal & kvalitet	Grov granlåg $\varnothing \geq 20$ cm, nedbrytningsklass 2–4, fukt, rekrytering; volymtröskel efter Müller & Büller 2010 (Næsset 1999; artfaktblad)	≥ 20 m ³ /ha grov granved (lågor $\varnothing \geq 20$ cm) med representation i mellanskadier (klass 2–4); pågående nybildning; sluttet, fuktigt bestånd.	~5–20 m ³ /ha, ELLER brist i någon nedbrytningsklass / svag rekrytering / delvis uppluckrat mikroklimat.	< ~5 m ³ /ha; ingen kontinuitet/rekrytering; torr/ljusöppet.
Framtidsutsikter	Hot och förväntad habitatutveckling ~20+ år (Naturvårdsverket 2010)	Inga betydande hot; avsättningskötsel säkrar substratkontinuitet; störning inom artens tolerans; lokalen ingår i ett landskap med fler förekomster/lämpliga bestånd.	Hot finns men hanterbara; rekrytering/kontinuitet osäker; svagt landskapsammanhang.	Pågående/förväntad försämring (avverkning, uttorkning efter gallring/gap, betesskador på rekrytering, torka); isolerad i landskapet.

Population väger in de besatta lågornas nedbrytningsbana (förnyas på klass 2–4 kontra äldras mot klass 5); Habitat avser den tillgängliga substratpoolen. Volymen per objekt beräknas med formhjälpfunktioner för enskilda träd (Söderberg 1992); sektionsmätta objekt summeras över sektionerna. Rosentickans populationskriterium är inte andelsbaserat utan uttrycks som återfynd och förekomst av färska fruktkroppar, vägt mot nedbrytningsstadiet hos de lågor arten sitter på.

Bedömningsmatris – Junglav (*Lobaria pulmonaria*)

Bedömningen görs i tre nivåer per delkriterium (gynnsam, otillräcklig eller dålig) mot tröskelvärdena nedan. Totalstatus per art bestäms av det sämst utfallande delkriteriet ("one out, all out").

Delkriterium	Källa / referens	Gynnsam	Otillräcklig	Dålig
Population (förekomst)	Persistens samt vitalitet/förnyring (artfaktablad; lokal referens)	Kvarstår på ≥ 80 % av känd förekomst; stabil/ökande; reproduktion påvisad (fertila bålar/social/isidier; nya bålar); värdträden vitala.	Kvarstår på 50–80 %, ELLER hög persistens men låg vitalitet/ingen påvisad förnyring, ELLER bålar i huvudsak på äldre/de/försvagade värdträd.	Kvarstår på <50 %; tydligt minskande; få/inga vitala bålar; ELLER förekomst främst på döende/döda eller fallna värdträd.
Utbredning (lokal)	Spridning/konnektivitet; mest vegetativ kortdistansspridning (Öckinger et al. 2005; Walsler et al. 2001; Werth et al. 2006; Juriado et al. 2011)	Förekomster väl spridda; lämpliga värd-/källträd inom effektivt spridningsavstånd (~ 15 – 35 m i fältstudier; Öckinger et al. 2005, Juriado et al. 2011); ingen tydlig fragmentering.	Spridning begränsad; luckor ~ 35 – 250 m mellan lämpliga värdträd/patcher (bortom huvudsaklig vegetativ etablering ~ 30 – 50 m; Walsler et al. 2001).	Starkt fragmenterad; funktionellt isolerade förekomster långt bortom typiskt spridningsavstånd (medel ~ 35 m, max ~ 75 m; Öckinger et al. 2005); sällsynt spridning >200 m (Werth et al. 2006) kan inte påräknas.
Habitat areal & kvalitet	Gamla grova lövträd/hu (expertkalliberat förvaltningsriktvärde), åldersklasser, mikroklimat, rekrytering (Gauslaa 1985, 2014; Öckinger et al. 2005; Juriado et al. 2011)	≥ 10 lämpliga värdträd/hu i flera åldersklasser; stabilt fuktigt, halvskuggigt mikroklimat; tydlig rekrytering.	~ 3 – 10 /ha, ELLER glapp i åldersfördelning / svag rekrytering / mikroklimat delvis stört.	< 3 /ha; ingen rekrytering; uttorkat/exponerat eller igen vuxet-mörkt.
Framtidsutsikter	Hot och förväntad habitatutveckling ~ 20 + år (Naturvärdsverket 2010)	Inga betydande hot; avsättning/skötsel säkrar substratkontinuitet; störning inom artens tolerans; lokalen ingår i ett funktionellt nätverk med fler förekomster.	Hot finns men hanterbara; rekrytering/kontinuitet osäker; svagt landskapsammanhang.	Pågående/förväntad försämring (avverkning, uttorkning efter gallring/gap, betesskador på rekrytering, torrka); funktionellt isolerad i landskapet.

