



PELAGIA

Rapport 2026-01-28

ARTSKYDDSDUTREDNING FÖR NYA BRO- OCH VÄGFÖRBINDELSER TILL NORRA ÖN, UMEÅ KOMMUN

På uppdrag av Umeå kommun

Författare:

Direkt:

Isak Sarac

+46 90 349 61 61

Christer Olsson

Kartor:

Lantmäteriets Öppna data

Experter inom naturmiljö

Pelagia Nature & Environment AB
Fredsgatan 1 (Umestan Företagspark)
903 47 Umeå

Tel: 090-70 21 70
Mail: info@pelagia.se
www.pelagia.se



Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	3
Fåglar	3
Fladdermöss	3
Utter	4
Kärlväxter	4
1 INLEDNING	5
2 ALLMÄN MILJÖPÅVERKAN FÖR PLANERAD BRO- OCH VÄGFÖRBINDELSE	6
3 PÅVERKAN PÅ FRIDLYSTA ARTER	7
3.1 Allmänt om artskydd	7
3.1.1 Bevarandestatus	7
3.2 Fridlysta arter som riskerar att påverkas vid planerad exploatering	8
3.2.1 Underlag för bedömningen	8
3.2.2 Fåglar som omfattas av 4 § artskyddsförordningen	9
3.2.2.1 Björktrast	13
3.2.2.2 Busksångare	13
3.2.2.3 Drillsnäppa	14
3.2.2.4 Fiskmås	15
3.2.2.5 Gråkråka	16
3.2.2.6 Grönfink	17
3.2.2.7 Grönsångare	17
3.2.2.8 Gulsparv	18
3.2.2.9 Mindre flugsnappare	19
3.2.2.10 Mindre hackspett	20
3.2.2.11 Rosenfink	22
3.2.2.12 Rödvingetrast	23
3.2.2.13 Spillkråka	24
3.2.2.14 Stenknäck	25
3.2.2.15 Svartvit flugsnappare	27
3.2.2.16 Vitryggig hackspett	27
3.2.2.17 Ärtsångare	29
3.2.3 Arter som omfattas av 4 a § artskyddsförordningen	30
3.2.3.1 Fladdermöss	31
3.2.3.2 Utter	34
3.2.4 Arter som omfattas av 8-9 § artskyddsförordningen	35
3.2.4.1 Blåsippa	35
3.2.4.2 Finnros	36
3.2.4.3 Revlumner	37
3.2.5 Övriga arter	38
4 REFERENSER	38

Sammanfattning

Umeå kommun planerar för två nya broar över Umeälven med en vägförbindelse för fotgängare och cyklister från Östteg till Norra Ön och Norra Ön till Öbackaparken. Pelagia Nature & Environment AB har tillsammans med Fågelperspektiv fått i uppdrag att sammanställa förekomsten av och påverkan på fridlysta arter i det berörda området.

Genomförandet av förbindelsen kan medföra att mindre skogsområden med höga naturvärden, särskilt lövskog, tas i anspråk. Dessa och andra områden på Ön utgör livsmiljöer för fridlysta arter som fåglar (4 §), fladdermöss (4 a §), uter (4 a §) och vissa växter (8–9 §) (med respektive paragraf i artskyddsförordningen inom parentes).

Fåglar

Anläggning och kringeffekter av den nya bro- och vägförbindelsen kan komma att ge viss negativ påverkan för skyddsvärda fågelarter. I huvudsak härrör denna påverkan från skogsavverkning av lövskogsbestånd vid brofästen samt inom tillfälliga arbetsområden i närheten av själva förbindelsen.

De i huvudsak skyddsvärda fågelarter som kan påverkas är busksångare, grönsångare, mindre flugsnappare, mindre hackspett, rosenfink, spillkråka, stenknäck och vitryggig hackspett. Då markanspråket av häckningsbiotoper för dessa arter är förhållandevis begränsat har det i de flesta fallen bedömts som mindre sannolikt att ens enstaka par och revir kan påverkas på ett betydande sätt. Störningseffekter kan uppstå både på kort och lång sikt som på förhand är svåra att värdera och fokus i denna utredning ligger på mer förutsägbar påverkan på livsmiljöer. I ett artskyddsperspektiv är det av vikt att avgöra om det föreligger risk för påverkan som försvårar upprätthållande eller återupprättande av en gynnsam populationsnivå i det naturliga beståndet och i inget fall bedöms detta vara fallet utifrån planerad exploatering.

Ytterligare några rödlistade fågelarter förekommer på Ön, och utifrån påverkansbilden och kunskapen om att dessa är allmänna och talrika arter så bedöms risken för påverkan av betydelse på populationsnivå kunna uteslutas (björktrast, drillsnäppa, fiskmås, gråkråka, grönfink, gulsparv, rödvingetrast, svartvit flugsnappare och ärtsångare).

Fladdermöss

På norra Ön har en boplat (en potentiell yngelkoloni) för den vanliga arten nordfladdermus påträffats i en byggnad, men denna kommer inte påverkas inom ramen för bro- och vägprojektet.

Det finns vissa indikationer även på att brunlångöra och arter i släktet *Myotis* kan ha fasta förekomster någonstans på Ön, men detta är inte fastställt. Dessa arter kan ha boplatser i trädhåligheter såväl som i byggnader. I ett artskyddsperspektiv är det särskilt fladdermössens boplatser som omfattas av ett skydd. Det är dock svårt att konstatera om ett visst hålträd nyttjas som boplat av fladdermöss med tanke på att dessa djur regelbundet flyttar mellan olika träd. Vidare är det okänt i vilken utsträckning som fladdermöss nyttjar hålträd i de norra delarna av Skandinavien jämfört med i Sydsverige och Centraleuropa. Potentiellt är det i regionen främst enskilda fladdermöss som söker skydd i trädhåligheter och inte sådana grupper av honor med ungar (yngelkolonier) som kan anses vara särskilt skyddsvärda och störningskänsliga. Tyréns har dokumenterat förekomsten av en fladdermusfästing (ohyra på fladdermöss) i ett hålträd på Ön, vilket indikerar att fladdermöss åtminstone tidvis nyttjar hålträd i området.

För att med säkerhet undvika påverkan på fladdermössens boplatser bör påverkan på hålträd undvikas så långt möjligt. Där fällning inte kan undvikas bör detta utföras under lämplig årstid, alternativt föregås av hålträdsinspektioner. Eventuella kompensationsåtgärder kan övervägas, så som att manuellt tillskapa håligheter alternativt att sätta ut fladdermusholkar. Den reella nyttan med fladdermusholkar är dock inte fullständigt utredd, och kan i bästa fall betraktas som ifrågasatt.



Utöver påverkan på eventuella boplatser så kan avverkning av strandskog samt ökad gatubelysning längs bro- och cykelbanor ge upphov till vissa negativa effekter (undvikandebeteenden, barriäreffekter) för de mer ljuskänsliga fladdermusarterna.

Utter

Beträffande påverkan på utter så har flera observationer av arten gjorts kring älven i centrala Umeå, det finns dock endast ett fåtal observationer av uttrar på och vid Ön. Utter har under senare tid blivit en vanlig art i Västerbotten och det är inte förvånande att arten rör sig runt älven. Strandbrinkarna runt norra Ön har kvaliteter som stämmer överens med definierade viloplatser för utter men det finns inga uppgifter om dessa faktiskt nyttjas av utter. Det specifika markanspråket omfattar endast små och begränsade partier av strandbrinkarna runt Ön. Sammantaget bedöms det mest sannolika vara att det inte uppstår någon betydande påverkan på utter utifrån det planerade bro- och vägprojektet.

Kärlväxter

Den rödlistade och fridlysta växten finnros (8 § artskyddsförordningen) har påträffats på norra Ön i ett skogsbestånd med asp. Artbestämningen har inte kunnat bekräftas med säkerhet. Med tanke på att det inte finns några andra fynd av finnros i Umetrakten så föreligger en risk för påverkan av bevarandestatus för den lokala populationen om arten skulle löpa risk för negativ påverkan. Fyndplatsen är inte i detalj redovisad, men utifrån tillgängliga uppgifter är det mest sannolika att det lilla växtbeståndet inte påverkas med tanke på att den specifika skogen endast berörs längs ett smalt stråk där arbetsområdet överlappar med den norra kanten.

I närheten har även blåsippa (8 §) påträffats, men dessa bestånd bedöms inte påverkas då de finns utanför utpekad arbetsområde. Både finnrosor och blåsippor på norra Ön kan potentiellt ha ursprung från odlade exemplar i trädgårdar.

