

REVIEW ARTICLE

Received 19 March 2025 | Revised 10 September 2025 | Accepted 10 September 2025
Editor: Fredrik Andreasson

Habitatförändringars påverkan på talltitan *Poecile montanus* samt artens potential att åter häcka i Nationalstadsparken

The impact of habitat changes on the willow tit
Poecile montanus and its potential for breeding in the
National City Park (Stockholm)

Caroline Kling

M. Ladulåsgatan 15, 118 65 Stockholm, Sweden | annacarolinekling@gmail.com



Forestry in Fennoscandia has led to a structural simplification of forest landscapes, altering the conditions for bird species living in this biotope. The willow tit *Poecile montanus* has undergone a dramatic decline in the area since the 1980s. This review compiles research investigating habitat-related factors that may have contributed to this decline. Environmental parameters found to affect the survival and breeding success are understory vegetation, dead wood availability, moisture levels, forest continuity, and the presence of old-growth forest. The combined lack of these habitat features is suggested to exacerbate population declines of willow tits, highlighting the necessity of targeted conservation efforts. The continuous availability of standing decaying wood is a fundamental requirement for nesting. Other key recommendations include reducing thinning intensity, maintaining continuous forest cover, protecting old-growth forests, and restoring moist forest areas. In addition to the review, I also present a case study of the National City Park in Stockholm, where no breeding pairs of willow tits have been recorded for at least 30 years. Thinning practices and the scarcity of suitable decaying wood may be contributing factors. Expanding thinning-free areas and retaining dead birch to ensure a continuous supply of nesting sites are proposed measures that could facilitate re-establishment.

Keywords: forestry | understory | thinning | dead wood | moisture | fragmentation | old-growth forest

Citation: Kling 2026. The impact of habitat changes on the willow tit *Poecile montanus* and its potential for breeding in the National City Park (Stockholm). Ornis Svecica 36: 13–44. <https://doi.org/10.34080/os.v35.27712>. **Copyright:** © 2026 the author(s). This is an open access article distributed under the [CC BY 4.0 license](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which allows unrestricted use and redistribution, provided that the original author(s) and source are credited.

Introduktion

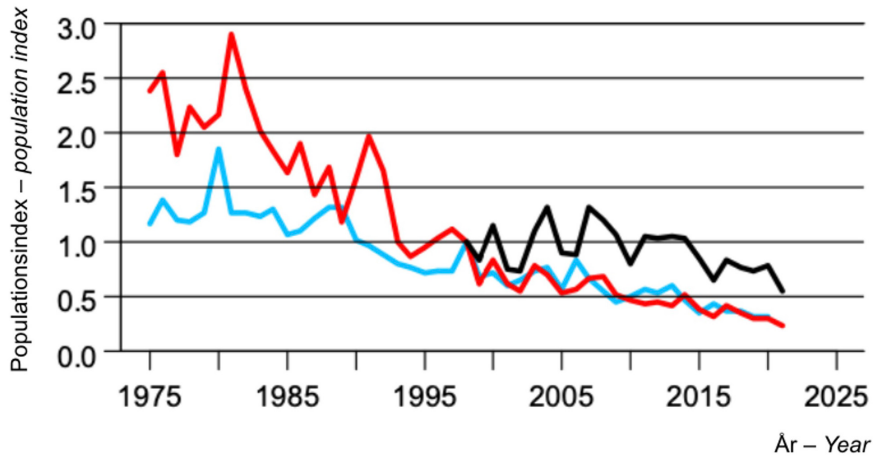
Förlusten av livsmiljöer och fragmenteringen av landskapet till följd av mänsklig aktivitet har påverkat den biologiska mångfalden (Sala m.fl. 2000) och drabbat populationer över hela världen (Robinson m.fl. 1995, Villard m.fl. 1999, Donovan och Flather 2002, Lampila m.fl. 2005). I de boreala skogarna i norra Europa har skogsbruket påverkat nästan alla skogar under de senaste 200 åren, och lämnat efter sig mindre än 1 % av den ursprungliga primärskogen (Linder och Östlund 1998). Skogsbruket har lett till en strukturell förenkling av den boreala skogen (Gauthier m.fl. 2015), och i Fennoskandia har cirka 95 % av det produktiva skogslandskapet redan genomgått en sådan förändring (Angelstam och Kuuluvainen 2004) med en kraftig minskning av biologisk mångfald som följd (Thompson m.fl. 2003). Så även om den skogstäckta ytan generellt sett har förblivit oförändrad i storlek, har skogarnas sammansättning och åldersstruktur förskjutits i mycket hög grad, från mogna skogar med varierad ålder och artsammansättning på träden, till jämnåldriga monokulturella skogsbestånd (Kouki och Väänänen 2000, Hanski 2005 i Vatka m.fl. 2014). Effekterna av skogsbruket skiljer sig således avsevärt från effekterna av naturliga störningar som boreala arter är evolutionärt anpassade till, såsom bränder och stormfällningar (Esseen m.fl. 1997).

Den här förändringen i den boreala skogen har lett till minskningar hos många fågelpopulationer (Vatka m.fl. 2014). Fåglar är en grupp där hög artrikedom vanligtvis utvecklas i skogar med högre strukturell komplexitet (Müller m.fl. 2010). Sambandet beror på att strukturellt komplexa skogar ger mer skydd under födosök (Griesser och Nystrand 2009) och erbjuder en större variation av häckningsmöjligheter (Klein m.fl. 2020a). De arter som är beroende av död ved, orörd urskog och skogar med vertikalt heterogena strukturer är extra utsatta för den negativa påverkan från skogsbruket (Virkkala 1991, Roberge m.fl. 2008, Fraixedas m.fl. 2015).

Talltitan *Poecile montanus* är en liten tätting inom familjen mesar (Paridae), med utbredningsområde inom det tempererade och subarktiska Europa och norra Asien (Snow och Perrins 1998 i Cirule m.fl. 2017). Arten har minskat kraftigt sedan i början på 1980-talet i hela Europa. Under perioden 1980–2024 var nedgången 76 % (Pan-European Common Bird Monitoring

Scheme 2025). I Sverige uppskattades populationen på 1970-talet till två miljoner par (Ulfstrand och Högstedt 1976). Förutom under en rad år runt millennieskiftet av tillfällig stabilisering (Green m.fl. 2019), har arten sedan dess varit på nedgång, och enbart under 2000-talet har ungefär en tredjedel av Sveriges talltitor förlorats (Green m.fl. 2021). Tack vare de omfattande nationella årliga inventeringarna av fåglar finns god kunskap om talltitans populationsminskning i Sverige (Green m.fl. 2022; figur 1). År 2012 beräknades antalet par till 800 000 (Ottooson 2012), vilket dalat till ca 542 000 par år 2018 (BirdLife 2021). Arten är därför numera klassad som nära hotad (NT) på svenska rödlistan (Artdatabanken SLU 2020).

Talltitan är en utpräglad stationär skogsmes som är knuten till sitt hemområde, där den etablerar sig efter ungfågelspridning, och vanligen tillbringar resten av livet (Ekman 1979, Ekman och Askenmo 1984). Den övervintrar i allmänhet i territoriella flockar med ett vinterområde i genomsnittlig storlek på 24 och maximal storlek på 34 hektar (Ekman 1979, Siffczyk m.fl. 2003). Talltitan kan häcka i såväl barr- och blandskog som i lövskog, men undviker öppna områden där den saknar skydd från predatorer (Siffczyk m.fl. 2003). Häckningsreviret etableras vanligen inom det större vinterområdet (Ekman 1979), även om vissa juvenila individer kan sprida sig och slå sig ner på nya områden om det är mer fördelaktigt (Haftorn 1999). Det genomsnittliga ungfågelspridningsavståndet för ungfåglar är ca 2 km från födelseplatsen till platsen för det första häckningsförsöket (Kumpula m.fl. 2023). Talltitan färdigställer sitt eget bo genom att hacka ut ett hålrum i en högstubbe eller ett stående murket träd med en diameter på minst 8 cm (Vatka m.fl. 2014), oftast björk *Betula pendula/pubescens*, men även al *Alnus* spp. förekommer, dock mer sällan andra träslag (Orell och Ojanen 1983). Barken behöver vara tillräckligt tunn eller med sprickor, och veden murken nog för att kunna hacka sönder och bearbeta (Vatka m.fl. 2014). Under höst och tidig vinter hamstrar talltitan, och bygger upp externa födoreserver (Brodin och Clark 1997), som senare på vintern kan utgöra upp till två tredjedelar av det dagliga energibehovet (Haftorn 1959 i Siffczyk m.fl. 2003). Den hamstrade födan utgörs av frön från en *Juniperus communis*, olika typer av dån *Galeopsis* spp., gran *Picea abies* och tall *Pinus silvestris* samt insektslarver (Brodin 1994).



FIGUR 1. Talltitans *Poecile montanus* populationsutveckling i Sverige 1975–2021. Trend baserad på tre olika inventeringsmetoder; sommarpunktrutter (röd linje), standardrutter (svart linje) och vinterpunktrutter (blå linje). Index 1 = population år 1998. Signifikant negativa trender för samtliga kurvor, $p < 0.001$. För detaljerad metodik för de olika rutterna, se Svensk fågeltaxering 2021 (Green m.fl. 2022).

– Population trend of willow tit *Poecile montanus* in Sweden 1975–2021. Trend based on three different monitoring schemes; summer point counts (red line), fixed routes (black line) and winter point counts (blue line). Index 1 = population in 1998. Significant negative trends for all curves, $p < 0.001$. For detailed methodology for the different schemes, see Swedish Bird Survey 2021 (Green et al. 2022).

Mekanismerna bakom den storskaliga nedgången av talltita är oklar (Eggers och Low 2014). Förslag har lagts fram på möjliga kopplingar till olika aspekter av förändringar i talltitans livsmiljö (bland annat Siffczyk m.fl. 2003, Vatka m.fl. 2014, Eggers och Low 2014, Virkkala 2016, Cirule m.fl. 2017, Klein m.fl. 2022, Kumpula m.fl. 2023). För att kunna genomföra bevarandeinsatser och vända utvecklingen för talltitan är det viktigt att identifiera de nyckelfaktorer som påverkar artens livsmiljöval. I den här uppsatsen sammanställs de studier som gjorts för att undersöka vilka faktorer i talltitans fysiska livsmiljö som kan tänkas ligga bakom den kraftiga populationsnedgången i de fennoskandiska skogarna, och om det är någon eller några faktorer som verkar mer avgörande än andra. Tillgången till undervegetation, död ved, fuktig miljö, större sammanhängande skogsområden eller gammal och orörd skog är faktorer som har identifierats och undersökts.

Material och metoder

Artiklar i databasen Web of Science har inhämtats via sökning på "willow tit AND habitat" med avgränsning 2000–2022, vilket genererade 140 sökträffar. Analys har gjorts utifrån sökresultatet på studier relevanta för

frågeställningen och som rör den underart som finns i Sverige och övriga nordvästra Europa, *Poecile montanus borealis*. Studierna som uppfyllt dessa kriterier är sju till antalet och utförda i Sverige, Finland och Lettland. Faktorerna som undersökts i relation till talltitan har varit graden av undervegetation, död ved, fuktighet, sammanhängande skogar (habitatstorlekskrav och fragmentering) och gammal orörd skog. Studiernas resultat inom dessa fem kriterier för talltitans habitatbehov sammanställs i tur och ordning.

Kunskapssammanställningen följs av en tillämpande fallstudie som analyserar talltitans avsaknad som häckfågel i Kungliga nationalstadsparken i Stockholm (Waldenström 2022a). Praktikfallet diskuterar utifrån uppsatsens analys tänkbara orsaker till frånvaron, och vad som skulle krävas för att få talltitan att åter häcka i parken. Är den naturvårdshänsyn som tas idag tillräcklig, eller finns förslag till ytterligare åtgärder? I denna del har Länsstyrelsens samt Kungliga Djurgårdens Förvaltnings utvecklings- och skötselplaner för parken tjänat som underlag liksom rapporteringar till Artportalen (<https://www.artportalen.se/>) om förekomst samt säkerställda eller troliga reproduktioner. Egna rundvandringar och observationer inom parken samt på Järvafältet och i Nackareservatet har också gjorts under december 2022.

Det finns en rad begrepp för att benämna de skogar som under lång tid utvecklats fritt och genom naturliga processer antagit strukturer som liknar helt orörd urskog. Orden används ofta synonymt men definitionerna kan variera och konsensus råder inte. Exempel på begrepp är bland annat gammelskog, naturskog (barr-, lövnaturskog), kontinuitetsskog och primärskog. I de studier som ligger till grund för denna uppsats är "old forests" och "old-growth forests" vanliga benämningar, och här kommer "gammal skog" att användas som ett

samlingsbegrepp för de äldre, naturligt framväxande skogar som i hög grad eller lång tid lämnats orörda från mänsklig påverkan, och som i de förekommande studierna har jämförts med jämnåldriga produktionsskogar inom det moderna skogsbruket.

