



Tjädern

En kunskapssammanställning



Författare: Christer Johansson, Jan Hellenberg

Diagram och illustrationer: Christer Johansson, Jan Hellenberg

Framsida: Svante Joelsson (tjäderbild), Jan Hellenberg (layout och skogsbilder)

Övriga bilder: Christer Johansson och Jan Hellenberg om ej annat angivits

Korrektur: Lasse Bengtsson och Daniel Bengtsson

Layout-print: Stina Rigbäck

Sveriges Ornitologiska Förening – BirdLife Sverige 2017

Innehåll

1. FÖRORD	5
2. SAMMANFATTNING	6
3. TJÄDERNS UTBREDNING OCH BESTÅNDSSTATUS	7
3.1 Tjäders i Europa	7
3.2 Tjäders i Finland	8
3.2.1 Förändringar av populationen på lång och kort sikt	8
3.2.2 Regionala förändringar i utbredning	9
3.3 Tjäders i Norge	10
3.4 Tjäders i Sverige	10
3.4.1 Populationsutvecklingen på lång sikt	10
3.4.2 Populationsutvecklingen på kort sikt	11
3.4.3 Regionala förändringar i utbredningen	11
3.4.4 Regionala statusbedömningar saknas	12
3.4.5 Tjädertätheten i Sverige	12
3.5 Sammanfattning	15
4. TJÄDERNS HABITATKRAV	16
4.1 Skillnader i habitatval mellan könen	16
4.2 Blåbärets betydelse för tjädern	16
4.2.1 I vilka skogar finns blåbärsriset?.....	16
4.2.2 Blåbärsskogens betydelse för tjäderkycklingar	17
4.2.3 Blåbärsskogens betydelse för vuxna tjädrar.....	17
4.2.4 Förändringar i blåbärstäckningen.....	17
4.2.5 Blåbärstäckningen ökar med skogens ålder	20
4.2.6 Blåbärstäckningen beror av skogens slutenhet.....	21
4.3 Tallens betydelse för tjädern	21
4.3.1 Förändringar i tallens utbredning.....	22
4.4 Myrars och sumpskogars betydelse för tjädern	23
4.5 Skogsstrukturens betydelse för tjädern	24
4.5.1 Skogsstrukturens betydelse för övrig skogsfågelfauna	25
4.6 Tjäders som paraplyart	27
4.7 Sammanfattning	29
5. HOTEN MOT TJÄDERN	30
5.1 Skogsfragmentering och predation	30
5.1.1 Ett fragmenterat skogslandskap med fler predatorer.....	30
5.1.2 Skillnader mellan norra och södra Sverige	31
5.1.3 Predation på vuxna fåglar.....	32
5.1.4 Predation på bon och kycklingar	32
5.1.5 Historiska förändringar i rovdjursförekomst	34
5.1.6 Lodjurets påverkan på skogshönspopulationen.....	35
5.1.7 Rävns påverkan på skogshönspopulationen	36
5.1.8 Habitatfragmenteringens effekt på tjäderpopulationen i södra Sverige	36
5.2 Jakt	39
5.3 Klimat- och väderrelaterade orsaker	41
5.4 Sammanfattning	43
6. TJÄDERNS LEKPLATSER	44
6.1 Betydelsen av ett sammanhängande skogstäck	44
6.2 Lekens plats i landskapet	46

6.3	Betydelsen av leken och dess storlek	48
6.4	Blåbärrisets betydelse för lekplatsen	49
6.5	Lek och ungskog	50
6.6	Tjäderhörnornas spridning mellan lekplatser.....	51
6.7	Sammanfattning.....	52
7.	SKOGSBRUK I TJÄDERBIOTOPER	53
7.1	Inledning.....	53
7.2	Tröskelvärde för antal stammar och krontäckning.....	53
7.3	Tröskelvärden och rekommendationer för skogens egenskaper.....	54
7.4	Skogsskötsel på landskapsnivå.....	55
7.5	Skogsskötsel på lokal nivå.....	56
7.6	Hyggesfritt skogsbruk	57
7.6.1	Skogens skiktning.....	57
7.6.2	Bedömning av hyggesfria metoder i tjäderbiotoper	58
7.6.3	Ekonomiska konsekvenser vid hyggesfritt skogsbruk	60
7.7	Referenslista för skötsel av tjäderbiotoper	62
7.8	Sammanfattning.....	63
8.	VINDKRAFT OCH TJÄDER	64
8.1	Rekommendationer om vindkraft och tjäder.....	64
8.2	Undersökningar om vindkraft och tjäder.....	64
8.3	Vägledande domar om tjäder och vindkraft	65
8.4	Kommande rapporter som berör tjädern och vindkraft	66
8.5	Slutsatser och rekommendationer	66
8.6	Sammanfattning.....	67
9.	REFERENSLISTA	68

1. FÖRORD

Under det senaste decenniet har vi bedrivit ett ideellt arbete riktat mot just tjäder i Göteborgsregionen vilket bland annat resulterat i en inventeringsrapport för tre kommuner kring Göteborg (Hellenberg, Johansson 2014). Detta har i sin tur inneburit en hel del kontakter med både markägare, myndigheter och andra inventerare. Under detta arbete har det ofta blivit tydligt att det finns många olika uppfattningar om tjädern, dess population och vad den egentligen har för krav på sin omgivning. Kunskapsläget har varit oklart och ofta med motsägelsefulla "fakta". Samtidigt var vi medvetna om att det finns ett omfattande forskningsunderlag om just tjäder, främst från Finland och Norge, men även från andra europeiska länder. Vi startade då upp projektet med denna rapport, som är en kunskapssammanställning baserad på de många forskningsrapporter som finns om tjädern. På grund av det stora antalet rapporter så växte projektet under arbetets gång och referenslistan innehåller nu ca 200 källor som har gått igenom och sammanställts i denna rapport. En stor del av dessa är forskningsrapporter från Finland, där man har bedrivit en omfattande forskning på just tjäder.

Syftet med rapporten är att rätta ut många av de frågetecken som finns gällande tjädern och dess krav, för att på så sätt höja kunskapsnivån och förhoppningsvis även bidra till att minska konflikter vid hantering av tjäderområden. Syftet är också att försöka konkretisera hur ett tjäderområde bör skötas, med vetenskapligt stöd och inte från eget tyckande. Detta har resulterat i kapitlet om skogsbruk i tjäderbiotoper (kapitel 7).

Rapporten har ett visst fokus på södra Sverige och en del slutsatser dras just för södra Sverige. Många av slutsatserna kan även gälla för norra Sverige, men eftersom tätheten av tjäder skiljer mycket mellan norra och södra Sverige så är det heller inte säkert att så är fallet.

Det är viktigt att poängtera att rapporten endast berör bevarandet av just tjäder och inte andra skogslevande och hotade arter. Speciellt gäller detta de skogsbruksmetoder som föreslås, vilka bedöms vara anpassade att klara stabila tjäderpopulationer på lång sikt. Dessa skogsbruksmetoder är inte tänkta att ersätta andra skyddsåtgärder som till exempel reservatsbildningar eller biotopskydd vars fokus ofta ligger på andra hotade arter eller biotoper. Rapporten behandlar inte hur problemet med en minskad biologisk mångfald i skogen ska stoppas men kan möjligen vara en del av lösningen då tjädern är en bra paraplyart för många andra arter.

Christer Johansson
Jan Hellenberg

2. SAMMANFATTNING

Det saknas kännedom om tjäderpopulationens utveckling på lång sikt i både Sverige och Norge, men i Finland har man bedrivit triangelinventeringar sedan 1963 och har därför bra kännedom om tjäderns utveckling. I Finland har den minskat med 40–85 % sedan 60-talet men stabiliserats på senare år. Detsamma gäller troligen i Sverige. Huvudorsaken till minskningen är dålig reproduktion och förluster av ägg och kycklingar genom en ökad predation vilket i sin tur beror på de storskaliga förändringarna i skogslandskapet som skogsfragmentering, habitatförlust och habitatförsämring.

Den svenska populationen är ojämnt fördelad över Sverige; 90 % av tjäderpopulationen finns i Norrlandslänen och Dalarnas och Värmlands län, medan endast 10 % finns i Götaland och övriga Svealand. Tätheten i södra Sverige är i flera län mindre än en tiondel av tätheten i de nordligare länen. I fyra undersökta kommuner i Västra Götaland ligger 80 % av skogsarealen i varje kommun mer än 1 km från någon lekplats och många områden saknar helt en stabil tjäderpopulation.

Barrblandskogar med 30-70 % tallinslag utnyttjas mest av tjädern under året. De har störst bärproduktion, de är luckiga och har skydd i form av granar. Tjädern dras inte nödvändigtvis till gamla skogar utan det är blåbärskomponenten i skogen som är viktig för tjädern, inte åldern i sig. Det krävs minst 30 % marktäckning av blåbärsris i en skog inom 1 km för att säkerställa lekplatsens bevarande på lång sikt. Häckningsframgången ökar upp till 15-20 % täckningsgrad av blåbär, men påverkas inte ytterligare positivt över denna täckningsgrad.

Det har länge funnits samband mellan äldre skogar och lekplatser. I senare undersökningar är detta samband inte lika tydligt, vilket bland annat beror på frånvaron av äldre skog, men det finns fortfarande ett starkt samband mellan sammanhängande skogstäckning och lekplatsernas långsiktiga bevarande. Gemensamt för senare forskarrapporter om tjädern är att ett sammanhängande skogstäckning är en mycket viktig parameter för tjädern. Ett sammanhängande skogstäckning påverkar lekplatserna positivt upp till 3000 m från lekplatsen.

Tjädern har stora krav på sin lekplats och kan inte välja den slumpmässigt i landskapet. Lekplatsen i ett fragmenterat landskap, vilket är fallet i större delen av södra Sverige, blir därför viktig att bevara. Tjäderns accepterade tröskelvärden för flera skogliga parametrar är väl kända (krontäckning, stamtäthet, blåbärstäckning). För att bibehålla en livskraftig stam av tjäder krävs minst 3–5 sammanlänkade lekplatser. Frånvaron av en sådan strategi har missgynnat tjädern i södra Sverige. En landskapsekologisk planering är extra viktig i södra Sverige där lekplatserna ofta ligger isolerade från varandra. I praktiken bör detta innebära en prioritering av arbetet med grön infrastruktur med fokus på tjäder.

Hyggesfritt skogsbruk är en lämplig metod för att bruka skog i ett tjäderområde då tjäderns krav på skogstäckning, struktur och krontäckning bibehålls. Denna form av skogsbruk kan i en del fall ge högre ekonomisk avkastning än trakthyggesbruk enligt sentida rapporter.

3. TJÄDERNS UTBREDNING OCH BESTÅNDSSTATUS

Den europeiska tjäderpopulationen bedöms som livskraftig men minskande, vilket är fallet även i de nordiska länderna. Minskningen har historiskt varit mycket kraftig visar finsk statistik, men har stabiliserats de senaste 20 åren. Tjäderpopulationen visar tydliga tendenser till att fragmenteras i utkanten av sitt utbredningsområde i alla nordiska länder.

3.1 Tjädern i Europa

Tjädern (*Tetrao urogallus*) tillhör skogshönsen, liksom orren och järpen. Arten har en mycket stor världsutbredning som sträcker sig från Europa österut till Bajkalsjön (Figur 1). Världspopulationen uppskattas till mellan 3 325 000 – 5 275 000 individer. Öster om Bajkalsjön ersätts tjädern av den svartnäbbade tjädern (*Tetrao urogalloides*).

Den europeiska tjäderpopulationen utgör uppskattningsvis ca 40 % av världspopulationen. Den bedöms som livskraftig (LC), men minskande och uppskattas till 1 330 000 – 2 110 000 vuxna individer. Enligt rapporteringen till IUCN:s rödlista utgör den svenska (41 %), finska (37 %), ryska (15 %) och norska (3 %) tillsammans 96 % av den europeiska populationen (Tabell 1). De trendredovisningar som görs på kort sikt (2002–2012) och lång sikt (1980–2012) visar att den svenska och ryska populationen varit stabil, medan den finska minskat på lång sikt, men ökat på kort sikt. För dessa tre länder är rapportkvaliteten god. Både populations- och trendberäkningar för den norska rapporterade populationen (50 000 – 60 000 individer) är osäkra.

Den mellan- och sydeuropeiska tjäderpopulationen är långsiktigt måttligt minskande (20–49 %), men stabil det senaste decenniet. Den svaga och utspridda populationen i övriga Europa är minskande på både kort och lång sikt. Skyddet i centrala och västra Europa bedöms som effektivt då en stor del av tjäderns utbredningsområde täcks av Natura 2000-områden. I östra och södra Europa bedöms dock populationen vara hotad av illegal jakt ([Birdlife factsheet 2015](#)).

Den svenska populationen är mycket betydelsefull i ett europeiskt och internationellt perspektiv. Arten är därmed en ansvarsart¹ för Sverige då upp till 25 % av världspopulationen och ca 40 % av den europeiska populationen finns i landet.

Tabell 1. Antal och procent av den europeiska tjäderpopulationen, kort- och långsiktiga trender samt datakvalitet för de länder i Europa med störst tjäderpopulation. Rapporteringen sker nationellt av respektive land (Källa: IUCN).

Land	Antal	Procent	Trend 10 år	Trend 30 år	Datakvalitet
Sverige	488 000 – 916 000	41 %	Stabil	Stabil	Medel
Finland	580 000 – 660 000	37 %	+ 18–34 %	- 0–11 %	God
Ryssland	160 000 – 400 000	15 %	Stabil	0	Medel
Norge	50 000 – 60 000	3 %	Okänt	?	Dålig
Vitryssland	8900	1 %	Flukturerande	+ 2-3 %	God

¹ Ansvarsarter är arter där en särskilt stor andel av dess totala population finns i en begränsad del av det totala utbredningsområdet. Hallingbäck, T. (red.) 2013.



Figur 1. Den europeiska utbredningen av tjäder. Tjäders utbredning i Europa visar på en splittrad förekomst i mellan- och sydeuropa. Orsaken är att områden med skogstäckning av tall och fältskikt med förutsättningar för tjädern är begränsade i denna del av Europa. Tjäder förekommer här uteslutande i höjdområden över 300 m.ö.h. (Källa: <http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=295>).

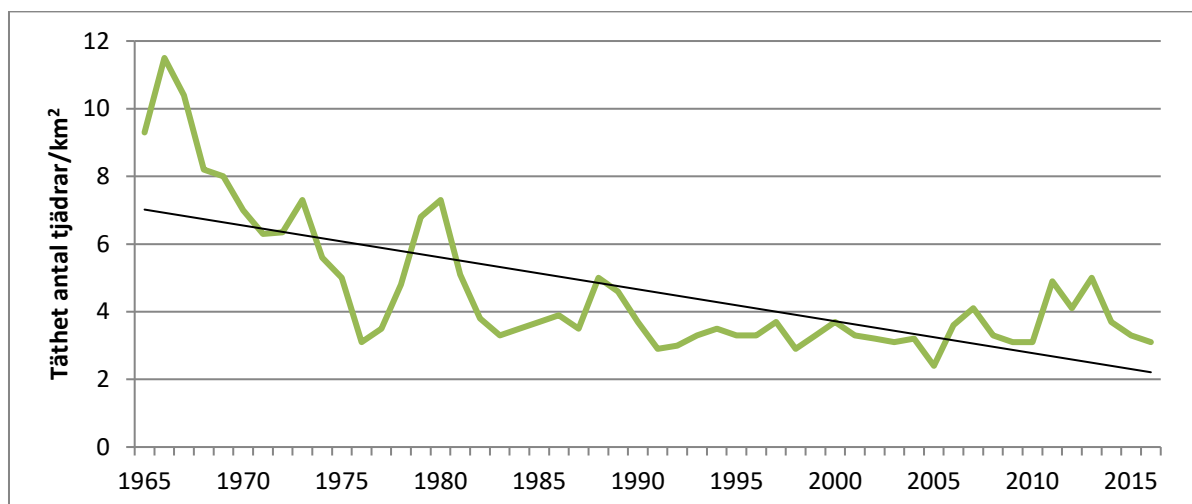
3.2 Tjädern i Finland

3.2.1 Förändringar av populationen på lång och kort sikt

I Finland har man inventerat tjädertätheten i augusti sedan 1963 och har den i särklass längsta och mest tillförlitliga statistiken av tjäderns långsiktiga utveckling i de tre nordiska länderna. Sedan 1989 beräknas tjädertätheten med hjälp av viltrianglar. Det finns ungefär 1 600 viltrianglar som visar viltpopulationernas storlek och variation. En viltriangel är en liksidig triangel med 4 km sida och totalt är triangeln alltså 12 km lång. På augustiräkningarna räknas antalet skogshönsfåglar utmed viltriangeln, vilket omräknas till antal individer per kvadratkilometer. Augustiräkningen är utgångspunkten för höstens jakttid på skogshönsfågel. Utöver augustiräkningen görs även spårräkning i viltrianglarna under vintern. Förutom spår från däggdjur räknas då även alla observerade tjädrar som ses utefter [viltriangeln](#).

Figur 2 visar tjäderns täthetsförändringar 1963–2016 data från (Sirkiä 2010). Figuren kombinerar ruttinventeringsdata² från 1963–1988 med viltriangeldata från 1988–2016. Sammanställningen visar en kraftig minskning av tätheterna från 1960-talets höga nivåer på mellan 8–11 individer/km² till 1980-talets nivåer på mellan 4–7 individer/km². Även mellan 1980-talet och 1990-talet gick tätheterna ner från 4 till 3 individer/km². Sedan 1990-talet förefaller tjädertätheten ha varit stabil på runt 3 individer/km².

² 1963-1988 användes en annan rutträkningsmetod. Beräkningsmetoderna är därför inte helt jämförbara, men uppskattningen från 1988 i övergången mellan metoderna är gjord utifrån båda metoderna (Sirkiä 2010)



Figur 2. Tjädertäthet i Finland baserat på rutträkningarna (1963–1988) och vilttrianglar (1988–2016) (Källa: Sirkiä 2010 och aktuell statistik från <https://www.riistakolmiot.fi/sv/>).

Tjädertätheten i 50x50 km-rutor har beräknats utifrån resultat från vilttriangelinventeringen 1989–2000 (Miettinen *et al.* 2008). Resultatet visade högsta tätheten i centrala Finland (3,72 individer/km²) och lägre täthet i norra Finland (3,19 individer/km²) och södra Finland (2,38 individer/km²). Betydligt lägre tätheter 1–1,5 individer/km² finns i sydvästra och norra Finland.

I Finland förmodas tjäderpopulationen ha varit störst i slutet av 1930-talet (Sirkiä 2010) och var 1953 fortfarande 40 % högre än 1966–1967 då tätheten var >10 individer/km². Från 1960-talet uppskattas tjäderpopulationen ha minskat med 40–85 % (Lindén & Rajala 1981; Lindén 2002). Zoologiska museet i Finland har gjort en sammanställning av ornitologiska inventeringsdata från vinter-, vår- och hösttaxeringar 1959–1994 (Väisänen & Solonen 1996) som visar en kraftig nedgång för tjädern. Under vinterfågelräkningarna har tjädern minskat så mycket som 80–90 % under perioden 1959–1994. Störst har minskningen varit från 1959 till mitten av 1980-talet. Senare har minskningen varit mindre dramatisk. Nedgången har varit särskilt kraftig i södra Finland där huvuddelen av vinterfågelräkningarna gjorts. De främsta orsakerna till tjäderns minskning menar författarna är avverkning av äldre skogar, skogsfragmentering och jakt. Tjädern bedöms i [rödlistan 2015](#) som livskraftig (LC), men klassades som nära hotad (NT) i rödlistan år 2010 och även år 2000. Orsaker till hotkategorin 2010 var minskning av äldre skogar och gamla träd samt jakt, fångst och illegal jakt. Finland har rapporterat en positiv trend på kort sikt (10 år) med 18–34 % ökning, men en långsiktigt (30 år) negativ trend med 0–11% till IUCN:s rödlista (Tabell 1).

3.2.2 Regionala förändringar i utbredning

I rödlistan för 2015 bedömdes tjädern som regionalt hotad i södra och västra Finland samt även längst upp i norr. Detta bekräftas av bilden från [atlasinventeringarna](#). Finland har utfört atlasinventeringar vid tre tillfällen: 1974–1979, 1986–1989 samt 2006–2010. Dessa visar att arten finns i nästan hela landet. Den saknas dock i norra Lappland samt på Åland. Utbredningen visar en kraftig minskning av förekomsten 2006–2010, jämfört med utbredningen från föregående två kombinerade atlasinventeringar. Antalet rutor med tjäder har minskat med 8 %. Antalet säkra och troliga häckningar har minskat med 27 %. Särskilt alarmerande är minskningen i södra Finland där atlasinventeringen under den sista perioden varit heltäckande. Beträffande de synbara minskningarna i centrala och även norra delarna av Finland är det svårt att bekräfta om de beror på faktiska minskningar eller på brister i atlasinventeringen.

3.3 Tjädern i Norge

I Norge saknas tillförlitliga uppgifter om tjäderpopulationen. Den häckande populationen varierar mycket, men är beräknad till 80 000 – 100 000 individer ([Shimmings & Øien 2015](#)). Norge har rapporterat in 50 000 – 60 000 individer till Birdlife International, men den statistiska osäkerheten är stor och det saknas beståndsstatus på kort och lång sikt. I Norge betraktas tjäderpopulationen trots dessa osäkerheter som livskraftig (LC).

Fram till mitten av 1980-talet varierade den norska tjäderpopulationens storlek med fluktuationer i gnagarpopulationerna. Efter att variationerna i gnagarpopulationen uteblivit har detta påverkat [skogshönspopulationen negativt](#). Detta och andra faktorer har medfört uteblivna populationstoppar de sista 20 åren och därför finns för närvarande olika begränsningar för jakt i Norge. Sedan 2007 har man genom standardtaxering av skogsfåglar följt beståndsvariationerna för tjäder. Perioden 2007–2014 visar en nedgång av populationen på ca 10 % ([Shimmings & Øien 2015](#)).

Populationsförändringar har beräknats för tjäder mellan 1970-talet och början av 2000-talet genom att jämföra avskjutningen av tjäder i olika norska fylken (län), med hänsyn taget till ett ökat jakttryck. Man kom fram till en populationsminskning på minst 35 % under denna period. Man fann även att minskningen var dubbelt så stor i fylken i utkanterna av utbredningsområdet, i norr, söder och längs kusten. Bäst klarade sig populationerna i fylken som gränsar till den svenska populationen. Författarna menar att områden i utkanten av utbredningsområdet är suboptimala, med högre dödlighet och när populationen sjunker totalt drabbas dessa områden hårdast jämfört med de områden som har starkare koppling till den svenska populationen (Gregersen 2009). Samma mönster med minskningar i utkanten av utbredningsområdet kan även noteras i södra Finland (3.2.2) och sannolikt även i södra Sverige.

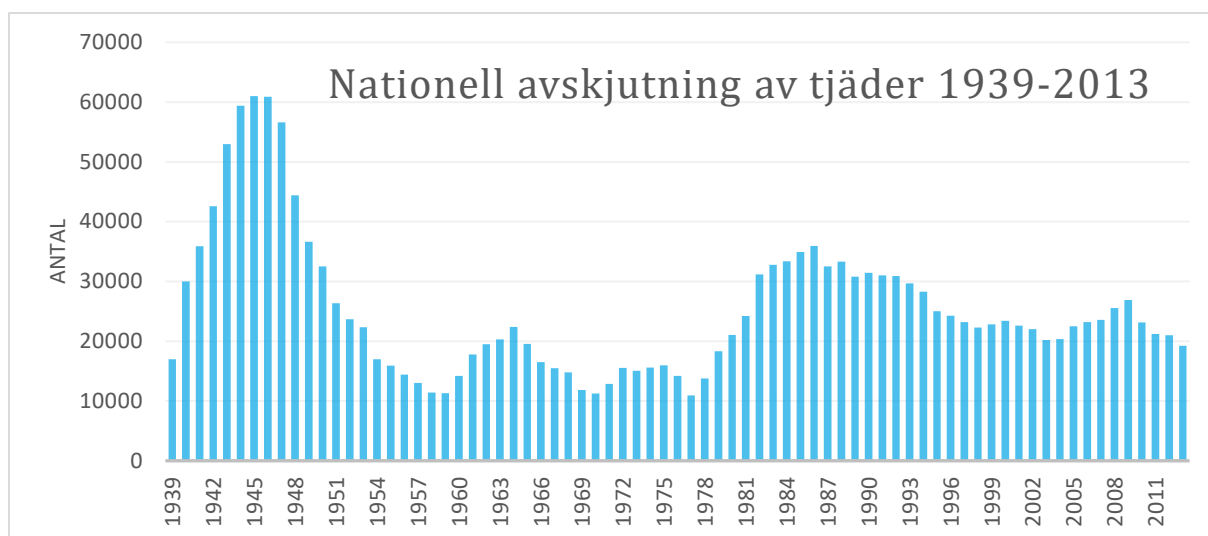
3.4 Tjädern i Sverige

3.4.1 Populationsutvecklingen på lång sikt

Det saknas statistiskt material för att säkerställa hur den långsiktiga svenska trenden för tjäderpopulationen har varit. Det mest sannolika är att den liknat den finska populationen, som på 50 år varit minskande. Detta med tanke på att den skogliga utvecklingen med ökat kalhyggesbruk varit likartad i de båda länderna.

I Figur 3 visas glidande femårs medelvärden av avskjutningen av tjäder i landet 1939–2013. Avskjutningen har minskat från drygt 30 000 skjutna tjädrar/år under 1980-talet och början av 1990-talet till ca 20 000 skjutna tjädrar/år under senare delen av 1990-talet³, d.v.s. en minskning med ca 30 %. Avskjutningssiffrorna var historiskt höga under 1942–1948 och låga under 1950- och 1970-talet. Avskjutningen har sedan slutet av 1990-talet legat på en stabil nivå. Enligt Ottosson *et al.* (2012) har tjädern inte minskat i antal de senaste 30 åren, baserat på jaktstatistik. Detta motsägs av jaktstatistiken som visar en minskning i avskjutning till slutet av 1990-talet, vilket betyder att minskningen upphört först de senaste 20 åren. Avskjutning utan statistisk justering utifrån antalet jaktlicenser, jaktteknik, rapporterings- och jaktfrekvens har dock stora felkällor. Detta gör det mycket svårt att dra slutsatser utifrån det svenska materialet. Statistiska justeringar av jakttrycket har gjorts för den norska populationen (se 3.3), vilket leder till betydligt mer trovärdiga slutsatser.

³ Svenska Jägareförbundet gjorde om sin rapportering 1995–1996; siffrorna efter den tidpunkten är mer tillförlitliga än de från tidigare år (Fredrik Widemo i mail).



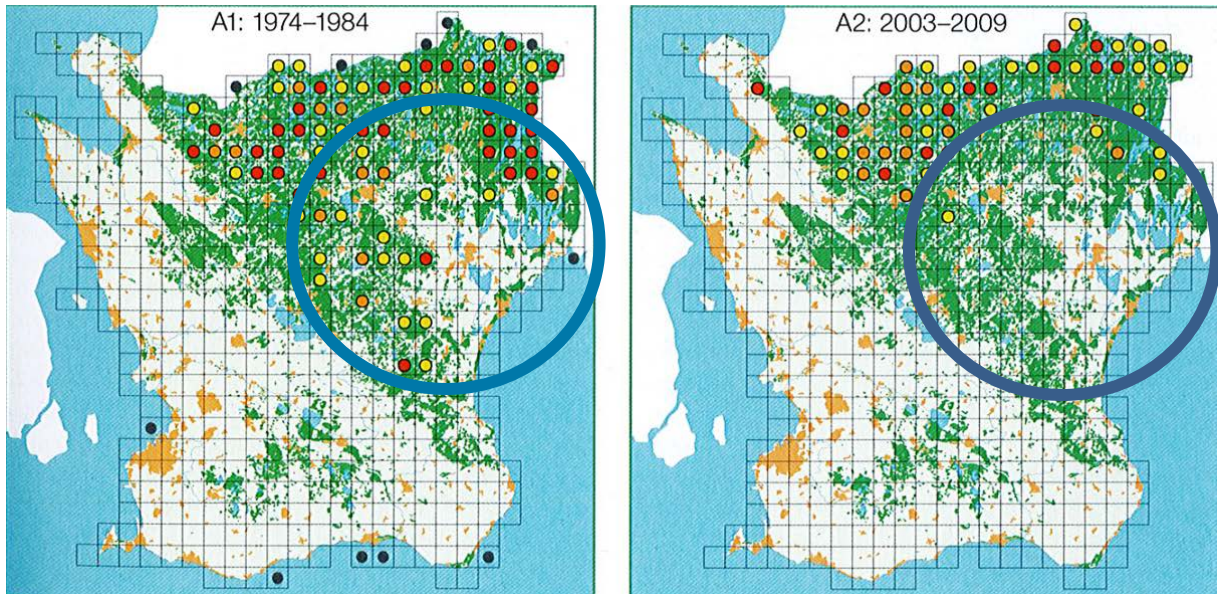
Figur 3. Nationell avskjutning av tjäder 1939–2013. Figuren visar glidande femårsmedelvärden, vilket ger en tydligare trendbeskrivning än årliga avskjutningsvärden. (Källa: Avskjutningsdata från Svenska Jägareförbundet.)

3.4.2 Populationsutvecklingen på kort sikt

I Sverige betraktas tjäderpopulationen som livskraftig (LC) vid den senaste genomgången av rödlistan (2015). Tjädern har följts genom fria punktrutter under vintern sedan 1975 och under sommaren sedan 1984. Dessa har haft en dålig täckning av skogsmark, speciellt i norra Sverige och kan bara ge en indikation av trenden som visar på en svag ökning, som inte är statistiskt säkerställd. Standardrutterna som inventeras under häckningsssäsong täcker hela landet och är jämnt utslumpade, vilket ger ett statistiskt säkert resultat. [Standardrutterna](#) startade 1996 och visar på en svag ökning (svagt signifikant) för tjädern fram till 2008. Tjädern visar därefter en statistiskt säkerställd minskning på 4,3 % under de senaste 10 åren. Även orre och järpe visar samma trend (Green *et al.* 2017).

3.4.3 Regionala förändringar i utbredningen

Atlasinventeringar visar på skillnader i utbredning för en art mellan olika tidsperioder. Inventeringen görs i 5x5 km-rutor och antal arter och deras häckningskriterier registreras i varje ruta. En nationell atlasinventering gjordes 1973–1984. Någon nationell uppföljning har inte gjorts för landet, men ett antal regionala atlasinventeringar har gjorts. I dessa kan man konstatera en minskad utbredning av tjäderpopulationen jämfört med den nationella atlasinventeringen för 30 år sedan. Regionala atlasinventeringar har färdigställts i Göteborgstrakten, Halland och Skåne. I Halland (2005–2009) dras slutsatsen att tjädern minskat något under de senaste 30 åren, möjligen följt av en ökning under 2000-talet. Framförallt har den minskat i kust- och mellanbygden, men håller ställningarna i skogsbygden (Wirdheim 2014). Minskning i kust- och mellanbygden bekräftas även i Fågelatlasen över Göteborg med kranskommuner (Aronsson 2009). I Skånes atlasinventering har tjädern minskat påtagligt mellan atlasinventeringarna från 78 rutor till 56 rutor (Figur 4). Tjädern fanns tidigare utspridd i ganska gles täthet över större delen av Skånes norra skogsbygd med vissa utstickare söderut längs bl.a. Linderöasen (Bengtsson & Green 2013). Minskningar kan även konstateras i atlasinventeringen från [Närke](#), där antalet rutor där tjäder förekommer har halverats.



Figur 4. Figurerna visar en dramatisk minskning av utbredningen av tjäder i Skåne från atlasinventeringen 1973–1984 till vänster jämfört med inventeringen 2003–2009 till höger. Röda punkter visar säker häckning, orange rutor trolig häckning och gula rutor möjlig häckning. (Källa: Bengtsson & Green 2013.)

3.4.4 Regionala statusbedömningar saknas

Det saknas idag i Sverige regionala statusbedömningar av fågelarter som bedöms som livskraftiga nationellt, men som har vikande bestånd på regional nivå. Denna bedömning görs i Finland i samband med den finska rödlistan, där bl.a. tjäder angavs som regionalt hotad 2015.

Länsstyrelsen i Västra Götalands län har dock gjort en bedömning för tjäder där man anger att "förluster av enstaka livsmiljöer i Västra Götalands län kan försämra tjäderns bevarandestatus", eftersom det råder brist på såväl optimala livsmiljöer som kontakt mellan livsmiljöer och då populationerna i stor utsträckning är isolerade och känsliga för förändringar i miljön. Detta är ett första svenskt steg i en utveckling där arter som nationellt är livskraftiga kommer att kunna bedömas som hotade regionalt och därmed kräva en större hänsyn än i andra delar av landet. Detta är en viktig åtgärd för att motarbeta minskande regionala och nationella utbredningar och i linje med vad artskyddsförordningen innebär. Regionala hotbedömningar är på gång att tas fram av samtliga länsstyrelser i landet.