Beträffande påverkan på kärlkryptogamen revlumner (9 § artskyddsförordningen) så kan det troligtvis uppstå en påverkan på enstaka exemplar och växtplatser, men detta bedöms inte medföra någon påverkan på artens bevarandestatus på lokal, regional eller nationell nivå. Revlumner har flera kända växtplatser på Ön som inte planeras att exploateras och är mycket vanlig i skogsmark i Västerbotten.



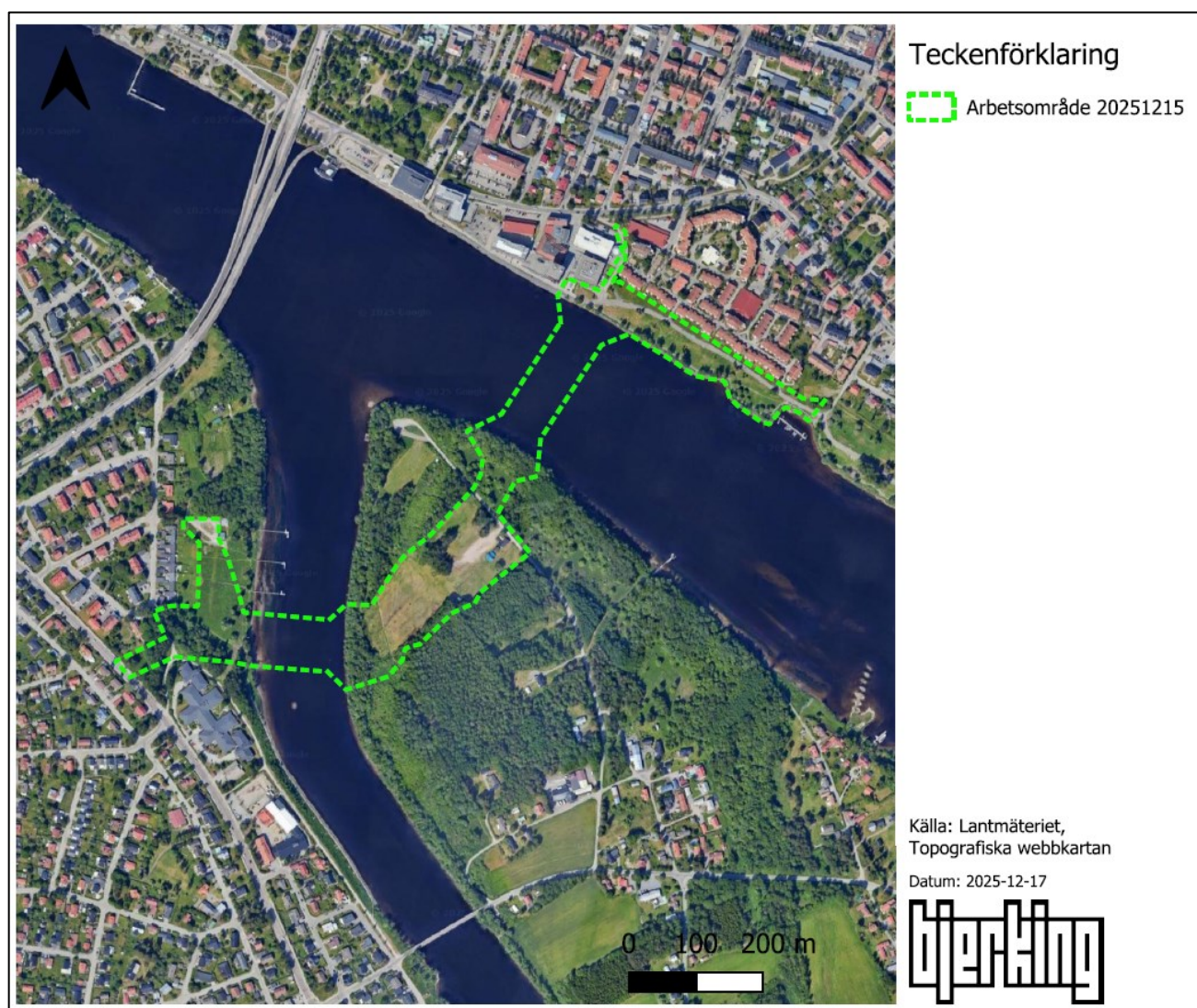
PELAGIA

1 Inledning

Umeå kommun arbetar med en ny bro- och gång- och cykelvägssträckning (GC-väg) som med två separata broar ska förbinda stadsdelen Östteg med norra Ön och Öbackaparken vid Bildmuseet.

Pelagia Nature & Environment AB har tillsammans med Fågelperspektiv fått i uppdrag att i föreliggande rapport sammanställa förekomsten av sådana fridlysta arter som potentiellt kan påverkas av de förväntade konsekvenserna.

Förekommande fridlysta arter och förväntade konsekvenser på dessa vid beskrivs i förhållande till gällande artskyddsbestämmelser enligt artskyddsförordningens 4–9 §§. Som underlag till artskyddsutredningen nyttjas ett flertal inventeringar av naturvärden och olika artgrupper (fåglar och fladdermöss) som utförts på senare år.



Figur 1. Planerat arbetsområde för nya broar mellan Östteg och Ön respektive Ön och Öbackaparken (grönt).

2 Allmän miljöpåverkan för planerad bro- och vägförbindelse

I detta kapitel ges en kortfattad beskrivning av förutsedd miljöpåverkan till följd av den planerade bro- och vägsträckningen.

Två separata broar kommer byggas, dels över den gren av Umeälven som kallas Lillån – mellan Östteg och norra Ön, samt Storån – mellan norra Ön och Öbackaparken. En kombinerad gång- och cykelväg projekteras som ska leda från Östteg via broarna och över till Öbackaparken via Ön.

Norra Ön utgörs av skogsmark (varav en betydande andel lövskog) samt gräsmark som i viss utsträckning är stadd i igenväxning. Även på Östteg finns mindre lövdominerade bestånd i berört strandnära område. Öbackaparken har karaktär av anlagd park med utbredda gräsmattor och endast några spridda träd. På regional nivå är förekommande lövskogsområden, särskilt de på Ön, av naturvårdsbetydelse och flera bestånd har bedömts innehålla höga naturvärden.

Den huvudsakliga miljöpåverkan som kommer uppstå vid genomförande av bro- och vägförbindelsen är avverkning av skog och markarbeten (Figur 1). Förbindelsen i sig kommer ha ett begränsat markavtryck med brofundament och GC-väg på land och bropelare på älvsbotten. Umeå kommun har dock tagit höjd för att tillfälliga arbetsområden förväntas ge något större markanspråk inom arbetsområdet omkring de färdiga konstruktionerna.

Påverkan på älvsbotten och eventuella effekter detta kan ge på akvatiska arter berörs i begränsad omfattning i denna utredning. Detta beror på att det inte påträffats arter som omfattas av tvingande artskyddsregler i den akvatiska miljön. Ett visst undantag gäller för en art som uttrar, se även avsnitt 3.2.5.

En rad indirekta effekter, inklusive störningseffekter, kommer uppstå inom ramen för planerad exploatering samt ett ökat besöksstryck med cyklister och fotgängare. Exempel på sådana effekter omfattar ökad mänsklig närvaro, buller, artificiell belysning, med flera faktorer.



3 Påverkan på fridlysta arter

3.1 Allmänt om artskydd

Miljöbalken (MB) utgör grundbulten i nationell miljö rätt. I 8 kap. MB återfinns bestämmelser om skydd för biologisk mångfald och genom 8 kap. 1 § MB har regeringen rätt att meddela föreskrifter om artskydd.

Stora delar av det lagstiftade skyddet för enskilda arter i Sverige regleras genom artskyddsförordningen. Artskyddet i fridlysningsbestämmelserna i 4–15 §§ innebär förbud mot att genomföra en rad åtgärder. Frågan om skyddade arter ska komma in tidigt i planerings- och prövningsprocesser för att säkra att det finns möjlighet att bedöma om lokaliseringen av verksamheten/planen är lämplig samt om det finns tillräckliga försiktighetsmått som gör att verksamheten/planen kan tillåtas.

Vid bedömningen av om lokaliseringen är lämplig bör i första hand lokaler med skyddade arter undvikas och i andra hand ska skyddsåtgärder genomföras för att helt ta bort eller åtminstone minska de negativa effekterna för de skyddade arterna. Artskyddsförordningen innehåller som nämnts en rad förbud, det vill säga artskydds-förbuden. En dispens utgör ett undantag från förbudet. Om en verksamhet/plan innebär att ett av dessa förbud bryts och en dispens inte kan lämnas hindrar det verksamheten/planen från att genomföras.