Resultat

Huvudresultaten sammanfattas kortfattat i [tabell 1](#), varefter de olika habitatfaktorerna går igenom i närmare detalj.

TABELL 1. Sammanställning av några resultat från de studier som undersökt habitatförändringars påverkan på talltita *Poecile montanus*.
– See [Table 1](#) in the English Summary.

Habitatfaktor	Resultat och slutsatser	Studie
Undervegetation	Konventionell gallring gav tydliga negativa effekter för 20 % av arterna i studien, varav talltitan <i>Poecile montanus</i> var en. Gallring kan vara en starkt bidragande orsak till artens populationsminskning. Tätt vegetation upp till 3–7 m över marken avgörande för fågeldiversiteten i boreala skogar.	Klein m. fl. 2022
	Tydligt försämrad överlevnad jämfört med tofsmesen <i>Lophophanes cristatus</i> , hos såväl ungar som adulta fåglar när undervegetationen av gran minskade. Förekomst av undervegetation av gran har betydelse för talltitan.	Eggers och Low 2014
Död ved	Densiteten av häckande talltitor högre i områden med gott om död ved.	Kumpula m. fl. 2023
	I genomsnitt sex gånger så mycket murken ved inom den närmaste hektaren runt talltitans bo, jämfört med slumpmässigt utvalda områden. Mer murken ved även inom födosöksområde samt vinterrevir. Död ved verkar vara den viktigaste och mest avgörande av alla habitatfaktorer.	Vatka m. fl. 2014
Fuktig mark	Den totala längden av vattendrag var högre i närmaste omgivningen runt boplatserna än för slumpmässiga områden. Fler boplatser i fuktiga miljöer med hög täthet av lövträd än i barrskog på mineraljord.	Vatka m. fl. 2014
Fragmentering	Avståndet mellan häckande par ökade avsevärt vid kalhuggningar inom 500 meter från häckningsplatsen. Ungfågelspridning över längre sträckor vid ökad andel kalhyggen. Fragmentering i form av kalhuggning har minst 30 års effekt framåt i tiden på spridning och häckningsdensitet.	Kumpula m. fl. 2023
	Signifikant större ytor av skog och mindre av öppen terräng inom talltitors födosöksområde (4 ha) jämfört med slumpmässiga områden. Indikerar att talltitan undviker öppna ytor i sin närmaste omgivning.	Vatka m. fl. 2014
	Talltitor i fragmenterad skog på vintern hade dubbelt så stora revir som de i områden utan öppna ytor. Fragmentering sannolikt kostsamt och kan minska årlig överlevnad. Förlust av livsmiljöer orsakad av skogsbruk, genom minskning av lämpliga övervintringsmiljöer och bärformåga, skulle kunna förklara den dramatiska populationsminskningen.	Siffczyk m. fl. 2003
Gammal skog	Stressnivån högre hos talltitor som lever i unga skogar jämfört med gamla skogar. Stresspåslaget extra starkt vid stark kyla. Unga skogar verkar representera en sämre livsmiljö.	Cirule m. fl. 2017
	Gammal skog inte ett absolut krav om andra faktorer uppfylls. Vid fuktigt och tätt med tillgång till lämplig ved för bohålsbygge, kan även yngre skogar i vissa fall accepteras.	Vatka m. fl. 2014

UNDERVEGETATION

I Skandinavien görs inom skogsbruket den mesta gallringen underifrån genom att ta bort de klenaste och minst lämpade exemplaren för att öka tillväxten av kvarvarande träd i bestånden (Hamilton 1982 i Griesser m.fl. 2007). Undervegetationen röjs rutinmässigt vid gallringarna för att underlätta skötsel och avverkning (Eggers och Low 2014) och för att få bort eventuellt oönskat överskott av naturligt regenererade lövblad, främst björk (Lindbladh m.fl. 2020). Detta förändrar skogens åldersstruktur, träddiversitet och genomsiktlighet (Hansson 1992, Linder och Östlund 1998, Griesser m.fl. 2007).

Komplexiteten i undervegetationens lövlager är ofta avgörande för fågeldiversiteten i boreala skogar (Lindberg m.fl. 2015, Klein m.fl. 2020b). Det moderna skogsbrukets gallringsmetoder får stor inverkan speciellt på habitatspecialister (Norris och Harper 2004) som behöver de lägre vegetationsskikten för att söka föda, häcka och som skydd för att undvika rovdjur (Eggers m.fl. 2006, Griesser m.fl. 2007, Chisholm och Leonard 2008). Överlevnaden på vintern är högre i en skog som är ogallrad än en som är gallrad (Griesser m.fl. 2006).

Två aktuella studier har studerat kopplingen mellan skogsgallring och populationstrend för talltitan, genom att jämföra skogsytor med olika grader av bibehållen undervegetation i form av sparade granar (Eggers och Low 2014, Klein m.fl. 2022). Klein m.fl. (2022) fann experimentellt bevis för att konventionell gallring påverkar fågelsamhället med negativa effekter för 20 % av arterna i studien varav talltitan var en. Talltitan är dessutom begränsad till skogens inre livsmiljöer, och gallring kan därför vara en starkt bidragande orsak till artens populationsminskning (Klein m.fl. 2022). Eggers och Low (2014) genomförde en treårig studie för att fastställa hur variationen i täthet i en undervegetation bestående av gran påverkar överlevnad och reproduktion hos talltita och tofsmes *Lophophanes cristatus*. Hos talltitan fann de tydligt försämrad överlevnad jämfört med tofsmesen, hos såväl ungar som adulta fåglar, när undervegetationen av gran minskade. Studien gav ett starkt stöd för att förekomst av undervegetation av gran har betydelse för talltitan. Författarna föreslår att mesfåglarnas inbördes dominanshierarkier gav tofsmesen prioritet över resurserna när undervegetationen minskade, och uteslöt talltitan från att säkra häcknings- och

födoplatser. Talltitans nedgång kan därför ha en koppling till att ung gran och därmed undervegetationen gallras bort, vilket ökar risken för predation av såväl individer som bon (Eggers och Low 2014).

Ju lägre grad av undervegetation i studien desto fler talltitor hade också försvagade tillväxtområden på stjärtfjädrarna, som kan kopplas till stress och födobrist under häckningssäsong (Witter och Lee 1995, Möller m.fl. 2009).

Båda studierna visade att när 250 (Eggers och Low 2014) respektive 500 (Klein m.fl. 2022) granar med levande grenar under två meters höjd sparas per hektar, finns potential att till stor del lindra de negativa konsekvenserna av konventionell gallring för talltitan, och detta kan därför fungera som metod att bevara biologisk mångfald vid skogsbruk. Klein m.fl. (2022) ger även experimentellt stöd för tidigare studier som pekar ut en tät vegetation upp till 3–7 m över marken som avgörande för fågeldiversiteten i boreala skogar (Griesser m.fl. 2007, Lindberg m.fl. 2015, Klein m.fl. 2020a, b).

Att gå ytterligare ett steg och inte bara spara låga granar utan bibehålla all undervegetation, skulle dessutom bidra till ökad förekomst av högstubbar och förmultnande lövträd även i brukade skogar och yngre skogsstadier (Vatka m.fl. 2014), vilket leder till ökad häckningsframgång. En ny studie visar att gallring av skog kan ha en anmärkningsvärt försämrande effekt på möjligheten för talltitor att häcka, om den döda ved som lämpar sig för bohålsbygge tas bort från skogen (Kumpula m.fl. 2023). Konventionell gallring inom skogsbruket som avlägsnar alla lövträd med liten diameter påverkar dessutom häckningsmöjligheterna under flera decennier, då även potentiell framtida död ved försvinner.

DÖD VED

För arter som häckar i håligheter är tillgången på lämpliga boträd viktig, och brist på dem kan begränsa populationens storlek (Li och Martin 1991). Kumpula m.fl. (2023) visar att densiteten av häckande talltitor är högre i områden med gott om död ved. I en annan studie undersöktes talltitans val av häckningsplatser i ett skogslandskap i Finland med olika typer av skog (Vatka m.fl. 2014). I områden där arten slagit sig ner fanns inom den närmaste hektaren runt boet i genomsnitt sex gånger så mycket murken ved jämfört med slumpmässigt utvalda områden (1,9 stående förmultnande lövträd

jämfört med 0,3). Även inom den ungefärliga storleken på födosöksområdet (4 ha) fann man mer murken ved jämfört med slumpmässiga områden (3,5 versus 1,1), liksom inom 34 hektar (vilket motsvarar maximal storlek på talltitans vinterrevir i området) där områden bebodda av talltitor i genomsnitt hade 14,3 högstubbar jämfört med 12,3 stycken i slumpmässigt utvalda områden. Resultaten understryker vikten av tillgång på stående förmultnande lövträd för möjligheten att skapa sig en boplat och häcka. Att det fanns död ved verkade enligt studien vara den allra viktigaste och avgörande av alla habitatfaktorer (Vatka m.fl. 2014).

Orell och Ojanen (1983) utförde en studie i Finland som visade vikten av tillgång på död ved vid val av boplat. Murknande björkstammar surrades fast på andra träd i miljöer där sådana stammar saknades naturligt. Talltitan utnyttjade dessa villigt, och författarna föreslår att brist på passande förmultnande träd för hållbygge kan medföra att talltitan misslyckas med häckning även i övrigt optimala territorium. De ditplacerade murkna stammarna blev mer frekvent utnyttjade än holkar som också hade placerats ut, oavsett om holkarna var fyllda med träspån eller ej.

Arter som både är stannfåglar och hållbyggande är de som är känsligast för skogsbruk i de fennoskandiska skogarna (Imbeau m.fl. 2001), på grund av den brukade skogens brist på passande boträd. Eggers och Low (2014) framhåller dock att mer sparsam gallring där undervegetation kan bibehållas i hög grad avsevärt kan bidra till ökad strukturell komplexitet i form av bland annat död ved även i jämnåldriga brukade skogar. Detta skapar en nischdiversitet som hålläckande skogsfåglar kan utnyttja för sin överlevnad (Eggers och Low 2014).

FUKTIG MARK

Eftersom tillgängligheten på stående förmultnande lövträd beror på miljön, blir talltitans preferens sådana livsmiljöer där dessa är vanligast förekommande. Vatka m.fl. (2014) fann i sin studie att talltitan verkar föredra fuktiga miljöer med hög täthet av lövträd. I barrskog på mineraljord återfanns färre boplatser av talltita. Förmultnande lövträd var också mest förekommande i lövsumpskogar, barrsumpskogor och lövskogar, och sparsammast i antal i ungskog, barrskog på mineraljord och på öppna ytor. Som ett mått på fuktighet i livsmiljön mättes också längden på diken och vattendrag i de olika skogstyperna. Den totala längden av vattendrag var högre i närmaste

omgivningen runt boplatserna än för de slumpmässiga områdena (i genomsnitt 126 m versus 88 m vattendrag inom 1 ha från boet respektive slumpmässigt område. Inom 4 ha: 455 vs 338 m; inom 34 ha: 3 412 vs 2 816 m).

I en studie av Orell och Ojanen 1983 i norra Finland var densiteten av häckande talltita som högst i framför allt i gransumpskog eller blandskogor av gran-björkskog. Deras resultat tyder på att talltitan tycks föredra platser med fuktig skog, särskilt de som domineras av gran (Orell och Ojanen 1983). Det kan även finnas andra korrelativa faktorer kopplade till denna livsmiljö. Till exempel är mattillgången sannolikt högre i fuktiga livsmiljöer med mycket förmultnande ved (Vatka m.fl. 2014).

FRAGMENTERING

Fragmentering och förluster av skogshabitat har hos fåglar bland annat fört med sig minskningar i häckningsframgång (Hinsley m.fl. 1999), liksom ökning i bopredation (Huhta och Jokimäki 2001). Virkkala m.fl. (1994) har tidigare funnit ett positivt samband mellan skogsstorleken och densiteten av hållbyggare. En helt ny studie har undersökt effekterna av fragmentering i form av kalhuggning på talltitans densitet och spridning (Kumpula m.fl. 2023). Resultatet visar att avståndet mellan häckande par ökade betydligt vid kalhuggningar inom 500 meter från häckningsplatsen, och att effekten består åtminstone upp till 30 år efteråt, vilket var det maximala tidsspannet som granskades i studien. Även den ungfågelspridningen, avståndet från födelseplats till första försöket till egen häckning, förlängdes med ökad andel kalhyggen i närtid och upp till 30 år bakåt i tiden. Avståndet mellan två efterföljande häckningsplatser från samma individ var också betydligt längre. Slutsatsen är att skogsbruket troligen har en stor roll i artens populationsminskning och att fragmentering i form av kalhuggning har minst 30 års effekt framåt i tiden på talltitans spridning och häckningsdensitet.