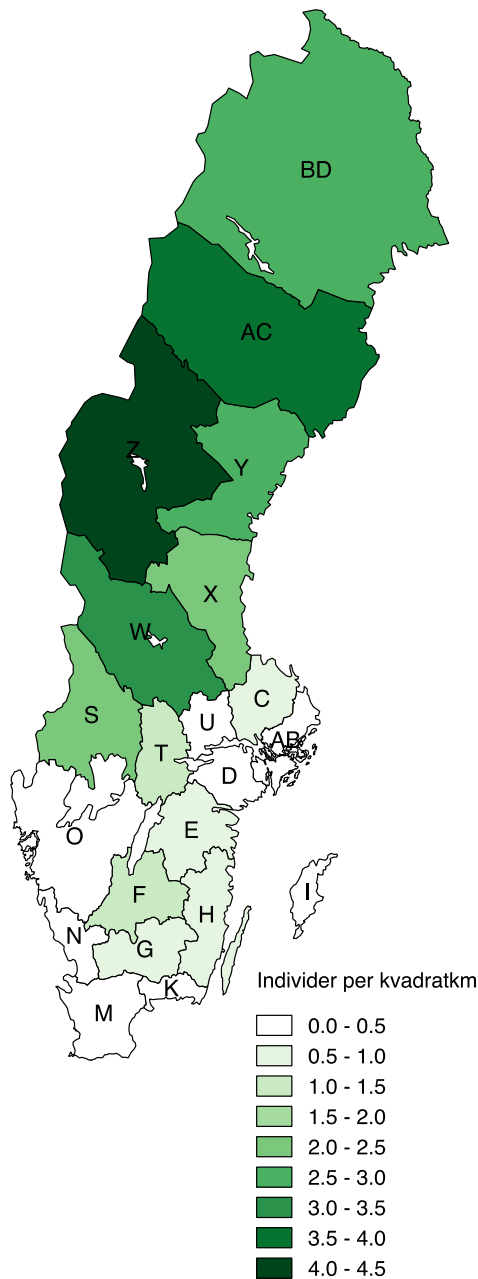
3.4.5 Tjädertätheten i Sverige

I Ottosson *et al.* (2012) görs en uppskattning av antalet tjäderindivider. Man använder en beräkningsmodell som kombinerar beteendestudier med linjetaxeringsdelen av standardrutterna. Detta ger ett genomsnitt på 1,77 individer/km². Multiplicerat med landets yta blir det ca 700 000 individer som fördelas ut med ledning av standardrutternas procenttal för respektive län (Tabell 2; modifieringar har gjorts för län med låga antal).

Täthetskartan visar att tjädern har en betydligt större täthet i norr jämfört med i söder. Norrlandslänen, Dalarnas och Värmlands län innehar 89 % av tjäderpopulationen, medan endast 11 % finns i Götaland och övriga Svealand. Tabell 2, samt Figur 5 och Figur 6 visar att tätheterna är tre gånger högre i Norrlandslänen⁴ jämfört med de tjädertätaste länen i Götaland (Jönköpings län och Kronobergs län) och upp till tio gånger högre jämfört med de flesta län i Götaland och Svealand. Detta bekräftas ytterligare då vi antagit att alla tjädrar noterats i skog och dividerat

⁴ Individdens tätheten för norrlandslänen kan vara överskattad då tjäder även förekommer i fjällmiljöer, dock betydligt glesare än i skogslandet.

med andelen skog i respektive län. Tätheterna ökar då markant i norra Sverige, eftersom fjällterrängen försvinner. Tätheterna i Götaland och Svealand är låga, mindre än 1 individ/km², vilket är lägre eller i nivå med de lägsta tätheterna i södra Finland⁵.

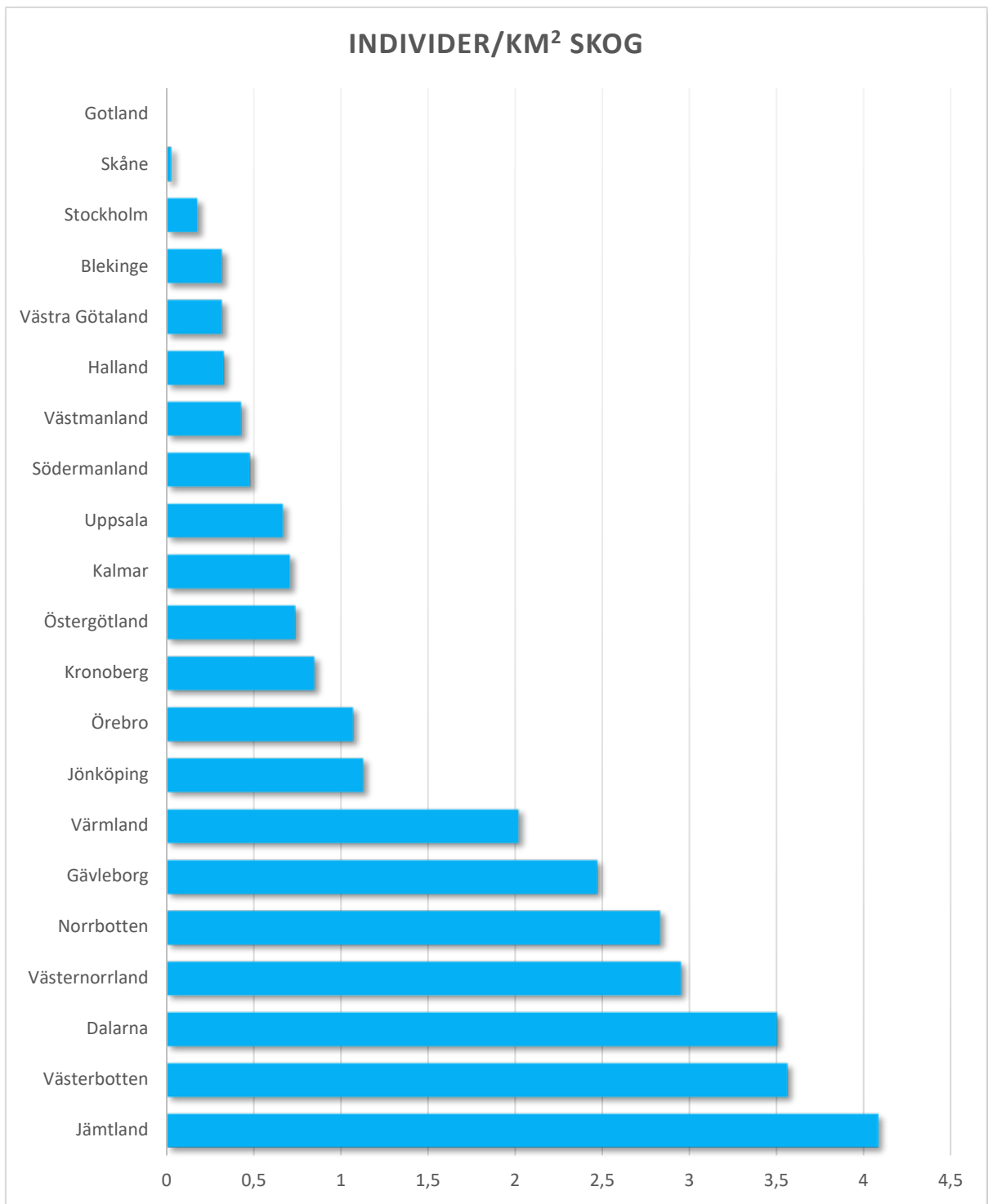


Figur 5. Tjädertätheten för skog i Sverige per län.

Tabell 2. Antal, fördelning och täthet av tjädrar per län. (Källor: Ottosson et al. 2012 och SCB 2010.)

Län	Antal	%	Ind/km ²	Ind/km ² skog
BD	170000	24	1,7	2,83
AC	140000	20	2,6	3,56
Y	56000	8	2,6	2,95
Z	140000	20	2,9	4,08
X	40000	6	2,2	2,47
W	80000	11	2,9	3,50
S	30000	4	1,7	2,02
U	1600	<1	0,3	0,43
T	7000	<1	0,8	1,07
C	3200	<1	0,4	0,67
AB	800	<1	0,1	0,18
D	2000	<1	0,3	0,48
I	0	0	0,0	0,00
E	5000	<1	0,5	0,74
O	5000	<1	0,2	0,32
F	8000	1	0,8	1,13
H	6000	<1	0,5	0,71
N	1200	<1	0,2	0,33
K	500	<1	0,2	0,32
M	140	<1	0,01	0,03

⁵ Notera att tätheterna i Sverige och Finland inte är helt jämförbara eftersom tätheterna i Finland är efter häckning (augusti) och de svenska tätheterna är före häckning (juni). Tätheten är högre efter häckning.



Figur 6. Tjädertätheten i skog per län i Sverige.

3.5 Sammanfattning

Tjäders utbredning och beståndstatus

- Tjädern är en ansvarsart för Sverige då upp till 25 % av världspopulationen och ca 40 % av den europeiska populationen finns i landet.
- 90 % av tjäderpopulationen finns i Norrlandslänen och Dalarnas och Värmlands län, medan endast 10 % finns i Götaland och övriga Svealand.
- Tjädern bedöms som regionalt hotad i södra och västra Finland. I Norge och Sverige bedöms arten, trots osäkerheter, som livskraftig (LC).
- Standardrutterna beräknar populationsförändringar i Sverige. Sedan de startades 1996 visade tjädern en svag ökning (svagt signifikant) fram till 2008, vilket bytts mot en statistiskt säkerställd minskning (4,3 %) under de senaste 10 åren.
- Finland har genom augusti-inventeringar sedan 1963 den i särklass längsta och mest tillförlitliga statistiken av tjäders långsiktiga utveckling i de tre nordiska länderna.
- Finska uppgifter visar en kraftig minskning av tätheterna från 1960-talets höga nivåer på 8–11 individer/km² till 1980-talets nivåer på 4–7 individer/km². Från 1980-talet till 1990-talet gick tätheterna ner från 4 till 3 individer/km². Sedan 1990-talet förefaller tjädertätheten vara stabil på runt 3 individer/km².
- I Norge har tjädern minskat från 1970-talet till början av 2000-talet med minst 35 %. Undersökningen är gjord utifrån avskjutning med hänsyn taget till ett ökat jakttryck.
- Minskningen i Norge var dubbelt så stor i utkanterna av utbredningsområdet. Samma mönster kan även ses i södra Finland och i södra Sverige.
- Sannolikt beror det på att utkanterna av utbredningsområdet är suboptimala, med bl.a. högre dödlighet. När den totala populationen sjunker drabbas dessa områden hårdast.
- Det saknas statistiskt material för att säkerställa hur den långsiktiga svenska trenden för tjäderpopulationens utveckling har varit. Det mest sannolika är att den långsiktiga trenden har liknat den finska populationen, som på 50 år varit minskande.
- Länsstyrelsen i Västra Götaland har gjort bedömningen att *"förluster av enstaka livsmiljöer i Västra Götalands län kan försämra tjäders bevarandestatus"*, eftersom det råder brist på såväl optimala livsmiljöer som kontakt mellan livsmiljöer, och då populationerna i stor utsträckning är isolerade och känsliga för förändringar i miljön. Regionala bedömningar i övrigt saknas i dagsläget.

4. TJÄDERNS HABITATKRAV

Tjädern föredrar områden med stor andel medelålders och äldre skog med medelhög till hög krontäckning. Skogen bör vara flerskiktad och ha en rik förekomst av bärris av främst blåbär. Tallskog, eller åtminstone barrskog med starkt inslag av tall, är särskilt viktig. Sumpskogar och myrkanter är också mycket viktiga miljöer, särskilt för hönorna och kycklingarna. Hönorna föder upp kycklingarna i områden med skydd och god tillgång på insekter, oftast med stor biotopvariation men med ett starkt inslag av fuktig blåbärsgranskog, myrkanter och sumpskogar. Lekplatserna finns ofta på eller i anslutning till skogliga impediment som hållmarkstallskogar eller tallmossar, men kan också finnas i andra typer av skog inklusive äldre, gläsa skogar eller gallringsskog ([SOF-BirdLife 2016](#)).

4.1 Skillnader i habitatval mellan könen

Tupparna föredrar barrblandskogar med 30–70 % tallinslag, som är de jämnast utnyttjade under året och där bärproduktionen är störst (Hjorth 1994, Rolstad 1988, Winqvist 1988). Barrskogsimpediment utnyttjas främst under hösten. Tupparna besöker myrmarker, såsom tallmossar och fattigkärr, fyra gånger mer än de förekommer i landskapet, framförallt under våren (Hjort 1994). Lekplatserna finns ofta i närheten av myrmarker och dessutom är tillgången på tuvullsknopp, blåbärsris och tall god i myrmarker.

Nyupptagna hyggen, där det finns vårfryle, besöks av tuppar under vår och eftervinter. Hyggen med fröträd lockar äldre tuppar året om, yngre under hösten. När slyvegetation kommer in på hygget överges det. I juni och juli vistas tuppen ofta i ungskog och på föryngringsytor där markskiktet består av spirande, näringsrik växtlighet. Under sommaren kan tupparna även förekomma i äldre, grandominerade skogar och i barrskogar med lövinslag. Mest utnyttjad är äldre gallringsskog, speciellt nygallrad, vilken frigör växtnäringsförråd ur barrmassan och medför ökat ljusinflöde till marken, vilket gynnar bärrisproduktion. Tupparna skyr rena lövbestånd, rena granbestånd eller kraftigt grandominerade bestånd.

Hönorna förekommer i olikåldriga biotoper och planteringar, men undviker hyggen och hyggeskanter, sannolikt en effekt av ökad predationsrisk. De föredrar i högre grad sumpskogar och mindre rena barrskogar och väljer blötare marker än tupparna, vilket kan bero på att där finns bättre skydd. Sommartid vistas tjäderhönorna gärna i relativt täta ungskogar eller i äldre bestånd beroende på tillgången. På senhösten väljer hönorna tupparnas biotoper och vintertid yngre bestånd än tupparna (Hjorth 1994, Rolstad 1988, Winqvist 1988).

4.2 Blåbärets betydelse för tjädern

4.2.1 I vilka skogar finns blåbärsriset?

Blåbär hade i en norsk studie störst täckning i äldre barrblandskog och gransumpskog, men mindre på tallmossar. Femtio procent större blåbärstäckning har konstaterats i granskog jämfört med tallskog (Ericsson 1979). Födötillgången var också större i granskog med blåbärsris jämfört med tallskog med lingonris. Täckningsgraden av blåbärsris var betydligt större i grandominerade skogar (30–45 %) jämfört med talldominerade skogar (15–20 %) (Lakka 2009). Norska undersökningar ([Skog og landskap 2008](#)) visar att blåbärstäckningen är som störst vid en stående trädvolym på 100 m³/ha, då den är ca 18 %. Blåbärsrisets täckningsgrad ökar med skogens ålder. Det finns mer blåbärsris i en slutavverkningsskog än i gallringsskog (se avsnitt 4.2.5). Störst blåbärstäckning har 120- till 160-årig skog. Blåbärsrisets täckningsgrad har också ett tydligt samband med skogens slutenhet, där bäst täckningsgrad av blåbär återfinns i skog med en slutenhet på 0,5–0,7 (se avsnitt 4.2.6).

4.2.2 Blåbärsskogens betydelse för tjäderkycklingar

Blåbärsris är en viktig värdväxt för många ryggradslösa djur, speciellt för fjärilslarver. Blåbärsriset ger förutom föda även tjäderkycklingarna skydd från bl.a. rovfåglar (Wegge et al. 2005). De första veckorna efter kläckningen söker honorna livsmiljöer som optimerar en avvägning mellan insektstillgång och skydd (Hannon & Martin 2006). Under de första levnadsveckorna födosöker tjäderkycklingar huvudsakligen efter insekter och över 50 % av födan de tre första veckorna består av ryggradslösa djur (Rajala 1974, Kastdalen & Wegge 1985, Spidsø & Stuen 1988). Det finns ett starkt samband mellan konsumtionen av stora larver och kycklingöverlevnad (Picozzi *et al.* 1999). Växter dominerade födovalen efter tre veckor (Kastdalen 1986) och blåbär är en viktig del av dieten, då kycklingarna äter bär, unga blad och växtskott.

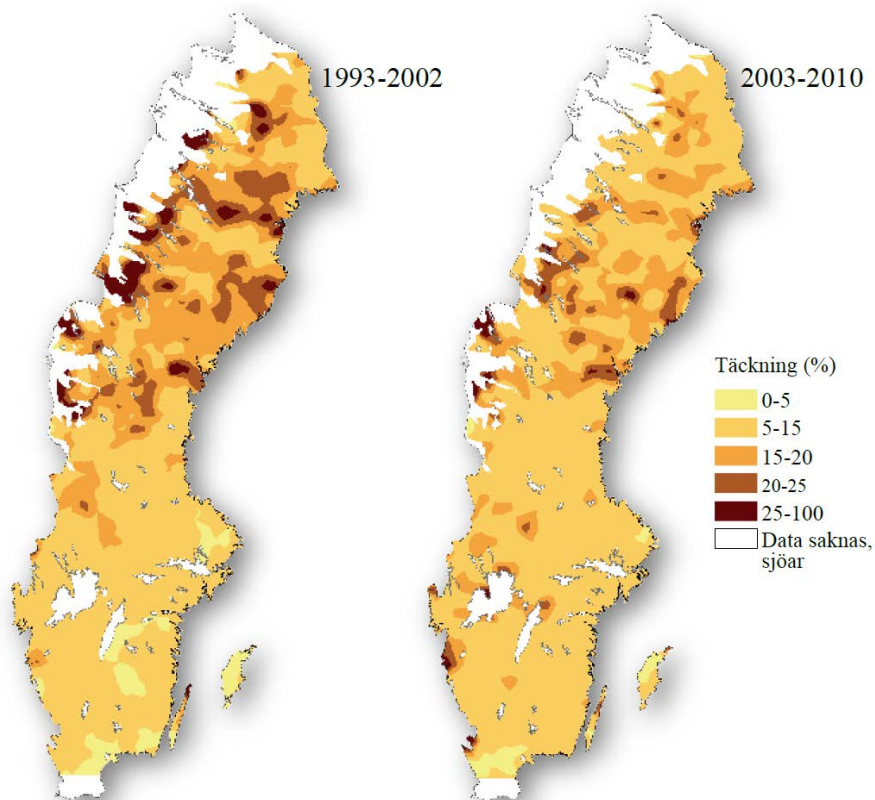
Efter kalavverkning och i ungskog minskar födotillgången kraftigt för tjäderkycklingar och högst sannolikt även skyddet som fältskiktet kan ge (Lakka *et al.* 2009). Blåbärsriset återkommer först efter flera decennier (ca 40 år). Man fann signifikant mindre föda i uppväxande skog (10 år) jämfört med de tre andra successionsstadierna: ungskog (40 år), medelålders skog (55–70 år) och gammal skog (140–150 år). Det fanns även en positiv korrelation mellan blåbärstäckning och mängden föda (biomassa bestående av ryggradslösa djur och larver). Man fann vidare att ung blåbärsskog och äldre successioner med 29–44 % täckningsgrad av blåbärsris kan finnas tillräckligt med mat för tjäderkycklingar, medan skog med mindre än 5 % blåbärstäckning sannolikt producerar för lite mat, speciellt larver, för att tjäderkycklingarna ska kunna klara sig.

4.2.3 Blåbärsskogens betydelse för vuxna tjädrar

Blåbärsskogens betydelse för vuxna tjädrar under sommar och höst betonas av bl.a. Storch (1993a). I en undersökning i södra Tyskland valde tjädern, oavsett kön och säsong, områden med stor blåbärsristäckning framför annan vegetationsammansättning. Tjädern föredrog halvsluten skog med ungefär 50 % slutenhet, vilket även konstaterades i Gjerde (1991b) och Storch (1993b). Tjäder föredrog också skogar med välutvecklat fältskikt. Den överväldigande preferensen var för blåbärsris. Fåglarna undvek vegetation högre än 40 cm vilket gav dem möjlighet att upptäcka predatorer. Större blåbärstäckning resulterade i mindre storlek på hemområde. Betydelsen av blåbärsris var tydligare på hösten jämfört med sommaren. Blåbärsgranskog verkar i högre grad föredras av tjädern under hösten och mer talldominerade marker under vintern (Unander 1980, Toverud 1984).

4.2.4 Förändringar i blåbärstäckningen

Skogsdata från [riksskogstaxeringen](#) 2011 visar att genomsnittlig täckning av blåbär i Sverige är 5–15 % i större delen av landet (Figur 7). I delar av södra Norrland och större delen av norra Norrland finns flera områden med blåbärstäckning 15–25 % och högre. Blåbärstäckningen minskade främst i Norrland från 1993–2002 till 2003–2010, medan utvecklingen var den omvända i Svealand och norra Götaland. I Finland har medeltäckningen av blåbär sjunkit från 17,6 % till 7,7 % från 1950-talet till 1990-talet. Frekvensen av blåbär har legat på över 80 % förekomst i de 100 m²-rutor som finns utslumpade i skogslandskapet (Reinikainen *et al.* 2000).

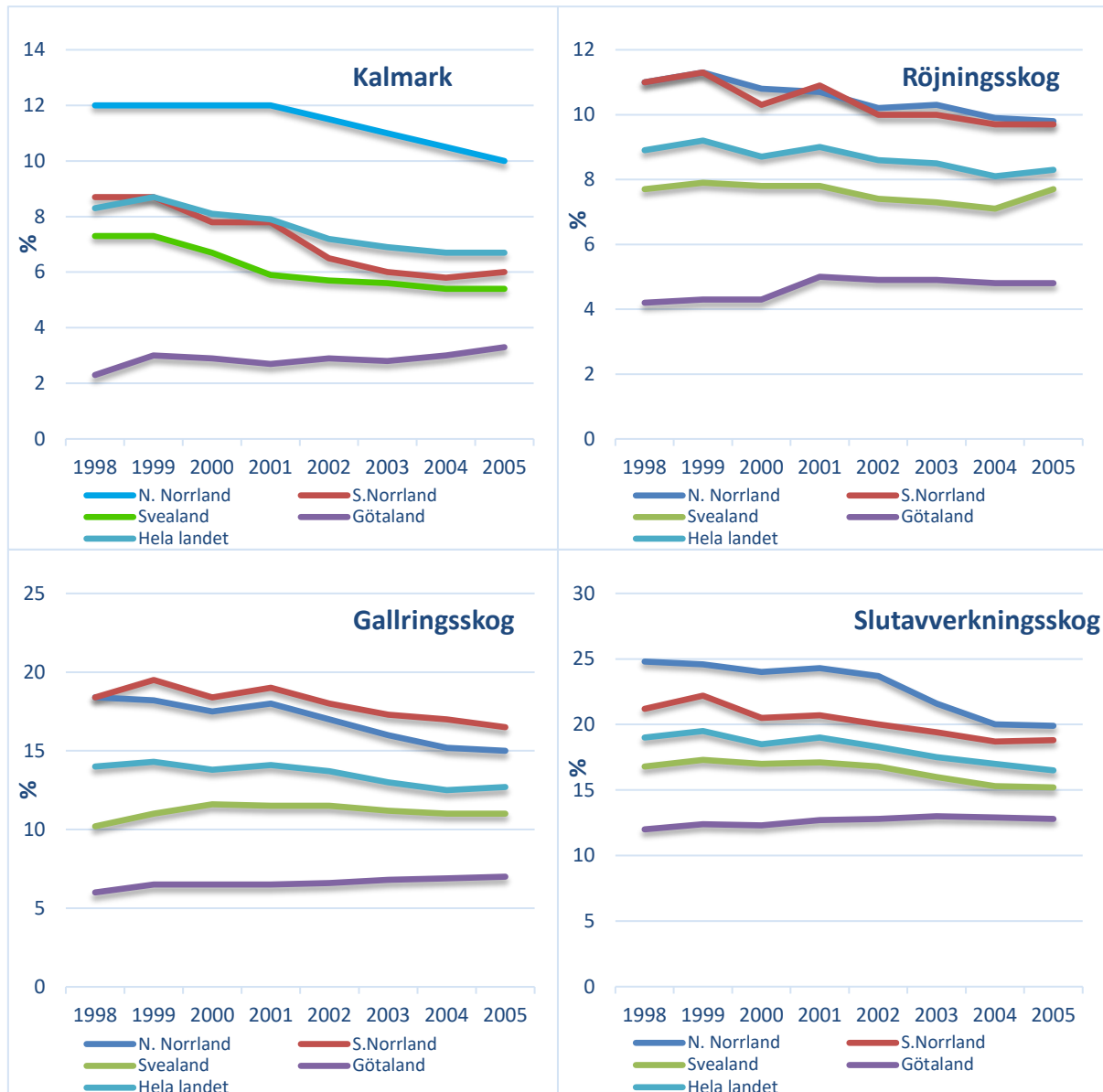


Figur 7. Genomsnittlig täckning av blåbärsris i Sverige från 1993–2002 till 2003–2010. (Källa: Nilsson et al. 2011.)



Cartoon: Seppo Leinonen,
www.seppo.net

I Figur 8 visas täckningen av blåbär i alla huggningsklasser under perioden 1998–2005. Andelen blåbär är lägst i kalmare och röjningsskog och är högst i slutavverkningsskog och i gallringsskog. Noterbart är att minskningen skett i alla huggningsklasser. I söder ökar blåbäret något, men detta kompenserar inte för nedgången i norr. Ökningen av blåbärstäckningen i södra Sverige är liten och sker från en mycket låg nivå. I Götaland ligger andelen så lågt som 7 % i gallringsskog och 13 % i slutavverkningsskog, att jämföra med det dubbla för gallringsskog i Norrland. Mest dramatiskt har nedgången för blåbär varit i Norrland.



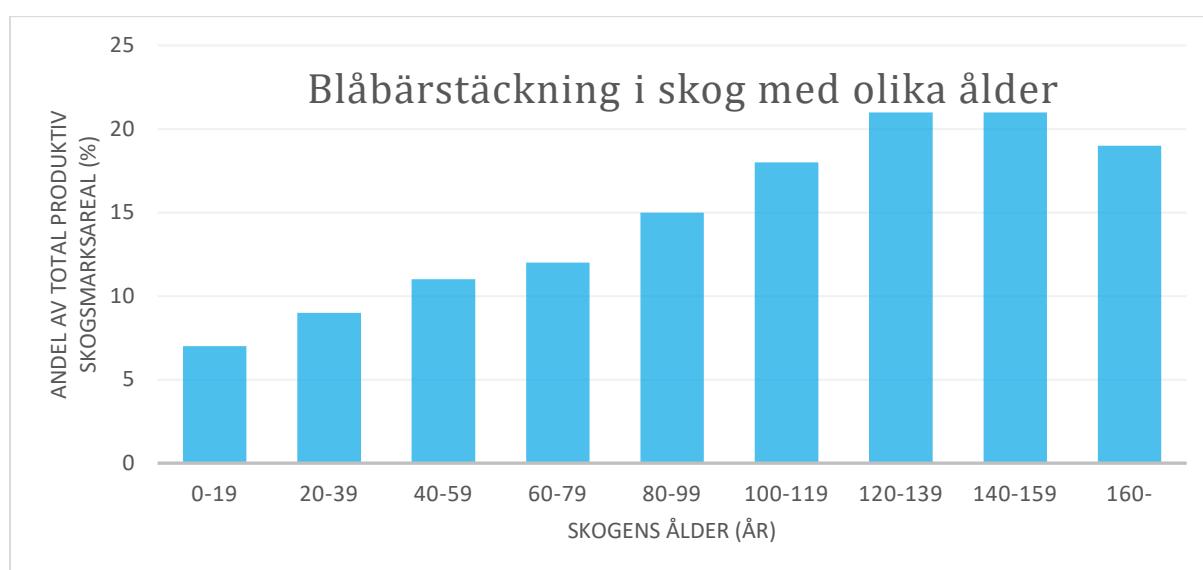
Figur 8. Blåbärstäckningen som procent per hektar i provytor i kalmare, röjningsskog, gallringsskog och slutavverkningsskog under perioden 1998–2005. Notera att minskningen har skett i alla huggningsklasser. (Källa: Nilsson et al. 2011.)

Skotska studier (Baines 2004) visar att häckningsframgången ökade upp till 15–20 % täckningsgrad av blåbär. Högre täckningsgrad än 20 % påverkade inte häckningsframgången. Blåbärstäckning på 15–20% skulle därmed kunna gälla som tröskelnivå för framgångsrik tjäderskötsel på landskapsnivå. En täckningsgrad på 15 % nås i gallringsskog i Norrland och i

slutavverkningsskog i hela landet utom i Götaland. En täckningsgrad på 20 % nås endast i slutavverkningsskog i Norra Norrland. Naturligtvis finns det stora lokala och regionala skillnader i täckningsgrad av blåbär, men minskningen är ändå så påtaglig att den kan ha inneburit en påfrestning för tjäderstammen i ett landskapsperspektiv. I synnerhet gäller detta tjäderkycklingarna som behöver mer sammanhållet blåbärstäckning på upp till 29–44 % täckningsgrad (Lakka 2009).

4.2.5 Blåbärstäckningen ökar med skogens ålder

Data från [riksskogstaxeringen](#) visar att blåbär minskar linjärt med ökad avverkning. Det ökade ljusflödet i samband med avverkningar påverkar blåbärsriset negativt. Figur 9 visar att blåbärsrisets täckningsgrad ökar med skogens ålder. Det finns mer blåbärsris i en slutavverkningsskog än i gallringsskog. I figuren kan konstateras att blåbärstäckning mer än 15 % endast finns i skog äldre än 80 år. I yngre skog än 40 år har marken mindre än 10 % blåbärstäckning. Störst blåbärstäckning har 120–160-årig skog.



Figur 8. Blåbärsrisets täckningsgrad i skog med olika ålder. Störst blåbärstäckning har 120–160 årig skog. (Källa: Dahlgren & Fridman 2012.)

Idag ligger [lägsta slutavverkningsålder](#) för gran i södra Sverige mellan 45–90 år beroende på ståndortsindex (markens produktionsförmåga). För tall är motsvarande slutavverkningsålder 60–90 år. I norra Sverige är lägsta slutavverkningsålder för gran och tall förskjutet ytterligare 10 år uppåt. De ståndortsindex⁶ som Hjorth (1994) anger som mest intressanta för tjädern är T22–24 och G22–24. I dessa är lägsta slutavverkningsålder 65–70 år i södra Sverige respektive 70–80 år i norra Sverige (Fries C. *et.al* 2015).

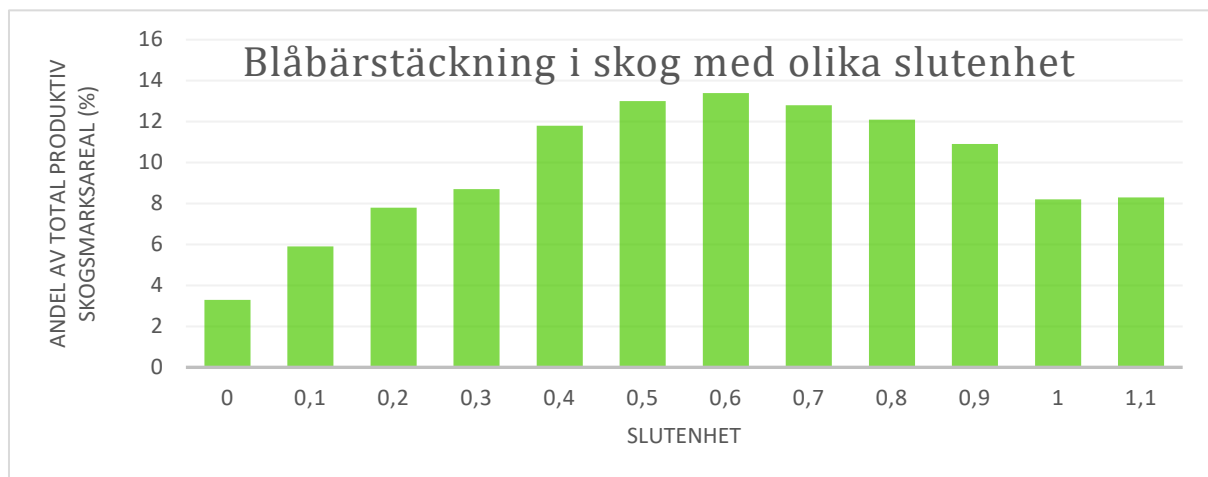
Som anges i Figur 9 är det först vid trädåldrar på 80–99 år som blåbärsriset når en god täckningsgrad ur tjäderperspektiv (15 %) och först vid en trädålder på 120–139 år gynnas tjädern maximalt (blåbärstäckning 20 %). En överhållning, över normal slutavverkningsålder av skogar med 30–40 år skulle ge god täckningsgrad av blåbärsris under flera decennier vilket skulle vara mycket betydelsefullt för tjädern. Sänkta slutavverkningsåldrar har utretts för norra Sverige, men ännu råder oförändrad slutavverkningsålder. En sänkt avverkningsålder i norra Sverige skulle avsevärt missgynna blåbärsristäckningen och därmed tjädern.

⁶ Ståndortsindex avser den högsta höjd som träden i ett skogsbestånd kan uppnå vid en definierad referensålder. Referensåldern är i regel 100 år. T22–24 innebär tall som kan uppnå 22–24 meters höjd.

En 30-årig uppföljning av blåbärstäckningen ([Kardell 2011](#)) visade att blåbärriset drabbas hårt under hyggesfasens första decennier. Därefter sker en återhämtning när det nya skogsbeståndet åter börjar sluta sig (20 % täckningsgrad efter 20 år). Efter i snitt 31 år var blåbärrisets täckning inom försöksserien 56 % av motsvarande siffra i utgångslägets slutavverkningsbestånd. I denna försöksserie tar det sannolikt 50–55 år innan blåbärriset nått jämviktsläget. Rapportförfattarens bedömning är att bärriset långsiktigt ändå klarar trakthyggesbruket från Mellansverige och norrut. I sydvästra delarna av landet skriver författaren att den tilltagande granandelen i skogen kan bli ett bekymmer.

4.2.6 Blåbärstäckningen beror av skogens slutenhet

Blåbärrisets täckningsgrad har ett tydligt samband med skogens slutenhet. I Figur 10 visas att bäst täckningsgrad av blåbär har skog med en slutenhet på 0,5–0,7. Resultaten från riksskogstaxeringen visar att det under den senaste tjuugoårsperioden skett förskjutningar i skogsmarkens slutenhet som har påverkat blåbärrisets täckning negativt. Andelen skogsareal med slutenhet 0,5 samt 0,7–0,9 har minskat, medan slutenhet 1,0–1,1 har ökat. Detta medför tätare skogar och är förklaringen till att blåbärriset minskat då skogen blivit för tät ([Dahlgren & Fridman 2012](#)).



Figur 9 Täckningsgrad av blåbär i skog med olika slutenhet. Bäst täckningsgrad har skog med slutenhet 0,5–0,7. (Källa: [Dahlgren & Fridman 2012](#).)