Mark- och miljööverdomstolen (MÖD) fann i målet MÖD 2013:13 att artskyddsförordningen ska ses som en precisering av vad som kan följa av de allmänna hänsynsreglerna när det gäller skydd av arter (Naturvårdsverket 2009). En del i prövningen blir då att med tillämpning av relevanta fridlysningsbestämmelser i artskyddsförordningen, bedöma hur de skyddade arterna påverkas av den planerade verksamheten. Genom att föreskriva villkor om försiktighetsmått och skyddsåtgärder kan prövningen leda fram till att verksamheten inte kommer i konflikt med fridlysningsbestämmelserna och att det därför inte blir aktuellt med dispensprövning.

Art- och habitatdirektivet (Rådets direktiv 1992/43/EEG) samt fågeldirektivet (Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/147/EG) har i delar införlivats i svensk lag genom artskyddsförordningen. Delar som berör fridlysning av enskilda arter uttrycks genom 4 §, 4 a §, 5 § och 7 § artskyddsförordningen. 5 § berör förbud mot fångst eller dödande med vissa metoder, och bedöms inte vara relevant vid den beskrivna bro- och vägförbindelsen.

Vissa av förbuden i 4, 4 a och 7 §§ artskyddsförordningen gäller enbart *avsiktligt* handlande. Avsiktlighetsrekvisitet omfattar enligt sin ordalydelse ett medvetet agerande där syftet exempelvis är att döda ett djur, till exempel vid jakt. Begreppet kan dock även omfatta sådana åtgärder eller verksamheter som egentligen har ett annat syfte, men där en person är tillräckligt informerad och medveten om de sannolika följderna av sitt handlande och trots detta vidtar åtgärden.

I artskyddsförordningen finns även de arter med nationellt skydd som ej är skyddade på EU-nivå. Dessa arter är listade i Bilaga 2 till artskyddsförordningen och är nationellt eller regionalt fridlysta enligt 6, 8 eller 9 §§ i samma förordning.

3.1.1 Bevarandestatus

För vissa lagrum (8–9 §§) är det relevant att beakta en specifik arts *bevarandestatus* vid bedömning av påverkan utifrån förbuden i artskyddsförordningen.

Bevarandestatus på artnivå bedöms utifrån tre faktorer som listas i 16 § 4 st. förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken m.m. (områdesskyddsförordningen). Med bevarandestatus för en art avses summan av de faktorer som påverkar den berörda arten och som på lång sikt kan påverka den naturliga utbredningen och mängden hos dess populationer. En arts bevarandestatus anses gynnsam när:



1. uppgifter om den berörda artens **populationsutveckling** visar att arten på lång sikt kommer att förbli en livskraftig del av sin livsmiljö.
2. artens naturliga eller hävdvotingade **utbredningsområde** varken minskar eller sannolikt kommer att minska inom en överskådlig framtid och
3. det finns och sannolikt kommer att fortsätta att finnas en tillräckligt stor **livsmiljö** för att artens populationer skall bibehållas på lång sikt.

Bevarandestatusen kan bedömas på olika nivåer, såväl regional som nationell nivå, men också tillståndet för den lokala populationen. Den lokala nivån är inte fastställd för olika arter utan är beroende på artspecifik ekologi och särskilt spridningsförmåga. SLU Artdatabanken (Westling m.fl. 2019) gör regelbundna rapporteringar av bevarandestatus för de arter som omfattas av Art- och habitatdirektivet. Rapportering av bevarandestatus på nationell nivå görs utifrån olika biogeografiska nivåer, som delar upp Sveriges landyta till kontinental region (Skåne, Blekinge, Halland), alpin region (fjällnära områden) samt boreal region (övriga delar av landet).

Bevarandestatus är också relevant för det fall en artskyddsdispens behöver sökas utifrån artskyddsförordningens 14 § (dispens från 4, 4 a, 5 och 7 §§) eller 15 § (dispens från 6, 8, 9 §§). Detta eftersom en sådan dispens förutsätter att upprätthållandet av en gynnsam bevarandestatus på olika geografiska nivåer inte försvåras.

3.2 Fridlysta arter som riskerar att påverkas vid planerad exploatering

3.2.1 Underlag för bedömningen

Som huvudsakligt underlag finns de inventeringar som utförts med syfte att utgöra underlag till Umeå kommuns detaljplaneprocesser på Ön samt Östteg. Notera att underlagen täcker in olika områden i och kring detaljplaneområdet och att underlaget således varierar beroende på vilket område som betraktas.

Underlag framtagna för Norra Ön samt Östteg:

- Naturvärdesinventering (Enetjärn Natur 2017)
- Häckfågelinventering på Ön år 2017 (Olsson 2017a)

Inventeringar utförda på Ön:

- Fladdermusinventering norra Ön år 2023 (Umeå kommun 2023)
- Fladdermusinventering på södra Ön år 2014 (Umeå kommun 2014)
- Fladdermusinventering på södra Ön år 2015 (Ecocom 2015)
- Fladdermusinventering på Ön år 2016 (Ecocom 2016)

Underlag framtagna som underlag till bro- och vägförbindelsen mellan Östteg – Norra Ön - Öbackaparken

- Norra Ön Broetapp Inventering av naturvärdesträd och eftersök av fladdermusspår i hålträd (Tyréns 2025)
- Naturvärdesinventering av bottenmiljön vid norra Ön, Umeå kommun 2024 (Pelagia 2025)

Generella underlag framtagna för Umeälven eller kommunen:

- Inventering av mindre hackspett i Umeälven år 2017 (Olsson 2017b)
- Landskapsanalys av fladdermusbiotoper i Umeå kommun (Nygårds & de Jong 2016)
- Habitatanalys för vittryggig hackspett längs nedre Umeälven (Umeå kommun 2023)
- Åtgärdsprogram för vittryggig hackspett (Umeå kommun 2018)

Som kompletterande underlag finns artuppgifter som rapporterats in av allmänheten till Artportalen (SLU Artdatabanken 2025b). Observationer på Artportalen är i regel ej granskade eller verifierade. Där det är relevant för artskyddsbedömningarna görs bedömningar av observationernas trovärdighet.

3.2.2 Fåglar som omfattas av 4 § artskyddsförordningen

4 § artskyddsförordningen omfattar ett skydd för alla vilda fåglar i Sverige.

”4 § Det är förbjudet att

- 1. avsiktligt fånga eller döda vilda fåglar,*
- 2. avsiktligt förstöra eller skada vilda fåglars bon eller ägg eller bortföra sådana fåglars bon,*
- 3. samla in vilda fåglars ägg, även om de är tomma, och*
- 4. avsiktligt störa vilda fåglar, särskilt under deras häcknings- och uppfödningssperiod, om inte störningen saknar betydelse för att*
 - a) bibehålla populationen av fågelarten på en tillfredsställande nivå, särskilt utifrån ekologiska, vetenskapliga och kulturella behov, eller*
 - b) återupprätta populationen till den nivån.*

Förbudet gäller inte jakt efter fåglar. I fråga om sådan jakt finns bestämmelser med motsvarande innebörd i jaktlagen (1987:259) och jaktförordningen (1987:905). Förordning (2022:928).”

Den nationella implementeringen av fågeldirektivet har tagit olika uttryck under åren sedan Sveriges inträde i EU - i lagtext såväl som genom myndighetsvägledning med stöd av domstolsavgöranden; avgöranden både på nationell som på EU-nivå.

I augusti 2025 kom ett avgörande från EU-domstolen (mål C-784-23) som ändrar den tidigare tillämpningen då den tydliggjorde att förbuden i 4 § 1–3 ska tolkas bokstavligen vid alla verksamheter och åtgärder som på ett förutsägbart sätt skulle medföra konsekvenser som att döda fåglar eller förstöra fågelbon, även om detta vore utan egentligt uppsåt. Det specifika exemplet rörde skogsavverkning under häckningsperioden för vanliga och ej i övrigt skyddsvärda fågelarter när antalet häckande fågelarter var cirka tio häckande fågelpar per hektar. Det är tydligt att förbuden gäller för alla i Sverige naturligt förekommande fågelarter men, det är inte tydligt om det ska råda en kvalifikationsgräns, exempelvis om en skogsavverkning är förbjuden i det fall att det föreligger en risk för påverkan på något enstaka häckande fågelpar per hektar.

Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen (2025) har gjort en gemensam inledande tolkning av domen och konstaterat att det kan krävas tidsmässig hänsyn vid exempelvis föryngringsavverkning eller gallring, så att detta inte utförs under häckningsperioden för fåglar. En tydlig och uppdaterad nationell vägledning eller domstolspraxis saknas fortsatt för hur detta avgörande ska efterlevas vid enskilda tillståndskrävande åtgärder och verksamheter.