Population väger in de besatta värdträdens kondition (vitala kontra äldre/de/döende). Tröskeln ≥ 10 värdträd/hu är ett expertkalliberat förvaltningsriktvärde; de funktionella kraven är trädålder och barkkemi (Gauslaa 1985; Juriado et al. 2011). Populationskriteriet avser andel kvarlevande av känd förekomst, räknat som antal bålar eller bältäckning (cm^2), och förutsätter en känd tidigare förekomststorlek per lokal. Där baslinje saknas vägs kriteriet in kvalitativt.

Bedömningsmatris – gelélavar (Collema s.lat.)

Bedömningen görs i tre nivåer per delkriterium (gynnsam, otillräcklig eller dålig) mot tröskelvärdena nedan. Totalstatus per art bestäms av det sämst utfallande delkriteriet ("one out, all out").

Delkriterium	Källa / referens	Gynnsam	Otillräcklig	Dålig
Population (förekomst)	Persistens samt vitalitet/förnygring (artfaktablad; lokal referens)	Kvarstår på ≥ 80 % av känd förekomst; stabil/ökande; reproduktion påvisad (fertila bälar med apothecier; nya bälar); värdträden (asp) vitala.	Kvarstår på 50–80 %, ELLER hög persistens men låg vitalitet/ingen påvisad förnygring. ELLER bälar i huvudsak på åldrande/försvagade aspar.	Kvarstår på <50 %; tydligt minskande; få/inga vitala bälar. ELLER förekomst främst på döende/döda eller fallna aspar.
Utbredning (lokal)	Förekomsternas rumsliga mönster och koloniserbarhet inom lokalen; sporspridd, etableringsbegränsad (Hedenäs et al. 2003; Hedenäs & Ericson 2000)	Bälar på flera träd väl fördelade inom lokalen; koloniserbara lämpliga aspar finns intill befintliga förekomster.	Förekomster samlade till en del av lokalen, ELLER besatt på ensstaka träd men med koloniserbara aspar intill.	Enstaka bäl(ar) utan koloniserbara aspar i närheten; funktionellt isolerad inom lokalen.
Habitat areal & kvalitet	Basrika värdträd/ha (art-kalibrerad grovlek), fukt, beskuggning, förnygring; expertkalibrerat (Hedenäs & Ericson 2000; Kuusinen 1996; Wikars & Hedenäs 2010; Gauslaa 1985; Nilare 2019; artfaktablad)	≥ ~5–10 lämpliga basrika värdträd/ha (i Fäma främst asp; art-kalibrerad grovlek) i flera åldersklasser, med pågående förnygring av asp; fuktigt, halvskuggigt	~2–5/ha, ELLER svag/utebliven förnygring; begränsad/fläckvis basrikt substrat.	< ~2/ha; enstaka isolerade basrika träd; ingen förnygring; uttorkat.
Framtidsutsikter	Hot och förväntad habitatutveckling ~20+ år (Naturvårdsverket 2010)	Inga betydande hot; avsättnings/kötsel säkrar substratkontinuitet; störning inom artens tolerans; lokalen ingår i asprikt trakt med fler förekomster och fortsatt aspförnygring.	Hot finns men hanterbara; rekrytering/kontinuitet osäker; svagt landskappssammanhang / osäker aspölgång i trakten.	Pågående/förväntad försämring (avverkning, uttorkning efter gallring/gap, betesskador på rekrytering, torka); isolerad i landskapet; ingen asprekrytering i trakten.