4.3 Tallens betydelse för tjädern

Tjädern äter tallbarr från mitten av november och övergår till sommardiet i slutet av april. Från det boreala barrskogsbältet är de allmänna slutsatserna att tjädern endast eller i huvudsak äter barr från tall under vintern (bl.a. [Hjorth 1994](#)). [Öberg \(2011\)](#) pekar på att tjädern är mer anpassningsbar i sitt val av vinterdiet än vad som framgått av tidigare studier i Skandinavien. I områden med brist på tall äts framförallt granbarr, men om tall finns tillgänglig så äter tjädern tallbarr. Den verkar inte variera sin vinterföda, så om tjädern är präglad på tallbarr så håller den sig till det. Valet av vinterdiet är mer beroende på tillgången på föda än av kemiska aspekter och näringsstillgång i barren. Koncentrationen av näringsämnet kväve är högre i tallbarr, än granbarr. Tallbarr har även mindre växtförsvarssubstanser som fenoler och tanniner än gran ([Stolter et al. 2009](#)).

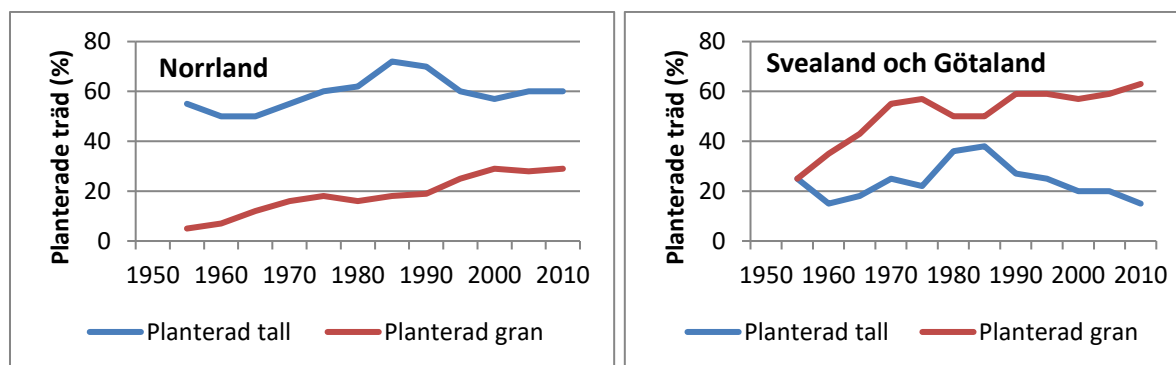
Det finns troligtvis en brytpunkt där tallens tillgänglighet blir för låg och tjädern övergår till att äta granbarr ([Öberg 2011](#)). Detta skulle kunna bero på konkurrens om habitat, där de äldre tupparna och hönorna intar de bästa habitaterna, medan de yngre individerna får de mindre lämpliga habitaterna ([Ekedahl 2005](#), [Gjerde & Wegge 1989](#)).

Thiel *et al.* (2007) fann att tall föredrogs som natt-träd vintertid och att gran undveks. Detta överensstämmer med observationer från Skandinavien, där tallen är natt-träd i 95 % av alla observationer (Hjorth 1994).

Hjorth (1994) fann att tupparna föredrar medelboniteter och undviker högre och lägre boniteter på gränsen till impediment. Impediment utnyttjas dock på hösten. Dragningen till områden med 80 % tall eller mer är mycket stark med en topp på våren, men mindre under sommaren.

4.3.1 Förändringar i tallens utbredning

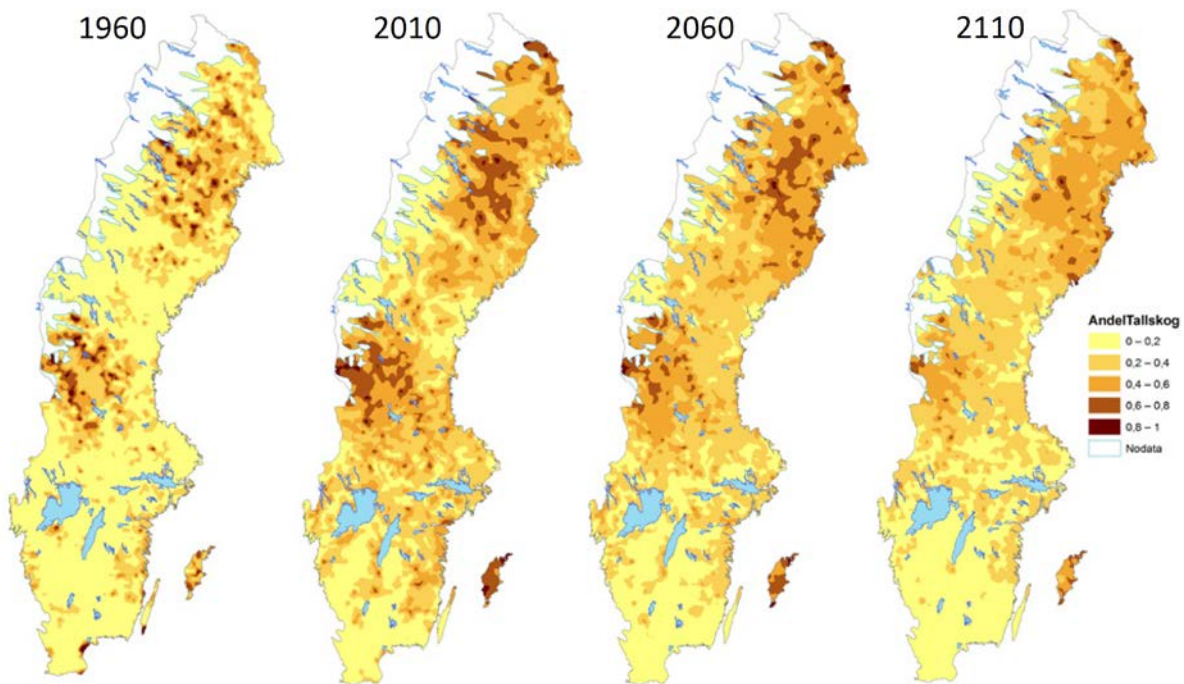
Föryngringen av skog har förändrats kraftigt under de senaste 60 åren. Från att trakthyggesbruket blev vanligare under 1950-talet och framåt har arealen monokulturer ökat. Andelen planterad gran har ökat under hela perioden medan planterad tall har varierat (Figur 11). Från mitten av 1980-talet har arealen planterad tall minskat påtagligt i södra Sverige. Även i norra Sverige har den minskat. Dessa förändringar medför att granen kommer att ta större plats i framtida skogar (Skogsdata 2014). Omfattande skador från viltbete på tall har bl.a. bidragit till en ökad andel granföryngring.



Figur 10. Andel tall- och granplantskog av all plantskogsareal 1955–2011. (Källa: Skogsdata 2014.)

Framtidsutvecklingen för den produktiva skogsmarken fram till år 2110 har modellerats i [Skogliga konsekvensanalyser 2015](#) med utgångspunkt från dagens skogsbruk (se Figur 12). En trend är att arealen blandskog ökar. I Norrländ är det främst barrblandskog (blandskog av gran och tall) som ökar medan det i Svealand och Götaland är blandskog, med både löv- och barrträd som ökar. I norra och södra Norrländ är arealen tallskog relativt stabil (30–40 % av arealen), medan arealen granskog minskar svagt.

De största förändringarna beräknas ske i Svealand och Götaland. I både Svealand och Götaland förväntas arealen tallskog minska med cirka 10 procentenheter under 100-årsperioden 2010–2110, i Svealand från 35 % till 25 %. Tallskogen tros ersättas med lika delar blandskog och granskog. I Götaland är prognosen en minskning från 25 % till 15 % och ersätts med granskog, som förväntas öka med 10 procentenheter under 100-årsperioden.



Figur 11. Utvecklingen av andelen tallskog av den produktiva skogsmarken. I både Svealand och Götaland förväntas arealen tallskog minska med cirka 10 procentenheter under tidsperioden 2010- 2110. (Källa: Skogliga konsekvensanalyser 2015)

4.4 Myrars och sumpskogars betydelse för tjädern

Hjorth (1994) fann att tupparna utnyttjar myrar, t.ex. tallmossar, fyra gånger mer frekvent än deras utbredning i landskapet. Dessa marker är bärrika och utnyttjas under hela året, men framförallt under våren då tuvull finns tillgänglig. Lekplatserna ligger ofta intill en myrfläk vilket också är anledning till det påtagliga utnyttjandet. Hönorna utnyttjar sumpskog och myrkanter i hög utsträckning, sannolikt också på grund av tuvull. Kantzoner och sumpskogar är mycket viktiga kycklingmiljöer eftersom de innehåller mycket insekter. Hönan uppehåller sig i betydligt större omfattning även under sommar och höst i sumpskogsmiljöer och andra täta miljöer, sannolikt beroende på att där finns bättre skydd. Hönan kan också uppträda i täta trädplanteringar och andra miljöer med rikt buskskikt (Hjorth 1994). Väl tilltagna kantzoner är alltså av stor vikt för tjäderhönor och deras kycklingar.

En norsk undersökning (Hågvar et al. 2004) rekommenderar 25–30 meter breda kantzoner mot myr och mot vatten, beroende på högre fågeltäthet där än i den omgivande skogen. I Atlegrim (1993) konstateras att bladätande fjärilslarver är en viktig föda för tjäderkycklingar. Dessa larver lever bl.a. av fältskiktets blåbärsris och är vanliga i gransumpskog. Tjäderkycklingar hade större framgång att söka insektslarver i gransumpskog än i fastmarksskog. Om man vid slutavverkning sparar gransumpskog är det viktigt att sumpskogens skuggiga miljöer bibehålls. Gransumpskogar som lämnas isolerade hade lägre täthet av fjärilslarver än i opåverkad skogsmiljö. Detta berodde troligen av ökad instrålning till fältskiktet, som därmed får sämre kvalitet. Bredden på kantzonen har avgörande betydelse för hur bra den är som födosöksmiljö för tjäderkycklingar. Atlegrim (1993) slår fast att det behövs en diameter på minst 50 meter för att en kärna av ursprunglig sumpskog ska behållas i beståndets centrala delar. I praktiken behövs därför 25 meters kantzoner mot sumpskogar.

4.5 Skogsstrukturens betydelse för tjädern

Tjädern gynnas av flerskiktade skogar både när det gäller skydd från predatorer och vad gäller tillgång till föda (Kvasnes & Storaas 2007). En varierad struktur med träd och buskar i flera successionsstadier ger ett större skydd. Undervegetation av smågranar och buskar blir därför mycket viktiga inslag i en optimal tjädermiljö. Den ursprungliga tjädermiljön var självföryngrad talldominerad naturskog efter brand där blåbärsris vuxit in.

Miettinen *et al.* (2009) lanserar en hypotes att det skulle kunna finnas tröskelnivåer då äldre naturskogar stagnerar och blir mindre intressanta som tjäderhabitat. Den strukturella komplexiteten avtar då och blir lägre än i t.ex. hyggesfria skogar eller extensivt skötta skogar. I södra Skandinavien och Centraleuropa är flerskiktade skogar ofta för täta för tjäder och äldre skogar kan istället bli för glesa för arten (Gjerde 1991b, Klaus 1989, Storch 1993a). Skillnader i kvalitet på fältskiktet kan vara avgörande för valet av äldre skog för tjäderkycklingarna. Skog som är mellan 30 och 55 år verkar räcka som habitat för vuxna fåglar men är ännu inte tillräckligt för kycklingar (Miettinen *et al.* 2009). Yngre produktionsskog är ofta tät och fattig på fältskikt. Det verkar däremot som att heltäckande bestånd av 55–80-årig skog är lämpligt habitat för kycklingar och 30–55-åriga bestånd kan bli det om de gallras så att ljusinsläppet ökar och fältskiktet kan etableras.

Författaren föreslår hyggesfria metoder över större ytor som leder till samma effekt, men som har fördelen att det kan göras över större landskap och därmed behålla ett fullständigt skogstäckte, vilket gynnar tjädern (se även avsnitt 6.1). En annan finsk studie (Miettinen *et al.* 2008) menar att dagens kvarvarande äldre naturskogar är små, utspridda och omgivna av kalhuggna ytor där kanteffekter, som uppkommer av uppstyckade ytor mellan öppen mark och skogklädd mark, är negativt för tjädern (se vidare avsnitt 6.1). I rapporten föreslås mer hyggesfria metoder med ett enhetligt skogstäckte för att behålla arten i södra Finland, där den numera anses hotad. Även trädslagsblandningen med mer granskog i de södra delarna kan ha negativ betydelse, liksom att äldre produktionsskog kan resultera i sämre förhållanden för fältskiktet.

I en norsk studie (Kvasnes & Storaas 2007) jämfördes tillgången på föda och skydd från rovdjur mellan ett kalhygge, en hyggesfritt brukad skog och en opåverkad skog som referens. Skogsmiljöerna var ursprungligen lika. Resultaten i Tabell 3 visar på signifikanta skillnader mellan den opåverkade skogen och kalhygget. Kalhygget hade mer gräs, (46 % jämfört med 9 %) och mindre blåbärstäckning (16 % jämfört med 50 %). Fältskiktets täckning var betydligt tätare på hyggena (74 % jämfört med 61 %). Krontäckningen var mycket fattigare på hygget (4 % jämfört med 63 %) och sikttätheten större på hygget än i den opåverkade skogen (58 m sikt jämfört med 15 m). När det gäller födan var rikedomerna på vuxna insekter högre på hygget jämfört med den opåverkade skogen medan insektslarverna var färre.

Det fanns få signifikanta skillnader i de uppmätta variablerna mellan den opåverkade skogen och den hyggesfria skogen. Ett undantag var krontäckningen, där den hyggesfria skogen var mer öppen (41 % respektive 63 % krontäckning). Den uppmätta skillnaden i krontäckning resulterade endast i marginellt öka risk för rovfågelpredation. De uppmätta variablerna i fältskiktet (blåbär etc.) visade inga statistiska skillnader; täckningsgraden, andelen fältskikt och sikttätheten var påfallande lika. Inga statistiskt säkerställda skillnader påträffades i volymen och totala antalet ryggradslösa djur, även om de var lite lägre för den hyggesfria skogen.

Tabell 3. Norsk studie där tillgången på föda och skydd från rovdjur jämfördes på ett kalhygge, en hyggesfritt brukad skog och en opåverkad skog som referens. (Källa: Kvasnes & Storaas 2007.)

	Opåverkad skog	Kalhygge	Hyggesfri skog
Vegetationshöjd (cm)	17	26	17
Sikt i fältskiktshöjd (m)	180	115	178
Fältskiktstäckning (%)	61	74	56
Blåbärstäckning (%)	50	16	50
Grästäckning (%)	9	46	13
Täckning bottenskikt (%)	83	37	82
Krontäckning (%)	63	4	41
Sikttähet för duvhök (m)	15	58	19
Mängd insektslarver	Högst	Minst	Mellan
Mängd vuxna insekter	Mellan	Högst	Lägst

Sammantaget kan konstateras att skogshabitatet förändras dramatiskt när det kalhyggs. I den hyggesfria skogen förblev födotillgången, täckningsgraden, andelen fältskikt och sikttätheten påfallande lika den ursprungliga skogen. Den hyggesfria skogen blev mer öppen, men fungerar fortfarande som bra skydd från rovfåglar.

Andra studier visar fler skillnader mellan kalhyggen och hyggesfria skogar. Förekomsten av föda (rygggradslösa djur) är signifikant mindre på avverkade ytor än i gammal skog (Kastdalen & Wegge 1985, Stuen & Spidsø 1988). Äldre och luckig skog med rikt fältskikt och därmed mycket föda är ofta betraktade som optimalbiotop för tjäderkycklingar (Storch 1993a, Sjöberg 1996).

Sannolikheten är större att en predator hittar kycklingarna i fragmenterade habitat (Storaas *et al.* 1999, Kvasnes & Storaas 2007). Är födobiotoperna mer fragmenterade och längre ifrån varandra utsätts kycklingarna för större risk för predation (Sonerud 1985, Kouki & Väänänen 2000). Unga bestånd är ofta omgivna av hyggen och uppväxande skog. Predationen påverkar därmed kycklingöverlevnaden mer i dessa habitat än i områden med kontinuerligt skogstäckning (Kurki & Lindén 1995, Kouki & Väänänen 2000).

I optimalbiotoper där riklig föda finns kommer dåliga väderförhållanden spela mindre roll än i habitat där födan är mindre förekommande. Kycklingarna behöver då mindre energi för att få samma mängd föda, vilket ökar överlevnadsgraden (Kastdalen & Wegge 1989).

4.5.1 Skogsstrukturens betydelse för övrig skogsfågelfauna

Det har konstaterats att många skogsfåglar missgynnas av öppna och enskiktade skogar. I sådana skogar är det nämligen svårare för fåglar som måste mata i boet att besöka detta utan att upptäckas av predatorer. Boplundring och predation på matande fåglar sker i större utsträckning i enskiktade och glesa skogar (Griesser *et al.* 2007). Flerskiktade skogar består ofta av flera träarter vilket ger fler mikrobiotoper. Flerskiktade skogar gynnar många skogsfåglar och tätheten är ofta större där (Forslund 2003). Flerskiktade skogar innebär i regel även större lövinslag, vilket i sig både höjer antalet arter och fågeltätheten. Blandskogar är rikare biotoper än rena barrskogar. Täthetsberäkningar från Martin Green (i mejl) visar upp till dubbelt så hög individtäthet i blandskog jämfört med ren barrskog.

Fragmenteringens betydelse för övrig fågelfauna

Fragmenteringen påverkar i första hand generalisterna bland småfåglar som ökar i antal med ökad fragmentering (Haila *et al.* 1989), medan många skogslevande stannfåglar, framförallt de som är specialiserade i sitt födoval, minskar i antal med ökad fragmentering (Angelstam 1983). Populationsdynamiken i små fläckar av äldre skog påverkas starkt av vad som händer i omgivningen. I Finland konstaterade Helle *et al.* (1987) att områden upp till 70 km² kunde påverkas av omgivningen. Vid habitatförluster har revirförstoring, det vill säga att reviret

utökas, konstaterats för tjäder (Siffczyk *et al.* 2003). Detta är en förklaring till att färre tuppar uppträder vid lekplatserna. Revirförstoring har även konstaterats för talltita (Siffczyk *et al.* 2003). Studier visar att trädkrypares reproduktion försämras i små fläckar och nära kanter mot ungskog (Virkkala 1990). Undersökningar av skogar som gränsar mot hyggen med hänsynsträd visade att antalet revir för kungsfågel, talgoxe, blåmes, talltita, entita, tofsmes, svartmes och trädkrypare minskade med mer än 50 % jämfört med skog uppkommen genom naturlig föryngring (Söderström 2009).

Exempel på studier av flerskiktningens betydelse

Finska lappmesar producerar större kullar i orörd skog än i skött skog. En tänkbar förklaring är skillnader i födotillgång (Virkkala 1990). Lavskrika föredrar flerskiktade skogar för födosök och lyckas bättre med häckningen i sådan skog än i skog som gallrats eller på annat sätt är enskiktad (Griesser *et al.* 2007). Eggers & Low (2014) visade att talltita missgynnas i konkurrens mot tofsmes i skogar med mindre skiktning. I Småland var totala antalet fågelindivider tre gånger högre per ytenhet i naturskog än i produktionsskog och i en granplantering var tätheten endast en niondel av tätheten i naturskog. Även antalet fågelarter var högre i naturskogen (Nilsson 1979a). Lövträdsrika skogar är i allmänhet mer produktiva än barrskogar och håller följaktligen högre tätheter av häckande fågelarter, vilket förefaller ha ett samband i första hand med andelen död ved, men även med typ av undervegetation, antalet trädarter och den vertikala skiktningen i skogen (Nilsson 1979b).

Arter som gynnas av flerskiktade skogar

Flerskiktade bestånd har visat påtagligt förbättrade förutsättningar för häckningar och födosök för bland annat skogsmesar och exempelvis lavskrika varför hyggesfritt skogsbruk är positivt för dessa. (Bengtsson & Rosell 2012) anger att talltita, entita, tofsmes, svartmes, kungsfågel, nötkråka, lavskrika, järpe och i viss mån tjäder är exempel på fågelarter som bedöms ha bättre förutsättningar att finnas kvar vid hyggesfritt skogsbruk i jämförelse med trakthyggesbruk. Ottvall *et al.* (2008) anger att arter knutna till strukturellt komplex skog⁷ är tjäder, spillkråka, vitryggig hackspett, mindre hackspett, tretåig hackspett, rödstjärt, lundsångare, mindre flugsnappare, entita, talltita, lappmes, tofsmes, trädkrypare, lavskrika och tallbit. Vi menar (författarnas anmärkning) att även duvhök och bivråk bör föras in i den kategorin, då de gynnas av flerskiktade skogar. Båda är rödlistade och har långsiktigt minskande populationer.

Populationstrender för arter knutna till flerskiktade skogar

Ottvall *et al.* (2008) anger att för de 15 arter (se ovan) som är knutna till strukturellt komplexa skogar har det under 30 år (1977–2006) gått sämre än vad det gjort för skogsfåglarna som helhet. Av dessa mer krävande arter minskade 54 % under 30 år mot 42 % för gruppen skogsfåglar som helhet. Minskningen ovan innefattar även de första tio åren (1997–2006) av de landsomfattande standardrutterna.

Green *et al.* (2011) anger att videsparv, kungsfågel, spillkråka, björktrast, bergfink, lappmes och nötkråka minskat under perioden 1998–2010. Arter som inte ökat under perioden var gröngöling, talltita, entita⁸, svartmes, trädkrypare, lavskrika och domherre, trots att de flesta skogsvariabler förändrats gynnsamt för skogsfåglar med högre krav på skogen.

Bilden kompliceras ytterligare i Ram *et al.* (2017) där populationstrenden för 58 skogslevande fågelarter studerats mellan 1998 och 2015. Studien visade en allmänt positiv trend på nationell nivå; av de 58 arterna hade 6 minskat betydligt, 19 var stabila och 33 ökade signifikant. Av de 16 skogsspecialisterna hade hälften (tretåig hackspett, skogsduva, stjärtmes, trädkrypare, tjäder, lavskrika, tofsmes och domherre) ökat signifikant, medan resten varit stabila. Inga skogsspecialister minskade under perioden.

⁷ Flerskiktade och slutna skogar med riklig förekomst av äldre träd och ofta med ett rikt inslag av stående och liggande död ved.

⁸ Kan nämnas att talltita och entita åter börjat minska nationellt (Green *et al.* 2017)

Ingen skillnad noteras i populationsutvecklingen mellan de 16 specialisterna jämfört med de resterande 42 generalisterna. Man hade kanske förväntat sig en tydligare ökning och återhämtning bland skogsspecialisterna jämfört med generalisterna eftersom död ved, naturvårdsträd på kalhyggen, flerskiktade skogar, gammal skog och lövskog ökat något i omfattning under perioden, vilket antas gynna skogsspecialisterna. Istället verkar det som att den positiva populationstrenden bland fåglar planat ut från omkring år 2005.

Ram *et al.* (2017) diskuterar orsaker till detta och tar bl.a. upp att orsaken kan vara att mängden hänsyn ligger under de identifierade tröskelvärden som är konstaterade utifrån empiriska studier (Johansson *et al.* 2013). Andelen gammal skog är fortfarande under 10 % av all produktiv skog, vidare är endast 8 % av dagens produktiva skog flerskiktad. Antalet kvarlämnade träd på hyggen är fortfarande långt under den rekommenderade nivån på minst 15 % (ca 60 träd/ha), (Söderström 2009). Mängden död ved är idag ca 8 m³/ha vilket är långt under de nivåer som förekommer i naturliga skogar (20-200 m³/ha), (Nilsson *et al.* 2002), och under vad som anses vara hållbara mängder för fåglar och andra taxa (där de flesta uppskattningar ligger över 10-20 m³/ha), (Müller & Bütler 2010). Författarna konstaterar vidare att också flera av de inledningsvis positiva trenderna i skogsstruktur brutits under de senare åren som studien omfattade.

4.6 Tjädern som paraplyart

Enligt Roberge & Angelstam (2004) finns flera definitioner av begreppet paraplyart. Författarna beskriver också en egen definition där de definierar paraplyarter som "arter vars bevarande medför skydd för ett stort antal samexisterande arter". Paraplyartsbegreppet kan beskriva hur ett bestånd bör skötas för att skydda hotade arter. Skötseln inriktas på de habitatkrav som den mest specialiserade arten har. En effektiv paraplyart bör vara en tillförlitlig indikator på artrika samhällen. Dessutom bör den helst indikera närvaro eller förekomst av flera arter med särskild bevarandestatus.

Tjäder anses vara en bra kandidat som paraplyart för tajgan (Pakkala *et al.* 2003). Tjädern visade signifikant positiv korrelation med sparvuggla, tretåig hackspett och mindre flugsnappare inom radien 300 meter från aktiva lekplatser i sydöstra Finland och förekomsten var positivt korrelerad även på 1000 meters avstånd från lekplatserna. Det fanns också en signifikant positiv korrelation mellan tjäderförekomst och artrikedom, vilken definierades enligt ett index av 15 skogsarter, inom avståndet 300 meter från lekplatscentrum. Fischer & Storch (1999) fann att bra tjäderhabitat också används mer frekvent av spillkråka och tretåig hackspett än andra livsmiljöer.

I en studie i Schweiz (Suter 2002) fanns ingen signifikant högre artrikedom i områden med tjäder. Däremot fann man att rödlistade arter bundna till subalpina skogar (t.ex. tretåig hackspett, sparvuggla, orre, järpe, talltita och morkulla) förekom i betydligt större omfattning i områden med tjäder än i områden utan tjäder. Man fann även en positiv korrelation mellan dessa och flerskiktade och halvöppna skogar, ekotoner (gränzoner mellan vegetationstyper), samt vegetationstäckning av t.ex. blåbärsbuskar.

På lekplatser i Dalarna har studier visat att vid 75 % av alla tjäderlekplatser förekommer tretåig hackspett (Göran Rönning i mejl). Sparvuggla och talltita förekommer frekvent vid de tjäderlekplatser som hittats i Göteborgsregionen (egna observationer).

Sammanfattningsvis kan sägas att i områden med enstaka observationer av tjäder har arten ett begränsat värde som indikator på skyddsvärd skog. Däremot är stora lekplatser en utmärkt indikator på skogliga värdekärnor eller utvecklingsmarker som bör vara aktuella för frivilligt eller formellt skydd ([SOF-BirdLife 2016](#)).



Figur 12. Tjädern anses vara en bra kandidat som paraplyart för tajgan. (Illustration: Martin Holmer.)

Tjäders habitatkrav

Blåbär

- Vid 30–44 % täckningsgrad av blåbärsris finns tillräckligt med föda för tjäderkycklingar. Häckningsframgången ökar upp till 15–20 % täckningsgrad av blåbärsris. Ingen ökning kan konstateras över denna täckningsgrad.
- Blåbärsriset ger föda samt skydd från rovdjur och rovfåglar.
- Det finns ett samband mellan blåbärstäckning och mängden föda.
- Högre blåbärstäckning resulterar i mindre storlekskrav på hemområde.
- Mängden blåbärsris ökar i äldre skog. Täckningen är mindre än 10 % i 0–40-årig, 15 % i 80–99-årig, samt mer än 20 % i 120–160-årig skog.
- Högst blåbärstäckning har skogar med slutenhet på 0,5–0,7.

Tall, myrar och sumpskogar

- Gran kan accepteras som vinterföda, men finns tall så väljer tjädern det.
- Barrblandskogar med 30–70 % tallinslag utnyttjas mest under året. De har störst bärproduktion, de är luckiga och har skydd i form av granar.
- Tupparna utnyttjar myrar fyra gånger mer än deras utbredning i landskapet.
- Kantzoner och sumpskogar med mycket insekter är viktiga kycklingmiljöer.
- Hönan uppehåller sig i stor utsträckning i sumpskogsmiljöer och andra tätare miljöer, även under sommar och höst, beroende på att de ger bättre skydd.
- Den genomsnittliga fågeltätheten i väl tilltagna kantzoner (25–30 meter) mot myr och mot vatten är tre gånger så stor som i den slutna skogen.
- Bredden på sparad kantzon är av avgörande betydelse för hur bra födosökmiljön blir för tjäderkycklingar. Minst 25–30 meters kantzon mot sumpskogar är lämplig.

Skogsstruktur

- Förekomsten av föda är signifikant lägre i skog som är yngre än 40 år jämfört med skog som är äldre.
- Fragmenterade födobiotoper innebär större predationsrisk.
- 30–55-årig skog kan räcka som habitat för vuxna fåglar men är inte bra för kycklingar förrän dessa gallrats och ljusinsläppet ökat så att fältskikt kan etableras. Heltäckande bestånd av 55–80-årig skog är lämpligt habitat för kycklingar.
- En överhållning av äldre skogar med 30–40 år skulle ge god täckningsgrad av blåbärsris under flera decennier vilket skulle gynna tjädern. Sänkt slutavverkningsålder skulle missgynna blåbärsristäckningen och tjädern avsevärt.
- I en hyggesfri skog förblir födotillgången, täckningsgraden, andelen fältskikt och sikttätheten påfallande lik den ursprungliga skogen.

5. HOTEN MOT TJÄDERN

5.1 Skogsfragmentering och predation

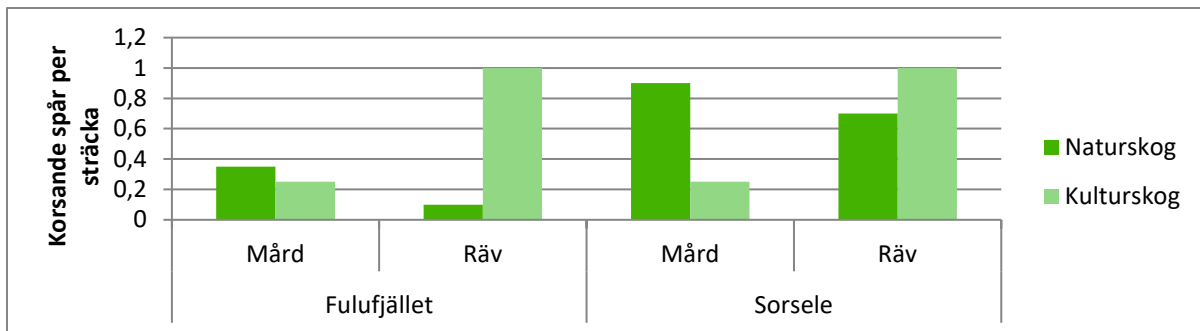
5.1.1 Ett fragmenterat skogslandskap med fler predatorer

Huvudorsaken till minskningen av tjäder från 1950- till 1990-talet är dålig reproduktion och förluster av ägg och kycklingar genom ökad predation (Rajala 1974, Lindén 1981, Wegge et al. 1987, Wegge *et al.* 1990, Storch 1994, Moss & Weir 1987, Kurki *et al.* 1997, Kurki *et al.* 2000). Orsaken till den ökade predationen är de storskaliga förändringar som skett i skogslandskapet, såsom fragmentering, habitatförlust och habitatförsämring⁹ (Miettinen *et al.* 2005, Miettinen *et al.* 2008, Sirkiä 2010, Kurki *et al.* 2000). Förändring av skogsskötseln till kalhyggesbruk har skett parallellt i de skandinaviska länderna från 1950-talet och framåt (Essen *et al.* 1997). Detta har inneburit att hyggen styckat upp tidigare sammanhängande glesa skogar, vilket i sin tur har banat väg för fler predatorer (Hjorth 1994). I jordbruksområden kan fler predatorer leva på grund av hög produktivitet (Andrén 1992). Kalhyggesbruket med stor andel ungskogar och kalhyggen liknar skogar som är fragmenterade av jordbruksmark.

Skogshönsens reproduktionsframgång minskar när skogen fragmenteras samt när andelen äldre skog minskar genom avverkningar. Tidiga successionsstadier har ofta mycket gräs, vilket gynnar åkersorkar som då kan förekomma i större tätheter än skogssork. Detta gör att predatorer som föredrar åkersorkar får fördel i detta fragmenterade landskap. En ökad predatortäthet gör att sannolikheten ökar för att någon av dessa ska träffa på ett skogshönsbo. Sambandet mellan dålig häckningsframgång och avverkade områden var starkare i södra än i norra Finland (Kurki *et al.* 2000), vilket kan bero på större predationstryck i söder. I norra Finland är rödräven en dominerande predator, medan fler predatorer förekommer i de södra delarna.

Tjäderns ursprungliga fiender var huvudsakligen duvhök och mård, men numera har predationstrycket ökat från rödräv, grävling, vildsvin och kråkfågel. Jahren (2012) fann att ökningen av skogsväglängd, älgslaktplatser och minskande andel av vildmark möjligen har skapat ett ökat utrymme för generalistpredatorer att under gnagarfattiga år ta fler skogshönskycklingar. Mer slaktavfall gynnar predatorer som räv och mård. Mården är beroende av föda och det skydd som den finner i gamla skogar. Den undviker öppna platser på grund av predationsrisk från räv. För mården är skogslevande gnagare viktigare föda än gnagare på hyggen och gräsmarker där räven förekommer. Mårdtätheten är 2–3 gånger högre i gammal skog jämfört med planterad yngre skog (Bjärvall 2010). Mården förekommer oftare i naturskog än räv, som dominerar i kulturskogen (Figur 14), vilket visar att mården är mer ursprunglig fiende till tjädern än vad räven är.

⁹ Till skillnad från Kurki *et al.* (2000) kom Borchtchevski *et al.* (2003) fram till att orren, tjädern och järpens reproduktionsframgång förblir stabil i avverkad skog. Denna skillnad i resultat kan bero på vilken typ av skogsbruk som bedrivs samt vilka predatorer och andra bytesdjur som finns. Då den norra boreala skogen är vidsträckt finns det skillnader i skogens sammansättning som kan ge olika resultat vid avverkning.



Figur 13. Mård förekommer oftare i naturskog jämfört med räv som dominerar i kulturskogen. (Källa: Lindström 2001.)

Tjäderkycklingar föredrar äldre skogar dominerade med bärris och i synnerhet fuktiga myrar (Storch 1994). De undviker kalhyggen, nyplanteringar (Børset & Krafft 1973; Wegge *et al.* 1982, Rodem *et al.* 1984, Kastdalen 1986) och andra öppna ytor och flyttar sig snabbare genom skogsodlingar än genom äldre skog, förmodligen på grund av mindre mat och sämre skydd i planterade skogar (Wegge *et al.* 2007). Om de bästa kycklinghabitaterna kalhuggs och skogen fragmenteras koncentreras kycklingarna till de återstående habitaterna. Dessa genomsöks lättare av rovdjur, vilket orsakar stora förluster av kycklingar (Storaas *et al.* 1999).