Vad gäller 4 § p. 2, rörande påverkan på bon finns under rådande läge oklarheter kring om och i så fall under vilka omständigheter som lagen tillåter förstörelse av bon utanför häckningsperioden, eller om detta alltid ska kräva artskyddsdispens. Detta är särskilt relevant för sådana bon som uppenbarligen kan komma att återanvändas över flera år. På Ön är det främst vissa större risbon (gråkråka), bon i byggnader (till exempel ladusvala) och hålträd/hackspettshål/fågelholkar (småfåglar, ugglor med flera) som kan betraktas som bon som i regel återanvänds. Inom arbetsområdet finns vissa noterade hålträd (Tyréns 2025). Notera att hackspettar oftast använder ett visst bohål endast under en häckningssäsong men att dessa sedan nyttjas av



en rad olika fågelarter. En möjlig åtgärd för att upprätthålla ekologisk funktionalitet för hålhäckande fåglar är att hänga upp fågelholkar i närområdet.

För avsiktlig störning enligt 4 § p 4 så aktualiseras förbuden först när det sker en påverkan av betydelse för upprättande eller återupprättande av en tillfredsställande populationsnivå för en viss art. En tillfredsställande nivå på en fågelarts population ska vara en nivå som innebär att en fågelart långsiktigt kan finnas kvar inom sitt naturliga utbredningsområde. Ett motsvarande begrepp är gynnsam bevarandestatus som beskrivits ovan. Bedömningen av lokala förekomster och regional status behöver beaktas i förhållande till förekomsten på nationell nivå.

Vid bedömning av påverkan av störning på fåglar (utifrån 4 § punkt 4) och huruvida en tillfredsställande nivå kan upprätthållas ska påverkan bedömas i det enskilda fallet för prioriterade arter, det vill säga de som är rödlistade, listade i bilaga 1 till fågeldirektivet eller har minskat med 50 procent eller mer sedan 1980 (Tabell 3.1). Häckande arter som noterats i eller i närheten av verksamhetsområdet och för vilka det finns en risk för påverkan behandlas art för art i resterande del av detta avsnitt.

En tillfredsställande nivå på en fågelarts population bör enligt nämnda myndigheter vara en nivå som innebär att en fågelart långsiktigt kan finnas kvar inom sitt naturliga utbredningsområde. Bedömningen av lokala förekomster och regional status behöver beaktas i förhållande till förekomsten på nationell nivå. Bedömningen av om en fågelarts population bibehålls på en tillfredsställande nivå behöver kunna styrkas och motiveras utifrån aktuella vetenskapliga underlag och bästa möjliga vetenskapliga kunskap från fall till fall. Myndigheterna anger vidare att den omständigheten att en fågelart riskerar att försvinna inte utgör ett krav för att populationen ska anses sakna möjlighet att bibehållas på en tillfredsställande nivå, utan populationerna ska vara långsiktigt stabila. I denna rapport har utgångsläget vid bedömningar varit att påverkan på populationsnivå är sådan påverkan som utgör en betydande och icke försumbar påverkan på en enskild fågelarts population på en eller flera geografiska nivåer (lokalt, regionalt och /eller nationellt), snarare än en påverkan som medför en direkt risk för att arten utrotas på en viss geografisk nivå.

Påverkansbedömningar för fåglar kan fokusera på prioriterade arter (Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen 2022), dvs. de som är rödlistade, listade i bilaga 1 till fågeldirektivet eller har minskat med 50 procent eller mer sedan 1980 (Tabell 1). I denna rapport görs artvisa bedömningar främst för sådana arter som förekommer med fasta förekomster på Ön, och inte de som endast uppehåller sig där tillfälligt (Tabell 1) (undantag görs för vitryggig hackspett av skäl som framgår i respektive texter nedan).

SLU har på uppdrag av Skogsstyrelsen tagit fram underlag för att bedöma vilka arter som faller inom den tredje kategorin (minskning med 50 procent eller mer mellan 1980–2018). Underlaget baseras på Svensk Fågeltaxerings inventeringar av sommarpunktrutter, där tidsserien sträcker sig tillbaka till 1975. Den geografiska fördelningen av punktrutterna visar dock på en tydlig sydlig bias i landet och det är inte känt om tidsserierna är tillämpliga för förhållandena i norra Sverige. Samtliga av de ej rödlistade arter som faller ut i denna kategori är mycket talrika och allmänna fågelarter i Sverige, exempelvis grönsiska, järnspurv och kungsfågel. Det kan inte förväntas uppstå någon påverkan på populationsnivå för sådana arter vid det markanspråk som bedöms i föreliggande utredning. Det har bedömts desto mer relevant att inkludera en fågelart som är bedömd som livskraftiga nationellt, men som är sällsynt på lokal och regional nivå: i detta fall stenknecht.

Ett syfte med att bedöma påverkan mot populationsnivå på även lokala och regionala nivåer kan vara att fånga upp arter som är sällsynta och hotade i ett mindre område, men inte på det nationella planet. Om fokus i artskyddet kan läggas även på flera olika plan finns också bättre möjligheter att ingripa där storskalig markanvändning, till exempel skogsbruk, genom sin kumulativa påverkan reducerar livsmiljöer för en viss art. Skulle bedömningen endast ligga på det nationella perspektivet kan varje påverkan på en enskild individ betraktas som betydelselös och lagstiftningen skulle därför endast ha betydelse för att vända en noterad negativ utveckling för arter tills även den nationella populationen blivit svårt utarmad. Vid ett sådant läge kan populationen vara så liten och/eller livsmiljön så reducerad och fragmenterad att det blir mycket svårt att vända den negativa utvecklingen.



Det finns inga fastställda riktlinjer för vilken avgränsning som bör göras för dessa olika geografiska nivåer för fåglar. Fåglar har dock gemensamt att de är rörliga och kan uppsöka alternativa livsmiljöer över stora områden. Detta talar för att avgränsningen av geografiska nivåer kan göras på en större geografisk skala än för spridningsbegränsade arter. I jämförelse har den lokala geografiska nivån för orkidén knärot i en dom (M 3547–20) meddelad den 9 juni 2021 i Mark- och miljööverdomstolen definierats till en kilometer. Lämpligen bör den lokala populationen avgränsas över större områden för fåglar. Det finns dock en nackdel att vara för generell och kategorisk och det kan ibland vara lämpligt att göra specifika avgränsningar eller tolkningar beroende på den enskilda artens ekologiska förutsättningar.

Avgränsningen av olika geografiska nivåer vid artskyddsutredningar för fåglar görs ofta av praktiska skäl utifrån administrativa gränser, exempelvis kommunnivå, provins-/landskapsnivå eller länsnivå. Populationsuppskattningar finns tillgängliga på en regional nivå för Västerbottens landskap (Ottosson m.fl. 2012) samt från vissa lokala inventeringar kring Umeå. De fågelinventeringar som genomförts av Västerbottens Ornitologiska Förening i och kring Umeälvens delta bedöms utgöra det bästa tillgängliga underlaget för att kunna relatera den påverkan som riskeras på enskilda häckande par på Ön till den lokala populationen.

Påverkan på den lokala populationen är komplex och kan tolkas utifrån strikt naturvetenskapliga resonemang som mer subjektiva hänsynstaganden (kulturella behov, se ovan). I denna rapport läggs fokus på det förstnämnda perspektivet utan att värdera arternas kulturella värde. För varje art sammanställs fakta om den specifika artens ekologi, hotstatus, populationsstorlek och populationstrender och hur beroende den specifika arten är av livsmiljöerna som förekommer på norra Ön. För de arter som av någon anledning bedöms vara mer skyddsvärda eller där påverkan på den lokala populationen tycks vara förhållandevis märkbar ges också förslag på möjliga anpassningar och eventuella kompensationsåtgärder, främst gällande möjligheterna till tillskaping av motsvarande habitat som det som kommer exploateras.

Det bör noteras att följande bedömningar i första hand utgår ifrån de långsiktiga effekter i markanvändning som följer av den genomförda detaljplanen. Olika typer av störningseffekter kan också komma att påverka häckningar negativt, både på kort och lång sikt. Mer kortsiktiga och övergående störningseffekter kan förväntas uppstå i samband med skogsavverkningar, markarbeten, anläggningsarbeten och andra åtgärder. Om skogsavverkning eller markarbeten utförs under häckningstid kan det föreligga risk för att häckningar går om intet för såväl markhäckande som trädhäckande fåglar. Beroende på vilken typ av åtgärd det gäller kan det finnas viss möjlighet att undvika direkta störningseffekter på häckande fågelarter genom att anpassa tidpunkten för arbeten till utanför häckningssäsongen. Under häckningsperiod är fåglar som mest känsliga och flertalet flyttande fåglar vistas endast i området under denna period. Påverkan av störningseffekter beskrivs där det bedöms vara mest relevant, men det bör noteras att störningseffekten hos fåglar är svåröversäglig och varierar mellan arter såväl som mellan enskilda fågelindivider.