Förutom den förlorade livsmiljön i sig leder kanteffekter till ytterligare minskning av territoriets kvalitet. Studier på mesar har visat att områden nära skogsbryn generellt undviks på grund av ökat predationstryck (Rodríguez m.fl. 2001) och även temporärt vid ogynnsamma väderförhållanden (Wachob 1996, Dolby och Grubb 1999). Dock kan dessa kanteffekter under häckningssäsong vara mindre negativa (Huhta och Jokimäki 2001) och till och med lönsamma på grund av högre

förekomst av ryggradslösa djur vid skogsbrynen (Helle och Muona 1985 i Siffczyk m.fl. 2003; Jokimäki m.fl. 1998). En studie undersökte effekten av fragmentering och förlust av livsmiljö på talltitor under vintern, då kostnaden bör vara störst eftersom de då tvingas utnyttja större födoområden (Siffczyk m.fl. 2003). Hälften av de 16 flockar som studerades hade sina vinterområden i skogar fragmenterade av skogsbruk och hälften i skog som inte var fragmenterad, och bland annat habitatpreferens och hemområdesstorlek undersöktes. Studien visade att talltiteflockarna som lever i fragmenterad skog på vintern kompenserar för detta genom att utöka reviret i motsvarande grad med annan skogsmiljö. De hade dubbelt så stora revir som flockarna som bebodde områden utan några öppna ytor. Hemområdena ökade med andelen öppen miljö och minskade med andelen skogsmiljö. Om talltitorna dessutom hade drabbats negativt av kanteffekter borde de ha utökat reviret med optimala livsmiljöer i ännu högre utsträckning än vad som motsvarar den rena ytan av förlust, men så var inte fallet. Författarna föreslår att talltitor kompenserar för eventuell lägre kvalitet i kantzoner, till exempel genom att hämta maten från skogsbryn och öppna ytor och förvara den i skogens inre, eller anpassa sig efter väderförhållandena. Exempelvis använde talltitan i det studerade området i stor utsträckning frön från dånsläktet, *Galeopsis* spp., för hamstring tidigt på hösten (Siffczyk m.fl. 2003). Dessa är vanliga på kalhyggen och tillgängliga tills den första snön faller. Således kan kalhyggen och ungskog fungera som tillfälliga resurser av varierande kvalitet, beroende på dagsljusförhållanden, predationstryck, årstider eller väderförhållanden. Siffczyk m.fl. (2003) drar slutsatsen att talltitor inte utsätts för starka negativa kanteffekter på grund av fragmentering i vinterområdet.

Att utöka sitt rörelseområde för att kompensera för livsmiljöförlust och fragmentering är dock kostsamt i sig, och kan minska den årliga överlevnaden (Doherty och Grubb 2002). Mer energi går åt till förflyttning inom och försvar av ett större hemområde, samt till att administrera hamstringen med bedömning av lämpliga depåer, inläring av var de är förlagda och eventuell flytt av maten vid behov (Matthysen 1990 i Siffczyk m.fl. 2003). Ett mer utspritt revir kan också leda till ökad plundring av den hamstrade maten. Siffczyk m.fl. (2003) höll detta samband för sannolikt, och visade dessutom att flockarna tvingades fördela sin aktivitet

över flera distinkta platser inom territoriet, med en koncentration i de bästa livsmiljöerna samtidigt som andra delar av territoriet undveks. Flockarna i icke fragmenterad skog fördelade däremot sin aktivitet jämnt över hela hemområdet. Studien indikerar alltså att förlust av livsmiljöer orsakad av skogsbruk, genom minskning av lämpliga övervintringsmiljöer och därmed reducerad ekologisk bärformåga, skulle kunna förklara den dramatiska populationsminskningen hos talltita (Siffczyk m.fl. 2003).

Vatka m.fl. (2014) undersökte talltitans känslighet för öppen terräng inom habitatet. Det var signifikant större ytor av skog och mindre av öppen terräng inom talltitors födosöksområde (4 hektar) jämfört med slumpmässiga områden. Talltitan verkar alltså föredra att undvika öppna ytor i sin närmaste omgivning.

GAMMAL SKOG

Det moderna skogsbruket, som orsakat en snabb landskapsomvandling från gamla och fullmogna bestånd till yngre successionsstadier (Kouki m.fl. 2001), har länge misstänkts ligga bakom talltitans kraftiga nedgång (Helle och Järvinen 1986, Väisänen m.fl. 1998 i Vatka m.fl. 2014). Studier har visat att såväl artrikedom som diversitet och abundans för fåglar är högre i äldre skogar (Manuwal och Huff 1987), och dessa miljöer har särskilt stor betydelse för hålbbyggande arter (Helle 1985, Jokimäki och Huhta 1996), då de i högre utsträckning erbjuder lämpade träd för bohål än yngre bestånd (Haapanen 1965, 1966). Manuwal och Huff (1987) visade att i synnerhet stationära arter föredrar gammal skog även vintertid på grund av bättre tillgång till föda, vilket kan vara en avgörande faktor för överlevnaden hos övervintrande skogsmesar (Jansson m.fl. 1981, Ekman och Askenmo 1984, Krams m.fl. 2010a). För talltitan är kvaliteten på vinterhabitatet avgörande, då ett habitat av hög kvalitet kan minska konkurrensen om matresurser och ge skydd mot attackerande predatorer (Ekman 1989). Jämfört med unga trädbestånd erbjuder uppvuxna skogar en större volym av trädkronor samt större ytor av bark att födosöka i, och i jämförelse med brukade skogar innehåller orörda skogar betydligt större mångfald av evertebrater såsom insekter och spindeldjur, och nästan fem gånger så många evertebrater per gren (Pettersen m.fl. 1995). De innehåller också fler och säkrare potentiella lagringsplatser för hamstrade matförråd (Brotons m.fl. 2001), och har en högre

produktion av kottar (Jalas 1958 i Siffczyk m.fl. 2003). Kottfrön utgör en viktig kalorikälla för mesar på hösten, och fyllda hamstrade förråd av frön är grundläggande för senvinterns överlevnad (Haftorn 1959 i Siffczyk m.fl. 2003). Tidigare studier har antytt att orsaken till talltitans kraftiga nedgång kan vara kopplad till födo-brist året runt i de lågkvalitativa och ofta unga bruks-skogarna (Virkkala 1987, Krams m.fl. 2010b). Födobrist utlöser stressreaktioner, och långvarig brist kan orsaka kronisk fysiologisk stress (Romero och Wikelski 2001), vilket kan resultera i nedsatt immunförsvar och ökad dödlighet (Suorsa m.fl. 2003).

I en fältstudie undersöktes hur nivån av stresshormoner (glukokortikoider) hos talltitan skiljde sig vid övervintring i gamla skogar respektive unga brukssko-gar, och under milda väderförhållanden jämfört med köldknäppar och perioder av stark kyla (Cirule m.fl. 2017). De gamla skogarna i studien bestod av 105–155-åriga obrukade blandskogar dominerade av gran, och de unga var 35–55-åriga tallplanteringar med gles underve-getation. Nivåerna av stress visade sig ligga högre hos talltitor som lever i unga skogar jämfört med gamla skogar. Stresspåslaget var extra starkt vid stark kyla. I gammal skog var stressnivån lägre, både i milt och kallt väder, jämfört med i ung skog. Unga skogar verkar alltså representera den sämsta livsmiljön för talltitor, och sär-skilt under extremt låga omgivningstemperaturer.

Jokimäki och Solonen (2011) fann ett signifikant positivt samband mellan abundans av talltita och träd-höjd. Höjden på träden korrelerar i sin tur positivt med deras ålder. Slutsatsen blev att talltitan är vanligare i äldre skogar (Jokimäki och Solonen 2011). Men även om studier visar att talltitan föredrar gammal skog finns det indikationer på att det inte behöver vara ett abso-lut krav så länge andra viktiga faktorer uppfylls (Vatka m.fl. 2014). Den föredrar fuktiga och täta skogar med tillgång på död ved, och under förutsättning att det finns tillgång till lämpligt material för bohålsbygge, så kan även yngre skogar i vissa fall accepteras av talltitan (Vatka m.fl. 2014).

Diskussion

ORSAKER TILL TALLTITANS NEDGÅNG

Ett antal studier har undersökt vad som kan ligga bakom talltitans dramatiska tillbakagång. Det tycks enligt de

samlade resultaten inte bara finnas en förklaring utan flera möjliga. Dessa förstärker sannolikt varandra. För artens reproduktionsframgång och överlevnad behö-ver en rad behov kopplade till habitat tillgodoses. Exempelvis verkar förekomst av undervegetation som skydd mot predatorer samt förmultnande lövträd till bobygge ha stark betydelse, liksom faktorer som avgör skogsmiljöns kvalitet som födoresurs vilket korrelerar med trädens ålder och hur intakt miljön är. Vidare ger icke-fragmenterade, det vill säga sammanhängande, vinterområden överlevnadsfördelar, genom att fågeln sparar energi vid födosök och hamstring. Flera aspekter som korrelerar till hög förekomst av talltita har också stark koppling till varandra, exempelvis fuktig miljö och död ved. Fuktiga marker snabbar på förmultning och ökar förekomsten av döende lövträd, och även tillgången på mat. Av de sammanställda studierna kan man dra slutsatsen att det moderna skogsbruket som förändrat landskapet sedan många decennier påverkar samtliga dessa faktorer på ett för talltitan negativt sätt. Fragmenteringen av landskapet är långtgående, mogen skog avverkas och blir kalhyggen, och gamla orörda skogar har nästan helt försvunnit. Fuktiga miljöer har dikats ut och torrlagts, och undervegetation och död ved gallras undan i de skogsplantager som ersatt natur-skogarna. Allt detta sammantaget har sannolikt haft påverkan och kan vara orsaken till den så pass starka tillbakagången.

TALLTITAN OCH SKOGSBRUKET

Många av de nämnda förändringarna i landskapet och i skogen har skett gradvis sedan tidigt 1900-tal eller ännu längre tillbaka, men det var från 1950-talet och framåt som den kraftiga förändringen i skogsbruket startade med övergång till storskalighet och mekaniserad gall-ring, något som pågick fram till 90-talets början (Södra skog, <https://www.sodra.com/sv/se/>, 12 december 2022). De bruksskogar som idag är medelålders, det vill säga 30–70 år gamla, präglas av den skötseln och det är san-nolikt att detta fick en stor påverkan på talltitans popu-lation, som rapporterats på nedåtgående sedan den första stora svenska fågelskattningen gjordes på 70-talet (Ulfstrand och Högstedt 1976). Vilka populationssiffror arten hade innan dess är obekant.

Från mitten av 90-talet har ekologiskt mer skon-samma metoder börjat diskuteras och introduceras inom skogsbruket (Klein m.fl. 2022) och har i någon mån höjt

habitatkvaliteten på den svenska skogen. Detta har satts i samband med en period av mer positiv populationsutveckling generellt hos skogsfåglar, såväl generalister som specialister (Ram m.fl. 2017). Talltitans negativa populationskurva avstannade tillfälligt under åren runt millennieskiftet men återgick därefter till att minska, och den allmänna positiva populationsutvecklingen hos skogsfåglar som grupp har också planat ut (Ram m.fl. 2017) och har för fåglar knutna till strukturellt komplexa skogar vänt till en minskning under den senaste tioårsperioden (BirdLife Sverige 2019). Trots medvetenhet om vikten av mer hänsynsfulla skogsbruksmetoder är det fortfarande en låg andel av skogen som lever upp till en högre ekologisk kvalitet. 92 % av produktionsskogen har fortfarande trädkronorna som enda vegetationslager och saknar alltså helt undervegetation, och mängden död ved ligger långt under naturskogarnas nivåer (Ram m.fl. 2017). Detta är två avgörande inslag i talltitans livsmiljö enligt de sammanställda studierna.

BARRSKOG ELLER LÖVSKOG?

I sitt svenska namn kopplas *Poecile montanus* till tall. På norska är namnet granmeis, och på engelska kopplas den till *Salix*-släktet i sitt namn willow tit. Så vilken typ av livsmiljö föredrar talltitan? Enligt tidigare studier häckar den mest frekvent i granbjörkskogar, men är påtagligt mångsidig med förmåga att häcka även i rena barr- eller lövskogar (Palmgren 1930 i Orell och Ojanen 1983, Merikallio 1958 i Orell och Ojanen 1983). Den behöver tillgång till löv- respektive barrträdsmiljö under olika tider på året (Vatka m.fl. 2014). I häckningsrevirot under vår och sommar är döende lövträd och i synnerhet björk en förutsättning för boplatser till häckning. Vidare är insektsfaunan rikare i lövskog, och särskilt på björkträd, än i barrträdsmiljöer under häckningsperioden (Mänd m.fl. 2005). Insektslarver utgör en viktig födokälla för ungarna. Utanför häcksäsong är däremot tillgång till barrträd centralt. För mesarter erbjuder barrskogsmiljö mer föda än lövskog under höst och vinter (Jokimäki och Solonen 2011). De hyser fler insekter, spindeldjur, larver och puppor som övervintrar i barkspringor, och där finns också de näringsrika kottfröerna.