Förlusten av kullar är högre i fragmenterade områden än i stora intakta områden av gammal skog (Wegge *et al.* 1990, Kurki *et al.* 2000, Andrén *et al.* 1985, Wilcove 1985). Detta understryker vikten av sammanhållna tjäderhabitat för att främja överlevnaden av tjäderkycklingar. Kurki *et al.* (2000) drar slutsatsen att fragmentering av äldre skog kopplat till sämre häckningsframgång och predation är orsaken till att skogshönspopulationen i Finland har minskat i slutet av 1900-talet.

5.1.2 Skillnader mellan norra och södra Sverige

I de mellansvenska blandskogslänen reglerar varg och lodjur rävsstammen, men effekten avtar kraftigt norr om Norrlandsgränsen. Orsaken till att räven påverkas mindre av varg och lodjur i norra Sverige kan vara att den i Norrland är mer beroende av sork som bytesdjur än i södra Sverige. Födobrist under dåliga sorkår kan därför ha en större inverkan på räven i Norrland än predation från varg och lodjur (Elmhagen 2007, Elmhagen *et al.* 2015). Predation har i flera studier (Lindström *et al.* 1987, Marcström *et al.* 1988, Marcström *et al.* 1989, Hentonen 1989, Kurki *et al.* 2000) visats vara den dominerande orsaken till att skogshönsens produktivitet är kopplad till sorkpopulationernas storlek. Räven håller ner tätheten av skogsfågel och hare vilket förklaras av alternativbyteshypotesen som säger att alternativbytena (hare och skogshöns) begränsas av predation under en nedgång i sorkcyklerna¹⁰. Flera studier visar att sådana synkroniserade cykler mellan arter bara förekommer i den boreala regionen (norr om Norrlandsgränsen).

Från Grimsöområdet, på gränsen till boreal zon, har man utifrån spillningsinventeringar konstaterat att skogshönsen där inte visat någon koppling till sorkcyklerna (Gunnar Jansson i mejl). Green *et al.* (2016) har undersökt sambandet mellan gnagarförekomst ett visst år och antalet hönsfåglar året efter. Slutsatsen av detta blir att under 2000-talet i Sverige hittas inga samband alls mellan antalet hönsfåglar och gnagartillgång. Detta är minst sagt förvånande eftersom ett stort antal äldre och mer detaljerade studier funnit just sådana samband (se referenser ovan). Klimateffekter kan eventuellt ligga bakom denna förändring (se avsnitt 5.3).

¹⁰ Tillgången på sork och lämmel är motorn i systemet och de 3–4-åriga sork-/lämmelcyklerna förefaller inte alls påverkas av predation. Gnagarcyklerna är sannolikt kopplade till deras födoväxter (Hörnfeldt *et al.* 1986) och snödjup under vintern (Lindström & Hörnfeldt 1994).

Söder om den boreala regionen är fluktuationerna hos små däggdjur mycket svagare. Längden och amplituden av skogshönsens cykler minskar nämligen med fler arter och större antal av generalistpredatorer (Hanski 1991, Lindén & Wikman 1983). Den höga tätheten av generalistpredatorer är förmodligen en konsekvens av ökad andel öppen jordbruksmark och ökad grad av fragmentering av skogsmiljön. Detta leder i sin tur till ett permanent predationstryck i de södra delarna av landet (Andrén *et al.* 1985). Sambandet finns även i södra Finland, där högre tätheter av räv och mård resulterar i färre tjäderhonor med ungar (Kurki *et al.* 2000).

5.1.3 Predation på vuxna fåglar

Mård, duvhök och räv är viktiga predatorer på vuxna tjädrar (Hjorth 1994). Enligt Byholm *et al.* (2003) samt Lindén & Wikman (1983) är skogshöns det viktigaste bytet för duvhökar i Finland, vilket stöds av att duvhök har högre häckningsresultat år med stor förekomst av skogshöns än år med liten förekomst (Byholm *et al.* 2002). Förändringar i skogslandskapet de senaste decennierna kan ha bidragit till ett minskat antal duvhökar i Skandinavien (Lindén & Wikman 1983, Widén 1997). Även en minskning av skogshönspopulationen kan ha bidragit till duvhökens minskning (Lindén & Rajala 1981). För att undvika predation från duvhök är hög sikttäthet viktig för tjädern och för att undvika predation från kungsörn är krontäckningen viktig (Marcström *et al.* 1990).

Gjerde *et al.* (1989) konstaterade att milda, snöfria vintrar ökar tupparnas dödlighet markant, medan honornas dödlighet är mer konstant. Genom att undersöka vinteröverlevnaden fann de att äldre tuppar valde talldominerade marker. Yngre hannar och honor utnyttjade förutom äldre tallskog även medelålders tallodlingar. Grandominerade skogar och yngre plantager undveks. Lägre överlevnad kunde konstateras i mer fragmenterade skogar.

I Tabell 4 finns en sammanställning av ett antal studier av överlevnad och predationsorsaker för vuxna tjädrar. Tabellen visar att predation är den viktigaste dödsorsaken hos vuxna tjäderhonor. Predationen var större i fjällmiljöer (90 %) än i skogsmiljöer (70 %), (Åhlén *et al.* 2013). Intressant är att den årliga överlevnaden är väl överensstämmande mellan de tre studierna.

Tabell 4. Årlig överlevnad samt predation och jaktuttag för vuxna tjäderhonor.

	Kön	Årlig överlevnad	Dödsorsak predation	Däggdjur	Rovfåglar	Jakt
Norra Sverige 2000–2004 (Åhlén <i>et al.</i> 2013)	Honor	0,61	70 % – 90 %	34 %	29 %	10 %
Norge (Wegge <i>et al.</i> 1987)	Honor	0,68	97 %		60 % Duvhök	
Skottland (Moss <i>et al.</i> 2000)	Honor	0,66	50 %			

5.1.4 Predation på bon och kycklingar

Predationen på ägg och kycklingar visar en kraftig ökning de senaste decennierna, samtidigt som fördelningen av vilka arter som är viktiga predatorer för tjäder har förändrats något. Predatorer på tjäderägg är räv, grävling, mård, hermelin, korp, kråka, nötskrika och numera även vildsvin (Svensson 2009). Jahren (2012) fann att räv var den största predatorn av ägg, följd av mård. Däggdjur, särskilt räv, kan vara viktigare predatorer på tjäder än fåglar. Bland fåglar var kråkfåglar de som rövade flest bon.

Jahren (2012) jämförde 16 studier av predation på tjäderbon och fann att mellan 1930- och 1970-talen rövades i medeltal 19 % av tjäderbona. Mellan 1990 och 2010 låg bopredationen på 66–74 %. Ökningen var signifikant för perioden 1931–2011. Ökningen är troligen relaterad till

högre tätheter av räv och mård på grund av ökad mängd bytesdjur och minskad jakt på dessa arter (Jahren 2012). Förluster av ägg varierar mellan olika år och ligger normalt mellan 20–80 % (Winqvist 1998). Finska långtidsstudier har visat att bara 7 % av tjäderäggen återstår som individer följande vår (Winqvist 1998).

När det gäller vildsvinens kraftiga ökning och deras predation på tjäderbon är slutsatserna motstridiga (se Tabell 5). I ett tyskt experiment med konstgjorda bon visade det sig att vildsvin tog 50–90 % av bona. Därefter följde nötskrika, mård och räv som bopredatorer (Hjorth 1994). En undersökning i Sverige gav motsatt resultat; ett försök med konstgjorda bon både utanför och innanför ett vilt hägn utan vildsvin men med vildsvin utanför hägnet blev inget av äggen utanför hägnet tagna av vildsvin. Ca 20 % av bona blev dock plundrade av kråka, nötskrika och grävling (Svensson 2009). I en studie i Slovakien blev 9 % av redena plundrade av vildsvin (Saniga 2002).

Efter att konstgjorda bon har placerats i många olika habitat i barrskogsmiljöer har boförluster antagits vara oberoende av habitattyp, skogens täthet och boets täckning. Således finns det ingen stark selektion för tjäderhönan att placera sitt bo i någon speciell miljö (Storaas & Wegge 1999). Boplundring står för ca 10 % av födan för predatorer och är ingen stapelföda för någon predator. Att leta efter tjäderbon är uppenbarligen ett ineffektivt sätt för rovdjur att födosöka. Man kan därför anta att rovdjur ofta lokaliserar bon av en slump (Storaas & Wegge 1999). För däggdjur kan dock ökad habitatfragmentering öka rovdjurens jakteffektivitet och hyggesbruk medför ett högre predationstryck (Storaas *et al.* 1999, Miettinen *et al.* 2005, Miettinen *et al.* 2008, Sirkiä *et al.* 2011, Kurki *et al.* 2000). I Finland har man inte funnit samband mellan tjädertäthet och mängden rovdjur, men väl mellan rovdjurstillgång och häckningsframgång (Kauhala & Helle 2002).

När det gäller dödlighet hos tjäderkycklingar finns studier av Wegge & Kastdalen (2007). Av tjäderkycklingar dog 57 % första månaden, men med stor variation (30–80 %) mellan åren. Tre av de fyra åren hade kycklingarna en dödlighet över 50 %. Speciellt de tre första veckorna är kritiska då kycklingarna inte kan flyga. Totalt sett var predation den största dödsorsaken med 90 %, medan väder endast orsakade 7 % dödlighet under de första åtta dyggen. Duvhök orsakade 25 % av dödsfallen, vilket kan stödja hypotesen att större hönsfågelungar är en stapeldiet för duvhök (Wegge & Kastdalen 2007). Mård och hermelin var viktigare predatorer än räv i denna undersökning, vilket kan ha berott på utbrott av rävska. I andra studier har räv varit en svårare predator än mård och hermelin (Kurki *et al.* 2000, Marcström *et al.* 1988, Lindström *et al.* 1994).

Det har visats att andelen tuppar bland ungfåglarna är högre vid ökad häckningsframgång och liten miljöstress. Motsatt gäller vid hög miljöstress (hög predationsrisk/födobrist etc.), då andelen honor bland ungfåglarna ökar. Orsaken tros vara att hannarna kräver mer energi vid uppväxten eftersom de är betydligt större än honorna (Hörnfeldt *et al.* 2001).

Tabell 5. Sammanställning av undersökningar av predation på och förlust av ägg och kycklingar av tjäder. (Jahren 2012 är en metastudie av 16 studier.)

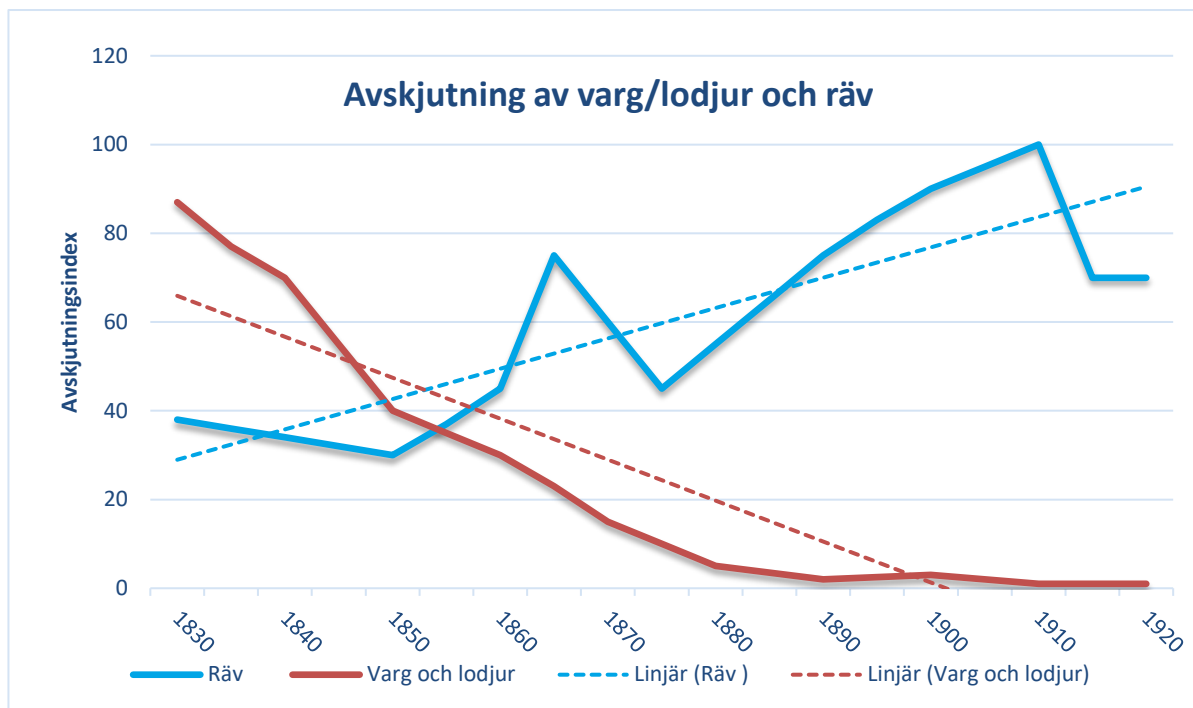
		Dödlighet	Dödsorsak predation	Däggdjur	Rovfåglar	Väder
Jahren 2012	Bon	1930–1970 1990–2010	19 % 66–74 %	77 % räv>mård>grävling	10 % kråka>kungsörn	
Wegge et al. 2007	Kycklingar	57 % (första månaden)	57 %	67 % mård>hermelin >räv	>25 % duvhök	7 %
Hjort 1994	Konstgjorda bon		50–90 %	vildsvin>nötskrika> mård>räv		
Svensson 2009	Konstgjorda bon		20 %	Kråka/nötskrika> grävling (ej vildsvin)		
Saniga 2002	Konstgjorda bon			9 % vildsvin		

5.1.5 Historiska förändringar i rovdjursförekomst

Grävling, rödräv och mård har alla ökat i antal sedan 1800-talet. Mård var förmodligen borta under en tid mellan 1700- och 1900-talet, men ökade i slutet av 1800-talet och 1930–1960 (Helldin 2000). Grävlingen hade sin nordgräns i södra Norrland 1850–1900, men har avancerat norrut till polcirkeln under 1900-talet (Sveriges officiella statistik: 1870–1966, Bevanger & Lindström 1995).

Figur 15 visar förändringen av rovdjurspopulationen mellan 1828–1917 baserat på jaktstatistik. Då var redan varg och lodjur i det närmaste utrotade i södra Sverige. En kraftig nedgång skedde under perioden med varg- och lodjursstammarna i Svealand och södra Norrland, från höga tätheter till utrotning. I norra Norrland var rovdjursstammarna relativt glesa och minskningen relativt liten, men de försvann nästan helt även där. Rävstammen ökade mest i Mellansverige, där varg- och lodjursstammarna minskade mest. I södra Norrland ledde motsvarande nedgångar i varg- och lodjursstammarna inte till lika kraftiga ökningar i rödrävstammen (Elmhagen 2003, 2007, 2015).

Figur 15 kan ge intrycket att det fanns ganska mycket räv 1920, men så var inte var fallet då rävstammen fortsatt hölls på en låg nivå (Winqvist 1988). Ökningen var alltså från en mycket låg nivå och visar snarare hur förhållandet mellan räv och varg-/loddjurspopulationen förändrades under tidsperioden. Under 1930-talet minskade priset på rävsinn kraftigt och räven har sedan dess ökat (Figur 16) och är idag det dominerande rovdjuret i de svenska markerna med åtminstone 150 000 vuxna djur på våren. Tätheten i rävstammen varierar med tillgången på föda. Den kan ligga på åtta djur per 1 000 ha (10 km²) i uppodlade sydsvenska landskap, men på bara två djur på samma yta i områden längre norrut ([Jägareförbundet](#)).



Figur 14. Avskjutning av rovdjur i Sverige 1828–1917. (Källa: Elmhagen 2003, 2007, 2015).

Förklaringen till rävens ökning är dels att den gynnats av hyggesbrukets fragmentering av skogslandskapet (se avsnitt 5.1.1), men också att den i stort sett saknar predationstryck och konkurrens från större rovdjur. Slutsatsen stöds av att i norra Svealand var avskjutningen av räv lägre i områden med tät förekomst av lodjur. Trenden i södra Norrlandslänen var emellertid den motsatta, vilket pekar på att andra faktorer, t.ex. sorktillgång, kan vara styrande där. Att lodjursetablering påverkar rävtillgången stöds även av undersökningar från Grimsö, där antalet rävkullar minskade efter lodjursetablering med ca 6 % per år. Även andra index från Grimsö och Örebro län angav vikande rävpopulation vid lodjursetablering (Helldin 2004).

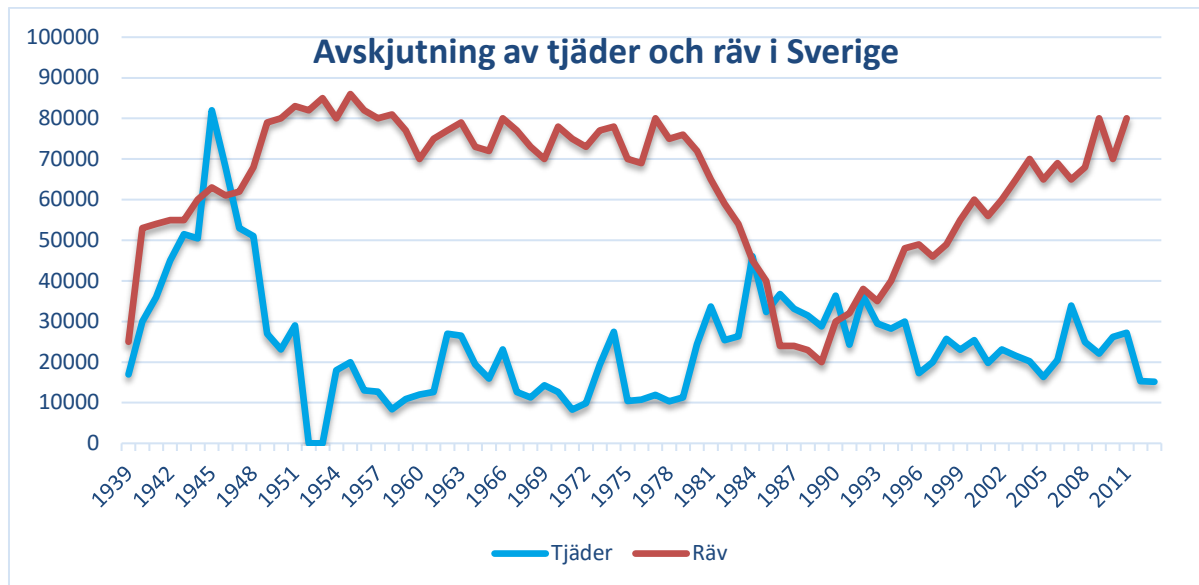
5.1.6 Lodjurets påverkan på skogshönspopulationen

Populationsuppskattningar för lodjur, räv, skogshare, skogshöns och rådjur har gjorts av jägare i Örebro län (Lindström 2004). Dessa visar att en ökad förekomst av lodjur tenderar att hålla nere rävförekomsten. Som sekundär effekt ökar populationerna av skogshöns och hare. Lodjur och räv har flera viktiga gemensamma bytesdjur; primärt rådjur, hare och skogshöns. I avsaknad av rådjur och andra mindre klövdjur består lodjurets diet på nordliga breddgrader i huvudsak av hare (70–80 %) och skogshöns (10–20 %) (Pulliainen *et al.* 1995). Rådjur (kid), hare och skogshöns är alla viktiga byten för räven under dåliga sorkår och räven har visats kunna påverka förekomsten av dessa byten negativt (Angelstam *et al.* 1983, Lindström *et al.* 1994, Smedshaug *et al.* 1999, Kjellander & Nordström 2003). Med en ökning av antalet lodjur skulle de sannolikt hålla tillbaka rävpopulationen. Detta skulle i sin tur betyda att även predationen på skogshare, skogshöns och annat småvilt med stor sannolikhet skulle minska.

Lodjurets återetablering i södra Sverige kan troligen få en starkare effekt på rödräven, och därmed på hela ekosystemet, än vad lodjuret hittills haft i norra Sverige. Om räven ska minska till lägre nivåer krävs fler lodjur. Rävsstammen gynnas av åkermark och mildare vintrar, men begränsas alltså av lodjur. Antalet rävar i Sverige förväntas öka när klimatet blir varmare, såvida inte även lodjuren ökar i antal. Beräkningar visar att lodjursstammen då skulle behöva fördubblas för att hålla kvar rävtätheten på dagens nivåer (Elmhagen 2015).

5.1.7 Rävens påverkan på skogshönspopulationen

De första fallen av rävskebbar rapporterades 1975–1976 och den nådde sin kulmen under slutet av 1980-talet, för att sedan minska i omfattning. Detta decimerade rävstammen till mindre än hälften. Störst effekt fick skabben på de tätaste populationerna i Sydsverige. Idag har rävpopulationen återhämtat sig till ursprunglig nivå. Avskjutningen av tjäder ökade markant under denna period, vilket indikerar rävns påverkan på tjäderpopulationen, även om andra förändringar också kan vara en del av orsaken till ökningen (jaktmetoder, antal jaktlicenser etc.) (Lindström 2001). Även mården ökade under perioden med rävskebbar, vilket visar att räven håller tillbaka mårdstammen (Lindström 2001).



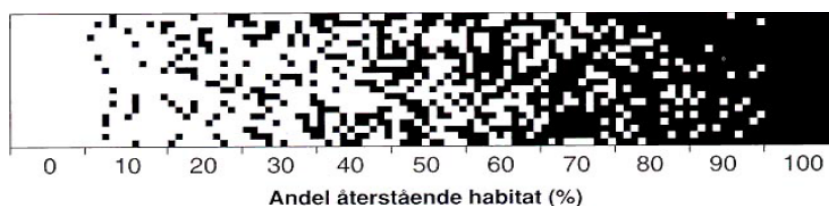
Figur 15. Avskjutning av tjäder och räv i Sverige. Under rävskebbarperioden under 1980-talet ökade avskjutningen av tjäder markant för att åter minska när skabbperioden var över. (Källor: avskjutningsstatistik från Jägareförbundet och Weimer 2009).

5.1.8 Habitatfragmenteringens effekt på tjäderpopulationen i södra Sverige

Habitatfragmentering innebär en förlust av habitat, minskade habitatfläckar och ökat avstånd mellan habitatfläckarna, men också en ökning av nya habitat. När andelen av ett habitat minskar i landskapet bildas isolerade "öar" som kommer att påverka populationsstorleken hos en art som förekommer inom det specifika habitatet. Studier av bl.a. fåglar har visat att vid fragmentering där mindre än 30 % av lämpligt habitat återstår kan ytterligare habitatförlust leda till populationskrasch och förlust av arten (Andrén 1994). Viktigt är hur det nya omgivande habitatet passar för arten. Figur 17 illustrerar hur en ursprunglig livsmiljö bryts från en kontinuerlig svart habitatfläck till mindre habitatfläckar när omkring 60 % av den ursprungliga livsmiljön återstår. Vid mer än 40 % habitatförlust sker ännu ingen isolering i landskapet då avståndet mellan habitatfläckarna fortfarande är små. Ytterligare fragmentering leder till en exponentiell ökning av avståndet mellan habitatfläckarna (Andrén 1994).

Sannolikt är de låga tätheterna och de små lekplatserna av tjäder i södra Sverige ett resultat av habitatförluster som leder till att populationen splittras upp i mindre habitatöar. Ökad mängd habitatöar innebär även större kanteffekter med ökad risk för predation om det nya habitatet möjliggör för en ökad mängd predatorer. Ökande avstånd mellan habitatöarna leder till sämre spridning och på sikt risk för utdöende (Andrén 1994). Det finns dock skillnader i spridningsbenägenheten. Ungfåglar av tjäder har betydligt större spridningsbenägenhet jämfört med vuxna fåglar. Det finns också en könsskillnad, där honor flyttar mer än unga tappar. Det kan handla om förflyttningar flera tiotals kilometer, vilket innebär att randpopulationer (stationära

fåglar i periferin av ett lokalt bestånd) kan fyllas på med unga fåglar (Ekedahl 2005, Moss & Weir 1987, Schroth 1991).



Figur 16. Isolerade habitatöar uppstår vid ökad fragmentering av ett landskap (från Andren 1994)

En inventering av tjäderlekplatser i Härryda, Partille och Mölndals kommuner 2011–2014 (Hellenberg & Johansson 2014) resulterade i nio funna lekplatser. Alla skogsområden inventerades och inventeringen kan därmed betraktas som heltäckande. Under inventeringen konstaterades 31–46 spelande tuppar på sammanlagt 9 funna lekplatser i de tre kommunerna. Med utgångspunkt från antalet spelande tuppar (31–46) multiplicerat med 1,5 honor/tupp¹¹ kan man uppskatta populationen till mellan 77–115 individer före häckning i studieområdet. Arean för de tre kommunerna är 501 km², vilket ger en täthet på 0,15–0,23 individer/km², Tabell 6. Dessa tätheter stämmer väl överens med medeltätheten för länet som ligger på 0,2 individer/km², som anges i Ottosson *et al.* (2012), Tabell 2. Detta betyder dels att det är mindre sannolikt att inventeringen "missade" stora lekplatser och dels att de områden som konstaterades sakna lekplatser verkligen hade en låg täthet av tjäder. Det innebär i sin tur att tjädern inte stannar kvar i områden där lekplatsen slagits sönder och där fragmenteringen är för stor.

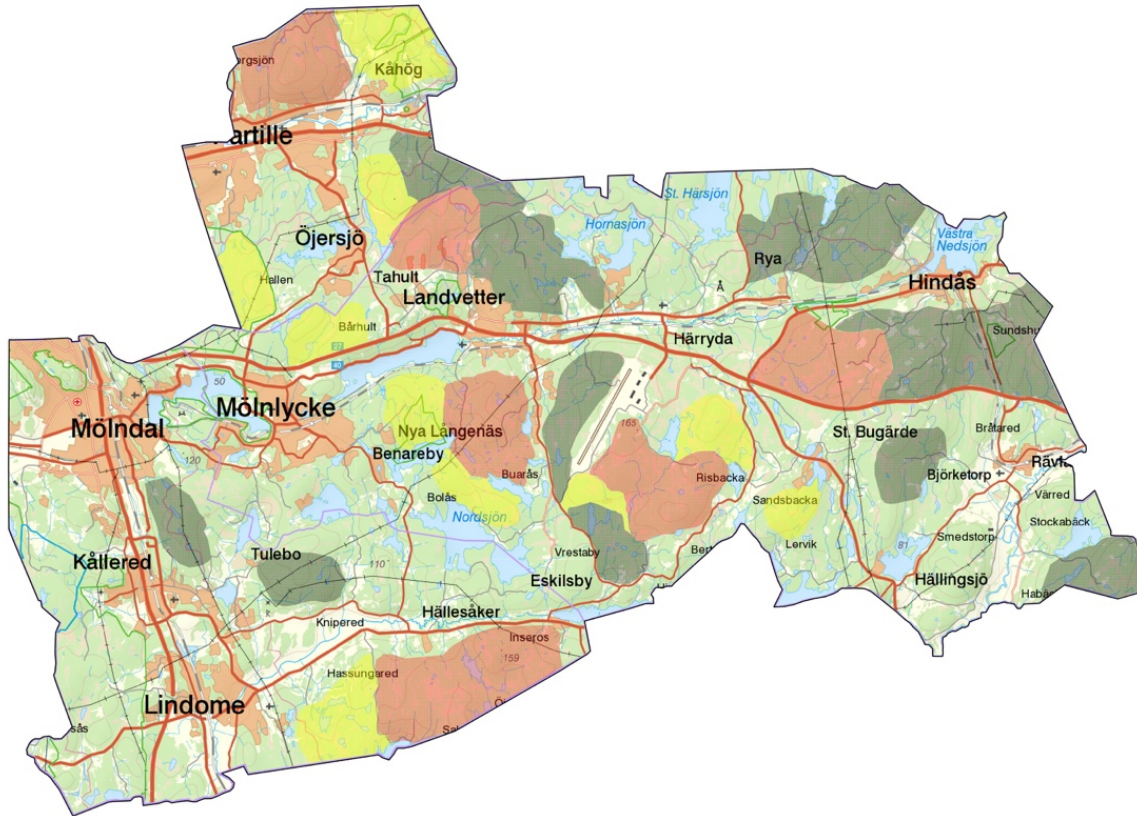
Tabell 6. Tjädertätheten enligt GOF:s inventering i Härryda, Partille och Mölndals kommuner 2011–2014 stämmer med tätheten i Västra Götalands län.

	Antal	Ind/km ²	Ind/km ² skog ¹²
Västra Götalands län (standardrutter)	5000	0,2	0,32
Partille, Härryda, Mölndals kommun	77–115	0,15–0,23	0,25–0,38


Med ovanstående som utgångspunkt är vår uppfattning att vi har en starkt fragmenterad tjäderpopulation i vårt undersökningsområde och sannolikt även i hela Västra Götalands län. Figur 18 visar vårt undersökningsområde och områden med större och mindre förekomst av tjäder. "Source habitats", d.v.s. områden med en förhållandevis stark population som kan generera ett överskott av tjäder som sprider sig till "sink habitats" (populationssänkor), visas som röda områden. Populationssänkor visas som gula områden och är områden med ett fragmenterat skogslandskap där man kan förvänta sig sämre häckningsresultat, men där intilliggande "source habitats" kan fylla på beståndet. Här finns också stora (mörkgröna) områden med habitatförlust, där man endast tillfälligtvis finner tjäder. Som kartan visar är tjäderhabitatet uppsplittrade och kontakten mellan dessa (konnektiviteten) är svag. Visar detta tjäderns situation i Västra Götalands, Hallands, Skånes, Blekinges, Stockholms och Västmanlands län, vilka har ungefär likartade tjädertätheter (Tabell 2), finns det anledning till stor oro för framtiden för tjädern i dessa län. Situationen ser något bättre ut, men långt ifrån tillfredsställande, i övriga län i Götaland och Svealand.


¹¹ Hjorth (1994) anger att i stora delar av Norden är könsfördelningen skev till förmån för honor. Detta förklaras av ett oproportionerligt tryck på tuppsycklingarna, de vuxna tupparnas ortstrohet och snävare miljökrav jämfört med honornas. Tre tuppar skulle då motsvaras av 4–5 honor. Detta skulle kunna tolkas som att honor generellt har en större kapacitet att motstå miljötryck än vad tupparna har.


¹² Antalet individer är dividerat med andelen skog i respektive län (från SCB).



Figur 17. Resultatet av den heltäckande inventeringen av tjäderlekplatser i Härryda, Partille och Mölndals kommuner 2011–2014.

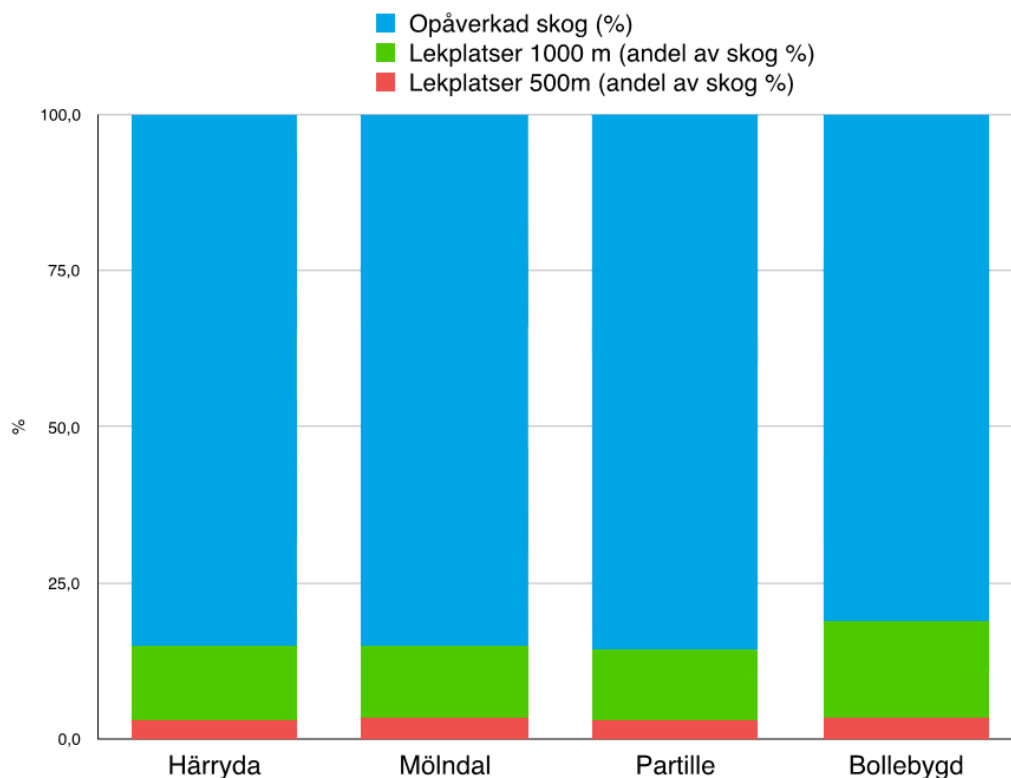
- 

Område med stabil tjäderpopulation som kännetecknas av goda till mycket goda tjäderbiotoper. Här kan man förvänta sig att träffa på tjäder och spår av tjäder i skogen. Observera att något område med mycket stor tjäderpopulation (> 8 tuppar) inte finns alls i projektområdet (se sammanställningen av lekplatser nedan).
- 

Område med liten och svag tjäderpopulation. Sparsamt med spår. Här har inga lekplatser påträffats, men områdena kännetecknas av relativt goda tjäderbiotoper där små lekar (1-2 tuppar) skulle kunna finnas.
- 

Område helt utan tjäderpopulation och lekplats som kännetecknas av dåliga tjäderbiotoper eller kraftigt fragmenterade tjäderbiotoper. Fragmenteringen utgörs i regel av hyggen och täta granplanteringar. Observera att området trots detta inte behöver vara helt tomt på tjäder: omkringflyttande tjädrar kan i princip påträffas var som helst. Solitärspelande tuppar skulle också kunna finnas här. För dessa svarta områden gäller att spår av tjäder är närmast obefintliga och man kan inte förvänta sig att träffa på någon tjäder här.