Tabell 1. Prioriterade fågelarter som förekommer längs planerad bro- och vägförbindelse och för vilka påverkan beaktats utifrån planerad detaljplan. Kategori (Kat) listar vilken kategori av prioriterade fågelarter som är relevant: rödlistade och/eller listad i bilaga 1 till Fågeldirektivet (B1) alternativt en övrig naturvårdsintressant art (Ö). Rödlistningskategorier förkortas enligt konvention: LC: Livskraftig, NT: Nära hotad, VU: Sårbar, EN: Starkt hotad, CR: Akut hotad..

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Kat.	Bedömd status inom påverkansområde	Risk för påverkan på livsmiljö
Björktrast	<i>Turdus pilaris</i>	NT	Häckande	Markanspråk inom häckningsrevir på norra Ön
Buskskvätta	<i>Saxicola rubetra</i>	NT	Tillfällig	Nej
Busksångare	<i>Acrocephalus dumetorum</i>	NT	Häckande (ett år)	Markanspråk inom tidigare häckningsrevir på Östteg
Drillsnäppa	<i>Actitis hypoleucos</i>	NT	Häckande	Markanspråk och störningseffekter vid häckningsrevir på norra Ön



Fiskmås	<i>Larus canus</i>	NT	Häckande	Markanspråk inom häckningsrevir på norra Ön
Gråkråka	<i>Corvus corone</i>	NT	Häckande	Markanspråk inom häckningsrevir på norra Ön
Gråspett	<i>Picus canus</i>	LC, B1	Tillfällig	Nej
Grönfink	<i>Chloris chloris</i>	EN	Häckande	Markanspråk inom häckningsrevir på norra Ön
Grönsångare	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	NT	Häckande	Markanspråk inom häckningsrevir på norra Ön
Gulspurv	<i>Emberiza citrinella</i>	NT	Häckande	Markanspråk inom häckningsrevir
Lundsångare	<i>Phylloscopus trochiloides</i>	NT	Tillfällig	Nej
Mindre flugsnappare	<i>Ficedula parva</i>	LC, B1	Häckande	Markanspråk inom häckningsrevir på norra Ön
Mindre hackspett	<i>Dryobates minor</i>	NT	Häckande	Markanspråk inom häckningsrevir på norra Ön/Östteg
Rosenfink	<i>Carpodacus erythrinus</i>	NT	Häckande	Markanspråk inom häckningsrevir på norra Ön och Östteg
Rödvingetrast	<i>Turdus iliacus</i>	NT	Häckande	Markanspråk inom häckningsrevir på norra Ön och Östteg
Sommargylling	<i>Oriolus oriolus</i>	EN	Tillfällig	Nej
Spillkråka	<i>Dryocopus martius</i>	NT, B1	Häckande (ej senare år)	Markanspråk inom tidigare häckningsrevir
Stare	<i>Sturnus vulgaris</i>	VU	Tillfällig	Nej
Stenknäck	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	LC, Ö	Häckande	Markanspråk inom häckningsrevir på norra Ön och Östteg
Storspov	<i>Numenius arquata</i>	EN	Häckande	Nej
Svartvit flugsnappare	<i>Ficedula hypoleuca</i>	NT	Häckande	Markanspråk inom häckningsrevir
Sävsparv	<i>Emberiza schoeniclus</i>	NT	Tillfällig	Nej
Tornseglare	<i>Apus apus</i>	VU	Häckande	Nej
Tretåig hackspett	<i>Picoides tridactyles</i>	NT	Tillfällig	Nej
Törnskata	<i>Lanius collurio</i>	B1	Tillfällig	Nej
Vitryggig hackspett	<i>Dendrocopos leucotos</i>	CR, B1	Tillfällig	Små förluster av lämpliga livsmiljöer inom potentiella revir (sommar och/eller vinter).
Ärtsångare	<i>Curruca curruca</i>	NT	Häckande	Markanspråk inom häckningsrevir på norra Ön



3.2.2.1 Björktrast

Ekologi, status och förekomst

Björktrasten häckar ofta kolonivis, men även solitärt, i alla slag träd- och buskbevuxna miljöer, gärna i anslutning till öppen mark. De tätaste bestånden finns i småskaligt uppbrutna, lövskogsdominerade kulturmiljöer med omväxlande öppna fält, mindre trädgångar och större skogspartier. Boet placeras på alla nivåer i träden, ofta rätt högt upp, men det kan också i undantagsfall ligga på marken. Födan består av dagmaskar, spindlar, insekter, snäckor och allehanda bär. I Västerbotten är björktrasten både stann- och flyttfågel, med stora variationer i antalet som stannar över vintern, beroende främst på tillgången av rönnbär.

Björktrasten är rödlistad i kategorin *Nära hotad*. Den svenska populationen beräknades till 592 000 par år 2018, med stor osäkerhet i siffrorna eftersom andelen som häckar kolonivis varierar stort mellan olika områden. Minskningstakten mellan år 2012 och 2021 ligger på 32 procent. Orsaken till populationsnedgången är inte känd, men klimatförändringar som pressar utbredningsområdet norrut är en tänkbar delförklaring.

Stammen i Västerbottens landskap beräknades till cirka 40 000 par år 2012. Inom ett 9,8 kvadratkilometer stort fastlandsområde inom och i anslutning till Umeälvens delta ökade antalet revir av björktrast från 50 revir år 1997 till 134 revir år 2018. Den största kolonin i detta område omfattade 22 revir år 2018.

Påverkan vid planerad exploatering

Vid en häckfågelinventering på Ön och Östteg 2017 återfanns totalt sju revir av björktrast. Ett av dessa, på Östteg, ligger i ett område som helt eller delvis kommer att påverkas om avverkningar utförs inom utpekad arbetsområde. Ett andra revir på östra Teg skulle genomkorsas av brofästet och omgivande arbetsområde. Det får alltså ses som möjligt att arten skulle kunna försvinna från två revir. Det kan inte uteslutas att reviren flyttas till kvarstående skogsbestånd, men med tanke på att de öppna fält som ingår i utpekade arbetsområdena troligen är viktiga födosöksområden så kan man misstänka att den sammanlagda effekten kan bli att reviren försvinner – åtminstone temporärt.

Påverkan på populationsnivå

Björktrasten har alltså en livskraftig population över stora delar av Västerbotten och motiverar inte långtgående hänsyn till enskilda häckande par. I många naturtyper i vårt län är den fortfarande talrik, men den påtagliga minskning som skett i Sverige som helhet under senare år (minus 32 procent mellan åren 2012 och 2021) gör att björktrasten och dess populationer lokalt och regionalt bör övervakas och kartläggas mer noggrant framöver om minskningen synes fortsätta.

3.2.2.2 Busksångare

Ekologi, status och förekomst

Busksångaren häckar i buskar, snår eller högrötsängar, ofta på fuktig mark såsom vid sjö- eller vattendragsstränder men även på torrare ståndorter, exempelvis i skogsbryn eller energiskogsplanteringar. Boet byggs på låg höjd i tät vegetation.

Busksångare är en östlig art som i sen tid har invandrat till Sverige; första konstaterade häckning var 1984. Antalet årliga fynd ökade tydligt fram till millennieskiftet men har sedan dess varit mer eller mindre stabilt på en låg nivå. Den svenska populationen har 2022 uppskattats till 200 par, men detta kan säkerligen variera stort från år till år inte minst beroende på migrationsmönster och populationsutvecklingen i artens kärnområde.

Under 2024 har sjungande busksångare rapporterats 79 gånger från uppemot tjugo skilda lokaler i kommunen, vilket är något fler inrapporteringar än vanligt sett över den senaste tioårsperioden. Även under 2025 gjordes förhållandevis många (68) observationer av busksångare. Den geografiska fyndbilden för busksångare i kommunen omfattar särskilt kustlokaler och öar samt området längs Umeälvens dalgång.



Busksångaren är rödlistad i kategori *Nära hotad*. Rödlistningen grundas i att arten har en liten och sårbar population i landet. Det finns inga tydliga hot mot denna art i Sverige, men oförutsägbara händelser i övervintringsområdet skulle kunna vara ett hot sett till artens begränsade numerär nationellt.

Påverkan vid planerad exploatering

En trolig häckning av busksångare finns rapporterad från Teg under 2024 i lövskogspartier mellan Fågelstigen/Metargränd och Tegs äldreboende. Flera observationer gör gällande att det funnits ett häckande par i området, men det är oklart om paret fick ut några flygga ungar. Inga observationer på Östteg och Ön har rapporterats under 2025. Det planerade arbetsområdet för anläggande av ny bro- och vägförbindelse till Ön omfattar ett skogsparti där arten hållit revir under 2024 och betydande delar av livsmiljön med en björkskog med frodigt buskskikt kan således komma att exploateras.