Population väger in de besatta asparnas kondition (vitala kontra döende/döda). Utbredning bedöms kvalitativt (koloniserbara granntråd) eftersom Collema är etableringsbegränsad snarare än spridningsavståndsbegränsad (Hedenäs et al. 2003); inga publicerade tal per hektar finns – habitattrotskarna är expertkalibrerade. Populationskriteriet avser andel kvarvarande av känd förekomst, räknat som antal bälar eller bäläckning (cm²), och förutsätter en känd tidigare förekomststorlek per lokal. Där baslinje saknas vägs kriteriet in kvalitativt.

Bilaga 2. Påträffade naturvårdsarter

Tabell 2.1. Naturvårdsarter påträffade inom provytorna vid de 39 inventerade lokalerna i Färna ekopark 2026.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Status	Antal lokaler
Lavar		9 arter	39
Skinnlav	<i>Leptogium saturninum</i>	S	16
Bårdlav	<i>Nephroma parile</i>	S	6
Korallblylav	<i>Parmeliella triptophylla</i>	S	6
Stuplav	<i>Nephroma bellum</i>	S	4
Gelélavar	<i>Collema s.lat.</i>	NT	2
Aspgelélav	<i>Collema subnigrescens</i>	VU	1
Brunpudrad nållav	<i>Chaenotheca gracillima</i>	NT	1
Dvärgtufs	<i>Scytinium teretiusculum</i>	S	1
Stiftgelélav	<i>Collema furfuraceum</i>	NT	1
Vedlevande svampar		11 arter	25
Ullticka	<i>Phellinidium ferrugineofuscum</i>	NT	11
Apelticka	<i>Aurantiporus fissilis</i>	VU	3
Rynkskinn	<i>Hermanssonia centrifuga</i>	NT	2
Vedticka	<i>Fuscoporia viticola</i>	S	2
Brandticka	<i>Pycnoporellus fulgens</i>	S	1
Gropticka	<i>Postia guttulata</i>	NT	1
Laxporing	<i>Rhodonía placenta</i>	VU	1
Rosenticka	<i>Fomitopsis rosea</i>	NT	1
Rävticka	<i>Inocutis rheades</i>	S	1
Stor aspticka	<i>Phellinus populicola</i>	S	1
Veckticka	<i>Fomitopsis pulvinascens</i>	NT	1
Mossor		4 arter	9
Skogshakmossa	<i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i>	S	3
Guldlockmossa	<i>Homalothecium sericeum</i>	S	3
Fällmossa	<i>Antitrichia curtipendula</i>	S	2
Vedtrappmossa	<i>Crossocalyx hellerianus</i>	NT	1
Kärlväxter		3 arter	5
Knärot	<i>Goodyera repens</i>	VU	3
Grönpyrola	<i>Pyrola chlorantha</i>	S	1
Skogsklocka	<i>Campanula cervicaria</i>	NT	1

Fåglar		4 arter	5
Entita	<i>Poecile palustris</i>	NT	2
Mindre hackspett	<i>Dryobates minor</i>	NT	1
Spillkråka	<i>Dryocopus martius</i>	Nyckelart	1
Talltita	<i>Poecile montanus</i>	NT	1
Insekter		1 art	1
Blanksvart trämyra	<i>Lasius fuliginosus</i>	S	1
TOTALT		32 arter	83

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Fulltexten kommer dock i samband med att dokumentet laddas upp arkiveras digitalt.

Om ni är fler än en person som skrivit arbetet så gäller krysset för alla författare, ni behöver alltså vara överens. Läs om SLU:s publiceringsavtal här:

<https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

☒ JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.