Enligt Jokimäkis och Solonens (2011) studie hade talltitan högst abundans i grandominerade skogar eller blandskogar i fuktig miljö, och var mer sällsynt i lövdominerade skogar. Även i Orell och Ojanens (1983)

undersökning var densiteten av talltita som högst i grandominerad skog. Platser med fuktig skog, och särskilt de som dominerades av gran, låg i topp. Vatka m.fl. (2014) såg ett annat resultat i sin studie, där talltitan verkade ha följande preferensordning av habitat: (1) lövsumpskog, (2) barrsumpskog eller annan lövskog, (3) annan barrskog alternativt gles/ung skog. Författarna framhåller dock att studien utfördes i ett barrdominerat landskap och att resultatet kan vara kontextberoende. Ett omvänt utfall skulle mycket väl kunna vara möjligt i ett landskap med mestadels lövskogar, i och med artens användning av både löv- och barrträd (Vatka m.fl. 2014). Att de flesta studierna kopplar talltitan dels till skogar som domineras av gran och dels till skogar med hög markfuktighet, ligger i linje med kopplingen till fuktigare miljöer i och med att gran generellt har konkurrensfördel gentemot tallen i mer fuktig och skuggig miljö medan tallen har fördel på torrare mark. Kopplingen till undervegetation finns också, då granen (men inte tallen) bidrar till den, med sina täta och lågt hängande grenverk.

SLUTSATSER

Som de genomgångna studierna visar kan talltitans kraftiga nedgång vara en följd av genomgripande förändringar i det boreala barrskogsbältet. När livsmiljön förändras ur flera aspekter samtidigt kan den sammanlagda effekten på överlevnad och reproduktion bli starkare. De olika faktorerna låter sig inte utan vidare frigöras från varandra, och det är därför vanskligt såväl att undersöka som att peka ut en särskild beståndsdel i habitatförändringarna som den utslagsgivande. Dock har äldre och mer orörda eller ostörda skogar högre kvaliteter i form av bättre tillgång till födoresurser, mer död ved och mer komplex struktur med skyddande undervegetation. Eftersom tillgången till boplatser är avgörande för om reproduktion överhuvudtaget blir av, blir effekten konkret och direktverkande när möjligheten att skapa bo minskar i skogarna. Den förmultnande lövträdsveden har gradvis decimerats när naturskogar ersatts av jämnåldriga trädplantager som domineras av tall, vid utgallring eller på grund av torrläggningar av våtmarker och vattendrag. På nationell nivå behövs fortsatt forskning för att identifiera de ekologiskt viktiga egenskaperna hos högkvalitativa livsmiljöer. Ett mer skonsamt skogsbruk med större hänsyn till skogslevande arter och deras livsvillkor är en nyckelfaktor.

Fallstudie: Talltitan i Kungliga nationalstadsparken

NATURTYPER I NATIONALSTADSPARKEN I STOCKHOLM

Kungliga nationalstadsparken i Stockholm inrättades 1995, och är ett sammanhängande grönområde på 27 km² (varav 19 km² landområde) som sträcker sig från Sörentorp och Ulriksdal i nordväst, genom Haga och Norra Djurgården ner till Ladugårdsgårde, Södra Djurgården och Fjäderholmarna i sydost (figur 2). Parken är utsedd till riksintresse och är skyddad i miljöbalken (MB Miljöbalken 4 kap 7§ 1998). Den ingår i det regionala sprickdalslandskapet med berghällar och utbredning av barrblandskog på höjderna, tilltagande lövträdsvegetation i sluttningarna och bördiga lerslätter i dalgångarna (Länsstyrelsen 2012). På sina håll förekommer tätare bestånd av gran, men stora delar karaktäriseras av blandskog med olika löv- och barrträdsarter, samt ädellövskog med ek *Quercus robur*, alm *Ulmus* spp., ask *Fraxinus excelsior*, lind *Tilia*

cordata och lönn *Acer platanoides*, med en rik insektsfauna som i hög grad är knuten till död ved. Det finns ett antal våtmarker inom parken, som i de flesta fall är före detta havsvikar som grundats upp med landhöjningen (Länsstyrelsen 2012). Uggleviken på Norra Djurgården och Isbladskärret på Södra Djurgården är exempel på sådana tidigare delar av havsvikar, som i dag är fågelrika våtmarker. Uggleviken är ett helt trädbevuxet kärr, som bildar den största lövsumpskogen i Stockholm, medan delar av Isbladskärret har öppen vattenspegel (Länsstyrelsen 2012). Anlagda och restaurerade våtmarker finns bland annat vid Lillsjön, Bergianska trädgården och Kaknäs ängar. Förutom våtmarkerna hör barrskogarna till de mest fågelrika miljöerna i parken (Kungliga Djurgårdsförvaltningen 2003), och i barrblandskogen mellan Laduviken och Uggleviken återfinns det rikaste fågellivet. Parken hyser ca 100 häckande fågelarter och över 250 arter har totalt observerats, då många fåglar också vistas tillfälligt i parken eller passerar under sträcktid (Kungliga Djurgårdsförvaltningen 2003).



FIGUR 2. Nationalstadsparken i Stockholm (<https://www.nationalstadsparken.se/>).

– The National City Park, Stockholm (<https://www.nationalstadsparken.se/>).

TÄNKBARA LÄMPLIGA MILJÖER FÖR TALLTITOR INOM NATIONALSTADSPARKEN

Det finns ett antal områden inom parken som har flera av de kvaliteter som sammanfaller med talltitans habitatkrav utifrån de sammanställda studiernas resultat, framför allt på Norra och Södra Djurgården. I [figur 3](#) visas exempel på ytor som enligt mina observationer har potential att med förbättringar kunna fungera som livsmiljöer för talltitor. Även om gran förekommer i alla åldrar inom dessa markerade områden utgörs samtliga snarare av blandskogar än barrdominerad skog. De flesta fälten ligger i direkt anslutning till en våtmark eller med inslag av mindre vattensamlingar eller fuktiga partier, och finns inom en skogsyta av minst 25 hektar. Samtliga innehar mindre partier med tätare undervegetation i form av lövsly eller granar med långt hängande grenar, men till stora delar är även dessa platser gallrade och har därför relativt hög genomsiktlighet, något som på sina håll förstärks ytterligare av mänskliga promenadstigar. Under de torra åren 2018–2019 dog det mycket björk, och de träd som inte stått nära platser där människor frekvent rör sig står alltså kvar (Henrik Niklasson, personlig kommunikation). Därför finns det för tillfället ovanligt mycket död och förmultnande björk i parken, såväl inne i skogarna som till exempel i kantzonerna vid Laduviken, delar av området runt Lappkärret samt vid Isbladskärret. (Bilder från områdena i [figur 3](#), se [appendix 1](#).)

TALLTITANS FÖREKOMST I NATIONALSTADSPARKEN

Talltitan har inte noterats som häckande i Nationalstadsparken (Waldenström [2022a](#)) på lång tid. Mer exakt när den försvann som häckfågel är dock okänt. Från tiden före år 2000 existerar ingen systematisk dokumentation av förekomst av fågelarter i parken. År 1990 utfördes en inventering i området, där talltitan inte var representerad (Henrik Waldenström, personlig kommunikation). Rapporteringssystemen Svalan och senare Artportalen, som samlar in uppgifter om fågelobservationer sedan år 2000, har inga listade fynd av vare sig konstaterad eller trolig reproduktion i parken (Artportalen 12 december 2022). Däremot finns rapporter om att talltitan besöker parken återkommande. Ett tjugotal uppgifter finns i Artportalen om att arten noterats under 2000-talet, varav en dryg handfull gäller revirhävande beteende (spel/sång;

i talltitans fall sång) under häckningstid, dock inga stadigvarande observationer ([tabell 2](#) och [figur 4](#)). Inrapporteringarna har varit något fler de senaste åren då talltitan observerats fyra år av sex (2017–2022). Fynden begränsar sig till Norra och Södra Djurgården inklusive Ladugårdsgårde och Kaknäs. Inga rapporter finns från Ulriksdal och Sörentorp i norra delen av parken eller från Haga.

UNDERRAPPORTERING OCH UNDGÅENDE AV UPPTÄCKT

Eftersom Artportalen består av icke-systematiskt inrapporterat material ger den ingen komplett bild, även om den tillhandahåller viktig information och ledtrådar. Hur stor nivå av underrapportering av besök av talltita är och har varit genom åren är okänt, men det finns en möjlighet att den kan vara större än för många andra arter. I slutet av 1900-talet var talltitan fortfarande en av Sveriges vanligaste fågelarter, och det kan ännu även bland fågelintresserade finnas begränsad medvetenhet om artens kraftiga nedgång på senare år. Det är därför möjligt att många inte har tänkt på vikten av att rapportera in arten. Det kan självklart inte heller uteslutas att talltitan kan ha undgått att bli upptäckt som häckande art i enstaka exemplar. Även om Nationalstadsparken är välbesökt finns delar som är mer anonyma, som delvis kan tänkas sammanfalla med livsmiljöer som är attraktiva för talltitan. Tät undervegetation och sumpmark är miljöer som människor inte med lätthet rör sig i.

PREDATORER I NATIONALSTADSPARKEN

Förutom habitategenskaper i miljön kan också predation utgöra begränsande faktorer för förekomst av talltita. Viktiga predatorer till talltitan är sparvuggla *Glaucidium passerinum* (Ekman m.fl. [1981](#), Ekman [1986](#), Suhonen [1993](#)), sparvhök *Accipiter nisus* (Kullberg och Ekman [2000](#), Vatka m.fl. [2014](#)) och hackspettar (Picidae), där större hackspett *Dendrocopos major* är den mest betydande (Eggers och Low [2014](#), Lewis m.fl. [2007](#), Vatka m.fl. [2014](#)) men även spillkråka *Dryocopus martius* kan predera på talltita. Den senare liksom sparvuggla häckar dock inte inom Nationalstadsparken även om spillkråkan observeras årligen (Waldenström [2022b](#)). Sparvhök rapporteras löpande till Artportalen och häckar sannolikt men sparsamt. Den predator som troligen har mest betydelse är större hackspett,



FIGUR 3. Några områden i Nationalstadsparken med blandskogar med inslag av eller närhet till våtmark, lövsumpskog etc., som enligt personliga observationer har potential att med förbättringar fungera som habitat för talltita *Poecile montanus*. 1. Skogen öster om Lappkärrset. 2. Uggleviken med delar av Lill-Jansskogen och Björnåset upp till Laduviken. 3. Skogen runt Lindarängsknösen norr om Kaknästornet. 4. Kaknässkogen/Kaknäshagen innanför Kaknäs Skär och Hundudden. 5. Skogen väster om Isbladskärret. Se appendix 1 för bilder från samtliga områden (Omritade kartor från <https://www.eniro.se/kartor>).

– Some areas in the National City Park with mixed forests containing elements of or proximity to wetlands, wet and damp deciduous forests, etc., which according to personal observations have the potential to function as habitat for the willow tit *Poecile montanus* with habitats improvements. 1. The forest East of Lappkärrset. 2. Uggleviken with parts of Lill-Jansskogen and Björnåset up to Laduviken. 3. The forest around Lindarängsknösen North of Kaknästornet. 4. Kaknässkogen/Kaknäshagen inside Kaknäs Skär and Hundudden. 5. The forest West of Isbladskärret. See Appendix 1 for images from all areas (Redrawn maps from <https://www.eniro.se/kartor>).

TABELL 2. Inrapporterings till Artportalen av tallita *Poecile montanus* inom Nationalstadsparken under 2000-talet. Arten har bland annat uppmärksamats för revirhävande beteende (spel/sång) i häckningstid, men ingen förekomst har rapporterats som stadigvarande (Artportalen 12 december 2022). Lokalerna är utmärkt på kartan i [figur 4](#).

– Reports to Artportalen of willow tit *Poecile montanus* within the National City Park during the 2000s. The species has been noted for territorial behavior (display/song) during the breeding season, but no occurrence has been reported as permanent (Artportalen 12 December 2022). For date, month stated in Swedish and abbreviated with lowercase letters. These correspond to the English names, except maj=May; okt=October. The sites are mapped in [Figure 4](#).