Påverkan på populationsnivå

Sett till att busksångaren är en ovanlig fågel regionalt och nationellt skulle förlusten av ett revir ur ett rent kvantitativt perspektiv vara betydande i förhållande till den totala populationen i landet, så mycket som en halv procent. Ur detta perspektiv är busksångaren i dagsläget en så pass sparsamt förekommande art i Västerbotten, att varje par och dess häckningsmiljö är av betydelse för att den lokala och regionala populationen ska kunna etableras på en livskraftig nivå. Kustnära områden samt nedre Umeälven är kärnområdet för utbredningen inom Umeå kommun och länet, varifrån en spridning kan ske.

Detta är dock en något förenklad bild av verkligheten, särskilt då det bedöms vara osannolikt att det i nuläget råder brist på häckningsbiotoper för arten. I de kust- och älvnära delar av kommunen där arten brukar observeras finns det ännu förmodligen ganska gott om lämpliga häckningsbiotoper för busksångare, som har tämligen små revir. Med tanke på att arten endast är delvis etablerad i landet har det troligen inte uppstått någon brist på habitat. Populationsutvecklingen styrs troligen i betydande utsträckning av hur det går i kärnområdena österut, kanske i större utsträckning än häckningsframgången för enskilda par i Sverige. Häckning sker ofta endast enstaka år på en och samma plats. Den samlade bilden är att det i inte föreligger ett överhängande intresse av att bevara enskilda häckningsbiotoper för busksångare. Sammantaget bedöms det inte föreligga en risk för påverkan på populationsnivå för busksångaren, på lokal, regional eller nationell nivå.

Möjliga anpassningar, skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder

Påverkan på artens livsmiljöer beror också på den långsiktiga markanvändningen i arbetsområdet. Busksångaren kan häcka i sly-, busk och ungskogsmiljöer varför det under förhållandevis korta tidsperspektiv kan återskapas lämpliga miljöer för denna art efter avslutade arbeten. Kompensationsåtgärder kan annars göras i andra områden. Men frågan är om denna typ av åtgärder är motiverade sett till att busksångare fortsatt är så ovanlig att tillgängliga revir troligen inte är mättade. Det är också ganska sannolikt att kompensationsområden inte kommer nyttjas av just denna art.

3.2.2.3 Drillsnäppa

Ekologi, status och förekomst

Drillsnäppan bosätter sig på steniga och grusiga stränder, gärna med ett visst sandinslag, längs sjöar, större vattendrag och Östersjökusten. Utanför fjällen är många revir belägna på smala strandremsor som direkt gränsar till skog i vilka födosök ofta sker. Boet placeras väl dolt i vegetation men det kan även vara placerat på vegetationsfri mark. En majoritet av bona ligger i nära anslutning till strandkanten (i genomsnitt cirka tio meter), men avståndet kan i vissa fall vara betydligt längre, upp till drygt 100 meter. De vuxna fåglarna återvänder vanligen till föregående års häckningsplats, särskilt hannarna och äldre fåglar. De flesta drillsnäppor häckar sannolikt för första gången vid två års ålder. Födan består av evertebrater, i första hand insekter men även spindlar, mollusker, ringmaskar och kräddjur, vilka plockas från marken eller i vattenbrynet.



Drillsnäppan är rödlistad i kategorin *Nära hotad*. Den svenska stammen uppskattades till cirka 92 000 par år 2018, med en populationstrend som ligger på minus tio procent för de senaste tio åren. Någon orsak till minskningen är inte känd och kan bero på faktorer vid flytt och övervintring, predation av mink och exploatering eller igenväxning av stränder (SLU Artdatabanken 2025a). Populationen i landskapet Västerbotten beräknades till cirka 5 000 par år 2012. Inom ett område inom och i nära anslutning till Umeälvens deltaområde som omfattar 13,8 kvadratkilometer vatten och 9,8 kvadratkilometer fastland, inräknades 29 revir av drillsnäppa 1997 samt 36 revir 2018.

Påverkan vid planerad exploatering

Vid inventering av Öns fågelliv 2017 hittades ett revir av drillsnäppa som sträckte sig längs de nordvästra stränderna samt längs motsatt sida på Östteg. Möjligen fanns det två par som häckade i området, men detta bekräftades inte. Som nämnts ovan födosöker arten längs stränderna av reviret och bygger dessutom bo i närheten. Boet skulle potentiellt kunna placeras i strandbrinken eller högre upp på plan mark – kanske beroende på vattennivåerna under vårflo den. Byggnationerna kring de planerade brofästena på Ön kommer ta en mindre del av tillgängligt habitat i anspråk. Markexploateringen bedöms dock vara av mindre betydelse sett till den begränsade sträcka av strandlinje som påverkas samt då drillsnäppan inte sällan födosöker i kraftigt påverkad mark längs vatten, såsom diken. Det är dock möjligt att tillgången på skyddade platser för bobygge i skogsmark blir mer begränsad om storskalig avverkning utförs inom hela det utpekade arbetsområdet.

Även sådana störningseffekter som uppstår i samband med byggnadsperioden kan vara väsentliga och kan påverka arten åtminstone på kort sikt, eftersom projektområdet angränsar till utpekade revir. De cyklister och fotgängare som kommer passera längs det nya stråket medför också en tilltagen störning. Risken för misslyckade häckningar kan öka vid sådana störningseffekter till följd av en ökad risk för äggpredation, ökad tid borta från boet och/eller ökad vaksamhet på bekostnad av födosök och ruvande. Det kan spekuleras i att den lägre bullernivån på sikt kommer ge mindre störningseffekter jämfört med under byggnadsperioden. Skrämsleffekten av människor kan dock vara större än det av ett arbetsfordon.

En möjlig konsekvens av brobygget skulle kunna leda till att revirets utsträckning justeras bort från bron, eller kanske att det överges helt. Det bedöms som sannolikt att arten kommer finnas kvar på Ön även efter den planerade nya förbindelsen, med tanke på att artens kärnhabitat längs strandkanten till stor del kommer vara opåverkat.

Påverkan på populationsnivå

Som nämnts ovan är populationen kring Umeälvens utloppsområde relativt stark (36 revir 2018) varför inverkan på lokal och regional population är förhållandevis liten även om det skulle vara så att ett revir (på Ön) skulle försvinna längs Umeälvens nedre lopp.

3.2.2.4 Fiskmåsa

Ekologi, status och förekomst

Fiskmåsen häckar i kolonier eller i enstaka par vid kuster och inlandsvatten, men också lokalt i samhällen och jordbruksbygd långt ifrån sjöar. Arten är mycket flexibel och anpassningsbar i sitt boplatsval. Solitärt häckande par kan påträffas på de mest udda ställen, exempelvis fristående pålar i vattnet, på bryggor, fiskebodar, sjömärken eller stora stenblock en bit ut i vattnet. På fastlandet är solitärhäckande par det i särklass vanligast förekommande. Fiskmåsen har under senare delen av 1900-talet blivit en ganska vanlig art inne i städer och samhällen. Arten häckar då främst på industri- och bangårdsområden, men man hittar den i de flesta miljöer, inkluderande höghusområden och kyrkogårdar. Inne i Umeå stad är fiskmåsen numera väl spridd som häckfågel främst på olika typer av hustak.

Den svenska populationen beräknades till cirka 100 000 par år 2018, medan stammen i Västerbottens landskap bedömdes uppgå till cirka 7 000 par år 2012. Trenden för fiskmåsen i stort i vårt land för åren 2012 –



PELAGIA

2021 låg inledningsvis på en minskande populationstrend, vilken dock tycks ha stabiliserat sig under senare år. Inom ett 23,6 kvadratkilometer stort inventeringsområde i och kring Umeälvens delta (13,8 kvadratkilometer öppet vatten och 9,8 kvadratkilometer fastland) hittades 49 revir 1997, mot 28 revir 2018.

Påverkan vid planerad exploatering

Vid 2017 års inventering häckade åtminstone ett par på ett stort stenblock en bit ut i Umeälven vid Öns nordöstra del. Som beskrivits ovan är fiskmåsen en mycket anpassningsbar fågelart, som numera häckar i helt urbana miljöer. Man kan därför anta att arten inte kommer att påverkas nämnvärt om de nya broarna och GC-vägen genomförs.

Påverkan på populationsnivå

Eftersom fiskmås är en talrik och välspridd häckfågel i områdena kring Ön och då arten är anpassad för att trivas i och kring bebyggda miljöer finns ingen oro för att den lokala och regionala populationen ska påverkas negativt i någon nämnbar utsträckning om exploateringsplanerna på Ön genomförs. Det gäller både födosöksområden och häckningsplatser.