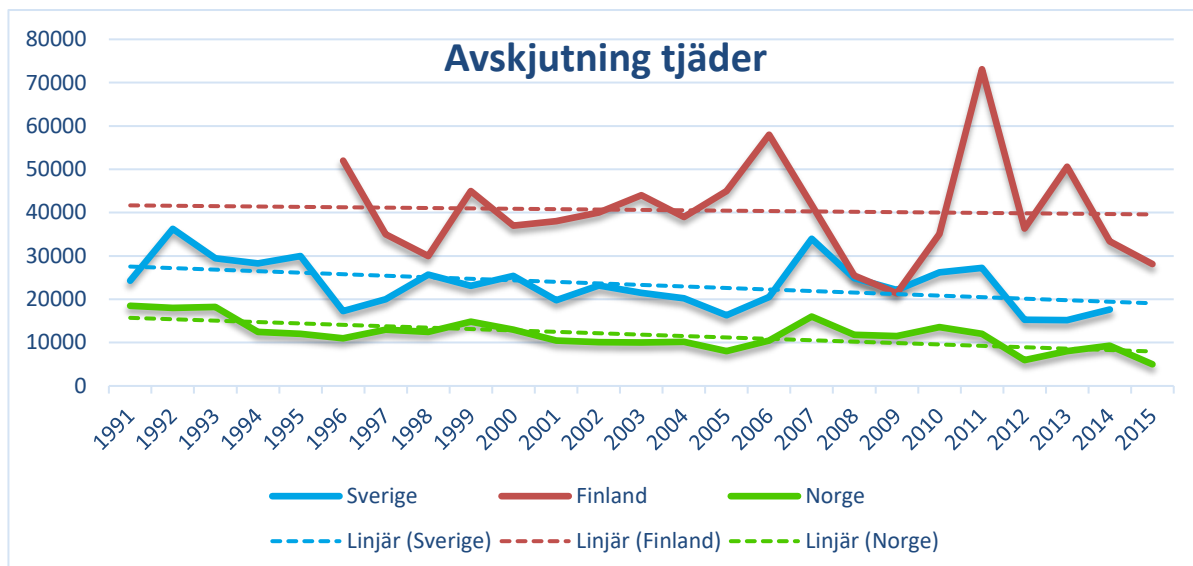
Den låga tätheten av tjäder i stora delar av södra Sverige gör det extra viktigt att ta hänsyn till existerande lekplatser, eftersom de utgör navet i de ofta isolerade lokala populationerna som finns kvar (se avsnitt 6.2). I Figur 19 visas lekplatsernas upptagningsområde som del av den totala skogsarealen per kommun baserat på heltäckande lekplatsinventeringar i fyra kommuner i Västra Götaland. Bara ca 20 % av den totala skogsarealen berörs av en tjäderlekplats (som har ett upptagningsområde av radien 1000 m). Skulle extra hänsyn tas för varje lekplats, t.ex. via hyggesfritt skogsbruk inom radien 500 m, vilket utgör lekplatsens inre upptagningsområde vid samtliga lekplatser, skulle det endast påverka ett par procent av den totala skogsarealen i varje kommun.



Figur 18. Lekplatsernas upptagningsområde som del av den totala skogsarealen per kommun baserat på heltäckande inventeringar i fyra kommuner i Västra Götaland. Bara ca 20 % av den totala skogsarealen berörs av en tjäderlekplats (inom 1000 m) och hänsyn inom 500 m vid samtliga lekplatser skulle endast påverka ett par procent av den totala skogsarealen. Ca 80 % av skogsarealen ligger inte inom 1000 m från någon tjäderlekplats.

5.2 Jakt

En jämförelse mellan avskjutningsstatistik för tjäder i Finland, Norge och Sverige visas i Figur 20. Man kan notera en kraftigare minskning av antalet skjutna tjädrar i Sverige och Norge jämfört med den finska avskjutningen som endast varit svagt minskande. Även fast den finska jakten på tjäder är dubbelt så omfattande som den svenska har populationerna i de båda länderna uppskattats vara lika stora (Tabell 1). Orsaken till detta kan vara att det finska jaktuttaget bättre följt tjäderns beståndsvariationer än i Norge och Sverige.



Figur 19. Avskjutning av tjäder i Sverige, Finland och Norge 1991–2015. Notera en kraftigt minskad avskjutning av tjäder i Sverige och Norge, medan Finlands nivå varit mer stabil.

Den finska viltriangelinventeringen visar skogshönspopulationens cykliska upp- och nedgångar. De finska jägarna får en tilldelning utifrån aktuell täthet med hänsyn till vilken del av populationscykeln som skogshönsen befinner sig i. Avskjutningen bör inte vara större än ca 2 % när ett skogshönsbestånd befinner sig i en vågdal. Då populationen är på väg upp tål den ett uttag på ca 12 % och under ett toppår kan avskjutningen uppgå till 10 % ([Jägaren 5/2013](#)). I Sverige saknas denna inventering och därmed kunskap om tjädernas upp- och nedgångar. Tjäderavskjutningen i Sverige har legat på 20 000 – 25 000 individer/år de senaste 10 åren. Detta motsvarar ca 3,0–3,5 % av populationen/år vid 700 000 individer. Tidigare låg avskjutningen på 30 000 – 40 000 individer/år, vilket då motsvarade ca 4–6 % av den svenska populationen.

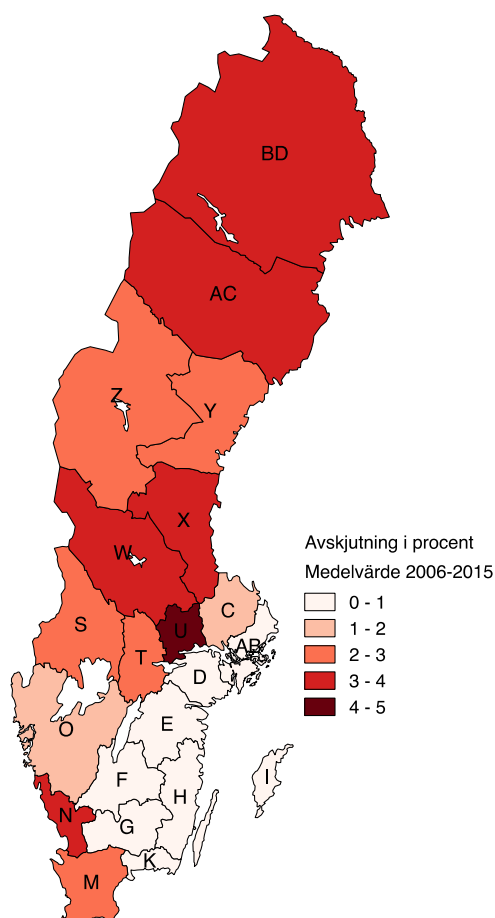
Avskjutningen verkar procentuellt sett vara förhållandevis låg i Sverige och påverkar sannolikt inte den totala populationen negativt (Tabell 7 och Figur 21). Lokalt och regionalt kan emellertid avskjutningen mycket väl påverka populationen negativt utan att det finns kunskap om detta. Under 2007–2009 befann sig exempelvis tjäderpopulationen i Finland i en djup vågdal och avskjutningen minskade kraftigt, medan den inledningsvis istället ökade i Sverige (Figur 20). Under dessa år sköts regionalt t.ex. i Västmanland, Västerbotten och Gävleborgs län över 6 % av populationen i respektive län, vilket är tre gånger mer än de finska rekommendationerna anger när populationen går nedåt eller befinner sig i en vågdal. Det är därför mycket angeläget att triangelinventeringar införs även i Sverige för att styra tilldelningen av jakt på skogshöns och ripor. Alla skogshöns (tjäder, orre och järpe) samt dalripa visar minskningar de senaste 10 åren (Green *et al.* 2017).

Jägareförbundets hemsida visar [aktuella jakttider för tjäder](#). Från Värmland–Närke–Södermanland och norrut är jakt tillåten 25 augusti – 15 november och för tupp dessutom 16 november – 31 januari. Söder om dessa län är jakttiden 25 augusti – 30 september, förutom i Skåne län där endast tjädertupp är tillåten att jagas under 1–15 september. Tjädertupp får dessutom jagas i södra Sverige under hela januari. På Gotland är tjädern helt fredad.

SOF-BirdLife anser att jakt på skogshöns tillsvidare bör förbjudas i Götaland och Svealand, undantaget Värmlands och Dalarnas län. Motiveringen är att i dessa län är populationen så svag att den i stort sett inte tål någon avskjutning överhuvudtaget. I sydvästra Finland, som har jämförbara tjädertätheter som södra Sverige har tjädern varit [fredad](#) under jaktsäsongen 2016–2017. Även Norge har infört begränsningar för tjäderjakt (se avsnitt 3.3). En fredning av tjädern

borde således också ske i södra Sverige. Jakten bör upphöra tills det finns säker kunskap om artens aktuella tätheter regionalt samt upp- och nedgångar i beståndet. Denna information kan fås via triangelinventeringar. Detsamma bör gälla järpe och orre som minskar dramatiskt i södra Sverige. I artikel 2.4.14 i [EU:s vägledning för jakt](#) står: "Eftersom direktivets övergripande syfte är att bevarandestatusen för fågelbestånden ska vara gynnsam bör detta syfte återspeglas i principen om ett förnuftigt utnyttjande." Ett förnuftigt utnyttjande bör vara att innan man tillåter jakt först via inventeringar skapa sig en bild över aktuella tätheter regionalt samt beståndets cykliska läge.

Tabell 7. Antalet häckande tjädrar och medelantalet skjutna individer i respektive län 2006–2015 samt procentandelen av den skattade totala populationen.



Län	Antal häckande individer	Antal skjutna Medelvärde 2006-2015	Procent av länets population
BD	170 000	6 330	3,7
AC	140 000	5 015	3,6
Y	56 000	3 800	2,7
Z	140 000	1 370	2,5
X	40 000	1 385	3,5
W	80 000	2 835	3,5
S	30 000	770	2,6
U	1 600	75	4,8
T	7 000	165	2,4
C	3 200	40	1,3
AB	800	8	1
D	2 000	20	0,9
I	0	0	0
E	5 000	35	0,7
O	5 000	75	1,5
F	8 000	45	0,5
G	6 000	50	0,8
H	6 000	60	1
N	1 200	40	3,4
K	500	1	0,2
M	140	4	2,7

Figur 20. Medelavskjutningen 2006–2015 i procent av länens totala tjäderpopulation.

5.3 Klimat- och väderrelaterade orsaker

Hypotesen att låga temperaturer i samband med nederbörd leder till en högre dödlighet hos tjäderkycklingar under perioden efter kläckning har testats i en studie som inte fann något stöd för detta (Wikström & Andersson 2014). Även Wegge & Kastdalen (2007) uppger att vädret bara orsakade 7 % av dödligheten hos kycklingar och detta inom de första åtta dagarna efter kläckning. Studien omfattade 115 nykläckta kycklingar under en treårsperiod. Andra norska undersökningar har visat att mycket regn under de första dagarna kan medföra stor

kycklingdödighet (Wegge & Kastdalen 2007). Redan efter 8–10 dagar klarar de regn och kyla bättre (Hjorth 1994). Lakka *et al.* (2009) menar att i områden med bättre mattillgång spelar väderförhållanden mindre roll, då kycklingarna kan få tag på mer mat under kortare tid och på kortare avstånd jämfört med områden där kycklingarna behöver röra sig längre sträckor för att finna mat. Möjligen skulle sexuell selektion för storlek indirekt ha orsakat att ungarna (speciellt kycklinghannarna) blir mer sårbara för regn och därmed har begränsat sin utbredning till mindre nederbördsrika områden (Moss 1986).

Förändringen och minskningen av gnagarcykler har samband med mindre förekomst av snötäcke. Snötäcket ger ett subnival utrymme mellan snön och marken där små gnagare kan vara skyddade från rovdjur, vilket kan medföra en snabbare populationsökning då fler överlever (Kausrud *et al.* 2008, Ims *et al.* 2011). Klimatförändringar medför sannolikt även en ökad utbredning norrut av generalistpredatorer, såsom räv och grävling (Elmhagen *et al.* 2015). Uteblivna gnagarcykler kan ha positiva effekter på generalistpredatorer som får en mer stabil livsmedelsresurs och inte behöver förlita sig på gnagartoppar (Hörnfeltdt *et al.* 2005). Gnagarspecialister som t.ex. pärluggla missgynnas och får ökad konkurrens av generalister (Ims & Fuglei 2005, Henden *et al.* 2009). För tjädernas del kan det innebära fler predatorer och ett ökat konstant tryck på populationen, såsom situationen ser ut i södra Sverige. De cykliska mönster där skogshöns tidigare kunnat återhämta sig under gnagartoppar kan därmed komma att upphöra, vilket på sikt även kan minska den nordliga tjäderpopulationen i Sverige.

5.4 Sammanfattning

Hot mot tjädern

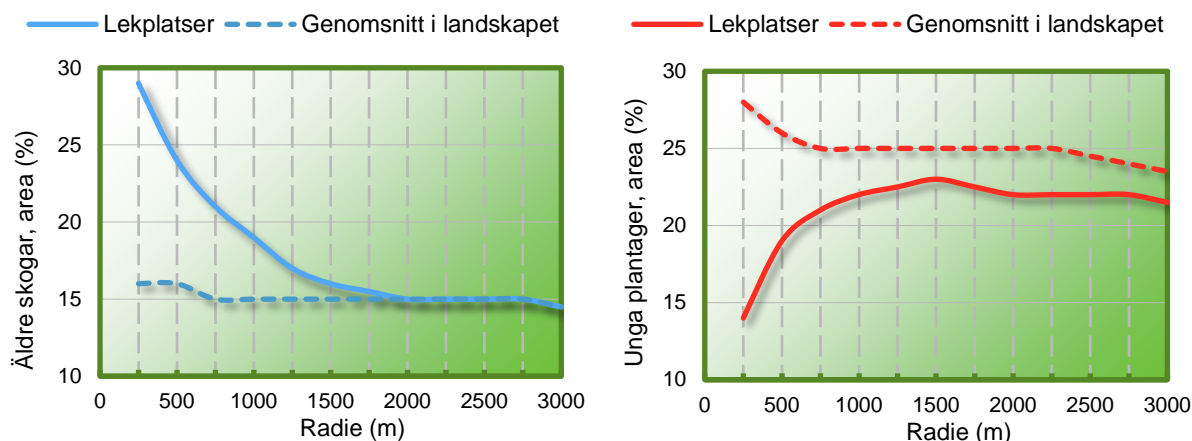
- Huvudorsaken till minskningen av tjäder från 1950 till 1990-talet beror på dålig reproduktion och förluster av ägg och kycklingar genom ökad predation.
- Orsaken till den ökande predationen är storskaliga förändringar i skogslandskapet i form av skogsfragmentering, habitatförlust och habitatförsämring.
- Sammanhållna tjäderhabitat främjar överlevnaden av tjäderkycklingar.
- Heltäckande lekplatsinventeringar visar en starkt fragmenterad population i Göteborgs kranskommuner och sannolikt även i hela Västra Götaland. Sannolikt gäller detta även fler län i södra Sverige.
- Predation är viktigaste dödsorsaken hos vuxna tjädrar och predatorerna verkar vara relativt jämnt fördelade mellan däggdjur och rovfåglar.
- Bopredationen har ökat signifikant från 19 % under 1930- till 1970-talen till 66–74 % under perioden 1990–2010.
- Predation är största dödsorsak för kycklingar och står för 90 % av dödligheten.
- En ökad förekomst av lodjur tenderar att hålla nere rävförekomsten. Som sekundär effekt ökar populationerna av skogshöns och hare.
- Med många generalistpredatorer får bytet en populationsstorlek utan större fluktuationer. Detta leder i sin tur till ett permanent predationstryck i de södra delarna av landet.
- Det sker en kraftig minskning av antalet skjutna tjädrar i Sverige och Norge, medan den finska avskjutningen endast är svagt minskande. Detta trots att den finska jakten på tjäder är betydligt mer omfattande än den svenska. Populationen i de båda länderna är lika. Det finska jaktuttaget varierar mer och följer tjäderns beståndsvariationer betydligt bättre än i Norge och Sverige.
- SOF-BirdLife anser att jakt på skogshöns tillvidare bör förbjudas i Götaland och Svealand, undantaget Värmlands och Dalarnas län. Motiveringen är att i dessa län är populationen så svag att den i stort sett inte tål någon avskjutning alls. I sydvästra Finland, som har jämförbara tjädertätheter med södra Sverige, har tjädern varit fredad under jaktsäsongen 2016–2017.
- Klimatförändringar medför sannolikt en ökad utbredning norrut av generalistpredatorer som kan motverka gnagarcyklerna. För tjäderns del kan det innebära fler predatorer och ett ökat konstant tryck på populationen, såsom situationen är i södra Sverige.

6. TJÄDERNS LEKPLATSER

6.1 Betydelsen av ett sammanhängande skogstäck

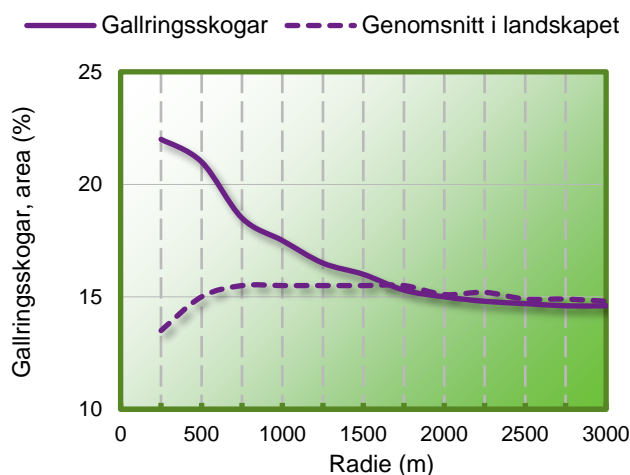
Trots att det existerar en omfattande forskning på tjäder så sent tillbaka som till 1970-talet, främst från Finland och Norge men även andra europeiska länder, så har det under många år förekommit en debatt gällande tjädern och vilka krav den har på sin omgivning. En förklaring till att denna debatt har uppkommit, och fortfarande pågår, är att förutsättningarna för tjädern kraftigt har förändrats under de senaste decennierna. Skogarna ser i stor utsträckning annorlunda ut idag jämfört med förut, vilket har lett till att forskarnas tidigare slutsatser om tjädern inte överensstämmer med de senare resultaten.

I en finsk studie (Miettinen *et al.* 2005) presenterades data som visade en stark koppling mellan äldre skogar och antal lekplatser samt mellan äldre skogar och antal tuppar. Man fann att äldre skogar (50–200 år) var vanligare upp till 1000 meter från lekplatsen medan ungsogor (10–45 år) var ovanligare upp till 750 meter från lekplatsen, jämfört med ett genomsnittligt landskap (Figur 22). Även gallringssogor (30–90 år) var vanligare upp till 500 meter från lekplatscentrum (Figur 23). Studien visar även att antalet tuppar per lek förklaras bäst av högre andel och större areal äldre skog.



Figur 21 Lekplatserna fanns där de äldre skogarna fanns och där frånvaron av ungsogor var som störst (källa Miettinen *et al.* 2005).

Det var alltså i de äldre samt de gallrade skogarna som lekplatserna fanns och det var också här det var tätast koncentration av tjäder. Det positiva sambandet för äldre skogar var tydligt upp till 2 km från lekplatsen och det negativa sambandet för ungsogor var tydligt upp till 1 km. Denna slutsats överensstämde med många tidigare undersökningar från 1980- och 1990-talen när det gäller kopplingen mellan lekplatser och äldre skog (Helle *et al.* 1994, Hjorth 1994, Rolstad & Wegge 1987a, 1989a). Nytt var att detta nu även gällde gallrade skogar (30-90 år).



Figur 22 Även gallrad skog fanns i större utsträckning vid lekplatser än i det övriga landskapet (källa Miettinen et al 2005).

Vid senare analyser av finska skogar (Sirkiä et al. 2011, Miettinen et al. 2008) har man inte längre kunnat hitta en koppling mellan skogens ålder och sannolikheten för att en lekplats skulle finnas kvar. Miettinen et al. (2008) fann heller ingen signifikant korrelation mellan täthet av tjäder och äldre skogar (äldre skogar definieras som >152 m³ sk/ha timmervolym för södra Finland).

Ovanstående diskrepans mellan olika forskningsresultat har bidragit till den förvirring som idag har uppstått när det gäller bevarande av lekplatserna i Sveriges skogslandskap och vilka krav tjädern egentligen ställer på sin skog.

I Sirkiä et al. (2011) och Miettinen et al. (2008) diskuteras främst två anledningar till att sambandet mellan äldre skog och tjäder inte längre är lika tydligt i brukade skogar. För det första finns det helt enkelt inte tillräckligt mycket äldre skog för att visa sambandet. Man visar också på en korrelation mellan äldre skogar och hyggen/plantager vilket betyder att de små fragment av äldre skog som finns kvar är omgivna av hyggen och planterade ungsogar. Detta gör att tjädern hellre väljer gallrad yngre skog, som alltså finns i större sammanhängande områden, istället för små och isolerade bestånd av gammal skog ofta omgivna av hyggen.

I Sirkiä et al. (2011) och Miettinen et al.

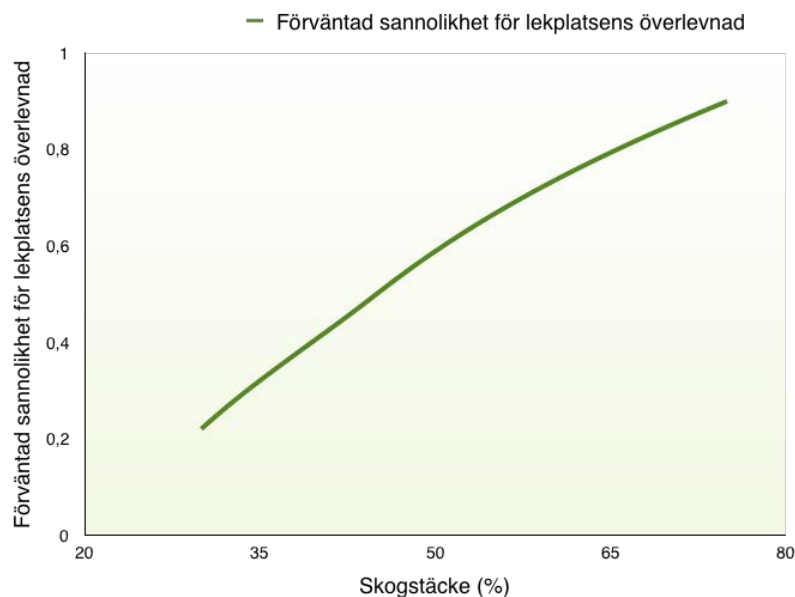
"De yngre skogarna är kanske inte optimala för tjädern, men kan vara den bästa tillgängliga biotopen i det moderna skogslandskapet eftersom de äldre skogsområdena har blivit för små för tjäderns lekplatser." (Sirkiä et al. 2011, fritt översatt)

"Vi drar slutsatsen att i dagens Finland så är ytan av gammal skog för liten för att förklara att det inte finns en koppling mellan gammal skog och lekplatsens förväntade överlevnad" (Sirkiä et al. 2011, fritt översatt)

För det andra så tror man att de äldre skogarna nu har en sämre kvalitet som tjäderbiotop då de kan ha gallrats och/eller inte längre har kvar sin undervegetation vilket bidrar till att tjädern inte längre finner den skogen lika attraktiv trots dess ålder.

Även om kopplingen mellan skogens ålder och täthet av tjäder inte längre är lika tydlig som tidigare så finns fortfarande ett starkt samband kvar mellan skogstäckte och antalet kvarvarande tjäderlekplatser. Man drar alltså slutsatsen att sammanhängande skogstäckte är en viktigare parameter än åldern, och troligen den viktigaste parametern för att bibehålla tjädern i ett skogsområde (Miettinen et al. 2008, Sirkiä et al. 2010a, Sirkiä et al. 2011). Med sammanhängande skogstäckte ("overall forest cover") menar man minst 60 m³ timmervolym per hektar (södra Finland), vilket innebär en ålder på mer än 30–40 år. Tillräckligt skogstäckte påverkar lekplatsernas kontinuitet positivt i landskapet inom 3000 m radie från lekplatsen (Sirkiä et al. 2010a). Det är alltså störst chans att lekplatsen finns kvar på lång sikt i de områden som har högst grad av skogstäckte och minst fragmentering, se Figur 24. Man konstaterar också att de undersökta lekplatserna fanns i just större sammanhängande skogsytor (Sirkiä et al. 2012). I Sirkiä et al. (2011) drar man också slutsatsen att man vid skötsel av kända lekplatser bör prioritera att bibehålla det sammanhängande skogstäcktet med avseende på gallringssogar och äldre skogsklasser.

Skogens ålder är alltså inte nödvändigtvis den avgörande faktorn som definierar en lämplig tjäderbiotop, även om den i praktiken ofta innehåller de nödvändiga strukturella elementen (Helle 1994, Winquist 1988, Miettinen *et al.* 2008, Sirkiä *et al.* 2010a, Gregersen 2008, Sirkiä *et al.* 2011, Sirkiä *et al.* 2012).



Figur 23 Kopplingen mellan sammanhängande skogstäcke inom 3000 m från lekplatsen och den förväntade sannolikheten för att lekplatsen ska överleva (källa Sirkiä *et al.* 2010a, södra Finland). Bilden visar tydligt betydelsen av ett sammanhängande skogstäcke.

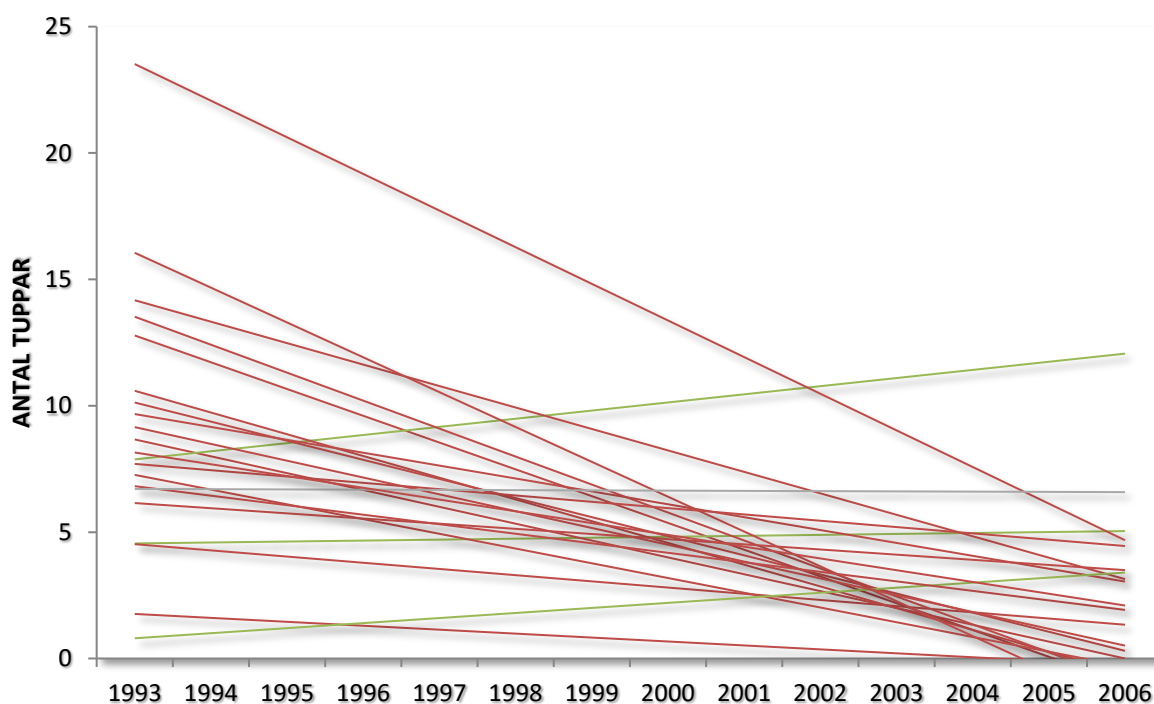
Sammanfattningsvis kan sägas att tjäderns optimala biotop är äldre blåbärsskogar vilket bekräftats i flertalet äldre forskningsrapporter (se även 6.4), men i brist på stora sammanhängande områden med äldre skog väljer tjädern istället yngre gallringsskog som finns i större sammanhängande områden. Detta innebär sannolikt en försämring i habitatkvalitet och troligen en lägre täthet av tjäder, vilket starkt indikeras av bland annat de finska viltriangelinventeringarna som visar på en kraftig minskning (se 3.2.1). I Gregersen (2008) lyfts också fram att modernt trakthyggesbruk har en negativ påverkan på blåbärsrisets utbredning och därmed också en negativ effekt på tjädertätheten.

6.2 Lekens plats i landskapet

Den minsta storleken för att ett skogsområde ska innehålla en lekplats är 300 ha, vilket innefattar lekplatsen samt tupparnas upptagningsområde (Sirkiä *et al.* 2010a). Flertalet studier visar att tjädern inte bara ställer krav på habitatet i lekplatsens direkta närhet utan att områden upp till 0,5-1 km från lekplatsen är av yttersta vikt för populationen (Helle 1994, Hjorth 1985, Valkeajarvi & Ijas 1986, Wegge & Rolstad 1986, Rolstad & Wegge 1987a, Lindén & Pasanen 1987, Sirkiä *et al.* 2011). Tjäderns krav på kvalitet i närområdet 0,5-1 km beror på skogens struktur och lämplighet i området utanför lekplatsens upptagningsområde (> 1 km). Enligt Sirkiä *et al.* (2012) så är lekplatsens kvalitet (antal tuppar) beroende av skogen upp till ca 1,5 km från lekplatsen (även Wegge & Rolstad 1986, Helle 1994, Miettinen *et al.* 2005).

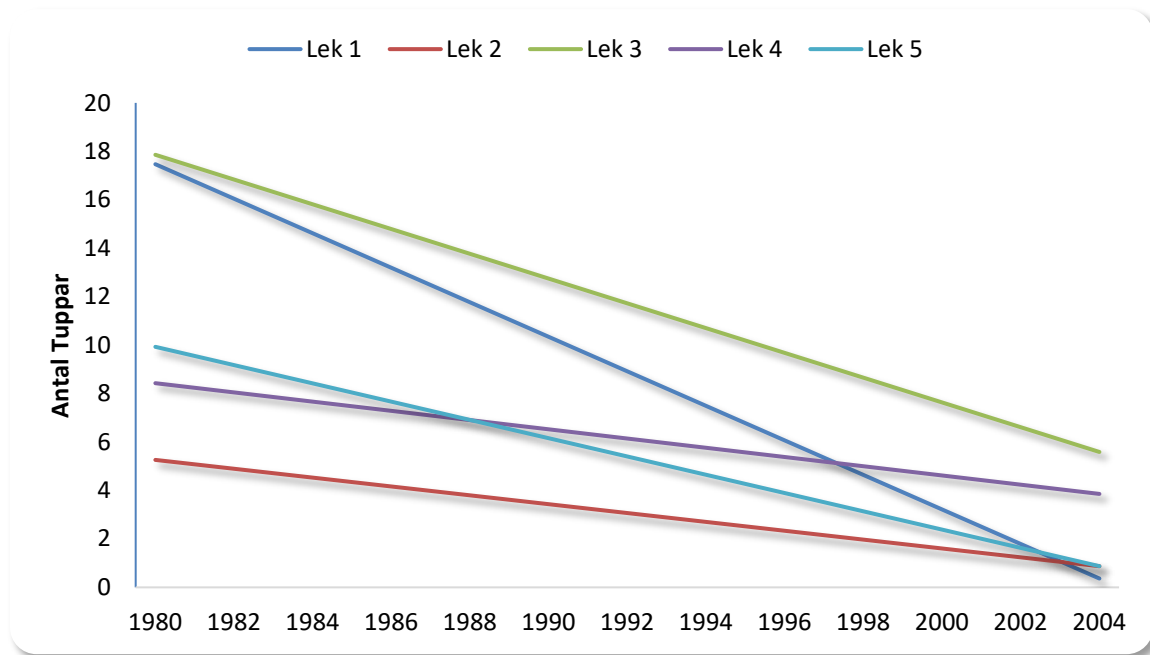
Under hela våren vistas tupparna i lekplatsens närhet och de yttre regionerna av lekplatsens upptagningsområde bör därför vara mindre känsliga för störningar. Senare forskning visar dock att tupparnas avstånd från lekplatsen varierar relativt kraftigt även under våren (Wegge 2005). Under mitten av april, precis före parningen, ökar tupparna sitt avstånd till lekplatsen under dagen och vissa tuppar kan då röra sig upp till 500 m från lekplatsen. Detta resultat bör man ta i beaktande vid avverkning inom 500 m från tjäderlekplats under våren.

Studier i södra Sverige visar en minskning av antalet tuppar på lekplatserna (Almqvist & Edlund 2006, Persson 2011, Thulin 2016). Figur 25 visar exempel på nedgången på 21 tjäderlekar i Kolmården mellan 1993-2006 vad gäller antalet spelande tuppar (Almqvist & Edlund 2006). I flera av undersökningarna är det inte undersökt om leken har flyttat men undersökningar där man även har kontrollerat eventuella flyttningar av tjäderlekarna ger liknande resultat vad gäller nedgången.