Datum Date	Fyndplats Site	Observationer Observation
10 apr 2021	Lappkärret, Norra Djurgården, Upl	1 ex. spel/sång 1 ind. display/song
1 apr 2019	Isbladskärret, Södra Djurgården, Upl	1 ex. spel/sång 1 ind. display/song
30 mar 2019	Isbladskärret, Södra Djurgården, Upl	1 ex. spel/sång 1 ind. display/song
20 mar 2018	Ekhagen, Norra Djurgården, Upl	1 ex. spel/sång 1 ind. display/song
10 dec 2017	Isbladsmatningen, Södra Djurgården, Upl	2 ex. födosökande 2 ind. foraging
13 jun 2017	Södra Djurgården, Upl	noterad spel/sång observed display/song
19 maj 2017	Kaknäs skär, Södra Djurgården, Upl	1 ex. spel/sång 1 ind. display/song
20 maj 2014	Lappkärret, Norra Djurgården, Upl	1 ex. 1 ind.
30 apr 2014	Stora Skuggan, Norra Djurgården, Upl	1 ex. lockläte, övriga läten 1 ind. call
27 apr 2014	Uggleviken, Norra Djurgården, Upl	1 ex. lockläte, övriga läten 1 ind. call
21 okt 2013	Stora Skuggan, Norra Djurgården, Upl	1 ex. lockläte, övriga läten 1 ind. call
9 nov 2012	Lappkärret, Norra Djurgården, Upl	1 ex. födosökande 1 ind. foraging
6 nov 2011	Lappkärret, Norra Djurgården, Upl	1 ex. rastande 1 ind. staging
27 okt 2009	Naturhistoriska riksmuseet, Norra Djurgården, Upl	2 ex. funnen död 2 ind. found dead
5 maj 2009	Lill-Jansskogen, Norra Djurgården, Upl	1 ex. spel/sång 1 ind. display/song
11 jul 2008	Lappkärret, Norra Djurgården, Upl	1 ex. lockläte, övriga läten 1 ind. call
13 maj 2008	Isbladskärret, Södra Djurgården, Upl	1 ex. spel/sång 1 ind. display/song
18 sept 2007	Fiskartorpet, Norra Djurgården, Upl	1 adult spel/sång 1 adult display/song
27 nov 2004	Norra Djurgården, Upl	1 adult rastande 1 adult staging
11 mar 2004	Kaknästornet, Södra Djurgården, Upl	1 ex. 1 ind.
12 apr 2002	Isbladskärret, Södra Djurgården, Upl	1 ex. 1 ind.



FIGUR 4. Inrapporteringar till Artportalen av taltita *Poecile montanus* inom Nationalstadsparken under 2000-talet (gul punkt = en eller flera observationer). Listan i [tabell 2](#) inlagd på prickkarta. Punkterna visar från norr till söder: Ekhamnen, Lappkärrsberget, Stora Skuggan, Fiskartorpet, Uggleviken, Lill-Jansskogen, Kaknästornet, Kaknäs Skär, Isbladskärret (Artportalen 12 december 2022).

– Reports to Artportalen of willow tit *Poecile montanus* within the National City Park during the 2000s (yellow dot = one or more observations). The list in [Table 2](#) placed on a dot map. The dots show, from North to South: Ekhamnen, Lappkärrsberget, Stora Skuggan, Fiskartorpet, Uggleviken, Lill-Jansskogen, Kaknästornet, Kaknäs Skär, Isbladskärret (Artportalen 12 December 2022).

vars populationsäthet är anmärkningsvärt hög i parken. Den räknas som en mycket allmän häckare som återfinns i alla delar med störst täthet i de mer orörda delarna (Waldenström 2022b). Större hackspett är framför allt en bopredator (Eggers och Low 2014) och med tanke på att taltitan häckar i murkna trädstammar som torde vara lättforcerade för hackspettar kan den vara mer utsatta än andra arter.

PARKENS KONNEKTIVITET TILL OMGIVANDE NATURMILJÖER

Nationalstadsparken ingår som den sydostligaste delen av Järvakilen, en av 10 identifierade gröna kilar i Stockholms närområde och den mest centralt belägna kilen ([figur 5](#)). De gröna kilarna bildar stråk av tätortsnära natur som utgör betydelsefulla spridningsvägar för arter och ökar den biologiska mångfalden.



FIGUR 5. Stockholms gröna kilar (mörkgrön = grön värdekärna, ljusgrön = grön kil). Nationalstadsparken ingår i Järvakilen som sträcker sig ner från nordväst och över till Lidingö. De mörka pilarna markerar smala eller sårbara partier i de gröna kilarna, medan den större ljusgröna pilen markerar utveckling av grönstrukturen. Karta från Stockholms läns landsting (2010).

– The green wedges of Stockholm (dark green = core green area; light green = green wedge). The National City Park is part of the Järvakilen extending from the northwest and over to Lidingö. The dark arrows mark narrow or vulnerable sections in the green wedges, while the large light green arrow marks a development of the green infrastructure. Map from Stockholms läns landsting (2010).

Järvakilen är särskilt viktig för arter knutna till barrskog och ädellövskog (Stockholms läns landsting 2010, Region Stockholm 2018). Närmaste naturområde inom Järvakilen åt nordväst från parken är Järvafältet inklusive Igelbäcken. Till kilen brukar också de gröna partierna på Lidingö räknas in. Övriga skogsstråk i nära geografisk anslutning i syd och sydväst är Tyrestakilen vars norra del utgörs av Nackareservatet och Erstavik, samt Nacka–Värmdökilen med Nyckelviken längst i väst. Kilspetsarna ligger på ca två respektive ca en kilometers avstånd från Nationalstadsparkens gräns (figur 5). Norrifrån kan tänkbar påfyllning av artrikedom till parken spridas via Rösjökilens som sträcker sig via Vallentuna och Täby ner till Danderyd, vars

naturreservat Ekebysjön ligger på 2 km avstånd från norra delen av Nationalstadsparken. Samtliga dessa områden ligger inom det genomsnittliga ungfågelspridningsavståndet på ca 2 km för talltitan. Bogesundskilen på andra sidan Lidingö och bortom den kilometerbreda Askrikefjärden, har ett avstånd från Norra Djurgården på ca 4 km fågelvägen, men förutom över de två vattenpassagerna har området obruten konnektivitet till parken längs med grönstråket över Lidingö.

TALLTITANS FÖREKOMST I NÄRLIGGANDE NATUROMRÅDEN

I de nämnda gröna stråk som närmast gränsar till parken finns ett tydligt högre antal rapporteringar av

TABELL 3. Inrapporteringar till Artportalen av talltita *Poecile montanus* i närområden till Nationalstadsparken. Antal uppgifter om säkerställda eller troliga reproduktioner, totalt antal fynd hela 2000-talet samt totalt antal fynd de senaste sex åren (Artportalen 12 december 2022).
– Reports to Artportalen of willow tit *Poecile montanus* in areas close to the National City Park. Number of confirmed or probable breeding attempts, total number of records throughout the 21st century and total number of finds in the last six years (Artportalen 12 December 2022).

Närområde: totalt antal fynd Nearby area: total number of records	Säkerställda/troliga häckningar 2000–2022 Confirmed or probable reproductions 2000–2022		
	År Year	Lokal Site	Observationer Observations
Järvafältet: 2 640 (2000–2020), 602 (2017–2020)			
	2010	Linddalen	pulli/flygga ungar pulli/newly fledged chicks
	2007	Linddalen	pulli/flygga ungar pulli/newly fledged chicks
	2001	Väsby gård	hona + hane besök besatt bo female + male visit occupied nest
Lidingö: 128 (2000–2020), 22 (2017–2020)			
	2011	Långängssjön	pulli/flygga ungar pulli/newly fledged chicks
Nacka*: 360 (2000–2020), 168 (2017–2020)			
	2022	Sicklaskiftet	föda åt ungar food for young
	2021	Rudsjön	varnande under häckningstidalarm call during breeding season
	2020	Björkhagsängarna	varnande under häckningstidalarm call during breeding season
	2010	Erstavik	bobygge nest building
	2008	Erstavik	ungar hörda i bo chicks heard in nest
Danderyd: 36 (2000–2020), 4 (2017–2020)			
	2004	Ekebysjön	pulli/flygga ungar pulli/newly fledged chicks

* Närområden inom Tyrestakilen och Nacka–Värmdökilen, dvs Nackareservatet, Erstavik, Nyckelviken, Skarpnäs, Velamsund.
Local areas within the green wedges of Tyresta and Nacka–Värmdö, i.e. the Nacka Nature Reserve, Erstavik, Nyckelviken, Skarpnäs, Velamsund.

talltita, såväl vad gäller rena noteringar om förekomst som uppgifter om konstaterad eller trolig reproduktion (tabell 3). Den geografiskt närmaste inrapporteringen om reproduktion är också den mest aktuella i tid, och kommer från området Sicklaskiftet i norra delen av Nackareservatet, som består av barrdominerad skog. Där noterades matning av ungar så nyligen som i juni 2022. I hela grönstråket söder om parken finns totalt fem uppgifter under 2000-talet om troliga eller säkerställda reproduktioner. Från Långängssjön på Lidingö finns en lyckad reproduktion inrapporterad, och högre upp i Järvakilen i Järvafältets naturreservat tre stycken. I Ekebysjöns naturreservat i Danderyd konstaterades en reproduktion 2004.

Det totala antalet rapporteringar om förekomst av talltita inom dessa närområden ligger också betydligt högre än för Nationalstadsparken (antal observationer: Järvafältet, $n=2\,640$; Lidingö, $n=128$; Nacka, $n=360$; Danderyd, $n=36$; se tabell 3). Siffrorna kan inte jämföras utan vidare. Hälften av noteringarna från Järvafältet kommer tex från rapporter vid vintermatningen vid Västra Fäboda (1347 av 2640 rapporter), där det är vanligt förekommande att flera skådare rapporterar på samma datum vad som kan vara samma individ. Enbart 92 av de 2640 fynden från Järvafältet har uppgett sång. Även den siffran är dock betydligt högre än i Nationalstadsparken och visar tillsammans med fynden av reproduktion att talltitan förekommer stadigvarande bara några kilometer längre norrut i samma gröna kil som parken ingår i. Från Lidingö kommer likaså många årliga rapporteringar som är utspridda över öns grönområden, med flest fynd i nordvästra delen. I Nacka är fynden likaledes årliga och många, samt spridda över olika skogsområden även om en del av rapporteringarna kommer från vintermatningar i Björkhagen. I Nackaområdet finns dessutom en ökad rapportering under de senaste sex åren, vilket skulle kunna vara en indikation på att populationen där ökar (tabell 3). Det kan dock finnas alternativa förklaringar, som att inrapporteringsaktiviteten kan ha ökat.

VARFÖR FINNS DET INTE TALLTITA I NATIONALSTADSPARKEN?

Trots lyckade häckningar med säkerställda reproduktioner i samtliga de närmaste gröna stråken i olika väderstreck runt om Nationalstadsparken under 2000-talet har talltitan uteblivit från att sprida sig in och etablera sig inom parken som mer än en sporadiskt

återkommande gäst. De rapporteringar om sång under häckningstid som kommit nästan årligen de senaste åren tyder dock på att arten gör försök att återinträda. Det kan tänkas röra sig om fåglar som vid sin ungfågelspridning söker efter potentiella områden för etablering, och som hittar in i parken från de gröna kilarna. Själva etableringen tycks dock vara en utmaning. Det verkar som om de skogar inom parken som till synes har inslag av det som talltitan behöver i form av blandskog med såväl barr- som lövträd av olika åldrar, fuktig miljö och gott om död björk, ändå saknar något.

Kanske finns en förklaring vid närmare granskning av lämpliga boträd. Det krävs ordentligt uppmjukad ved för att en så liten fågel som talltitan ska kunna hacka fram ett bohål, samtidigt som trädet behöver vara tillräckligt stabilt för att fortfarande stå upp och hålla ihop. Det är just i det förmultningsstadiet som en torraka kan tjäna som boträd. Även om parken för närvarande innehåller ovanligt mycket död björk efter torkan 2018–2019 är denna fortfarande av hårt virke. Det skulle betyda att det ännu kan vara svårt för de ungfåglar som hittar till parken att bygga bo, även om framtiden ser lovande ut under förutsättning att de björkar som finns idag i parken får stå kvar. Gradvis påfyllning måste även säkras via succession, då lagom murkna trädstammar är en tillfällig resurs.

Gallringen kan också vara en förklaring. I parken är det få partier som är helt icke-gallrade och fritt utvecklade, med undantag för enstaka platser såsom Uggleviken. Kombinationen av en ovanligt tät population av större hackspett och ont om platser där undervegetationen tillåts förbli tät, kan tänkas innebära svårigheter för talltitan. Att låta ett antal områden få utvecklas till mer komplexa skogsmiljöer med tät vegetation 3–5 meter upp över marken som skymmer sikten för predatorer skulle kunna vara en hjälpende faktor.