3.2.2.5 Gråkråka

Ekologi, status och förekomst

Kråkan, eller gråkråkan som den också kallas, häckar i de flesta typer av miljöer, även i stadsmiljö, och saknas egentligen bara i större sammanhängande bestånd av tät och ensartad skog utan öppningar i form av hyggen, myrar eller inägor. Den har sina tätaste bestånd i småskaligt och uppbrutet kulturlandskap med omväxlande jordbruksmark och små dungar. Antalet par i dessa kulturmiljöer är normalt sett mycket stabilt till följd av att gråkråkan hävdar livslånga revir som är jämnt utspridda över terrängen. Tätheten varierar från ett till åtta par per kvadratkilometer, där skillnaderna mellan olika områden troligen är beroende av näringstillgången. Den fixa populationsstrukturen leder till att det finns mycket små möjligheter för nya par att etablera sig mellan redan etablerade par. De icke häckande fåglarna (första häckningen sker normalt vid två – tre års ålder) håller samman i flockar som drar runt i väntan på att etablerade par ska falla bort, varvid de tar över de tomma reviren. Gråkråkan bygger risbon, vanligtvis placerade högt upp i ett träd, ofta i små skogsdungar eller i skogskanter, mer tillfälligt även i solitära träd. Gamla kråkböns utnyttjas ofta av de mindre falkarna och vissa ugglor, som exempelvis hornuggla.

Den svenska stammen av gråkråka uppskattades år 2018 till 145 000 par, medan populationen i Västerbottens län bedömdes till cirka 6 500 par år 2012. Arten hade en negativ populationstrend i landet som helhet från 2012 och ett antal år framåt, dock har kråkstammen numera uppenbarligen stabiliserats på en lägre nivå. Artens minskade population kan förklaras av ett minskat födounderlag, exempelvis då antalet öppna deponier minskat i modern tid. Inom ett 9,8 kvadratkilometer stort landområde inom och kring Umeälvens delta inräknades 21 revir av gråkråka 1997 mot 25 revir 2018.

Påverkan vid planerad exploatering

Vid inventering av fågellivet på stora delar av Ön 2017 hittades två revir av gråkråka, ett av dem liggande på den nordvästligaste delen av norra Ön. Eftersom arten kan anpassa sig även till urbana miljöer, så länge det finns tillräckligt födounderlag, kan den häcka även i denna typ av miljöer, varför man i dagsläget inte behöver misstänka någon negativ påverkan. Möjligen kan arten gynnas genom att ett ökat antal besökande cyklister och fotgängare kan ge en viss ökad mängd ätbart, kastat avfall längs vägar och cykelbanor samt fler soptunnor, vilka gråkråkorna ofta är experter på att öppna.

Påverkan på populationsnivå

Med stor säkerhet kan vi utgå ifrån att gråkråkans population lokalt, regionalt eller nationellt inte får en nämnbar negativ påverkan om byggnationerna enligt de nya broförbindelserna och GC-vägen genomförs.



PELAGIA

3.2.2.6 Grönfink

Ekologi, status och förekomst

De viktigaste häckningsmiljöerna för grönfinken i Sverige utgörs av halvöppna, buskrika marker i jordbrukslandskapet. Särskilt omtäckta är hagmarker dominerade av enbuskar, men arten förekommer även i skogsbryn och unga granplanteringar, där de ofta bor i små kolonier på fyra till sex par. I norra Sverige, där grönfinken i början av expansionsfasen var starkt knuten till bebyggelse, börjar den nu i allt större utsträckning återfinnas i skogsmiljöer. Grönfinken lägger ofta två kullar i Västerbotten. Boet för förstakullen byggs väl dolt i exempelvis enbuskar och gran, medan boet för andrakullen ofta placeras i täta lövbuskar eller i sommargröna träd.

Grönfinken har länge varit en vida spridd och allmän art i Sverige. Under senare år har den dock minskat mycket kraftigt i antal, de senaste tio åren med uppskattningsvis 47 procent. Orsaken bakom minskningen tros vara sjukdomen gulknopp, orsakad av parasiten *Trichomonas gallinae* som etablerade sig i Sverige 2008. Från att tidigare ansetts ha haft en livskraftig population listas den sedan 2020 på Artdatabankens rödlista som *Starkt hotad*. Det svenska beståndet uppskattades till 211 000 par 2018, medan den västerbottniska populationen bedömdes till cirka 15 000 par 2012. Inom ett 9,8 kvadratkilometer stort landområde inom och i nära anslutning till Umeälvens deltaområde inräknades 41 grönfinksrevir 1997 mot 40 revir av arten 2018 inom samma område. Möjligen är förekomsten av sjukdomen gulknopp inte lika omfattande i norra Sverige.

Påverkan vid planerad exploatering

Vid fågelinventering 2017 hittades ett grönfinksrevir nära området för den planerade GC-vägen på Östteg, revirets kärnområde var dock beläget något längre norrut utanför planerat påverkansområde. Övriga revir på Ön var belägna utanför planerade arbetsområden. Några ströboobservationer gjordes dock även inom planerat arbetsområde. Den planerade exploatering kan medföra påverkan inom eller angränsande enstaka revir men troligen inte så att dessa påverkas påtagligt negativt.

Påverkan på populationsnivå

Arten är förvisso *Starkt hotad*, vilket i sig skulle kunna sägas indikera ett starkt skyddsbehov, men detta beror på sjukdom och är ej direkt relaterat till markanvändning och förekomsten av lämpliga livsmiljöer. Den lokala stammen är fortsatt stark; år 2018 noterades 40 revir i det närbelägna Umeälvens deltaområde. Påverkan vid planerad exploatering bedöms inte leda till en reduktion i antalet häckningsrevir. Det bedöms inte föreligga någon risk för påverkan av betydelse för att återupprätta populationen till en tillfredsställande nivå, oavsett geografisk nivå.

3.2.2.7 Grönsångare

Ekologi, status och förekomst

Grönsångaren lever i ljus, högstammig löv- och blandskog (även ibland granskog) med i regel ringa undervegetation. Boet läggs i en håla på marken, vid en buske eller vid sidan av en tuva, bland löv och mossor, ofta bland trädrötter, och är väl dolt. Det är stort, välvt med rund öppning på sidan, byggt av grässtrån, torra blad och mossor, och fodras på botten med fina grässtrån. Grönsångaren livnär sig på spindlar, blötdjur, bär, insekter och deras larver.

Arten förekommer i södra och mellersta Sverige samt i Norrlands kustland norrut till Norrbotten samt sällsynt i Norrlands inland. Populationsminskningen de senaste tio åren innebär att kriterierna för *Nära hotad* i rödlistan är uppfyllda. Minskningstakten har uppgått till 15 procent under de senaste tio åren. Populationstappet för den svenska stammen bedöms vara nära gränsvärdet för *Sårbar*. Orsaken till artens nedgång nationellt är inte helt känt. Sett för Sverige i stort så speglas populationsminskningen av den för andra tropikflyttare bland tättingarna, exempelvis svartvit flugsnappare och ärtsångare. Arten har en minskande trend i flera andra



länder i västra Europa. Populationsminskningen kan därför ha förklaringar i andra faktorer än de rent inhemska.

Den svenska grönsångarpopulationen uppskattades till cirka 167 000 par 2018, medan stammen i Västerbottens landskap bedömdes till 3 000 par 2012. Inom ett 9,8 kvadratkilometer stort, lövskogsdominerat landområde inom och i nära anslutning till Umeälvens deltaområde noterades 52 revir av grönsångare 1997, mot endast 13 revir inom samma område 2018.

Vid inventering av fågellivet på Ön 2017 hittades två revir av grönsångare. Ett som låg på mellersta delen av Ön samt ett som låg på norra Ön, i de högstammiga aspdominerade trädningarna kring före detta Brukshundklubbens lokaler. Detta sågs som en möjlig underskattning av den vanliga förekomsten och fem revir sågs som möjligt. Åren 2022–2025 har flera observationer rapporterats in av sjungande eller varnande grönsångare, dels i samma aspskog, men även i andra lövbestånd på norra Ön. Det tycks sannolikt att det åtminstone vissa år finns fler än ett häckande par på norra Ön. Stor mellanårsvariation i antalet häckande grönsångare har noterats i en belgisk studie, där reviren också förekom tätt ihopklumpade och inte jämnt utspridda i ett och samma skogsområde (Herremans 1993).