Figur 24 Linjära trender för 21 tjäderlekar i Kolmården som följdes 1993-2006. Alla utom fyra har minskat kraftigt och endast en har haft en betydande ökning under perioden (källa Almqvist & Edlund 2006)

I Finland (Valkeajärvi *et al.* 2007) undersöktes fem större tjäderlekar med 20 års mellanrum (1980–2003) för att observera stora och små förflyttningar av lekarna och hur de påverkades av skogsbruket under perioden (Figur 26). För lekplatser som försvann från en specifik plats undersökte man ett område upp till en kilometer från denna för att se om leken flyttat eller om den verkligen hade försvunnit. Under perioden avverkades skogen på tre av lekplatserna, men lekarna uppstod på ett nytt ställe 300–1000 m från den ursprungliga lekplatsen. De nya lekplatserna inkluderade minst 60 ha av sammanhängande skogstäck, minst 80 m³/ha timmervolym och 400–1500 stammar per ha. Detta stämmer med slutsatserna i Saniga (2003) där många studier sammanställts som visar att fragment av skog som är isolerade med mer än 100–200 m måste vara större än 50 ha för att innehålla en lekplats. Skogens ålder på de nya lekplatserna i tallskog var ca 40–60 år vilket leder till slutsatsen att tallskog kan bli lämplig för lekplatser redan vid ca 40 års ålder. Totalt under perioden minskade antalet spelande tuppar med 72 % och tjädertätheten minskade med 58 % (Valkeajärvi *et al.* 2007).



Figur 25 Linjära trender för antalet tuppar på fem lekplatser (källa: Valkeajärvi et al. 2007). Utmärkande för denna studie är att man även har undersökt uppkomsten av nya lekar upp till en kilometer från den ursprungliga lekplatsen. Totalt under perioden minskade antalet spelande tuppar med 72 % och tjädertätheten minskade med 58 % inom hela det undersökta området.

Sammanfattningsvis så väljer tjädern alltså inte sin lekplats slumpmässigt i landskapet, men i ett större sammanhängande skogslandskap med mossar, tallskog och blåbärsskog och med plats för många sammanhängande lekplatser (flera tusen hektar) behöver inte lekplatsen sparas för att populationen ska överleva. Finns det tjäderbiotoper av tillräcklig kvalitet och storlek kommer leken bara att flytta (Rolstad & Wegge 1989, Valkeajärvi et al. 2007, Helle et al. 1989) och en eventuell avverkning av lekplatsen kommer inte att påverka populationen nämnvärt. Lekplatsen i ett sådant sammanhängande landskap blir därför inte lika viktig att bevara som i det fragmenterade skogslandskapet där bara enstaka platser uppfyller tjäderns krav. Detta är fallet i större delen av södra Sverige där det är ovanligt med flera lekplatser som hänger samman och där stora sammanhängande skogslandskap så gott som helt saknas. Här är skogslandskapet så kraftigt fragmenterat att det oftast inte finns något utrymme för tjädrarna att flytta sin lekplats. Den befintliga tjäderleken är ofta en enskild lek separerad från andra tjäderlekar och bevarandet av lekplatsen och dess upptagningsområde blir då avgörande för den lokala tjäderpopulationens långsiktiga överlevnad.

6.3 Betydelsen av leken och dess storlek

När enstaka tjäderlekar försvinner tunnans nätverket av lekar ut i ett större område och lekpopulationerna kan bli isolerade, vilket är ett välkänt fenomen i centrala och södra Europa (Klaus et al. 1989; Müller 1990, Grimm & Storch 2000). Ett resultat av habitatförlust i södra Finland är att tjädertuppar utvidgar sina årliga hemområden för att kompensera för ökningen av olämpliga habitat (Gjerde & Wegge 1989, Storch 1993a, Edenius & Sjöberg 1997). I en studie av Wegge & Rolstad (1986) var storleken på tupparnas hemområde större om lekplatsens omgivning innehöll liten andel äldre skog. Antalet tuppar var fler ju större andel gammal skog som omgav leken.

Mäki-Petäys & Orell (2005) har undersökt de genetiska sambanden hos den finska tjäderstammen genom analys av spillning från olika lekplatser. Resultaten indikerar att det är

viktigt att behålla ett nätverk av sammanhängande lekplatser för att bibehålla den genetiska kvaliteten hos tjädern. Eftersom större lekar med flera tuppar attraherar fler honor än små lekar drar man också slutsatsen att lekens storlek är en viktig parameter för att behålla en genetisk variation (Mäki-Petäys & Orell 2005).

Opublicerade data från Finland när det gäller orre tyder på att om alfatupparna finns kvar blir det stabilare lekar med fler honbesök¹³. Det är till de stora lekarna som honorna söker sig om de har flera lekar att välja på inom sina hemområden. Det finns också studier som antyder att predationsrisken per capita är lägre på större lekplatser (Jacob Höglund i mejl). Om tätheten honor går ner så minskar även tätheten tuppar. Under en kritisk storlek börjar tupparna solitärspela. Hos orren verkar denna ligga på ca 1 hona/km² (Höglund & Stöhr 1998). Låg populationstäthet kan i sin tur bero på habitatfragmentering.

Orrar samlas inte alltid på lekplatser utan spelar ibland mer utspritt (genomsnittsavstånd på 600 – 1 100 m) (Höglund & Stöhr 1997). Orsakerna till detta mönster är inte fullständigt utredda, men de två viktigaste faktorerna är sannolikt låg orrtäthet och brist på lämpliga lekplatser. Mer "utsmetade" lekplatser och solitärt lekande tjäderindivider har rapporterats lokalt från Jönköpings län på senare år, vilket kan vara resultatet av ett förlopp som motsvarar orrens (Blank 2005). I Skåne bestod lekplatserna 2003 i 50 av 54 fall av endast 1–2 individer, övriga bestod av 3–4 fåglar (Dehlin 2003, Johansson 2015). En ökad andel solitärspelande tuppar indikerar således låg populationstäthet. Detta bekräftar att Skånes låga tjädertäthet sannolikt beror på fragmenteringseffekter. Minskningen av lekplatsers storlek och ökande andel solitärspelande tjädrar bör alltså kunna vara en viktig indikator på begynnande låg populationstäthet generellt i landet.

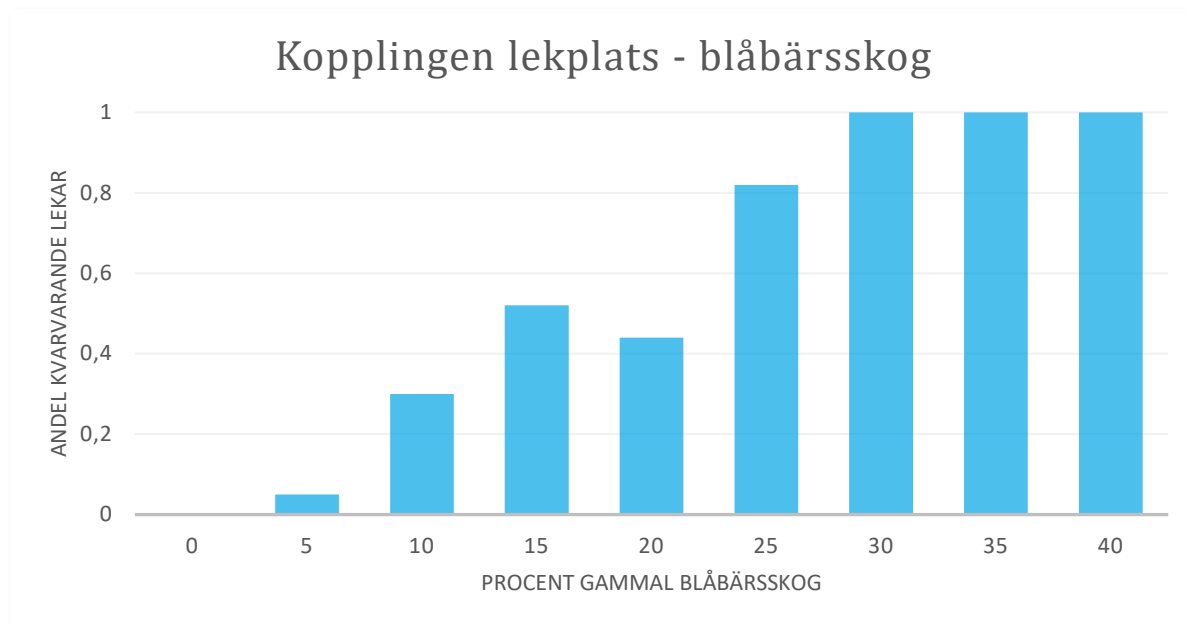
6.4 Blåbärrisets betydelse för lekplatsen

I Gregersen (2008) undersöktes 246 tjäderlekar i sydöstra Norge. Dessa lekar härstammade från 1980-talet och mellan 2003 och 2005 återbesöktes de för att undersöka kopplingen mellan kvarvarande lekar och deras storlek i relation till omgivande skogar. Kopplingen mellan äldre¹⁴ barrskog utan blåbär, äldre blåbärsskog, storlek på lekplats och huruvida lekplatsen fanns kvar eller inte undersöktes på både 0,3 km och 1 km avstånd från varje lekplats.

Resultatet visade att det fanns en stark koppling mellan sannolikheten för att lekplatsen skulle finnas kvar och andelen äldre blåbärsskog (Figur 27). Andelen kvarvarande blåbärsskog hade även en positiv inverkan på antalet kvarvarande tuppar. Något förvånande så hade andelen äldre skog i sig inte någon betydelse när effekten av blåbärriset tagits i beaktande. Detta betyder att det är blåbärskomponenten i skogen som är viktig för tjädern och inte åldern i sig (Gregersen 2008). Anledningen till att många andra undersökningar hittat en koppling mellan äldre skog och tjädertäthet förklaras med att dessa skogar även innehöll blåbär. Det är först när man separerar äldre skog (utan blåbär) och blåbärsskog som åldern inte längre har en signifikant betydelse.

¹³ Fördelningen av parningarna är mer jämlik på stora spel men alfatupparna är också mest framgångsrika här eftersom antalet parningar är oproportionerligt högre på stora spel. Alfatupparna kan monopolisera parningarna på små spel men här är också antalet parande honor lägre (Aalatalo *et al.* 1992).

¹⁴ Äldre barrskog definierades som skogar äldre än 60–70 år.



Figur 26 Sannolikheten för tjäderlekars kvarvarande i förhållande till andelen blåbärsskog inom 1 km (källa Gregersen 2008)

Tröskelvärde för att säkerställa lekplatsernas bevarande på lång sikt går vid ca 30 % kvarvarande blåbärsskog. Antal tuppar på lekplatsen ökade med mer än det dubbla då blåbärsskogen ökade från 20 % till 30 % (Gregersen 2008). Då blåbärsskogen utgör 20 % av upptagningsområdet så är sannolikheten för att en lekplats finns kvar ca 3,5 gånger högre än vid 10 % kvarvarande blåbärsskog. Tröskelvärde stämmer ganska väl med det som skotska studier (Baines 2004) visat, d.v.s. att häckningsframgången ökade med upp till 15-20 % täckningsgrad av blåbär, se 4.2.

Gregersen (2008) lyfter också fram att kalhyggesbruket har påverkat blåbärsriset negativt genom att skogarna dels blir för ljusa och torra på hyggena och att de trädplantager som växer upp blir för täta för att undervegetation med blåbärsris ska trivas vilket har en negativ påverkan på tjädertätheten.

6.5 Lek och ungskog

Tjäderlekar kan förekomma i yngre och nygallrad barrskog om förutsättningarna i övrigt är goda (Rolstad *et al.* 2007, Miettinen *et al.* 2005, Valkeajärvi *et al.* 2007, Winqvist 1998). Forskningsresultat som visar att tjädern kan leka i yngre skogar har fått stor uppmärksamhet. Gemensamt vid nyskapandet av dessa lekar verkar vara att det är områden som används av hönor för vinterbete och där yngre tuppar initierar lekplatserna, vilket bekräftades för fyra av åtta nybildade lekar (Rolstad *et al.* 2007). Man vet idag inte säkert under vilka förutsättningar tjädern bildar nya lekplatser, men för de få resultat som är publicerade gäller att åldern på den nygallrade skogen var mellan 35 och 50 år (26–60 år)¹⁵ med en timmervolym på 50–100 m³/ha (36–140 m³/ha). Antal stammar per hektar bör vara ca 700 – 1 000 (400 – 1 500) och höjden 7–12 meter. Dominerande trädslag var tall med 50–90 %. De nya lekplatserna inkluderade minst 50–60 ha av sammanhängande skogställe (Valkeajärvi *et al.* 2007, Saniga 2003). Andelen ungskog och hyggen var mindre än 30 % för de åtta lekplatser som undersöktes av Rolstad *et al.*

¹⁵ Siffrorna inom parentes anger intervallet för samtliga studier, medan siffrorna utan parentes är från Wegge 2007.

(2007). De nya lekarna var små (1–3 tuppar) och bestod huvudsakligen av ungtuppar. Lekplatsen med flest tuppar låg nära ett större område med äldre skog.

Att tjäderlekar kan förekomma i yngre och nygallrad skog finns även beskrivet långt tidigare. Till exempel vet man att tjädertillgången var god i trakterna kring Garpenberg på 30-talet, trots att skogarna till stor del bestod av 40-åriga gallringsskogar. Detta förklaras i Winquist (1988) av att ungskogarna till stor del var skiktade och "luckiga" och inte lika slutna som dagens ungskogar. Winquist (1988) drar också slutsatsen att det är tänkbart att uppväxande ungskogar redan i 40-års åldern kan erbjuda tjädern gynnsamma miljöer. Yngre barrskog, främst tallskog, kan bli acceptabel för tjäderlekar när skogen är sammanhängande, den har gallrats tillräckligt och blåbärsriset kommit tillbaka (Miettinen *et al.* 2008, Sirkiä *et al.* 2011).

Det finns anledning att inte vara alltför optimistisk i fråga om att nya lekplatser i yngre barrskog kan ersätta existerande tjäderlekar, vilket även Rolstad *et al.* (2007) framhåller. De nya lekplatserna är ofta mindre och domineras av ungtuppar. Vad nybildade lekplatser betyder för det genetiska urvalet vet vi väldigt lite om. Nya lekplatser kräver nygallrad, talldominerad ungskog med bibehållet bärristäckte, vilket det redan nu är brist på och bristen kommer framöver att bli ännu större, åtminstone i södra Sverige. Den norska studien (Rolstad *et al.* 2007) är gjord i områden med 50–90 % tall samt med relativt hög tjädertäthet (1,2–2 tjädrar/km² under våren). Denna täthet är upp till tio gånger högre än i södra Sverige (Tabell 2). Det bör alltså vara betydligt sämre förutsättningar för nybildning av lekplatser i södra Sverige. Det finns därmed all anledning att fortsättningsvis spara och ta hänsyn till existerande lekplatser i södra Sverige, även de som hyser ett mindre antal tuppar.

6.6 Tjäderhönornas spridning mellan lekplatser

Genom att förse 11 tuppar och 54 hönor med radiosändare kunde Hörnell-Willebrand (2012) mäta rörelser mellan sommar- och vinterområden hos tjädrar. Medelflyttningsavståndet för hönor i skog mellan sommar och vinterområden var 1,4 km. De hönor som rörde sig längst flyttade 6 kilometer.

Ungfåglar av tjäder har betydligt större spridningsbenägenhet jämfört med vuxna fåglar. Hönor flyttar också mer än unga tuppar. Det kan handla om förflyttningar på flera tiotals kilometer, vilket innebär att en lokal population kan fyllas på med unga fåglar varje år (Ekedahl 2005, Moss & Weir 1987, Schroth 1991). Revirstorleken hos adulta tuppar uppgår till drygt 50 ha, medan unga tuppar kan ha revir som är ca 100 ha (Gjerde & Wegge 1989). Hönornas revir är en fjärdedel av detta (ca 25 ha) (Gjerde & Wegge 1989). Enligt norska studier (Wegge 1985) är medelavståndet mellan grannhönors revir 445 meter.

Ortstroheten är stor hos tjäderhönorna och de återkommer normalt till samma område som de häckat tidigare år, ofta samma område som de tillbringat vintern i. Avstånden mellan lekplatsen där hönan parat sig och boet varierar mellan 600 meter och 7 km. De flesta boplatser ligger närmare hönans "egen" lekplats än andra lekplatser, men det finns undantag från detta. Hos orre och ripor lämnar unga hönor det område de fötts i och flyttar till ett vinterområde. Nästkommande sommaren flyttar de inte tillbaka till sitt ursprungsområde utan föder upp sina kycklingar i ett helt nytt område. Överlever de flera år så är det detta område de återkommer till från sitt vinterområde (Hörnells-Willebrand *et al.* 2012).

6.7 Sammanfattning

Tjäders lekplatser

- Det har länge funnits samband mellan äldre skogar och lekplatser. I senare undersökningar är detta samband inte lika tydligt vilket bland annat beror på frånvaron av äldre skog.
- Det finns fortfarande ett starkt samband mellan sammanhängande skogstäcke och lekplatser.
- Sammanhängande skogstäcke är en av de viktigaste parametrarna för att bibehålla en tjäderpopulation.
- Ett sammanhängande skogstäcke påverkar lekplatserna positivt upp till 3000 m från lekplatsen.
- Tjäders optimala biotop är äldre blåbärsskogar men i brist på stora sammanhängande områden med äldre skog väljer den istället den yngre skogen som finns i större sammanhängande områden.
- Det är viktigt att bibehålla ett nätverk av sammanhängande lekplatser för att upprätthålla den genetiska kvalitén hos tjädern.
- Tjädern har stora krav på sin lekplats och kan inte välja den slumpmässigt i landskapet. Lekplatsen i ett fragmenterat landskap blir därför viktig att bevara.
- Det är blåbärskomponenten i skogen som är viktig för tjädern, inte åldern i sig.
- Det krävs minst 30 % blåbärsskog inom 1 km för att säkerställa lekplatsens bevarande på lång sikt.
- Nya lekplatser kan under vissa förutsättningar bildas i talldominerade skogar som är ca 40 år eller äldre.

7. SKOGSBRUK I TJÄDERBIOTOPER

7.1 Inledning

Detta avsnitt sammanställer kunskapen gällande hur skogsbruk kan bedrivas i ett skogsområde med syftet att behålla och förstärka en befintlig tjäderpopulation. Sammanställningen är främst tänkt för södra Sverige, där landskapet är mer fragmenterat och populationen av tjäder är betydligt svagare än i norra delen av landet. Avsnittet appliceras på populationen i lekplatsens upptagningsområde (ca 1 km från lekplatsens centrum).

7.2 Tröskelvärde för antal stammar och krontäckning

En studie utfördes 1981–1987 i den 4 200 ha stora Varaldskogen i Norge i syfte att identifiera viktiga strukturella egenskaper, däribland krontäckning och antal stammar, för tjäders vinterhabitat (Gjerde 1991a).

Resultaten visade att tupparna föredrog barrblandskogar och undvek rena tallplanteringar, medan hönorna utnyttjade tallplanteringar i högre grad. Tupparna undvek vidare barrskog med stamtäthet under 500 stammar/ha (ca 40 % krontäckning) och över 1 000 stammar/ha (70–80 % krontäckning). De föredrog tätheter inom intervallet 750 – 1 000 stammar/ha. Hönorna undvek också barrskog under 500 stammar/ha, men för dessa fanns ingen statistisk signifikans för maximalt antal stammar/ha. Liknande minimitäthet har tidigare beskrivits för lekplatsmiljöer (Rolstad & Wegge 1987). Gjerde (1991) drog slutsatsen att fröträdställningar med 50–100 stammar/ha är för glesa för tjädern (se Figur 28). Istället bör det lämnas minst 500 stammar/ha och upprätthålla interna täthetsvariationer i bestånden (även med mindre luckor) samt tillåta graninblandning och undvika rena monokulturer. I tätare bestånd bör det finnas gallrade delar som innehåller färre än 1 000 stammar/ha.



Figur 27. Bilden till vänster visar ca 500 stammar/ha, vilket innebär omfattande skydd och ger bäst blåbärstäckning. Skogen till höger har en täthet av ca 100 stammar/ha och saknar såväl blåbärsris som skydd för tjädern.

7.3 Tröskelvärden och rekommendationer för skogens egenskaper

Som tidigare redovisats är det främst två egenskaper som höjer skogens attraktionsvärde för tjädern och som definierar en bra tjäderbiotop. Dessa är sammanhängande skogstäckning samt skogens strukturella egenskaper (blåbärsris, skiktning, markvegetation mm). Dessa egenskaper återfinns ofta i naturliga äldre skogar men kan även, under vissa förutsättningar, uppträda i yngre tallskogar från ca 40 år (Rolstad *et al* 2007), se även 6.5.

Vid skogsskötsel av tjäderbiotoper, där man vill säkerställa populationens bevarande på lång sikt så är ett nyanserat skogsbruk nödvändigt där ett antal parametrar behöver upprätthålla vissa tröskelvärden för att säkerställa skogen som lämplig tjäderbiotop. Denna kunskapssammanställning visar att dessa tröskelvärden är väl undersökta och kända för flera skogliga parametrar genom flera studier och analyser (Tabell 8).

Tabell 8 Kända tröskelvärden för tjäderbiotoper.

Parameter	Kända tröskelvärden	Referens
Krontäckning (Avsnitt 7.2)	Krontäckningen bör överstiga 40 % och understiga 80 % för att vara lämplig för tjädern. Den övre gränsen anger att skogen inte får vara för tät.	(Gjerde 1991a) (Sjöberg 1996) (Thingstad 2006)
Stamtäthet (Avsnitt 7.2)	Stamtäthet är kopplat till krontäckningen och är mycket viktig för att bestämma omfattningen av gallringsåtgärder. Den undre gränsen ligger mellan 400 (Wegge 1989) och 500 stammar per hektar (Gjerde 1991a) och beror på hur lämplig skogens struktur och skiktning är för övrigt. Den övre gränsen för att skogen inte ska vara för tät för tupparna är ca 1 000 stammar per hektar (Gjerde 1991a).	(Wegge 1989) (Gjerde 1991a) (Valkeajärvi <i>et al.</i> 2007)
Blåbär (Avsnitt 6.4)	Andelen blåbärstäckning bör ej understiga 20 % inom lekplatsens upptagningsområde. För att säkerställa lekplatsens långsiktiga bevarande krävs minst 30 % blåbärsskog.	(Gregersen 2008) (Baines 2004)
Kantzoner (Avsnitt 4.4)	Tröskelnivån på kantzon mot våtmark och sumpskog är satt till minst 20–30 meter. Vid mindre kantzoner riskeras uttorkningseffekter och försämrade födosöksmiljö för tjäderkycklingar.	(Hågvar 2004) (Atlegrim & Sjöberg 1993)

Nedanstående sammanställning (Tabell 9) visar parametrar där det saknas kända tröskelvärden, men där det finns rekommendationer. Sammanställningen visar att rekommendationerna kan skilja sig kraftigt vilket indikerar att de inte alltid baseras på direkta forskningsresultat utan i många fall handlar om författarnas egna förslag och tolkningar.

Tabell 9 Rekommendationer för skogliga parametrar i lämpliga tjäderhabitat. Referenser: **a:** Thingstad 2006; **b:** Rolstad & Wegge 2012; **c:** Søgne & Hårstad 2009; **d:** Metsu 2014; **e:** Rolstad & Andersen 2003; **f:** Blank et al. 2005; **g:** Persson 2008; **h:** Hjorth 1994; **i:** Sirkiä et al. 2011.

Parameter	Rekommendation
Lekcentrum	
Volym	150 m ³ /ha (c) 25 m ³ /ha på magra marker (d)
Sikt fältskikt	70–100 m (a,c)
0 – 500 m från lekcentrum	
Storlek hygge	Undvik hyggen >1 ha 0–300 m (a,c), 0–500 m (b) Undvik hyggen >4 ha 0–500 m (d)
Andel tjädervänlig mark	>60–75% (a,c,h) <20–25 % tjädervänlig innebär att tjädern försvinner (a,b,h)
Täthet	>500 träd/ha, vilket motsvarar 40 % krontäckning (a)
500 – 1 000m från lekcentrum	
Storlek hygge (ackumulerad areal från tidigare avverkningar)	Undvik hyggen >8 ha, maxbredd hygge 300 m (d) Undvik hyggen >20 ha inom 300 – 1 000 m (a)
Andel tjädervänlig mark	>40 % (a,h), varav gammal skog >20 % (h)
0 – 1 000m från lekcentrum	
Struktur	En flerskiktad skogsstruktur är en av de viktigaste parametrarna för tjädern. Underröjning ska undvikas vid skogsbruksåtgärder och kjolgranar och lövträd, speciellt asp, ska sparas (a,b,c,d,e,h)
Andel tjädervänlig mark	>50 % äldre eller gallrad skog i dagområde (c) <32–43 % tjäderovänlig mark (f,g,h) (för att behålla >3 tuppar)
0 – 3 000m från lekcentrum	
Andel tjädervänlig mark	50 % av skogen bör vara äldre än 40 år för att på ett effektivt sätt kunna sammanbinda flera lekplatser med varandra (i)
Gallringar	Variation i gallringarna, gallra inte allt på en gång (d) I syfte att etablera blåbärsris bör gallringar genomföras före det nya beståndet har slutit sig och "kvävt" fältskiktet (b) / innan nedersta grenarna tappat barren (e) / "tidigare än normalt" (d) Lämna frodiga växtplatser och impediment / tät skog som ger variation (c) / undervegetation ska sparas, speciellt smågranar, men kan tas bort fläckvis (c,d) Trädantalet efter gallring i ungskog bör vara 600–900 träd/ha, beroende på ljusställning i marknivå och typ av vegetation (e)
Kycklingmiljöer	Korridorer med äldre skog/blåbärsskog förbinds med närliggande myr och sumpskog (som är viktiga kycklingbiotoper) (b,c,e) Skapa skiktade kantzoner med utvecklat risskikt (e)

7.4 Skogsskötsel på landskapsnivå

För att behålla en livskraftig stam av tjäder på lång sikt krävs flera sammanlänkade lekplatser/populationer. Uppgifterna om antalet lekplatser som behöver vara sammanlänkade varierar mellan 3-4 (Saniga 2003) och 4-5 (Hjorth 1994). Detta kräver alltså en skoglig strategi och planering för storleksordningen tusen hektar eller mer. En sådan planering saknas idag och frånvaron av en svensk strategi för att gynna tjädern på landskapsnivå har missgynnat arten, särskilt i södra Sverige.

Sentida tjäderrapporter poängterar ofta betydelsen av just planering på landskapsnivå med avseende på tjäder. Enligt Sirkiä *et al.* (2011) är det viktigt att betrakta tjäderlekplatser som stora enheter. I synnerhet i områden som drabbats av betydande habitatförlust så är det områdeskvaliteten inom 3000-meters radie från leken som är viktig. I Miettinen *et al.* (2009) dras slutsatsen att speciellt för södra Finland behövs en förvaltning av tjäderns livsmiljöer på storskalig nivå för att omfatta lämpliga områden som är tillräckligt stora för tjädern och för att bevara tillgången på tallskogar. Man rekommenderar längre rotationstider och hyggesfritt skogsbruk som lämpliga metoder för att genomföra detta. Införandet av alternativa gallringsmetoder som syftar till att öka skiktningen skulle förbättra tjäderhabitatet med flera miljoner hektar i Finland (Miettinen *et al.* 2009).

Hyggesfritt skogsbruk gynnar den landskapsekologiska planeringen och innebär att tjäderns krav på sammanlänkat skogstäckte uppfylls över större områden (Miettinen *et al.* 2009, Sirkiä *et al.* 2011, Kvasnes 2007). En landskapsekologisk planering med fokus på tjädern är extra viktig i södra Sverige, där tjädertätheten är låg och där lekplatserna i princip alltid ligger mer eller mindre isolerade från varandra. En skogsstrategi på landskapsnivå skulle även gynna många andra skogslevande arter. I praktiken innebär detta en prioritering av arbetet med grön infrastruktur i södra Sverige.

7.5 Skogsskötsel på lokal nivå

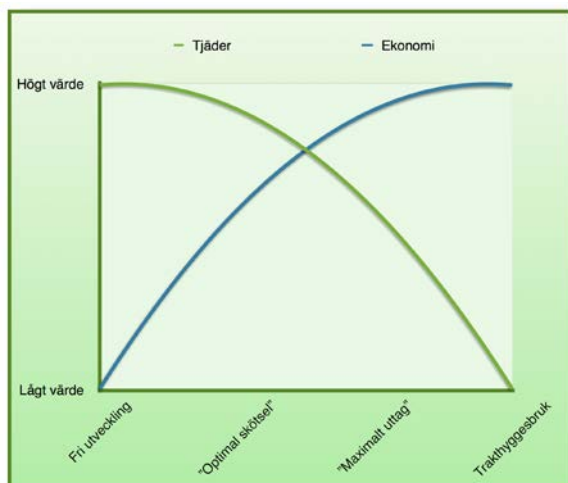
Vid skötsel av den lokala tjäderpopulationen, vilket ofta är just området inom 1 km kring lekplatsen, behöver man bestämma i vilken omfattning skogsbruket ska bedrivas. Detta måste sedan vägas mot vilken täthet av tjäder som ska upprätthållas. Man vet idag relativt väl både vilka biotoper som är optimala för tjädern och vilka som den kan acceptera. Gallring av täta skogar kommer alltid att gynna tjädern medan all ökning av skogsareal i åldern 0–40 år kommer att missgynna den (se 6.1). Informationen om de kända tröskelvärdena (se 7.3) används för att ge två exempel på olika typer av skogsskötsel beroende på hur skogsbruket ska vägas relativt vilken täthet av tjäder man vill upprätthålla: "Optimal skötsel" samt "Maximalt uttag", Figur 29.

"Optimal skötsel":

Skötsel med antagandet att skogen ska brukas och ge en ekonomisk avkastning men med främsta fokus på att höja områdets attraktionsvärde för tjädern. Ger ofta en mindre population än att avsätta skogen för fri utveckling vilket på sikt ger en naturskog, men vid beaktande av egenskaperna i Tabell 8 så behöver denna skillnad inte bli speciellt stor.

"Maximalt uttag":

Skötsel där den ekonomiska avkastningen ska maximeras men med kriteriet att tjäderpopulationen ska finnas kvar i området på lång sikt. Kommer troligen att ge en lägre täthet av tjäder än vid "Optimal skötsel", speciellt om större hyggen uppkommer.



Figur 28. Illustration av att summan av det ekonomiska och biologiska värdet inte är konstant. Det maximeras istället när skogen brukas, om det inte sker med hyggesbruk. Bilden visar också att tjäderpopulationen inte minskar särskilt mycket vid ett måttligt uttag av skog och att förutsättningarna för tjäder snabbt förbättras om man frångår hyggesbruk.

Tabell 10 visar två nivåer av hänsyn baserat på de tröskelvärden för skogliga parametrar som man har visat gäller för tjädern. Hänsynen kan sedan delas upp i ytterligare nivåer, till exempel hänsyn för lekplatsens närområde, området 0–500 m från lekplatsen, området 500–1000 m från lekplatsen eller området inom 3 km från lekplatsen. När det gäller exakta nivåer för dessa områden är det svårare att direkt referera till forskningsresultat.

Tabell 10 Värden för skogliga parametrar vid två olika nivåer av virkesuttag.

Parameter	"Optimal skötsel"	"Maximalt uttag"
Krontäckning	50-80 %	40-80 %
Stamtäthet	500-800 stammar/ha	400-1000 stammar/ha
Blåbär	> 30 % blåbärstäckning	>20 % blåbärstäckning
Struktur	Hyggesfritt skogsbruk (uttag 20-40 % per gång).	Undvik förröjning, lämna grupper av kjolgranar och smågranar.
Kantzoner	Tröskelnivån på kantzon mot våtmark och sumpskog bör vara minst 25 m.	Tröskelnivån på kantzon mot våtmark och sumpskog bör vara minst 20 m.
Hyggen	<p>0-500 m från lekplats: Inga luckor större än 0,5 ha.</p> <p>Lekplatsen lämnas orörd minst 100 m från centrum.</p> <p>Inga skogsbruksåtgärder under våren inom 500 m från lekplatsen.</p> <p>500-1000 m från lekplats: Inga luckor större än 0,5 ha.</p>	<p>0-500 m från lekplats: Hyggen max 1 ha. Eftersträva hyggesfritt skogsbruk. Maximera återstående stamtäthet.</p> <p>Lekplatsen lämnas orörd minst 100 m från centrum.</p> <p>Inga skogsbruksåtgärder under våren inom 500 m från lekplatsen.</p> <p>500-1000 m från lekplats: Hyggen max 8 ha. Minst 50 % äldre, skiktad skog. < 30 % tjäderovänlig mark.</p>

7.6 Hyggesfritt skogsbruk

7.6.1 Skogens skiktning

Skogsmarkens skiktning brukar delas in i bottenskikt (mossor), fältskikt (gräs, ris och örter), buskskikt (<5 m) och trädsikt. I samband med skogsskötsel brukar man med avseende på trädens höjdsiktning beskriva skogen som enskiktad om alla träd är ungefär lika höga och det finns ett tydligt krontak. Tvåskiktad skog innebär två olika bestånd med varsitt krontak, tydligt avgränsade i höjdded, vilket är en vanlig övergångsfas i trakthyggesbruket. Fullskiktad skog innebär träd i alla höjder blandade med varandra, utan tydligt krontak t.ex. en naturlig granskog, där det kontinuerligt fyller på med ny föryngring underifrån och inga tydliga skikt utbildas. Flerskiktad skog är t.ex. en brandpräglad tallskog, där nytt skikt tillkommer efter varje brand.

Generellt kan sägas att det inte är skogens skiktning i sig som är betydelsefull för tjädern utan det skydd den ger i form av krontäckning (från rovfåglar) och buskskikt (från rovdäggdjur) samt tillgången till föda. Enskiktade och tvåskiktade skogar kan således fungera som tjäderbiotop under förutsättning att egenskaperna i kapitel 7.3 uppfylls. Ett karaktärsdrag hos fullskiktade

skogar är att träden och plantorna är mycket ojämnt fördelade över arealen. Detta gör att blädningsskog alltid upplevs som luckig och gruppställd. Där finns fläckar med alla träd- och plantstorlekar representerade, men också små, homogena trädgrupper och även helt tomma fläckar med större luckor (Lundqvist *et al.* 2009). I fullskiktade skogar är således förutsättningar för tjädern redan uppfyllda varför dessa är att föredra ur tjädersynpunkt.