Det kan vara fruktbart att göra en jämförelse med Järvafältet respektive Nackareservatet, de två stora stadsnära naturområden som ligger strax intill, och med etablerad förekomst samt dokumenterade häckningar av talltita. Vad har de som inte Nationalstadsparken har? Det finns åtminstone fyra uppenbara och lätt noterade faktorer. Den första är skogsstorleken. Järva och Nacka innehåller betydligt större sammanhängande skogsområden. Det andra är skillnader i skogstypen. Skogarna i Järva och Nacka där häckning av talltita observerats domineras av barrskog, och framför allt finns det mer gran i alla åldersstadier. Skogarna inom parken är i

första hand blandskogar, även om det finns inslag av äldre granbestånd och på några håll står rena dungar av planterad gran. Det tredje är åldern på skogen. Det finns en hel del äldre träd inom Nationalstadsparken och det förekommer områden med mer inslag av äldre tall och gran, men både Järva och Nacka har större sammanhängande barrskogar av högre ålder. En fjärde faktor är undervegetationen. Nationalstadsparkens skogar har här och där sina tätare och mer ogenomträngliga partier men de är i storlek av mindre dungar. Generellt gallras parken och dessutom finns en mängd gångstigar vilket gör skogarna mer genomsiktliga. Järva och Nacka innehåller större partier med orörd, komplex och snårig skog med undervegetation. (Se bilder från Nationalstadsparken samt Järva och Nacka i [appendix 1.](#))

Sicklaskiftet i Nacka där den senaste lyckade reproduktionen för taltita skedde år 2022 är ett talande jämförande exempel på skog där alla dessa fyra skillnader visar sig. Den utgörs av en större sammanhängande äldre barrskog med komplex struktur och fuktigare områden vid vattendrag där skogen tättnar och blir skuggig, och med förekomst av snåriga granskogsdungar och lövträd i olika förmultningsstadier.

FÖRSLAG PÅ SKÖTSELÅTGÄRDER

Vad kan tillföras i skötseln av Nationalstadsparken för att i högre utsträckning möjliggöra för taltitan att etablera sig? Enligt föregående genomgång av habitatförändringars effekter på taltitan bör man fokusera på de föreslagna områden som har mest potential ([figur 3](#)) och vidta skötselåtgärder som ökar dess kvalitet som födoresurs, häckplats och skydd mot predatorer. Mer specifikt bör man, gällande habitatåtgärder:

1. Öka barrträdens andel i dessa blandskogar. Tillgången på tall- och granfrön varierar kraftigt mellan olika år och taltitan alternerar mellan dem i sin hamstring för vinteröverlevnad (Brodin 1994).
2. Gynna granen i alla åldersstadier. Gynna naturlig förnyring och komplettera med nyplantering där förnyringen inte är tillräcklig, för att skapa tätare undervegetation, hålla fukt och på sikt utgöra vindskydd för den äldre granskogen. Gamla granar är extra utsatta för faror i form av insektsangrepp och de alltmör frekventa stormar som väntas komma i klimatförändringens spår.
3. Behålla björken i alla stadier för att säkra en kontinuerlig tillgång på boplatser via succession. Nyligen döda björkar finns i hög utsträckning i parken för närvarande, och behöver sparas till tillräckligt förmultnat stadium.
4. Vidga de gallringsfria skogsområdena där undervegetationen släpps fram och tillåts bli tät, upp till ca 3–5 meter över marken. Utse vissa skogspartier att utvecklas fritt över större ytor till strukturellt mer komplexa bestånd.

Som en åtgärd för att ytterligare öka födotillgången i parken skulle förutsättningar för att gynna förekomst av då kan skapas, då det är ännu ett viktigt förslag som taltitan hamstrar och lever på under vintertid (Brodin 1994, Siffczyk m.fl. 2003). Dessa växer främst på störda marker, exempelvis i grävda diken och liknande. Dessutom skulle man i väntan på fler lämpliga boträd kunna sätta upp taltiteanpassade holkar på utvalda platser. Det finns exempel på lyckade taltitehäckningar i holkar som i förväg fylls med träspån, som fågeln själv får plocka bort (Orell och Ojanen 1983). Holkar kan också försvåra för bopredatorer då de har hårdare vägar än murket trä.

Tätare bestånd och i övrigt liknande skötselåtgärder i skogarna i de gröna kilarna som leder in mot parken skulle ytterligare gynna taltitans spridnings- och etableringsmöjligheter.

De sammantagna skötselåtgärderna skulle leda till större, tätare och mer granrika skogar med rikligare tillgång till död ved som skulle gynna såväl taltitan som den biologiska mångfalden i stort. Eftersom den tätortsnära naturen inte nyttjas som skogsbruk, kan den spela en värdefull och viktig roll för att väga upp förluster av biologisk mångfald på övriga håll.

TACK

Ett varmt och innerligt tack till Cecilia Kullberg på zoologiska institutionen för bästa tänkbara handledning och feedback genom hela arbetet, som ledde till den kandidatuppsats som här har omarbetats. Tack även till Henrik Waldenström, initiativtagare till Kungliga nationalstadsparken samt projektledare för fågelinventeringar inom parken, Henrik Niklasson, Kungliga Djurgårdens Förvaltning, och Mattias Kelepeiz, Östermalms stadsdelsförvaltning, för värdefull information och faktapåfyllning i delen som rör fallstudien.

Referenser

- Angelstam P och Kuuluvainen T. 2004. Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures: a European perspective. *Ecological Bulletins* 51: 117–136. <https://www.jstor.org/stable/20113303>.
- Artdatabanken SLU. 2020. Red-listed species in Sweden 2020. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- BirdLife Sverige. 2019. Sveriges fåglar 2019. Hur går det för Sveriges fåglar med särskilt fokus på läget i skogen? Rapport i samarbete med Svensk fågeltaxering vid Lunds Universitet och Artdatabanken vid SLU. https://cdn.birdlife.se/wp-content/uploads/2020/01/Sveriges-f%C3%A5glar_2019_ld.pdf.
- BirdLife Sverige. 2021. Sveriges fåglar 2021. Hur går det för Sveriges fåglar med särskilt fokus på läget i jordbrukslandskapet? Rapport i samarbete med Svensk fågeltaxering vid Lunds Universitet och Artdatabanken vid SLU. https://cdn.birdlife.se/wp-content/uploads/2022/01/Sverigesfaglar_2021.pdf.
- Brodin A och Clark C. 1997. Long-term hoarding in the Paridae: a dynamic model. *Behavioral Ecology* 8: 178–185. <https://doi.org/10.1093/beheco/8.2.178>.
- Brodin A. 1994. The role of naturally stored food supplies in the winter diet of the boreal willow tit *Parus montanus*. *Ornis Svecica* 4: 31–40. <https://doi.org/10.34080/osv.4.2030>.
- Brotons L, Desrochers A och Turcotte Y. 2001. Food hoarding behavior of black-capped chickadees (*Poecile atricapillus*) in relation to forest edges. *Oikos* 95: 511–519. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.950316.x>.
- Chisholm SE och Leonard ML. 2008. Effect of forest management on a rare habitat specialist, the Bicknell's thrush (*Catharus bicknelli*). *Canadian Journal of Zoology* 86: 217–223. <https://doi.org/10.1139/Z07-131>.
- Cirule D, Krama T, Krams R, Elferts D, Kaasik A, Rantala MJ, Mierakuskas P, Luoto S och Krams IA. 2017. Habitat quality affects stress responses and survival in a bird wintering under extremely low ambient temperatures. *Science of Nature* 104: 99. <https://doi.org/10.1007/s00114-017-1519-8>.
- Doherty PF och Grubb TC Jr. 2002. Survivorship of permanent-resident birds in a fragmented landscape. *Ecology* 83: 844–857. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0844:SOPRBI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0844:SOPRBI]2.0.CO;2).
- Dolby AS och Grubb TC Jr. 1999. Effects of winter weather on horizontal and vertical use of isolated forest fragments by bark-foraging birds. *Condor* 101: 408–412. <https://doi.org/10.2307/1370006>.
- Donovan TM och Flather CH. 2002. Relationships among North American songbird trends, habitat fragmentation and landscape occupancy. *Ecological Applications* 12: 364–374. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0364:RANAST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0364:RANAST]2.0.CO;2).
- Eggers S och Low M. 2014. Differential demographic responses of sympatric Parids to vegetation management in boreal forest. *Forest Ecology and Management* 319: 169–175. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.019>.
- Eggers S, Griesser M, Nystrand M och Ekman J. 2006. Predation risk induces changes in nest-site selection and clutch size in Siberian jays. *Proceedings of the Royal Society B* 273: 701–706. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3373>.
- Ekman J, Cederholm G och Askenmo C. 1981. Spacing and survival in winter groups of willow tit *Parus montanus* and crested tit *P. cristatus* – A removal study. *Journal of Animal Ecology* 50: 1–9. <https://doi.org/10.2307/4027>.
- Ekman J. 1979. Coherence, composition and territories of winter social groups of the willow tit *Parus montanus* and the crested tit *P. cristatus*. *Ornis Scandinavica* 10: 56–68. <https://doi.org/10.2307/3676345>.
- Ekman J. 1989. Ecology of non-breeding social systems of *Parus*. *Wilson Bulletin* 10: 263–288.
- Ekman JB och Askenmo CEH. 1984. Social rank and habitat use in willow tit groups. *Animal Behaviour* 32: 508–514. [https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(84\)80288-2](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(84)80288-2).
- Ekman, J. 1986. Tree use and predator vulnerability of wintering passerines. *Ornis Scandinavica* 17: 261–267. <https://doi.org/10.2307/3676836>.
- Esseen P-A, Ehnström B, Ericson L och Sjöberg K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16–47. <https://www.jstor.org/stable/20113207>.
- Fraixedas S, Lindén A och Lehtikainen A. 2015. Population trends of common breeding forest birds in southern Finland are consistent with trends in forest management and climate change. *Ornis Fennica* 92: 187–203. <https://doi.org/10.5181/of.133879>.
- Gauthier S, Bernier P, Kuuluvainen T, Shvidenko AZ och Schepaschenko DG. 2015. Boreal forest health and global change. *Science* 349: 819–822. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9092>.
- Green M, Haas F och Lindström Å. 2019. Monitoring population changes of birds in Sweden. Annual report for 2018. Department of Biology, Lund University.
- Green M, Haas F och Lindström Å. 2022. Monitoring population changes of birds in Sweden. Annual report for 2021. Department of Biology, Lund University.
- Green M, Haas F, Lindström Å och Nilsson, L. 2021. Monitoring population changes of birds in Sweden. Annual report for 2020. Department of Biology, Lund University.
- Griesser M och Nystrand M. 2009. Vigilance and predation of a forest-living bird species depend on large-scale habitat structure. *Behavioral Ecology* 20: 709–715. <https://doi.org/10.1093/beheco/arpo45>.
- Griesser M, Nystrand M och Ekman J. 2006. Reduced mortality selects for family cohesion in a social species. *Proceedings of the Royal Society B* 273: 1881–1886. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3527>.
- Griesser M, Nystrand M, Eggers S och Ekman J. 2007. Impact of forestry practices on fitness correlates and population productivity in an open-nesting bird species. *Conservation Biology* 21: 767–774. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00675.x>.
- Haapanen A. 1965. Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession I. *Annales Zoologici Fennici* 2: 153–196. <https://www.jstor.org/stable/23730722>.
- Haapanen A. 1966. Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession II. *Annales Zoologici Fennici* 3: 176–200. <https://www.jstor.org/stable/23731276>.
- Haftorn S. 1959. The proportion of spruce seeds removed by the tits in a Norwegian spruce forest in 1954–1955. *Det Kongelige Norske Videnskabers Selskab* 32: 121–125.
- Haftorn S. 1999. Flock formation, flock size and flock persistence in the willow tit *Parus montanus*. *Ornis Fennica* 76: 49–63. <https://or.nisfennica.journal.fi/article/view/133498>.
- Hamilton H. 1982. Praktisk Skogshandbok. Sveriges skogsvårdsförbund. Föreningen Skogen, Stockholm.
- Hanski I. 2005. The shrinking world: Ecological consequences of habitat loss. *International Ecology Institute*. <https://doi.org/10.1086/s03991>.
- Hansson L. 1992. Landscape ecology of boreal forests. *Trends in Ecology and Evolution* 7: 299–302. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(92\)90227-3](https://doi.org/10.1016/0169-5347(92)90227-3).
- Helle P och Järvinen O. 1986. Population trends of North Finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. *Oikos* 46: 107–115. <https://doi.org/10.2307/3565386>.