7.6.2 Bedömning av hyggesfria metoder i tjäderbiotoper

Skogsstyrelsen inkluderar både skärmställning och luckhuggning i "hyggesfritt", d.v.s. två förnyngningsmetoder inom trakthyggesbruket (Bengtsson & Rosell 2012)¹⁶. Metoderna inom hyggesfritt skogsbruk har gemensamt att marken alltid är skogbevuxen och att inga stora kalytor tas upp (Bengtsson & Rosell 2012). Skötseln av hyggesfritt anpassas så att skogen kan generera en uthållig avkastning och lönsamhet samt att fördelarna med skogens naturliga växtsätt utnyttjas (Fagerberg 2010). Skillnader mellan tre av de vanligaste hyggesfria metoderna är att blädning fokuserar på att underhålla den skiktning/diameterfördelning som ger högst volymtillväxt. Hyggesfrimetoden "naturkultur" fokuserar på att friställa de träd som kan ge högst värdetillväxt. Den tredje metoden "naturnära skogsskötsel" fokuserar på att minimera kostsamma skötselinsatser och att efterlikna naturliga beståndsdynamiker (Fagerberg 2010). I denna sammanställning har vi slagit ihop dessa tre olika varianter av hyggesfri blädning.

Överhållen skärm

Överhållen skärm innebär att beståndet successivt utglesas under en längre tidsperiod (20–40 år). Metoden bör kunna hänföras till de hyggesfria metoderna under förutsättning att minst 20–50 skärmträd per hektar får stå kvar som "evighetsträd" i det nya beståndet. Det är viktigt att inte vänta med utglesning av tallskärmarna för länge, då tallförnyringen annars riskerar att tyna bort om krontäcket är för tätt. Bränning är positivt. Syftet är framförallt att behålla trädkontinuiteten, vilket gynnar många mykorrhizabildande svampar. Metoden är främst aktuell för tall (Bengtsson & Rosell 2012). I Fångåmon i västra Jämtland pågår försök med högskärm av tall, där syftet är att undersöka om högskärm av tall kombinerat med markbehandling är ett sätt att bedriva hyggesfritt skogsbruk i tallskogar där man inte vill bryta kontinuiteten av tall. Försöket kommer att besvara bl.a. frågan om förnyring och inväxningen av tall blir tillräcklig, samt hur tillväxten är hos skärmträden (Oleskog *et al.* 2008).

Bedömning: Den successiva utglesning som metoden innebär gör att krontäckningen till slut blir för gles för tjädern. En utglesning i luckor skulle kunna fungera, men det blir då i praktiken en form av luckhuggning (se nedan).

Fröträdsställningar

Fröträdsställningar görs främst för tall. Normalt rekommenderas 50–150 fröträd per hektar någorlunda jämnt fördelade över förnyngningsarealen. Det högre stamantalet gäller för bestånd med högre ståndortsindex (över T24) samt på frostkänslig mark. Om fröträdsantalet är högre än 150 per hektar är det inte praktiskt möjligt att åstadkomma en bra markberedning, varför så täta fröträdsställningar sällan är aktuella. En fröträdsställning av tall har normalt en förnyringstid från förnyngningsavverkning till fröträdsavveckling på ca 10 år (Karlsson *et al.* 2009).

Bedömning: Fröträdsställningar på 150 träd innebär för låg krontäckning och kommer inte att fungera som metod i tjäderbiotoper (se avsnitt 7.2). Dessutom gör den korta förnyringstiden att skogstäckets inte blir tillräckligt för tjädern.

¹⁶ Naturskyddsföreningen anser däremot att skärmställning inte kan ingå i "hyggesfritt skogsbruk", eftersom huvuddelen av virkesskörden sker vid ett tillfälle och resultatet är en enskiktad ungskog.

Luckhuggning

Luckhuggning bygger på principen att luckor med 20–50 m diameter tas upp och att man efterhand förstör luckorna tills de "växer ihop" (Bengtsson & Rosell 2012). Vid luckhuggning bör man glesa ut kantskogen runt luckan genom att ta bort de största träden. Då minskar rotkonkurrensen från trädbeståndet runt luckan och underväxten har bättre förutsättningar att klara sig även i utkanten av luckan. Luckor med skarpa gränser i tät skog bör undvikas. Större luckor ger större möjlighet att få föryngring av ljusälskande trädslag som tall och lövträd. Luckor kan vid behov tas upp på ytor där det utförs blädning för att ljuskrävande trädslag som tall och björk ska förnyas bättre. Merparten av tallens ståndorter lämpar sig för skogsvårdsmetoder där trädbeståndet sköts med återkommande luckhuggning. Metoden rekommenderas enbart i skogar som nått gagnvirkesdimension (Äijälä 2014). Det tar lång tid innan hela ytan har föryngrats och en del av trädbeståndet hinner bli mycket gammalt innan dess.

Ett kretslopp med luckhuggning kan omfatta tre avverkningar. Vid samtliga är arealen för de nya luckorna omkring en tredjedel av hela ytans areal. Vid den första avverkningen görs luckornas diameter ca 40 meter. I glesa tallbestånd på karga ståndorter bör luckorna vara mindre. Den andra avverkningen görs när det finns plantor i luckorna. Luckorna utvidgas samtidigt som nya tas upp. Vid tredje omgången avverkas resten av mellanområdet, men naturhänsyn lämnas. Lämnade träd fungerar i början också som fröträd. Det område som avverkadades vid den första luckhuggningen gallras samtidigt, om det finns behov av det. Om man vid gallringen låter naturliga trädgrupper vara kvar stärks skogens skiktning. Vid luckhuggning undviks underväxtröjning. Underväxten bildar buskage som ger djuren skydd, föda och boplatser. De är speciellt viktiga för skogshöns (Äijälä 2014). Mycket få äldre försök finns med luckhuggning i Sverige, men yngre försök har gjorts. Schackmönstrad luckhuggning i tall finns beskrivet i Borgstrand (2014).

Bedömning: Luckhuggning för tall måste göras så att tillräcklig krontäckning uppnås och luckorna blir så pass små att det är acceptabelt för tjädern. Viktigt för tjädern är också att den uppväxande tallen bör ha nått tillräcklig höjd på 6–7 meter innan nya luckor tas upp.

Blädning

Blädning är en gallring där skogen efter avverkning är fullskiktad. En fullskiktad skog har träd i alla storleksklasser, från små plantor till stora träd, i alla delar av skogen, och det finns alltid fler små än stora träd. Blädningsbruk förutsätter skuggfördragande trädslag, vilket i Sverige innebär granskog. Vid blädning ska man behålla skiktningen i beståndet och inte försöka gynna föryngringen utan vårda trädskiktet, bibehålla ett stort virkesförråd jämnt fördelat över arealen, undvika att skapa eller utvidga luckor och alltid använda samma stickvägar. När det gäller kraven på virkesförråd varierar det med boniteten och med intervallet mellan blädningarna. Eftersom virkesförrådets förändring vid blädningsbruk ska följa ett sågtandsmönster över tiden krävs ett större utgångsförråd om man har långa intervaller (20–25 år) än om man har korta (5–10 år), trots att man kan ha ett något lägre virkesförråd efter blädning om man har längre intervall. Sammantaget gör allt detta att blädningsintervallet bör vara högst 15 år på goda marker (G28 och över), 20 år på medelgoda marker (G18–G26) och 30 år på svaga marker (G16 och lägre). Avverkningen koncentreras till de större träden som är grövre än 25–30 cm i brösthöjd (Lundqvist *et al.* 2009).

Bedömning: Blädning fungerar väl för gran i samband med att luckor tas upp för tall och lövträd för att utveckla en blandskog.

Slutsats: En framgångsrik skötsel av de inre delarna 0–500 meter av en tjäderleks upptagningsområde skulle kunna fungera väl genom en kombination av luckhuggning av tall och blädning av gran. Finska rekommendationer i lekplatsområden anger att vid skogsföryngring i lekplatsområden kan man använda luckhuggning eller öppna smala tegar så att det mellan

luckorna och tegarna finns skogsbestånd som duger som spelplatser. Följande avverkning görs först när föregående luckor eller tegar vuxit upp till klenare gallringsskog. Även blädning kan fungera för att trygga ett tillräckligt krontäcke och lämpligt skydd utan att skogen är för tät. För att trygga en lokal tjäderstam krävs ofta en planering som sträcker sig över flera skogsbestånd och ofta även över flera skogsfastigheter (Äijälä 2014).

Tabell 11 Olika skogsbruksmetoders skiktning samt deras respektive påverkan på tjädern.

Antal trädsikt	1	2	3	Full	Bedömning
Trakthyggesbruk	X				Negativt med hyggen >1 ha, avsaknad av skiktning
Överhållen skärm	X	X			Krävs 40 % krontäckning eller ca 400 stammar
Fröträdställning	X	X			Krävs 40 % krontäckning eller ca 400 stammar
Luckhuggning	X	X			Alternativ för tallföryngring i tjäderbiotoper. Luckor max 0,5 ha
Blädning		X	X	X	Alternativ för granföryngring i skiktade tjäderbiotoper. Uppfyller krav på krontäckning och skiktning.



Figur 29. Exempel på hyggesfritt skogsbruk där tallarna har glesats ut genom att man plockat ut tall och skapat nya luckor där tallföryngring kan ske. Skogen står kvar tätare runtomkring och skydd av undervegetation samt smågranar gör att tjädern klarar detta ingrepp. Även större delen av blåbärsriset återstår.

7.6.3 Ekonomiska konsekvenser vid hyggesfritt skogsbruk

Ofta ger hyggesfritt skogsbruk, även kallat kontinuitetsskogsbruk, bättre förutsättningar än trakthyggesbruket för att bibehålla en livskraftig population av tjäder (se 6.1). Med hyggesfritt skogsbruk går det att uppfylla tjäderns krav på krontäckning, stamtäthet, sammanhängande skogstäcke och struktur, vilket gör det till en lämplig metod för skogsbruk i tjäderområden.

Regler för avverkningsformer finns i 10 § Skogsvårdslagen (SvL) med tillhörande föreskrifter och allmänna råd. Enligt denna paragraf får inte virkesförrådet understiga en viss nivå. En del rapporter visar att de optimala virkesförråden för att generera högsta ekonomiska avkastning vid hyggesfritt skogsbruk är betydligt lägre än kraven i 10 § SvL, vilket kan innebära problem att utföra ekonomiskt lönsamt hyggesfritt skogsbruk i Sverige. Lagtexten i 10 § SvL innehåller emellertid möjlighet till undantag från grundregeln om avverkningen syftar till att bevara naturvärden (Bengtsson & Rosell 2012). Vid hyggesfritt skogsbruk intill tjäderlekplatser borde därför dispens vara möjlig. I Finland har en ny version av [skogslagen](#) getts ut 2014, vilken innebär att man lättare ska kunna bedriva hyggesfria metoder i större skala.

Skillnaden i ekonomisk avkastning mellan hyggesfritt skogsbruk och trakthyggesbruk har undersökts i flera rapporter, men med mycket skiftande resultat. Enligt Wikström (2008) blev nuvärdet för blädning i allmänhet lägre än för trakthyggesbruk om kraven på kvarvarande virkesförråd enligt 10 § SVL skulle uppfyllas. Enligt [Södra](#) skulle en övergång till hyggesfritt skogsbruk istället för trakthyggesbruk medföra en minskad avkastning med 40 %. Södra rekommenderar ändå hyggesfritt skogsbruk i fullskiktade skogar.

I ett svenskt examensarbete (Udd & Rowell 2013) gjordes en jämförelse av ekonomin mellan hyggesfritt skogsbruk och trakthyggesbruk. Hyggesfritt fick högre nettonuvärde vid alla testade räntor och författarna drog därvid slutsatsen att det är högst troligt att all flerskiktad granskog i Sverige bör skötas med hyggesfritt skogsbruk för att uppnå högsta ekonomiska lönsamhet. Detta resultat är inte överensstämmande med Wikström (2008), men däremot med några finska studier från senare år (Pukkala *et al.* 2010, Tahvonen *et al.* 2010). Pukkala *et al.* (2010) undersökte vilken metod som ger bäst ekonomisk avkastning och resultatet är att hyggesfritt skogsbruk ger överlägset bättre ekonomi än trakthyggesbruket. I undersökningen har man utgått från en skiktad tall- eller granskog, men studien gav inget svar på hur en redan enskiktad skog bör skötas för att ge maximal ekonomisk avkastning. Tahvonen *et al.* (2010) kom till samma slutsats då man undersökte hur flerskiktade bestånd av norsk gran bör skötas. Även där är hyggesfria metoder överlägsna trakthyggesbruket vad gäller ekonomisk avkastning.

Laiho *et al.* (2011) sammanställde fältexperiment i finska skiktade skogar från 1930-talet fram till idag. Resultatet visade att hyggesfritt skogsbruk ger bättre ekonomisk avkastning än trakthyggesbruk. Övriga fördelar med det hyggesfria alternativet är blåbärstäckning, struktur och kollagring, vilket gör att man betraktar denna metod som överlägsen trakthyggesbruket.

Någon närmare analys av de ekonomiska konsekvenserna vid hyggesfritt skogsbruk avhandlas inte i den här rapporten, men ovanstående referenser kan sammanfattas med att mer forskning behövs på området och att de ekonomiska konsekvenserna av hyggesfritt skogsbruk beror på en mängd olika antaganden och förutsättningar som behöver hanteras från fall till fall. Det är därför svårt att säga något om den ekonomiska konsekvensen i det generella fallet. Det bör dock observeras att flera av de senare rapporterna på området indikerar att hyggesfritt skogsbruk ger en högre ekonomisk avkastning än traditionellt trakthyggesbruk när det gäller fullskiktade skogar, särskilt om undantag från kraven i 10 § SvL får göras.

7.7 Referenslista för skötsel av tjäderbiotoper

Det finns en relativt stor mängd med skötsel förslag för tjädern, främst från Norge och Finland men även från övriga Europa. En sammanställning av dessa (Tabell 12) visar att rekommendationerna kan skilja sig, vilket indikerar att de inte alltid baseras på direkta forskningsresultat utan i många fall handlar om författarnas egna förslag och tolkningar. Ett exempel på variationen i skötsel förslag är rekommendationen för största hyggesstorleken ett par hundra meter från lekplatsen. Den anges till fyra hektar i en finsk bok om tjädern och till max en hektar i en norsk rapport. Ett annat exempel är hur stor buffertzonen mot skogsbruksåtgärder under lekperioden ska vara. Detta område varierar från 300 m från lekplatsen till 1 km från lekplatsen.

Skötsel förslagen visar på olika sätt att i praktiken försöka uppfylla parametrarna i 7.3. Hur dessa ska uppfyllas beror på en mängd olika egenskaper hos den befintliga skogen som till exempel lekplatsens storlek, placering i landskapet och tidigare avverkningar. Exakt hur tröskelvärdena för dessa parametrar ska uppnås får avgöras från fall till fall.

Tabell 12 Referenser till skötsel förslag för tjäderskog samt länk till aktuell hemsida.

Skötsel förslag för tjäderbiotoper och lekplatser
Thingstad, P.G. 2006. <i>Sårbarhetsanalys Björkåsen. Storfugl og hogst</i> . NTNU Vitenskapsmuseet, Zoologisk notat 2006, 3: 1–35. https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/272049
Rolstad, J. & Wegge, P. 2012. <i>Storfugl – en gammelskogsart?</i> Skog 1/12: 36–39. http://www.skogoglandskap.no/filearchive/storfugl_en_gammelskogart.pdf
Søgnen, S.M. & Hårstad, G.O. 2009. Skogshøns og skogbruk - Aktuelle hensyn og tiltak. Skogsbrukets kursinstitutt, SKI-Veileder nr. 3: Skogshøns og skogbruk. http://www.skogshons.no/index.cfm
Anon. 2014. <i>Metso havumetsien lintu</i> . Suomen riistakeskus (endast i bokform på finska). 152 pp.
Rolstad, E. & Andersen, J. 2003. <i>Storfugløkologi og skogbehandling</i> . Norsk institutt for skogforskning. http://docplayer.me/7983527-Storfuglokologi-og-skogbehandling.html
Hjorth I. 1994. <i>Tjädern. En skogsfågel</i> . Skogsstyrelsen, Jönköping, Sverige. 182 pp.

7.8 Sammanfattning

Skogsbruk i tjäderbiotoper

- Sammanhängande skogstäcke och skogens strukturella egenskaper är de viktigaste parametrarna för att höja skogens attraktionsvärde för tjädern.
- Tjäders accepterade tröskelvärden för flera skogliga parametrar är väl kända (krontäckning, stamtäthet, blåbärstäckning).
- Hyggesfritt skogsbruk är en lämplig metod för att bruka skog där tjäder förekommer.
- Hyggesfritt skogsbruk kan i en del fall ge högre ekonomisk avkastning än trakthyggesbruk när det gäller skiktade skogar.
- För att bibehålla en livskraftig stam av tjäder krävs minst 3–5 sammanlänkade lekplatser. Frånvaron av en sådan strategi har missgynnat tjädern i södra Sverige.
- En landskapsekologisk planering är extra viktig i södra Sverige där lekplatserna ofta ligger isolerade från varandra. I praktiken bör detta innebära en prioritering av arbetet med grön infrastruktur med fokus på tjäder.
- Det finns en stor mängd skötsel förslag för tjäderområden som inte alltid överensstämmer.

8. VINDKRAFT OCH TJÄDER

8.1 Rekommendationer om vindkraft och tjäder

Vindkraftens påverkan på tjädern berörs endast översiktligt. Vi återger de rekommendationer som ges av myndigheter och organisationer samt redovisar ett urval av undersökningar.

SOF-Birdlife skriver i sin [vindkraftspolicy](#) att: *"Spelplatser med många tuppar förknippas med gammelskog där generellt habitatskydd ska gälla, men tjädern förekommer även i mer ensartade skogar. Skyddszonen runt större spelplatser (minst 5 tuppar) ska uppgå till 1 000 m. Lokalt/regionalt i södra Sverige, där tjädern är fåtalig, bör även mindre spelplatser skyddas. Vistelseplatser för hönor och kycklingar, sankstråk med blåbärsris, har visat sig ha avgörande betydelse för ungarnas överlevnad och måste därmed också värnas."*

Vindval är ett forskningsprojekt mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket och syftar till att finna svar om vindkraftens påverkan på människor, natur och miljö. I Vindvals syntesrapport *"Vindkraftens effekter på fåglar och fladdermöss"* ([Rydell et al. 2011](#)) står under generella rekommendationer: *"Spelplatser omfattande många tuppar bör skyddas. Vi kan dock inte bedöma effekten av vindkraftutbyggnad på dessa arter, men vi föreslår av försiktighetsskäl skyddszoner kring större och betydelsefulla spelplatser. Det är viktigt att känna till att skogshönsen normalt uppvisar stora svängningar i antal från år till år. Bedömningar om påverkan på bestånden måste därför grundas på mätningar över flera år."* Vidare konstateras att: *"Det finns generellt ett behov av bättre kunskap om betydelsen av störningar vid lekplatser för tjäder och orre. Mer specifikt behöver vi veta om vindkraftverk påverkar lek- och häckningsframgång."*

I [Vindvals lägesrapport från 2015](#) (Olsson et al. 2015) finns en intervju med Martin Green, en av huvudförfattarna bakom den syntesrapporten. Green är kritisk till att ange generella skyddsavstånd till lekplatser för tjäder när det gäller vindkraftsetableringar (men inte när det gäller andra former av exploatering, såsom skogsbruk). Han är också kritisk till att ett specifikt antal tuppar krävs för skyddsavstånd till tjäderspelplatser, eftersom antalet tuppar kan variera och spelen inte sker vid en fixerad geografisk punkt, liksom att *"spel med över fem tuppar ska skyddas"*, vilket är svårt att omsätta i praktiken. Då tjädern är mycket mer sparsam i södra Sverige har spelplatser där ett högre regionalt skyddsvärde. Green förespråkar att uppgifter från kontrollprogram som omfattar tjäder bör analyseras för att försöka utläsa hur tjädern påverkas av vindkraftsetablering.

I den nya syntesrapporten från Vindval 2017 (Rydell et al. 2017) föreslås en reviderad strategi. Skyddszoner för enbart spelplatser och enbart i förhållande till vindkraft, dessutom med osäkra storlekskriterier när det gäller antalet spelande tuppar, bedöms knappast gagna tjäderns (eller orrens) bevarandestatus. Istället föreslås ökat fokus på arternas livsmiljöer, även i vindkraftsammanhang. Med livsmiljöer avses både lekplatser, miljöer där hönorna föder upp ungar samt miljöer där vuxna skogshöns spenderar övriga delar av året. Sådana miljöer bör i och i anslutning till vindkraftparker i skogsmiljö skötas på ett sätt som gynnar skogshöns. Villkor om sådan skogsskötsel skulle kunna kopplas till tillståndsgivning på samma sätt som exempelvis skyddsavstånd kopplas till tillståndsgivande idag och man rekommenderar att befintliga instruktioner om lämplig skogsskötsel för livsmiljöer för tjäder (och orre) används. Dessa finns i Skogsstyrelsens *"Vägledningar för hänsyn till fåglar"* samt i en skarpare version föreslagen av [SOF-BirdLife](#).

8.2 Undersökningar om vindkraft och tjäder

Det vetenskapliga underlaget är i dagsläget för litet för att säkerställa vindkraftens undanträngande effekt på tjädern. Vid en studie i Spanien fann man betydligt färre spår av tjäder efter byggnationen än före (Gonzalez et al. 2016). Enstaka och tämligen odetaljerade studier i Sverige visar inte på någon uppenbar påverkan (EKOM AB 2013). Vid en vindkraftsanläggning i

[Jämtland](#) undersöktes tjäderförekomsten före och efter byggnation och driftsättning (2006/2007 respektive 2010/2011). Resultaten visade negativ utveckling av tjädertätheten, men som så ofta vid analys av kontrollprogram är det svårt att utesluta andra faktorer än just påverkan från vindkraftparken. Avståndet mellan tjäderområdet och vindkraftverken var 0,5–1 km (Falkdalen *et al.* 2013).

Tabell 13 visar exempel på undersökningar som gjorts inför sökta vindkraftsetableringar. De föreslagna skyddsområdena har en stor spridning från <100 meter till 1 km från tjäderlekplatser. I flera av fallen diskuteras skogsbrukets påverkan i relation till vindkraften. Osäkerhet kring skogsbrukets hänsyn och avsaknad av tydliga rekommendationer av skyddsavstånd kan vara orsaken till dessa spridda resultat.

Tabell 13 Sex exempel på undersökningar som gjorts inför sökta vindkraftsetableringar.

	Svenljunga	Alingsås	Sala
Beställare	Gothia Vind	NV Nordisk Vindkraft	VKS Vindkraft Sverige
Inventering	Ja	Ja	Ja
Konsult	Calluna	Enetjärn Natur	Calluna
Antal verk	17	15	16
Antal tuppar	Framgår ej	3 tuppar	3 tuppar
Skyddsavstånd	2 verk <100 m, övriga 300–700 m	500 m	200 m
Referens	Ruddock (2007) ¹⁷	-	SOF-BirdLife
	Mark	Tanum	Tranemo/Gislaved
Beställare	Triventus	Tanums kommun	Vattenfall Vindkraft
Inventering	Ja	Ja	Ja
Konsult	Ekologigruppen	Biodivers	Ottvall
Antal verk	12–16	14	13
Antal tuppar	1–4 tuppar	7–8 tuppar	7 tuppar
Skyddsavstånd	500–800 meter	1 km	300 meter
Referens	SOF-BirdLife	SOF-BirdLife, Langston & Pullan (2003) ¹⁸	Egen bedömning

8.3 Vägledande domar om tjäder och vindkraft

Mark- och miljööverdomstolen gav i en [vägledande dom](#) 21 december 2016 stöd för att tjädern måste visas god hänsyn vid vindkraftsetablering och gjorde flera avväganden som är av stort intresse för liknande fall. Domstolen konstaterade t.ex. att en oberoende inventering kan komplettera miljökonsekvensbeskrivningen samt att uppföljning av hur en art påverkas av en vindkraftsetablering inte är detsamma som att vidta försiktighetsmått. Vidare angav mark- och miljööverdomstolen att tjädern anses särskilt störningskänslig på lekplatsen och

¹⁷ Ruddock (2007) har sammanställt flera studier kring störningsavstånd för bland annat tjäder.

För statiska störningar (som inte flyttar på sig) rekommenderas ett skyddsavstånd på 100–750 meter.

¹⁸ Enligt Langston & Pullan (2003) bedöms skogshöns vara en av de fågelgrupper som är särskilt känsliga för vindkraftsetableringar. I Skottland har man gjort en känslighetskarta för fåglar som ett verktyg för planering vid byggande av vindkraftverk (Bright *et al.* 2008). Vid framtagandet av dessa känslighetskartor har tjäder och nattskärna blivit placerade i den känsligaste gruppen.

Naturvårdsverket rekommenderar en skyddszon på 1 km mellan vindkraftverk och större tjäderlekar (fler än 5 tjädertuppar). Aktuell lekplats ligger med sitt centrum mellan 150–750 m från de närmsta planerade verksplatserna och ca 25 ha av området inom 500 meter från lekplatsen avverkningsanmäldes efter att mark- och miljööverdomstolens beslut fattats. Detta beroende på att lekplatsen inte rapporterats in på Artportalen och därmed inte blev känd för Skogsstyrelsen. Detta är mycket olyckligt och tydliggör betydelsen av att konsulter föreskrivs att rapportera förekomst av särskilt naturvårdsintressanta arter till berörda myndigheter.

8.4 Kommande rapporter som berör tjädern och vindkraft

Ett pågående projekt inom projektet Vindval är *"Hur påverkas tjäderns beteende av vindkraftsanläggningar – en internationell jämförelse"*. Projektet är ett internationellt samarbete där målet i den utländska delen är att värdera riskerna kopplade till vindkraft för den i Centraleuropa hotade tjädern. Det svenska projektet ska märka och inventera tjäder i områden i Sverige där vindkraft är aktuell och kommer att baseras på data från ett sammanhängande skogslandskap där tjädern inte är hotad. Projektrapporteringen är satt till 21 december 2017.

8.5 Slutsatser och rekommendationer

- De nya rekommendationerna i Vindvals syntesrapport (2017) innebär ett ökat fokus på livsmiljöerna i lekplatsens upptagningsområde, inklusive kycklingmiljöer. Detta innebär att skogsbruket måste inkluderas. Det är helt nödvändigt att samma förutsättningar gäller i förhållande till artskyddsförordningen för såväl vindkraft som skogsbruk (och övrig exploatering). Ett uppenbart hinder för detta är emellertid att markägaren/skogsbrukaren ofta inte är direkt inblandad i vindkraftsprövningen.
- Vi efterlyser en ökad likhet i bedömningarna bland naturvårdskonsulter när det gäller skyddsavstånd till lekplatser. Vår undersökning visar att bedömningen kring detta varierar högst påtagligt. Vindvals, SOF-BirdLifes och Naturvårdsverkets rekommendationer bör användas vid dessa bedömningar.
- Den habitatmodellering som utförts för tjäder i Västra Götalands län, Jönköping län och Kolmården (Thulin 2016) bör göras tillgänglig för konsulter och myndigheter vid bedömningen om en vindkraftsetablering krockar med viktiga tjäderhabitat. Habitatmodelleringen används idag operativt endast vad vi känner till av Länsstyrelsen i Jönköpings län.
- Det är angeläget att även övriga länsstyrelser i södra Sverige tar initiativ till habitatmodellering för tjäder. Förutom i vindkraftsplanering är de även användbara vid skogsbruksplanering och planering av grön infrastruktur.
- Vindvals syntesrapport (2017) visar tydliga brister i kontrollprogram för vindkraftparker. Bättre upplagda undersökningar behövs för bedömning av vindkraftens effekter på skogshöns.

8.6 Sammanfattning

Vindkraft och tjäder

- I den nya syntesrapporten från Vindval (Rydell *et al.* 2017) bedöms skyddszoner för enbart spelplatser och enbart i förhållande till vindkraft, inte vara tillräckligt. Istället föreslås ökat fokus på tjäderns livsmiljöer. Med livsmiljöer menas både lekplatser, miljöer där hönorna föder upp ungar samt miljöer där vuxna skogshöns spenderar övriga delar av året. Dessa bör i anslutning till vindkraftparker skötas på ett sätt som gynnar skogshöns.
- Villkor om skogsskötsel skulle kunna kopplas till tillståndsgivning på samma sätt som exempelvis skyddsavstånd kopplas till tillståndsgivande idag, men då krävs att markägaren/skogsbrukaren blir juridiskt bunden till tillståndsbeslutet. Rekommendationer om lämplig hänsyn har presenterats av Skogsstyrelsen och SOF-BirdLife.
- Det vetenskapliga underlaget är i dagsläget för litet för att säkerställa vindkraftens undanträngande effekt på tjädern.
- Vi efterlyser en ökad likhet i bedömningarna bland naturvårdskonsulter när det gäller skyddsavstånd till lekplatser. Vår stickprovsundersökning visar att bedömningen kring detta varierar högst påtagligt. Vindvals, SOF-BirdLifes och Naturvårdsverkets rekommendationer bör användas vid dessa bedömningar.
- Vindvals syntesrapport (2017) visar tydliga brister i kontrollprogram för vindkraftparker. Bättre upplagda undersökningar behövs för bedömning av vindkraftens effekter på skogshöns.

9. REFERENSLISTA

- Aalatalo, R.V., Höglund, J., Lundberg, A. & Sutherland, W.J. 1992. *Evolution of black grouse leks: female preferences benefit males in larger leks*. Behavioral Ecology 3: 53–59.
- Almqvist, K. & Edlund, J. 2006. *Inventering av tjäder i Norrköpings kommun 1993–2006*. Tekniska kontoret, Norrköpings kommun. Natur i Norrköping 1:07.
- Andrén, H. 1992. *Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: A landscape perspective*. Ecology 73: 794–804.
- Andrén, H. 1994. *Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review*. Oikos 71: 355–366.
- Andrén, H., Angelstam, P., Lindström, E., Widén, P. 1985. *Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment*. Oikos 45: 273–277.
- Angelstam, P. 1983. *Population dynamics of tetraonids, especially the black grouse Tetrao tetrix L. in boreal forests*. PhD thesis, Uppsala Universitet.
- Anon. 2014. *Metso havumetsien lintu*. Suomen riistakeskus (book about the capercaillie, in Finnish). 152 pp.
- Aronsson, N. (red.). 2009. *Fågelatlas över Göteborg med kranskommuner*. Fåglar på Västkusten, suppl. 34. Göteborgs Ornitologiska Förening.
- Atlegrimm, O., Sjöberg, K. & Åberg, U. 1993. *Sumpskogskanter och tjäderkycklingar*. Skogsakta nr. 14.
- Baines, D., Moss, R. & Dugan, D. 2004. *Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance*. Journal of Applied Ecology 41: 59–71.
- Bengtsson, K. & Green, M. 2013. *Skånes Fågelatlas*. Skånes Ornitologiska Förening.
- Bengtsson, L., Rosell, S. 2012. *Kunskapssammanställning och bedömningsgrunder för hyggesfritt skogsbruk*. Skogsstyrelsen. 55 pp.
- Bevanger, K. & Lindström, E.R. 1995. *Distributional history of the European badger Meles meles in Scandinavia during the 20th century*. Annales Zoologici Fennici 32: 5–9.
- Björvall, A. 2010. *Däggdjur i Sverige*. Bonnier fakta.
- Blank, H. 2005. *Tjädern i Jönköpings län*. Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2005:11.
- Borchchevski, V.G., Hjeljord, O., Wegge, P. & Sivkov, A.V. 2003. *Does fragmentation by logging reduce grouse reproductive success in boreal forests?* Wildlife Biology 9: 275 –282.
- Borgstrand, E. 2014. *Plantors och träds tillväxt efter schackrutehuggning och i konventionellt trakthyggesbruk*. Examensarbete, avancerad nivå, A2E. Institutionen för skogens ekologi och skötsel, SLU, Umeå.
- Bright, J.A., Langston, R.W., Bullman, R., Evans, R.J., Gardner, S. & Pearce-Higgins, J. (2008) *Map of bird sensitivities to wind farms in Scotland: A tool to aid planning and conservation*. – Biological Conservation 141: 2342-2356.

- Byholm, P., Ranta, E., Kaitala, V., Lindén, H., Saurola, P. & Wikman, M. 2002. *Resource availability and goshawk offspring sex ratio variation: A large-scale ecological phenomenon*. Journal of Animal Ecology 71: 994–1001.
- Byholm P., Saurola P., Lindén H., Wikman M.. 2003. *Causes of dispersal in northern goshawks in Finland*. The Auk 120(3): 706–716.
- Børset, E. & Krafft, A. 1973. *Black grouse and capercaillie brood habitats in a Norwegian spruce forest*. Oikos 24: 1–7.
- Dahlgren, J. & Fridman, J. 2012. *Här trivs blåbär och lingon bäst*. Skog och mark – om tillståndet i svensk landmiljö. Naturvårdsverket.
- Dehlin, L. 2003. *Skogshönsen i Skåne. Ett försök till kartläggning genomförd år 2002*. Anser 2/03. Skånes Ornitologiska Förening.
- Edenius, L. & Sjöberg, K. 1997. *Distribution of birds in natural landscape mosaics of old-growth forests in northern Sweden: relations to habitat area and landscape context*. Ecography 20: 425–431.
- Eggers, S. & Low, M. 2014. *Differential demographic responses of sympatric Parids to vegetation management in boreal forest*. Forest Ecology and Management 319: 169–175.
- Ekedahl, F. 2005. *Migration patterns and habitat characteristics of capercaillie (Tetrao urogallus L.) in the mountain region of northern Sweden*. Examensarbete 20 hp. Institutionen för ekologi, Sveriges Lantbruksuniversitetet, SLU, Umeå.
- EKOM AB. 2013. *Kontrollprogram fåglar Stor-Rotlidens vindkraftspark. Slutrapport 2009–2012*.
- Elmhagen, B. 2003. *Interference Competition between Arctic and Red Foxes*. Doctoral dissertation, Department of Zoology, Stockholm University, Sweden.
- Elmhagen, B., Pasanen-Mortensen, M. & Cousins, S. 2015. *Där lodjur finns minskar rödräven*. Våra rovdjur 2/2015: 4–6.
- Elmhagen, B. 2007. *Varg och lodjur håller räven i schack*. Våra rovdjur 1/2007: 4–7.
- Elmhagen, B., Kindberg, J. & Hellström, P. 2015. *A boreal invasion in response to climate change? Range shifts and community effects in the borderland between forest and tundra*. AMBIO 44 (Suppl. 1): 39–50.
- Eriksson, A, Kardell, L. & Ingelög, T. 1979. *Bilberry, lingonberry, raspberry. Occurrence and production in Sweden 1974–1977*. Avdelningen för landskapsvård, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. 124 pp.
- Essen, P-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. *Boreal forests*. Ecological Bulletins 46: 16–47.
- Fagerberg, N. 2010. *Hållbart familjeskogsbruk – powerpointpresentation*. Institutionen för skog och träteknik, Linnéuniversitetet.
- Falkdalen, U., Falkdalen-Lindahl, L. & Nygård, T. 2013. *Fågelundersökning vid Storruns vindkraftsanläggning, Jämtland*. Naturvårdsverket, Rapport 6574.
- Fischer, I. & Storch, I. 1999. *Capercaillie and woodpeckers in Alpine forests: Which is the better indicator species?* In: Lindén, H., Hele, P., Jokimäki, J. & Wikman, M. (Eds.). *Proceedings of the 8th International Symposium on Grouse* (p. 27). World Pheasant Association, Exning, United Kingdom.

- Forslund, M. 2003. *Fågelfaunan i olika skogsmiljöer – en studie på beståndsnivå*. Skogsstyrelsen, Rapport 2/2003.
- Fries C., Bergquist J., Wikström P. 2015. Lägsta ålder för föryngringsavverkning (LÅF) – en analys av följderna av att sänka åldrarna i norra Sverige till samma nivå som i södra Sverige. Rapport 6: 2015 Skogsstyrelsen
- Gjerde, I. 1991a. *Cues in winter habitat selection by Capercaillie. I. Habitat characteristics*. *Ornis Scand.* 22: 197–204.
- Gjerde, I. 1991b. *Cues in winter habitat selection by Capercaillie. II. Experimental evidence*. *Ornis Scand.* 22: 205–212.
- Gjerde, I. 1991c. *Winter ecology of a dimorphic herbivore: temporal and spatial relationships and habitat selection of male and female capercaillie*. PhD thesis, Universitetet. Bergen, Norway.
- Gjerde, I. & Wegge, P. 1989. *Spacing pattern habitat use and survival of Capercaillie in a fragmented winter habitat*. *Ornis Scand.* 20: 219–225.
- Gonzalez, M.A., García-Tejero, S., Wengert, E. & Fuertes, B. 2016. *Severe decline in Cantabrian Capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus* habitat use after construction of a wind farm*. *Bird Conservation International* 26: 256–261.
- Green, M., Haas, F. & Lindström, Å. 2016. *Monitoring population changes of birds in Sweden. Annual report for 2015*. Department of Biology, Lund University. 88 pp.
- Green, M., Haas, F. & Lindström, Å. 2017. *Monitoring population changes of birds in Sweden. Annual report for 2016*. Department of Biology, Lund University. 84 pp.
- Green, M., Lindström, Å., Ottvall, R. & Widenfalk, O. 2011. *Skogsbruket och skogens fåglar – nationella och regionala trender i Sverige med fokus på perioden 1998–2010*. Lunds universitet och Skogforsk.
- Gregersen, F. & Gregersen, H. 2009. *Ongoing population decline and range contraction in Norwegian forest grouse*. *Ornis Norvegica* 32: 179–189.
- Gregersen, H. & Gregersen, F. 2008. *Old bilberry forest increases likelihood of Capercaillie *Tetrao Urogallus* lek occupancy in Southern Norway*. *Ornis Norvegica* 31: 105–115.
- Griesser, M., Nystrand, M., Eggers, S. & Ekman, J. 2007. *Impact of forestry practices on fitness correlates and population productivity in an open-nesting bird species*. *Conservation Biology* 21: 767–774.
- Grimm, V. & Storch, I. 2000. *Minimum viable population size of capercaillie (*Tetrao urogallus*): results from a stochastic model*. *Wildlife Biology* 6: 219–225.
- Haila, Y., Hanski, I.K. & Raivio, S. 1989. *Methodology for studying the minimum habitat requirements of forest birds*. *Ann. Zool. Fennici* 26: 173–180.
- Hallingbäck, T. (red.). 2013. *Naturvårdsarter*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Hanski, I. 1991. *Single-species metapopulation dynamics. Concept models and observations*. *Biological Journal of Linnean Society* 42: 17–38.
- Helldin, J-O. 2000. *Population trends and harvest management of pine marten *Martes martes* in Scandinavia*. *Wildlife Biology* 6: 111–120.

- Helldin, J-O. 2004. *Lodjurspredation på räv – och dess sekundära effekter på bytespopulationerna. Slutrapport för projektet finansierat av Naturvårdsverkets viltforskningsmedel*. Institutionen för naturvårdsbiologi, Grimsö forskningsstation, SLU.
- Helle, T., Helle, P., Lindén, H. & Kilpelä, S.S. 1989. *Stand characteristics of capercaillie lekking sites in northern Finland*. Suomen Riista 35: 26–35 (in Finnish with English summary).
- Helle, T., Taskinen, E., Lindén, H. & Hokka, P. 1987. *Tetraonid habitats and forestry*. Suomen Riista 34: 77–95 (in Finnish with English summary).
- Helle, P., Helle, T. & Lindén, H. 1994. *Capercaillie (Tetrao urogallus) lekking sites in fragmented Finnish forest landscape*. Scand. J. Forest Res. 9: 386–396.
- Hellenberg, J. & Johansson, C. 2014. *Inventering av tjäderlekplatser i Härryda, Mölndal och Partille kommuner 2011–2014*. LONA-projekt Mölndals kommun.
- Henttonen, H. 1989. *Does an increase in the rodent and predator densities, resulting from modern forestry, contribute to the long-term decline in Finnish tetraonids?* Suomen Riista 35: 83–90 (in Finnish with English summary).
- Hannon, S.J. & Martin, K. 2006. *Ecology of juvenile grouse during the transition to adulthood*. Journal of Zoology 269: 422–433.
- Henden, J-A., Ims, R.A., Yoccoz, N.G., Hellström, P. & Angerbjörn, A. 2009. *Strength of asymmetric competition between predators in food webs ruled by fluctuating prey: The case of foxes in tundra*. Oikos 119: 27–34.
- Hjorth I. 1994. *Tjädern. En skogsfågel*. Skogsstyrelsen, Jönköping, Sweden. 182 pp.
- Hågvar, S., Nygaard, P. & Bækken, B.T. 2004. *Retention of forest strips for bird-life adjacent to water and bogs in Norway: effect of different widths and habitat variables*. Scandinavian Journal of Forest Research 19: 452–465.
- Höglund, J. & Stöhr, S. 1997. *Evolution of mate-choice copying – a dynamic model*. Animal Behaviour 55: 893–903.
- Höglund, J. & Stöhr, S. 1998. *A non-lekking population of black grouse Tetrao tetrix*. J. Avian Biol. 28: 184–187.
- Hörnell-Willebrand, M. 2012. *Tjädern i Sverige – Utvärdering och analys av insamlad data*. Projektrapport Viltvårdsfondens forskningsprojekt, Naturvårdsverket.
- Hörnell-Willebrand, M., Willebrand, T. and Smith, A. 2012. *Seasonal movements and dispersal patterns: implications for recruitment and management of Willow Ptarmigan (Lagopus lagopus)*. Manuscript under revision, Oikos.
- Hörnfeldt, B., Löfgren, O. & Carlsson, B-G. 1986. *Cycles in voles and small game in relation to variations in plant production indices in Northern Sweden*. Oecologia 68: 496–502.
- Hörnfeldt, B., Hipkiss, T. & Eklund, U. 2001. *Juvenile sex ratio in relation to breeding success in Capercaillie Tetrao urogallus and Black Grouse T. tetrix*. Ibis 143: 627-631
- Hörnfeldt, B., Hipkiss, T. & Eklund, U. 2005. *Fading out of vole and predator cycles?* Proceedings of the Royal Society B 272: 2045–2049.

- Ims, R.A. & Fuglei, E. 2005. *Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change*. *BioScience* 55: 311–322.
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. *Determinants of lemming outbreaks*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108: 1970–1974.
- Jahren, T. 2012. *Nest predation in capercaillie and black grouse – increased losses to red fox and pine marten*. Master Thesis at Faculty of Applied Ecology and Agricultural Sciences, Hedmark University College, Norway.
- Johansson, J. 2015. *Tjäderskogar och orrmyrar – ett landskapsperspektiv på Nordskånes skogsbygd*. LONA-projekt 2013–2014.
- Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J., von Stedingk, H., 2013. Environmental considerations from legislation and certification in managed forest stands: a review of their importance for biodiversity. *For. Ecol. Manage.* 303, 98–112.
- Kardell, L. & Eriksson, L. 2011. *Blåbärs- och lingonrisets återhämtning 30 år efter kalavverkning och markberedning 1977–2010*. Sveriges lantbruksuniversitet, Rapport 112.
- Karlsson, C., Sikström, U., Örlander, G., Hannerz, M. & Hånell, B. 2009. *Naturlig förnygring av tall och gran*. Skogsskötselserien nr. 4, Skogsstyrelsen.
- Kausrud, K.L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J.O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhøy, T. & Stenseth, N.C. 2008. *Linking climate change to lemming cycles*. *Nature* 456: 93–97.
- Kastdalen, L. 1986. *Food selection in capercaillie and black grouse chicks in south-east Norway*. Unpublished master thesis, University of Oslo, Norway.
- Kastdalen, L. & Wegge, P. 1985. *Animal food in capercaillie and black grouse chicks in south east Norway – a preliminary report*. In: Lovel, T. & Hudson, P. (Eds.). *Proceedings of the 3rd International Symposium on Grouse* (pp. 499–513). World Pheasant Association, Exning, United Kingdom.
- Kastdalen, L. & Wegge, P. 1989. *Why and when do capercaillie chicks die? Preliminary results based on radio-instrumented broods in south-east Norway*. In: Lovel, T. & Hudson, P. (Eds.). *Proceedings of the 3rd International Symposium on Grouse* (pp. 65–76). World Pheasant Association, Exning, United Kingdom.
- Kauhala, K. & Helle, P. 2002. *The impact of predator abundance on grouse populations in Finland – a study based on wildlife monitoring counts*. *Ornis Fennica* 79: 14–25.
- Kjellander, P. & Nordström, J. 2003. *Cyclic voles, prey switching in red fox, and roe deer dynamics – a test of the alternative prey hypothesis*. *Oikos* 101: 338–344.
- Klaus, S., Andreev, A.V., Bergmann, H-H., Müller, F., Porkert, J. & Wiesner, J. 1989. *Die Auerhühner*. Die Neue Brehm-Bücherei. Band 86. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, Germany (in German).
- Kouki, J. & Väänänen, A. 2000. *Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along isolation gradient of protected areas in eastern Finland*. *Ornis Fennica* 77: 145–154.
- Kurki, S. & Lindén, H. 1995. *Forest fragmentation due to agriculture affects the reproductive success of the ground-nesting black grouse *Tetrao tetrix**. *Ecography* 18: 109–113.
- Kurki, S., Helle, P., Lindén, H. & Nikula, A. 1997. *Breeding success of capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales*. *Oikos* 79: 301–310.

- Kurki, S., Helle, P., Lindén, H. & Nikula, A. 2000. *Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests*. Ecology 81: 1985–1997.
- Kvasnes, M.A.J. & Storaas, T. 2007. *Effects of harvesting regime on food availability and cover from predators in capercaillie (Tetrao urogallus) brood habitats*. Scand. J. Forest Res. 22: 241–247.
- Laiho, O., Lahde, E. & Pukkala, T. 2011. *Uneven- vs even-aged management in Finnish boreal forests*. Forestry 84: 547–556.
- Lakka, J. & Kouki, J. 2009. *Patterns of field layer invertebrates in successional stages of managed boreal forest: Implications for the declining Capercaillie Tetrao urogallus L. population*. Forest Ecology and Management 257: 600–607.
- Langston, R.H.W. & Pullan, J.D. (2003) *Windfarms and birds: an analysis of the effect of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues*. – Council of Europe T-PVS/Inf (2003)
- Lindén, H. 1981a. *Estimation of juvenile mortality in the capercaillie, Tetrao urogallus and the black grouse, Tetrao tetrix from indirect evidence*. Finnish Game Research 39: 35–51.
- Lindén, H. 1981b. *Growth rates and early energy requirements of captive juvenile capercaillie*. Finnish Game Research 39: 53–67.
- Lindén, H. (ed). 2002. *Metsäkanalintutkimuksia: Metsäkanalintukannat*. Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi (In Finnish).
- Lindén, H. & Rajala, P. 1981. *Fluctuations and long-term trends in the relative densities of tetraoid populations in Finland 1964–1977*. Finnish Game Research 39: 13–34.
- Lindén, H. & Wikman, M. 1983. *Goshawk predation on tetraonids: availability of prey and diet of the predator in the breeding season*. J. Anim. Ecol. 52: 953–968.
- Lindén, H. & Pasanen, J. 1987. *Capercaillie leks are threatened by forest fragmentation*. Suomen Riista 34: 66–76 (in Finnish with English summary).
- Lindström, E.R. 2001. *Rovdjurens liv och roll i nordisk natur*. Settern, Örskelljunga.
- Lindström, E.R. & Hörnfeldt, B. 1994. *Vole cycles, snow depth and fox predation*. Oikos 70: 156–160.
- Lindström E.R., Widen, P., Angelstam, P. & Andrén, H. 1987. *Do predators synchronize vole and grouse fluctuations? An experiment*. Oikos 48: 121–124.
- Lundqvist, L., Cedergren, J. & Eliasson, L. 2009. *Blädningsbruk*. Skogsskötselserien nr. 11, Skogsstyrelsen.
- Marcström, V., Kenward, R.E. & Engren, E. 1988. *The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study*. J. Anim. Ecol. 57: 859–872.
- Marcström, V., Kenward, R.E. & Karlbom, M. 1990. *Duvhöken och dess plats i naturen*. Trycksaker, Norrköping, Sweden.
- Marcström, V., Keith, L.B., Engren, E. & Cary, J.R. 1989. *Demographic responses of arctic hares (Lepus timidus) to experimental reduction of red foxes (vulpes vulpes) and martens (martes martes)*. Canadian Journal of Zoology 67: 658–668.

- Miettinen, P., Helle, P. & Nikula, A. 2005. *Lek area characteristics of capercaillie (Tetrao urogallus) in eastern Finland as analysed from satellite-based forest inventory data*. Scandinavian Journal of Forest Research 20(4): 358–369,
- Miettinen, P., Helle, P., Nikula, A. & Niemälä, P. 2008. *Large-scale landscape composition and Capercaillie density in Finland*. Ann. Zool. Fennici 45: 161–173.
- Miettinen, P., Helle, P., Nikula, A. & Niemälä, P. 2009. *Changes in landscape scale habitat selection of Capercaillie in managed north-boreal forest*. Silva Fennica 43(4): 595–608.
- Moss, R. 1986. *Rain, breeding success and distribution of Capercaillie Tetrao urogallus and Black Grouse Tetrao tetrix in Scotland*. Ibis 128(1): 65–72.
- Moss, R., Picozzi, N., Summers, R.W. & Baines, D. 2000. *Capercaillie Tetrao urogallus in Scotland – demography of a declining population*. Ibis 142(2): 259–267.
- Moss, R. & Weir, D.N. 1987. *Demography of Capercaillie Tetrao urogallus in north-east Scotland UK. III. Production and recruitment of young*. Ornis Scandinavica 18(2): 141–145.
- Müller, F. 1990. *Habitat linking – A means of saving remnant grouse population in Central Europe*. 4th International Grouse Symposium, September 1987, Lam, West Germany.
- Müller, J., Bütler, R., 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. Eur. J. For. Res. 129, 981–992.
- Mäki-Petäys, H. & Orell, M. 2005. *Conservation of genetic biodiversity in a changing landscape with special reference to capercaillie in Finland*. In: Jalkanen, A. & Nygren, P. (Eds.). *Sustainable use of renewable natural resources – from principles to practices*. University of Helsinki Department of Forest Ecology Publications 34, Helsinki, Finland.
- Nilsson, P., Cory, N. & Dahlgren, J. 2011. *Skogsdata 2011. Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från Riksskogstaxeringen. Tema: Fält- och bottenkiktsvegetation i Sveriges skogar*. Institutionen för skoglig resurshushållning, Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå.
- Nilsson, S.G. 1979a. *Effect of forest management on the breeding bird community in southern Sweden*. Biol. Conserv. 16: 135–143.
- Nilsson, S.G. 1979b. *Density and species richness of some forest bird communities in south Sweden*. Oikos 33: 392–401.
- Nilsson, S.G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J.M., Linder, P., et al., 2002. *Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests*. For. Ecol. Manage. 161, 189–204.
- Oleskog, G., Nilsson, K. & Wikberg, P-E. 2008. *Kontinuitetsskogar och kontinuitetsskogsbruk. Slutrapport för delprojekt Skötsel – hyggesfritt skogsbruk*. Skogsstyrelsen, Rapport 22/2008.
- Olsson, K., Grip, K., Hammar, L. & Nilsson, A. 2015. *Vindkraft och miljö. Vindvals lägesrapport 2015*. Naturvårdsverket.
- Ottvall, R., Edenius, L., Elmberg, J., Engström, H., Green, M., Holmqvist, N., Lindström, Å., Tjernberg, M. & Pärt, T. 2008. *Populationstrender för fågelarter som häckar i Sverige*. Naturvårdsverket, Rapport 5813.

- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, S., Tjernberg, M. 2012. *Fåglarna i Sverige – antal och förekomst*. Sveriges Ornitologiska Förening, Halmstad.
- Pakkala, T., Pellikka, J. & Lindén, H. 2003. *Capercaillie Tetrao urogallus – a good candidate for an umbrella species in taiga forests*. Wildl. Biol. 9: 309–316.
- Persson, T. 2008. *Tjädern och skogsbruket – Effekter av skogsbruket på tjäderlekplatser i norra Skaraborg*. Högskolan i Skövde, Rapport 2008:18.
- Picozzi, N., Moss, R. & Kortland, K. 1999. *Diet and survival of capercaillie Tetrao urogallus chicks in Scotland*. Wildl. Biol. 5: 11–23.
- Pulliainen, E., Lindgren, E. & Tunkkari, P.S. 1995. *Influence of food availability and reproductive status on the diet and body condition of the European lynx in Finland*. Acta Theriol. 40(2): 181–196.
- Pukkala, T., Lähde, E. & Laiho, O. 2010. *Optimizing the structure and management of uneven-sized stands of Finland*. Forestry 83(2).
- Rajala, P. 1974. *The structure and reproduction of Finnish populations of capercaillie, Tetrao urogallus, and black grouse, Lyrurus tetrix, on the basis of late summer census data from 1963–66*. Finnish Game Research 35: 1–51.
- Ram, D., Axelsson, A.L., Green, M., Smith, H.G. & 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.
- Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J-P. (Eds.). 2000. *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa* (English summary: *Changes in the frequency and abundance of forest and mire plants in Finland since 1950*). Tammi, Helsinki, Finland.
- Roberge, J-M. & Angelstam, P. 2004. *Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool*. Conservation Biology 18(1): 76–85.
- Rodem, B., Wegge, P., Spitsø, T., Bøkseth, O.K. & Barikmo, J. 1984. *Biotopvalg hos storfuglkull*. In: Myrberget, S. (red.). *Skogsfuglprosjektet 1980–84*. Viltrapport 36: 53–59.
- Rolstad, E. & Andersen, J. 2003. *Storfugløkologi og skogbehandling*. Norsk institutt for skogforskning, Ås, Norge.
- Rolstad, J. 1988. *Autumn habitat of Capercaillie in southeastern Norway*. J. Wildlife Man. 52(4): 747–753.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1987a. *Distribution and size of capercaillie leks in relation to old forest fragmentation*. Oecologia 72: 389–394.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1987b. *Habitat characteristics of Capercaillie Tetrao urogallus display grounds in southeastern Norway*. Holarctic Ecology 10: 219–229.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1989a. *Effects of logging on Capercaillie Tetrao urogallus leks. II. Cutting experiments in southeastern Norway*. Scand. J. Forest Res. 4: 11–17.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1989b. *Effects of logging on Capercaillie Tetrao urogallus leks. III. Extinction and recolonization on lek populations in relation to clearfelling and fragmentation of old forest*. Scand. J. Forest Res. 4: 129–135.

- Rolstad, J. & Wegge, P. 2012. *Storflugl – en gammelskogsart?* Skog 1/12: 36–39.
- Rolstad, J., Rolstad, E., Wegge, P., 2007. *Capercaillie Tetrao urogallus lek formation in young forest.* Wildlife Biol. 13 (Suppl. 1): 59–67.
- Ruddock, M. & Whitfield, D. 2007. A review of disturbance distances in selected bird species. A report from Natural Research (Projects) Ltd to Scottish Natural Heritage. 181pp.
- Rydell, J., Ottvall, R., Pettersson, S. & Green, M. 2017. *Uppdatering av syntesrapporten Vindkraftens effekter på fåglar och fladdermöss – inklusive en sammanställning av resultat från svenska kontrollprogram om påverkan från vindkraft på fåglar och fladdermöss.* Naturvårdsverket, Rapport 6740.
- Saniga, M. 2002. *Nest loss and chick mortality in capercaillie (Tetrao urogallus) and hazel grouse (Bonasa bonasia) in west carpathians.* Folia Zool. 51(3): 205–214.
- Saniga, M. 2003. *Ecology of the capercaillie and forest management in relation to its protection in the West Carpathians.* Journal of Forest Science 49(5): 229–239.
- Schroth, K-E. 1991. *Survival, movements and habitat selection of released Capercaillie in the north-east Black Forest in 1984–89.* Ornis Scandinavica 22(3): 249–254.
- Siffczyk, C., Brotons, L., Kangas, K. & Orell, M. 2003. *Home range size of willow tits: a response to winter habitat loss.* Oecologia 136: 635–642.
- Sirkiä, S. 2010. *Effects of large-scale human land use on Capercaillie (Tetrao urogallus L.) populations in Finland.* Academic dissertation, Helsinki University, Finland.
- Sirkiä, S., Helle, P., Lindén, H., Nikula, A., Norrdahl, K., Suorsa, P. & Valkeajärvi, P. 2010a. *Persistence of Capercaillie (Tetrao urogallus) lekking areas depends on forest cover and fine-grain fragmentation of boreal forest landscapes.* Ornis Fennica 88:14–29.
- Sirkiä, S., Lindén, A., Helle, P., Nikula, A., Knape, J. & Lindén, H. 2010b. *Are the declining trends in forest grouse populations due to changes in the forest age structure? A case study of Capercaillie in Finland.* Biological Conservation 143: 1540–1548.
- Sirkiä, S., Pellikka, J. & Lindén, H. 2010c. *Balancing the needs of capercaillie (Tetrao urogallus) and moose (Alces alces) in large-scale human land use.* Eur. J. Wildl. Res. 56: 249–260.
- Sirkiä, S., Nikula, A., Helle, P., Lindén, H., Norrdahl, K., Suorsa, P. & Valkeajärvi, P. 2011. *Contemporary mature forest cover does not explain the persistence of capercaillie lekking areas in Finland.* Ornis Fennica 88: 208–216.
- Sirkiä, S., Lehtomäki, J., Lindén, H., Tomppo, E. & Moilanen, A. 2012. *Defining spatial priorities for capercaillie Tetrao urogallus lekking landscape conservation in south-central Finland.* Wildlife Biology 18(4): 337–353.
- Shimmings, P. & Øien, I.J. 2015. *Bestandsestimater for norske hekkefugler.* Nork Ornitologisk Förening. Rapport 2-2015. 268 pp.
- Sjöberg, K. 1996. *Modern forestry and the capercaillie.* In: Degraaf, R.M. & Miller, R.I. (Eds.). *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes* (pp. 111–140). Chapman & Hall.
- Skog og landskap. 2008. *Resultatkontroll skogbruk/miljø – Rapport 2007. Oppdragsrapport 14/2008.* Norsk institutt for skog og landskap, Ås, Norway.

- Smedshaug, C.A., Selås, V., Lund, S.E. & Sonerud, G.A. 1999. *The effect of a natural reduction of red fox (*Vulpes vulpes*) on small game hunting bags in Norway*. Wildl. Biol. 5(3): 157–166.
- Sonerud, G. 1985. *Brood movements in grouse and waders as defence against winstay search in their predators*. Oikos 44: 287–300.
- Spidsø, T.K. & Stuen, O.H. 1988. *Food selection by capercaillie chicks in southern Norway*. Scand. J. Zool. 66: 279–283.
- Stolter, C., Niemela, P., Ball, J.P., Julkunen-Tiitto, R., Vanhatalo, A., Danell, K., Varvikko, T. & Ganzhorn, J.U. 2009. *Comparison of plant secondary metabolites and digestibility of three different boreal coniferous trees*. Basic and Applied Ecology 10: 19–26.
- Storch, I. 1993a. *Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important?* Oecologia 95: 257–265.
- Storch, I. 1993b. *Patterns and strategies of winter habitat selection in alpine capercaillie*. Ecography 16: 351–359.
- Storch, I. 1994. *Habitat and survival of capercaillie *Tetrao urogallus* nests and broods in the Bavarian alps*. Biological Conservation. 70: 237–243.
- Storaas, T., Kastdalen, L. & Wegge, P. 1999. *Detection of forest grouse by mammalian predators: a possible explanation for high brood losses in fragmented landscapes*. Wildl. Biol. 5: 187–192.
- Storaas, T. & Wegge, P. 1999. *Nesting habitats and nest predation in sympatric populations of capercaillie and black grouse*. The Journal of Wildlife Management 51 (1): 167–172.
- Stuen, O.H. & Spidsø, T.K. 1988. *Invertebrate abundance in different forest habitats as animal food available to capercaillie (*Tetrao urogallus*) chicks*. Scandinavian Journal of Forest 3: 527–532
- Suter, W., Graf, R.F. & Hess R. 2002. *Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Avian Biodiversity: Testing the Umbrella-Species Concept*. Conservation biology 16: 778–788
- Svensson, B. 2006. *Tjäders (Tetrao urogallus) habitatval och möjligheten att prediktera dess förekomst och populationssvängningar med GIS-metodik – en litteratursammanställning*. Rheoconsult.
- Svensson J. 2009. *Är den starkt växande vildsvinspopulationen ett hot mot tjäders reden?* Kandidatuppsats biologi 15 hp, Institutionen för livsvetenskaper, Södertörns högskola.
- Sveriges officiella statistik: 1870–1966, Forestry, Yearly reports. Norstedt & Söner, Stockholm, Sweden (in Swedish).
- Søgnen, S.M. & Hårstad, G.O. 2009. *Skogshøns og skogsbruk – aktuelle hensyn og tiltag*. Skogsbrukets kursinstitutt, SKI-Veileder nr. 3: Skogshøns og skogsbruk.
- Söderström, B. 2009. *Effects of different levels of green- and dead-tree retention on hemi-boreal forest bird communities in Sweden*. Forest Ecology and Management 257: 215–222.
- Södra. *Val av skogsskötselsystem trakthyggesbruk – kontinuitetsbruk*. Websida.
- Tahvonen, O., Pukkala, T., Laiho, O., Lähded, E. & Niinimäki, S. 2010. *Optimal management of uneven-aged Norway spruce stands*. Forest Ecology and Management 260: 106–115.
- Thiel, D., Unger, C., Kery, M. & Jenni, L. 2007. *Selection of night roosts in winter by capercaillie *Tetrao urogallus* in Central Europe*. Wildlife Biology 13: 73–86.

- Thingstad, P.G. 2006. *Sårbarhetsanalyse Björkåsen. Storfugl og hogst*. NTNU Vitenskapsmuseet, Zoologisk notat. 2006, 3: 1–35.
- Thulin, S. 2016. *Satellitbildsbaserad analys av skogslandskapets gröna infrastruktur 1985–2014 – med tjäder som modellart*. Länsstyrelsen i Jönköpings län, meddelande nr. 2016:4.
- Toverud E. 1984. *Woodland grouse. Habitat preferences during autumn and winter silviculture*. M.S These, Agricultural University of Norway, Ås, Norway. 110 pp.
- Udd, D. & Rowell, J. 2013. *Ekonomisk jämförelse mellan trakthyggesbruk och kontinuitetskogsbruk*. Arbetsrapport 404, 2013, Jägmästarprogrammet SLU Umeå.
- Unander, S. 1980. *Habitat selection and population dynamics of capercaillie, black grouse and hazelgrouse in Vassfaret 1969–1973*. M.S Thesis, University of Tromsø, Norway. 167 pp.
- Valkeajärvi, P. & Ijäs, L. 1986. *On the display requirements of capercaillie in central Finland*. Suomen Riista 33: 5–18 (in Finnish with English summary).
- Valkeajarvi, P., Ijäs, L. & Lamberg, T. 2007. *Metson soidinpaikat vaihtuvat – lyhyen ja pitkän aikavälin havainnot*. Suomen Riista 53: 104–120.
- Virkkala, R. 1990. *Ecology of the Siberian Tit Parus cinctus in relation to habitat quality: effects of forest management*. Ornis Scandinavica 21: 139–146.
- Wegge, P., Finne, M.H. & Rolstad, J. 2007. *GPS satellite telemetry provides new insights into capercaillie Tetrao urogallus brood movements*. Wildlife Biology 13(Suppl. 1): 87-94 .
- Wegge, P. & Kastdalen, L. 2007. *Pattern and causes of natural mortality of capercaillie, Tetrao urogallus, chicks in a fragmented boreal forest*. Annales Zoologici Fennici 44: 141–151.
- Wegge, P. & Rolstad, J. 1986: *Size and spacing of capercaillie leks in relation to social behavior and habitat*. Behavioral Ecology and Sociobiology 19: 401–408.
- Wegge, P & Rolstad, J. 1987. *Habitat Characteristics of Capercaillie Tetrao urogallus Display Grounds in Southeastern Norway*. Holarctic Ecology 10 (3): 219–229.
- Wegge, P., Larsen, B. B., Gjerde, I., L., K., Rolstad, J. & Storaas, T. 1987: *Natural mortality and predation of adult capercaillie in southeast Norway*. In: Proc. 4 Int. Symp. on Grouse, Lam, Germany.
- Wegge, P. & Rolstad, J. 2002. *Storfuglen og skogbruket: et sammandrag fra 20 års undersøkelser I Varald statskog, Hedmark*. In: *Seminarrapport IBN-SEVU*, Norges Landbrukshøyskole, Ås (in Norwegian).
- Wegge, P., Rolstad, J., Gjerde, I., Kastdalen, L. & Storaas, T. 1990. *Does forest fragmentation increase the mortality pattern of capercaillie?* In: Myrberget, S. (Ed.). *Transactions of the 19th IUGB Congress* (pp. 448–453), Trondheim, Norway.
- Wegge, P., Rolstad, T., Gregersen, H., Hjeljord, O. & Sivkov, A.V. 2005. *Capercaillie broods in pristine boreal forest in Northwestern Russia: the importance of insects and cover in habitat selection*. Can. J. Zool. 83: 1547–1555.
- Wegge, P., Storaas, T., Larsen, B.B., Bø, T. & Kolstad, M. 1982. *Woodland grouse and modern forestry in Norway. A short presentation of a new telemetry project, and some preliminary results on brood movements and habitat preferences of capercaillie and black grouse*. In: Lovel, T.W.I. (Ed.). *Proceedings*

of the 2nd International Symposium on Grouse (pp. 17–23). World Pheasant Association, Exning, United Kingdom.

Wegge, P. & Storaas T. 1990. *Nest loss in capercaillie and black grouse in relation to the small rodent cycle in southeastern Norway*. *Oecologia* 82: 527–530.

Weimer, R. 2009. *Ekologi och modern historia för våra stora viltarter – aspekter av interaktioner inom och mellan arter vid populationsförändringar*. Självständigt arbete i biologi, 15 hp. Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala Universitet.

Widen, P. 1997. *How, and why, is the Goshawk (Accipiter gentilis) affected by modern forest management in Fennoscandia?* *J. Raptor Res.* 31: 107–113.

Wikström, P. 2008. *Jämförelse av ekonomi och produktion mellan trakthyggesbruk och blädning i skiktad granskog – analyser på beståndsnivå baserade på simulering*. Skogsstyrelsen, Rapport 24/2008. 59 pp.

Wilcove, D. 1985. *Nest predation in forest tracts and the decline in migratory songbirds*. *Ecology*. 66 (4): 1211–1214.

Winqvist, T. 1988. *Lär känna Tjädern*. Svenska Jägareförbundet, Stockholm.

Wirdheim, A. 2014. *Hallands fågelatlas*. Hallands Ornitologiska Förening, Halmstad.

Vikström, L. & Andersson, S. 2014. *Påverkar kallt och blött väder vid kläckning överlevnaden hos tjäderkycklingarna (Tetrao urogallus L.) i Sverige?* Kandidatarbeten i skogsvetenskap, Fakulteten för skogsvetenskap, SLU, Umeå.

Väisänen, R.A. & Solonen, T. 1996. *Suomen talvilinnuston 40-vuotismuutokset*. Linnut-vuosikirja 1996: 70–97 (in Finnish with English summary).

Åhlén, P-A, Willebrand, T., Sjöberg, K. & Hörnell-Willebrand, M. 2013. *Survival of female capercaillie Tetrao urogallus in northern Sweden*. *Wildl. Biol.* 19: 368–373.

Äijälä, O., Koistinen, A., Sved, J., Vanhatalo, K. & Vaisanen, P. (red.). 2014. *Råd i god skogsvård*. SKOGSVÅRD, Skogsbrukets utvecklingscentral, Tapio.

Öberg, S. 2011. *Tjäders (Tetrao urogallus L.) vinterdiet i norra Sverige: Är gran (Picea abies) viktig i vissa habitat?* Examensarbete i biologi, SLU, Umeå.



www.birdlife.se