- Helle P och Muona J. 1985. Invertebrate numbers in edges between clear-felling and mature forests in northern Finland. *Silva Fennica* 19: 281–294. <https://doi.org/10.14214/sf.a15424>.
- Helle P. 1985. Effects of forest regeneration on the structure of bird communities in northern Finland. *Holarctic Ecology* 8: 120–132. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1985.tb01162.x>.
- Hinsley SA, Roherty P och Bellamy PE. 1999. Influence of woodland area on breeding success in great tits *Parus major* and blue tits *Parus caeruleus*. *Journal of Avian Biology* 30: 271–281. <https://doi.org/10.2307/3677353>.
- Huhta E och Jokimäki J. 2001. Breeding occupancy and success of two hole nesting passerines: the impact of fragmentation caused by forestry. *Ecography* 24: 431–444. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2001.doi-199.x>.
- Imbeau L, Mönkkönen M och Desrochers A. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology* 15: 1151–1162. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.0150041151.x>.
- Jalas J (ed). 1958. Suuri kasivikirja 1. Otava, Helsinki, Finland
- Jansson C, Ekman J och von Brömssen A. 1981. Winter mortality and food supply in tit *Parus* spp. *Oikos* 37: 313–322. <https://doi.org/10.2307/3544122>.
- Jokimäki J och Huhta E. 1996. Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fennica* 73: 97–113. https://www.researchgate.net/publication/264829329_Effects_of_landscape_matrix_and_habitat_structure_on_a_bird_community_in_northern_Finland.
- Jokimäki J och Solonen T. 2011. Habitat associations of old forest bird species in managed boreal forests characterized by forest inventory data. *Ornis Fennica* 88: 57–70. <https://doi.org/10.51812/of.133763>.
- Jokimäki J, Huhta E, Itämiä J och Rahko P. 1998. Distribution of arthropods in relation to forest patch size, edge and stand characteristics. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 1068–1072. <https://doi.org/10.1139/cjfr-28-7-1068>.
- Klein J, Haverkamp PJ, Lindberg E, Griesser M och Eggers S. 2020a. Remotely sensed forest understory density and nest predator occurrence interact to predict suitable breeding habitat and the occurrence of a resident boreal bird species. *Ecology and Evolution* 10: 2238–2252. <https://doi.org/10.1002/ece3.6062>.
- Klein J, Low M, Sjögren J och Eggers S. 2022. Short-term experimental support for bird diversity retention measures during thinning in European boreal forests. *Forest Ecology and Management* 509: 120084. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120084>.
- Klein J, Thor G, Low M, Sjögren J, Lindberg E och Eggers S. 2020b. What is good for birds is not always good for lichens: interactions between forest structure and species richness in managed boreal forests. *Forest Ecology and Management* 473: 118327. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118327>.
- Kouki J och Väänänen A. 2000. Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along an isolation gradient of protected areas in eastern Finland. *Ornis Fennica* 77: 145–154. <https://ornisfennica.journal.fi/article/view/133537>.
- Kouki J, Löfman S, Martikainen P, Rouvinen S och Uotila A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirement of wood associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research* 3: 27–37. <https://doi.org/10.1080/028275801300090564>.
- Krams I, Cîrule D, Krama T, Hukkanen M, Rytönen S, Orell M, Iezhova T, Rantala MJ och Tummeleht L. 2010b. Effect of forest management on haematological parameters, blood parasites, and reproductive success of the Siberian tit *Poecile cinctus* in northern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 47: 335–346. <https://doi.org/10.5735/086.047.0504>.
- Krams I, Cîrule D, Suraka V, Krama T, Rantala MJ och Ramey G. 2010a. Fattening strategies of wintering great tits support the optimal body mass hypothesis under conditions of extremely low ambient temperature. *Functional Ecology* 24: 172–177. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2009.01628.x>.
- Kullberg C och Ekman J. 2000. Does predation maintain tit community diversity? *Oikos* 89: 41–45. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.890105.x>.
- Kumpula S, Vatka E, Orell M och Rytönen S. 2023. Effects of forest management on the spatial distribution of the willow tit (*Poecile montanus*). *Forest Ecology and Management* 529: 120694. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120694>.
- Kungliga Djurgårdsförvaltningen. 2003. Skötselplan för Nationalstadsparken i Stockholm, Solna och Lidingö kommuner. Kungliga Djurgårdsförvaltningen, Stockholm. <https://www.eko.parken.org/Medlemsidor/kdf/splan%20NSP%203%20onov%20del%20I.pdf>.
- Lampila P, Mönkkönen M och Desrochers A. 2005. Demographic responses by birds to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19: 1537–1546. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00201.x>.
- Lewis AJG, Amar A, Cordi-Piec D och Thewlis RM. 2007. Factors influencing willow tit *Poecile montanus* site occupancy: a comparison of abandoned and occupied woods. *Ibis* 149: 205–213. <http://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00733.x>.
- Li P och Martin TE. 1991. Nest-site selection and nesting success of cavity-nesting birds in high elevation forest drainages. *Auk* 108: 405–418. <https://digitalcommons.usf.edu/auk/vol108/iss2/22>.
- Lindberg E, Roberge JM, Johansson T och Hjältén J. 2015. Can airborne laser scanning (ALS) and forest estimates derived from satellite images be used to predict abundance and species richness of birds and beetles in boreal forest? *Remote Sensing* 7: 4233–4252. <https://doi.org/10.3390/rs70404233>.
- Lindbladh M, Hedwall PO, Holmström E, Petersson L och Felton A. 2020. How generalist are these forest specialists? What Sweden's avian indicators indicate. *Animal Conservation* 23: 762–773. <https://doi.org/10.1111/acv.12595>.
- Linder P och Östlund L. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885–1996. *Biological Conservation* 85: 9–19. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00168-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00168-7).
- Länsstyrelsen. 2012. Vård- och Utvecklingsplan för Kungliga Nationalstadsparken. Rapport 2012:33. Länsstyrelsen i Stockholms län. <https://www.lansstyrelsen.se/stockholm/om-oss/vara-tjanster/publikationer/2012/vard-och-utvecklingsplan-for-kungliga-nationalstadsparken.html>.
- Manuwal DA och Huff MH. 1987. Spring and winter bird populations in a Douglas-fir forest. *Journal of Wildlife Management* 51: 586–595. <https://doi.org/10.2307/3801273>.
- Matthysen E. 1990. Nonbreeding social organization in *Parus*. Pp. 209–249 in *Current ornithology* 7 (Power DM, ed). Plenum Press, New York.
- MB Miljöbalken 4 kap 7§ 1998:808, med tillägg i Nationalstadsparksförordningen 2009:55. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/nationalstadsparksforordning-200955_sfs-2009-55/.
- Merikallio E. 1958. Finnish birds. Their distribution and numbers. *Fauna Fennica* 5: 1–181.
- Müller J, Stadler J och Brandl R. 2010. Composition versus physiognomy of vegetation as predictors of bird assemblages: the role of lidar. *Remote Sensing of Environment* 114: 490–495. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.10.006>.
- Mänd R, Tilgar V, Lohmus A och Leivits A. 2005. Providing nest boxes for hole-nesting birds – does habitat matter? *Biodiversity and Conservation* 14: 1823–1840. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-1039-7>.

- Møller AP, Erritzoe J och Nielsen JT. 2009. Frequency of fault bars in feathers of birds and susceptibility to predation. *Biological Journal of the Linnean Society* 97: 334–345. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2009.01204.x>.
- Norris K och Harper N. 2004. Extinction processes in hotspots of avian biodiversity and the targeting of pre-emptive conservation action. *Proceedings of the Royal Society B*, 271: 123–130. <https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2576>.
- Orell M och Ojanen M. 1983. Breeding biology and population dynamics of the willow tit *Parus montanus*. *Annales Zoologici Fennici* 20: 99–114. <https://www.sekj.org/PDF/anzfzo/anzfzo-099-114.pdf>.
- Ottosson U, Ottvall R, Elmberg J, Green M, Gustafsson R, Haas F, Holmqvist N, Lindström Å Nilsson L, Svensson M, Svensson S och Tjernberg M. 2012. Fåglarna i Sverige – Antal och förekomst. Sveriges Ornitologiska Förening.
- Palmgren P. 1930. Quantitative Untersuchungen über die Vogelfauna in den Wäldern Südfinnlands mit besonderer Berücksichtigung Ålands. *Acta Zoologica Fennica* 7: 1–218.
- Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. 2025. The state of Europe's wild birds 2025. CSO, Prague, Czech Republic. <https://pecbms.info/trends-of-wild-birds-in-europe-2025-update/>.
- Pettersson RB, Ball JP, Renhorn KE, Esseen PA och Sjöberg K. 1995. Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. *Biological Conservation* 74: 57–63. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00015-V](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00015-V).
- Ram D, Axelsson A-L, Green M, Smith H G och Lindström Å. 2017. What drives current population trends in forest birds – Forest quantity, quality or climate? A large-scale analysis from northern Europe. *Forest Ecology and Management* 385: 177–188. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.013>.
- Region Stockholm. 2018. Regional Utvecklingsplan för Stockholmsregionen. RUF5 2050. Rapport 2018:10. <https://www.regionstockholm.se/495d1e/sitesets/om-region-stockholm/om-region-stockholm/styrande-dokument/regional-utveckling/regional-utvecklingsplan-for-stockholm-rufs-2050.pdf>.
- Roberge J-M, Angelstam P och Villard M. 2008. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation* 141: 997–1012. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.01.010>.
- Robinson SK, Thompson FR, Donovan, TM, Whitehead DR och Faaborg J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267: 1987–1990. <https://doi.org/10.1126/science.267.5206.1987>.
- Rodríguez A, Andrén H och Jansson G. 2001. Habitat-mediated predation risk and decision making of small birds at forest edges. *Oikos* 95: 383–396. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.950303.x>.
- Romero LM och Wikelski M. 2001. Corticosterone levels predict survival probabilities of Galápagos marine iguanas during el Niño events. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98: 7366–7370. <https://doi.org/10.1073/pnas.131091498>.
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M och Wall DH. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>.
- Siffczyk C, Brotons L, Kangas K och Orell M. 2003. Home range size of willow tits: a response to winter habitat loss. *Oecologia* 136: 135–142. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1256-x>.
- Snow DW och Perrins CM. 1998. The birds of the Western Palearctic. Concise edition. Oxford University Press, Oxford.
- Stockholms läns landsting. 2010. Regional Utvecklingsplan för Stockholmsregionen 2010. Dnr 003-1333/2010.
- Suhonen J. 1993. Predation risk influences the use of foraging sites by tits. *Ecology* 74: 1197–1203. <https://doi.org/10.2307/1940490>.
- Suorsa P, Huhta E, Nikula A, Nikinmaa M, Jäntti A, Helle H och Hakkarainen H. 2003. Forest management is associated with physiological stress in an old-growth forest passerine. *Proceedings of the Royal Society B* 270: 963–969. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2326>.
- Thompson ID, Baker JA och Ter-Mikaelian M. 2003. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management* 177: 441–469. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00453-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00453-X).
- Ulfstrand S och Högstedt G. 1976. Hur många fåglar häckar i Sverige? *Anser* 15: 1–32.
- Vatka E, Kangas K, Orell M, Lampila S, Nikula A och Nivala V. 2014. Nest site selection of a primary hole-nesting passerine reveals means to developing sustainable forestry. *Journal of Avian Biology* 45: 187–196. <https://doi.org/10.1111/j.1600-048X.2013.00250.x>.
- Villard MA, Trzcinski MK och Merriam G. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13: 774–783. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98059.x>.
- Virkkala R, Rajasärkkä A, Väisänen RA, Vickholm M och Virolainen E. 1994. Conservation value of nature reserves: do hole-nesting birds prefer protected areas in southern Finland? *Annales Zoologici Fennici* 31: 173–186. <https://www.sekj.org/PDF/anzf31/anzf31-173-186.pdf>.
- Virkkala R. 1987. Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 24: 281–294. <https://www.jstor.org/stable/23734475>.
- Virkkala R. 1991. Population trends of forest birds in a Finnish Lapland landscape of large habitat blocks: consequences of stochastic environmental variation or regional habitat alteration? *Biological Conservation* 56: 223–240. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90019-6](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90019-6).
- Virkkala R. 2016. Long-term decline of southern boreal forest birds: consequence of habitat alteration or climate change? *Biodiversity and Conservation* 25: 151–167. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-1043-0>.
- Väisänen RA, Lammi E och Koskimies P. 1998. Distribution, numbers and population changes of Finnish breeding birds. Otava, Helsinki, Finland.
- Wachob DG. 1996. The effect of thermal microclimate on foraging site selection by wintering mountain chickadees. *Condor* 98: 114–122. <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/condor/v098n01/p0114-p0122.pdf>.
- Waldenström H. 2022a. Trevliga highlights under årets inventering i Nationalstadsparken. Fåglar i Stockholmstrakten 2022: 38–41. Stockholms Ornitologiska Förening.
- Waldenström H. 2022b. Fågelinventering av Kungliga nationalstadsparken 2021 – Sammanställning av inventeringar. Rapport, Stockholms Ornitologiska Förening. <https://stof.nu/wp-content/uploads/2022/06/RAPPORT-inventering-av-fa%CC%8Aglar-i-Nationalstadsparken-2021-rev-2022-05-28.pdf>.
- Witter MS och Lee SJ. 1995. Habitat structure, stress and plumage development. *Proceedings of the Royal Society B* 261: 303–308. <https://doi.org/10.1098/rspb.1995.0151>.

English summary

The willow tit *Poecile montanus* has experienced a significant population decline across Fennoscandia since the 1980s (Figure 1), primarily due to habitat modifications driven by modern forestry practices. This review synthesises key research on habitat factors influencing the species' decline. Environmental parameters affecting survival and breeding success include understory vegetation, dead wood availability, moisture levels, forest continuity, and the presence of old-growth forests.

The willow tit relies on dense understory vegetation for protection against predators during nesting and foraging. Studies indicate that reduced structural complexity negatively affects breeding success and survival. Retaining young Norway spruce *Picea abies* trees may help preserve sufficient undergrowth to mitigate the negative effects of forest thinning.

As a primary cavity nester, the willow tit depends on standing dead wood, preferably birch *Betula* spp., for excavating nesting cavities. The removal of decaying trees through modern forestry practices significantly reduces available nesting sites. Research underscores the importance of deadwood for enabling nesting. Moist habitats support a greater abundance of dead wood, thereby sustaining higher densities of willow tits. Additional correlative factors associated with these habitats, such as increased food availability in moist forests with extensive decaying wood, may also contribute to higher population densities. The drainage of wetlands may have further exacerbated population declines.

The willow tit is highly territorial and prefers extensive, contiguous forest patches. Habitat fragmentation disrupts breeding territories and winter home ranges. Recent studies indicate that clear-cutting within 500 metres of nesting sites significantly increases the distance between breeding pairs and extends natal dispersal distances, leading to lower breeding densities. While some compensation strategies, such as expanding home ranges, have been observed in fragmented forests, these adaptations come with increased energetic costs and potentially lower survival rates.

Old-growth forests, characterised by diverse tree compositions and a high proportion of mature and old trees, provide more optimal conditions for willow tit populations. These forests offer richer food sources and better nesting opportunities. However, there are indications that mature forests are not an absolute requirement, provided that other key habitat conditions are met. If suitable nesting material and protective vegetation are available, even younger forests may be used in some cases.

The main results, and the studies these came from, are summarized in Table 1. In short, this review suggests that the dramatic decline of the willow tit is closely linked to extensive habitat changes across Fennoscandia. Several key habitat factors—understory density, dead wood availability, moisture levels, forest continuity, and old-growth forests—collectively amplify the species' decline. Addressing these factors is crucial for reversing population trends.

Implementing targeted conservation measures in both protected areas and managed forests could significantly improve habitat quality and support population recovery. This study highlights the necessity of ecologically sustainable forest management to mitigate the decline of the willow tit. Key recommendations include ensuring the continuous availability of standing decaying wood, reducing thinning intensity, maintaining continuous forest cover, and protecting existing old-growth and moist forest areas.

In addition to the review, a case study examines the absence of breeding pairs of willow tits in Stockholm Royal National City Park (Figure 2–3, Appendix 1). Despite historical records of their presence, no confirmed breeding pairs have been observed in the park for at least 30 years. The study suggests that habitat alterations, including thinning and deadwood removal, have rendered the area unsuitable for breeding. Recommended conservation actions include expanding no-thinning zones, prioritising spruce conservation across all age stages, and leaving dead birch trees to maintain nesting opportunities.

TABLE 1. Compilation of some results from studies that have investigated the impact of habitat changes on the willow tit *Poecile montanus*.

Habitat factor	Results and conclusions	Study
Understory vegetation	Conventional thinning had clear negative effects for 20% of the species in the study, including the willow tit <i>Poecile montanus</i> , for which thinning may be a strongly contributing cause of population decline. Dense vegetation up to 3–7 m above ground is crucial for bird diversity in boreal forests.	Klein et al. 2022
	Significantly reduced survival compared to the crested tit <i>Lophophanes cristatus</i> , for both juveniles and adults, when understory vegetation was damaged by forestry operations. The presence of understory vegetation of Norway spruce <i>Picea abies</i> is important for the willow tit.	Eggers och Low 2014
Dead wood	The density of breeding willow tits was higher in areas with a high availability of dead wood.	Kumpula et al. 2023
	On average, six times more dead wood occurred within the nearest hectare around willow tit nests compared to randomly selected areas. Greater amounts of dead wood were also found within foraging areas and winter territories. Dead wood appears to be the most important and decisive of all habitat factors.	Vatka et al. 2014
Moist soil	The total length of watercourses was higher in the immediate surroundings of nest sites than in random areas. Nest sites were located in moist environments with high densities of deciduous trees in coniferous forest on mineral soils.	Vatka et al. 2014
Fragmentation	The distance between breeding pairs increased markedly following clear-cutting within 500 m of breeding sites. Juvenile dispersal over longer distances increased with a higher proportion of clear-cuts. Fragmentation in the form of clear-cutting had effect over at least three decades on dispersal and breeding density.	Kumpula et al. 2023
	Significantly larger areas of forest and smaller areas of open terrain occurred within willow tit foraging areas compared to random areas, indicating that willow tits avoid open areas in their immediate surroundings.	Vatka et al. 2014
	Willow tits in fragmented forests had winter territories twice as large as those in areas without open habitats. Fragmentation is likely costly and may reduce annual survival. Loss of suitable habitat caused by forestry, through reduced availability of suitable wintering habitat and food resources, could explain the dramatic population decline.	Siffczyk et al. 2003
Old forest	Stress levels were higher in willow tits living in young forests compared to old forests. Stress responses were particularly strong during periods of severe cold. Young forests appear to represent a habitat of poorer quality for the willow tits.	Cirule et al. 2017
	Old forest is not an absolute requirement if other factors are met. In moist and dense forest with access to suitable dead wood for cavity excavation, younger forest stands may also be acceptable.	Vatka et al. 2014



Ornis Svecica (ISSN 2003-2633) is an open access, peer-reviewed scientific journal published in English and Swedish by [BirdLife Sweden](https://www.birdlife.se). It covers all aspects of ornithology, and welcomes contributions from scientists as well as non-professional ornithologists. Accepted articles are published at no charge to the authors. Read papers or make a submission at os.birdlife.se.

Ornis Svecica (ISSN 2003-2633) är en fritt tillgänglig granskad vetenskaplig tidskrift som ges ut på svenska och engelska av [BirdLife Sverige](https://www.birdlife.se). Den täcker ornitologins alla områden och välkomnar bidrag från såväl forskare som icke-professionella ornitologer. Accepterade uppsatser publiceras utan kostnad för författarna. Läs uppsatser eller skicka in ditt bidrag på os.birdlife.se.

Appendix 1

Bilder från Nationalstadsparken (markerade områden i [figur 3](#); bild 1–14) samt de närliggande platserna för konstaterad häckning ([tabell 3](#)) i Sicklaskiftet i Nackareservatet (bild 15–17), samt i Linddalen på Järvafältet (bild 18–19). Images from the National City Park (areas defined in [Figure 3](#); images [“bild”] 1–14) and the nearby sites where willow tits have been confirmed to breed (see [Table 3](#)): Sicklaskiftet, Nackareservatet (images 15–17) and Linddalen, Järvafältet (images 18–19).

Nationalstadsparken: Skogsområdet intill Lappkärrret ([figur 3](#), område 1)

Blandskog med inslag av gamla granar, tätare dungar av yngre gran och lövträdsarter. Ingår i ett större barrskogsområde vid Stora och Lilla Lappkärrsberget med högre genomsiktlighet och mer inslag av tall.



BILD 1. Skogen intill Lappkärrret ([figur 3](#), område 1). Blandskog som tätar närmast kärrret, och med inslag av äldre granar *Picea abies*.

– The forest next to Lappkärrret ([Figure 3](#), area 1). Mixed forest which is denser close to the marsh, and has elements of older Norway spruce *Picea abies* trees.



BILD 2. Skogen intill Lappkärrret (figur 3, område 1). Ung dunge av gran *Picea abies* på uppväxt.
– The forest next to Lappkärrret (Figure 3, area 1). Young Norway spruce *Picea abies* stand.

Nationalstadsparken: Uggleviken och Lill-Jansskogen (figur 3, område 2)

Uggleviken (bild 3) bildar Stockholms största lövsumpskog, med tät vegetation och rikligt med stående död ved i olika förmultningsstadier. Lill-Jansskogen: Blandskog, till stora delar gallrad med hög genomsiktlighet och rikligt med gångstigar (bild 6), men även partier med skuggigare och tätare vegetation, särskilt i närmare anslutning till Uggleviken (bild 4–5).



BILD 3. Uggleviken (figur 3, område 2). Tät lövsumpskog med rik tillgång på stående död ved.
– Uggleviken (Figure 3, area 2). Dense wet deciduous forest with abundant standing dead wood.



BILD 4. Uggleviken (figur 3, område 2). Kantzon med skuggig tät vegetation.
– Uggleviken (Figure 3, area 2). Edge zone with shady dense vegetation.



BILD 5. Lill-Jansskogen (figur 3, område 2). Tätare dungar i glesare blandskog.
– Lill-Jansskogen (Figure 3, area 2). Dense stands in sparser mixed forest.



BILD 6. Lill-Jansskogen (figur 3, område 2). Gallrad blandskog med hög genomsiktlighet och gångstråk.
– Lill-Jansskogen (Figure 3, area 2). Thinned mixed forest with open structure and footpaths.

Nationalstadsparken: Lindarängsknösen, norr om Kaknästornet (figur 3 område 3)

Sänka med fuktigare mark och tät lövvegetation (bild 7). I övrigt delvis gallrad blandskog.



BILD 7. Skogen norr om Kaknästornet (figur 3, område 3).
– The forest north of Kaknästornet (Figure 3, area 3).

Nationalstadsparken: Kaknässkogen/Kaknäshagen (figur 3, område 4)

Blandskog med bitvis tätare vegetation och kuperad terräng.



BILD 8. Kaknässkogen (figur 3, område 4). Område med tätare barrskog.

– Kaknässkogen (Figure 3, area 4). Area with denser coniferous forest.



BILD 9-10. Kaknässkogen (figur 3, område 4). Död stående björk *Betula pendula/pubescens* i olika stadier återfinns här liksom i andra delar av parken.

– Kaknässkogen (Figure 3, area 4). Dead, standing birch *Betula pendula/pubescens* in various stages of decay is found here as in other parts of the park.

Nationalstadsparken: Skogen väster om Isbladskärret (figur 3, område 5)

Blandskog med gran i olika åldrar, partier med tall, bland lövträden mycket björk. Gallrad skog med genomsiktlig-
het, men tätare partier och dungar finns. Närmast kärret (bild 14) lövsumpmark.



BILD 11. Skogen väster om Isbladskärret (figur 3, område 5).
– The forest west of Isbladskärret (Figure 3, area 5).



BILD 12. Skogen väster om Isbladskärret (figur 3, område 5).
– The forest west of Isbladskärret (Figure 3, area 5).



BILD 13. Skogen väster om Isbladskärret (figur 3, område 5).
– The forest west of Isbladskärret (Figure 3, area 5).



BILD 14. Skogen väster om Isbladskärret. Kantzonen mot kärret (figur 3, område 5).
– The forest west of Isbladskärret. The edge towards the marsh (Figure 3, area 5).

Nackareservatet: Sicklaskiftet (närområde till Nationalstadsparken)

Sicklaskiftet där häckning konstaterades år 2022 (se [tabell 3](#)). Större barrträdsdominerat skogsområde med gamla granar och tallar. Tätare och skuggigare partier av sumpskog längs vattendrag. Granskogsdungar samt lövträd i olika förmultningsstadier.



BILD 15–16. Sicklaskiftet, Nackareservatet ([tabell 3](#)).

– Sicklaskiftet, Nackareservatet ([Table 3](#)).



BILD 17. Sicklaskiftet, Nackareservatet ([tabell 3](#)). Glänta med björk *Betula pendula/pubescens* i sumpskogen.

– Sicklaskiftet, Nackareservatet ([Table 3](#)). Birch *Betula pendula/pubescens* glade in the riparian forest.

Järvafältet: Linddalen (närområde till Nationalstadsparken)

Linddalen där häckning konstaterades år 2007 och 2010 (se [tabell 3](#)). Tät skuggig grandominerad skog med inslag av björk och asp.



BILD 18. Linddalen, Järvafältet ([tabell 3](#)). Olikåldrig, tät skog dominerad av gran *Picea abies*.
– Linddalen, Järvafältet ([Table 3](#)). Mixed-age, dense forest dominated by Norway spruce *Picea abies*.



BILD 19. Linddalen, Järvafältet ([tabell 3](#)).
– Linddalen, Järvafältet ([Table 3](#)).