Påverkan vid planerad exploatering

En observation av sjungande grönsångare har gjorts vid det planerade västra brofästet på Ön. Påverkansområdet kring planerade broar och GC-väg medför viss påverkan på detta område och andra lämpliga lövskogsbiotoper (mest vid brofästena). Sammantaget omfattar påverkansområdet ca 1,2 ha av spridda lövskogsmiljöer på Ön. Enskilda par av grönsångare kräver ofta förvånansvärt stora områden med lämplig livsmiljö för en så liten fågel (omkring 5–10 ha) (Ahlén och Nilsson 1982). Till viss del minskar man alltså tillgängliga livsmiljöer för denna art, men det är osäkert om ens en häckning av denna art skulle påverkas påtagligt till följd av det planerade markanspråket. Det tidigare kända reviret i aspskogen berörs knappt alls, eller i liten utsträckning. Det andra reviret på Ön som noterades 2017 kommer ej att beröras av den planerade bro- och vägförbindelsen.

Påverkan på populationsnivå

Planerat markanspråk påverkar grönsångarens häckningsbiotop endast i begränsad utsträckning och arten bedöms fortsättningsvis kunna häcka på ön även efter att broförbindelsen anlagts. Det bedöms inte föreligga en risk för påverkan av betydelse för upprätthållande av den lokala, regionala eller nationella populationen.

Möjliga anpassningar, skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder

Det förväntas uppstå viss negativ påverkan på för arten lämpliga livsmiljöer, som kan ses som en bristvara i Västerbotten då arten främst häckar i lövskog samt i mer produktiv barrskog. Arten skulle långsiktigt kunna gynnas av etablering av nya lövskogsbestånd, exempelvis genom återplantering i arbetsområden som nyttjas endast konstruktionsfasen. Men det kommer ta flera decennier innan sådana områden kommer nyttjas som häckningsplatser. Möjligen kan arten också gynnas av vissa av åtgärderna för vitryggig hackspett (se avsnitt 3.2.2.19) dvs. liknande naturvårdsgallringar som utförts på Stora Tuvan, där gran huggits bort i äldre lövblandskog, så att en mer luftig och ljus skogskaraktär uppnåts, men det är mer spekulativt.

3.2.2.8 Gulsparv

Ekologi, status och förekomst

Gulsparven häckar i olika typer av öppna miljöer med inslag av träd och buskar. Talrikast i anslutning till jordbruksmarker i södra och mellersta Sverige samt utmed norrlandskusten. Den är också vanlig på hyggen (särskilt sådana med enstaka kvarlämnade träd), kraftledningsgator och andra öppna eller halvöppna områden, dock helst i närheten av odlingsmarker. I optimala åkermiljöer – med inslag av åkerholmar, bryn och buskmarker – finns rapporter om upp till 30 par per kvadratkilometer, men tätheterna är oftast lägre. Födan består hos vuxna gulsparvar till helt övervägande del av frön och växtdelar, där spannmål (främst havre) är ett viktigt inslag. Den föredrar därför jordbruksområden där det odlas spannmål. Ungarna matas på insekter,



PELAGIA

framför allt fjärilar (larver och imagos), skalbaggar och steklar. Boet läggs på marken eller lågt i buske, ofta vid en stenmur, i ett dike, skogsbryn eller liknande.

Gulsparven är rödlistad i kategorin *Nära hotad*. Sedan början av 1980-talet har antalet gulsparvar halverats i Sverige. Populationens minskningstakt har tolkats som en spegling av det alltmer storskaliga och intensiva jordbruket. Ökad användning av bekämpningsmedel, borttagande av småbiotoper, minskad förekomst av stubbäckar vintertid samt nedläggning och igenväxning av jordbruksmarker i skogs- och mellanbygd är några mer specifika aspekter som kan förklara populations negativa trend. År 2018 uppskattade man antalet par i landet till 533 000, men nuvarande population är troligen lägre. Antalet par i Västerbottens landskap uppskattades till ca 20 000 år 2012, nu sannolikt färre. Minskningstakten i vårt land som helhet ligger på 20 procent från 2012 till 2021.

Vid en inventering av 9,8 kvadratkilometer landyta inom och i nära anslutning till Umeälvens deltaområde, minskade antalet revir av gulsparv knappt, från 17 till 16 mellan år 1997 och 2018. Fyra revir av gulsparv noterades i samband med inventering av norra Ön och Östteg år 2017.

Påverkan vid planerad exploatering

Ett av fyra revir av gulsparv som hittades vid inventering 2017 kan komma att beröras då det ligger vid planerat arbetsområde. Det är dock osäkert om det egentligen kommer uppstå någon negativ påverkan, gulsparven är en art som kan etablera revir i påverkade halvöppna miljöer såsom hyggen och även miljöer som exploateras i samband med projektet kan komma att nyttjas, samtidigt som merparten av befintliga livsmiljöer inom reviret ej påverkas på något betydande sätt.

Påverkan på populationsnivå

Eftersom gulsparven är en art som uppvisat en kraftig minskningstakt i vårt land under lång tid (en halvering av populationen sedan 1980-talet) finns det ett ökande intresse av att vidta bevarandeåtgärder på landskapsnivå. Gulsparv är dock fortsatt en talrik fågelart med en lokal population som tycks vara stabil. Arten är inte heller strikt beroende av de miljöer som förekommer på Ön utan kan klara sig i många olika biotoper i det brukade skogslandskapet. I föreliggande fall påverkas ett revir på ett mindre negativt sätt. Arten bedöms inte påverkas på ett sätt av betydelse för upprätthållande eller återupprättande av en tillfredsställande populationsnivå.

3.2.2.9 Mindre flugsnappare

Ekologi, status och förekomst

Mindre flugsnappare trivs bäst i avverkningsmogen, ogallrad blandskog. Ofta förekommer den i täta, självgallrade bestånd med stort inslag av död ved. Trädsiktet är i allmänhet tätt och välutvecklat och krontäckningsgraden hög, vilket medför att häckningsbiotoperna får en dunkel, mörk karaktär. Reviren som generellt i landet är förhållandevis små (omkring ett till några hektar enligt Birdlife resp. Artfakta) är i regel belägna i fuktiga områden, längs åar och bäckar eller vid sjöar. Förutom strandskog utgör gamla, övergivna kulturmarker – där utebliven hävd lett till ett massivt lövuppslag – en viktig häckningsmiljö. Det viktigaste vid valet av häckningsbiotop förefaller vara skogens struktur, medan sammansättningen av trädslag är av mer underordnad betydelse. Boet placeras i en öppen hålighet i träd. Den mindre flugsnapparen livnär sig av insekter av skilda slag.

Arten är en relativ nykomling i den svenska fågelfaunan; första häckningen konstaterades 1944 i Småland och den första i Västerbotten vid Degernäs, Umeå kommun, 1969. Den svenska stammen beräknades till cirka 1 700 par 2018, utan signifikant trend. Populationen i landskapet Västerbotten bedömdes till cirka 45 par 2012. Sedan många år har den mindre flugsnapparen sin nordgräns för regelbunden häckning i vårt land i södra Västerbottens kustland. Vid inventering i ett 9,8 kvadratkilometer stort fastlandsområde i och i nära anslutning till Umeälvens deltaområde återfanns ett revir 1997 och två revir 2018. Den mindre flugsnapparen var rödlistad i kategorin *Nära hotad* fram till 2015. Arten är upptagen i EU:s Fågeldirektiv, bilaga 1.



PELAGIA

Vid 2017 års fågelinventering av Ön, hyste den mindre flugsnapparen ett vidsträckt revir, som hade sin kärna på de allra nordligaste delarna, norr om Brukshundklubbens före detta lokal och träningsbanor. En observation gjordes även i strandskog på sydvästra delen av Ön. Detta antyder att fågeln rört sig över stora delar av Ön. I samma område har arten hävdats revir även 1986, 2004 samt 2019. I slutet av maj 2020 sjöng en hanne på nordöstra Ön. Återkommande häckning har således skett på Ön, om än inte under de senaste åren.

Påverkan vid planerad exploatering

Strandskogarna som troligen är av central betydelse i reviret påverkas längs sträckor på uppemot tvåhundra meter men merparten av befintliga strandskogar förblir opåverkade. I övrigt påverkas mindre stråk av lövskog inom det tidigare reviret men troligen inte på ett betydande sätt. Den planerade exploateringen påverkar visserligen livsmiljöer som är högst lämpliga för den mindre flugsnapparen, men det torde återstå tillräckliga livsmiljöer för att häckningsmöjligheterna på Ön ej ska spolieras.

Påverkan på populationsnivå

Med tanke på artens sällsynthet i Västerbotten vars södra delar utgör artens nordgräns för regelbunden häckning i vårt land, kan varje revir som förändras på ett för arten ogynnsamt sätt ses som en signifikant påverkan på populationen lokalt och regionalt. Den planerade exploateringen bedöms inte omfatta tillräckliga markanspråk för att på ett betydande sätt påverka artens förutsättningar på Ön. Det bedöms därför inte föreligga en risk för påverkan av betydelse för upprätthållande av en tillfredsställande populationsnivå lokalt, regionalt eller nationellt i detta fall.

3.2.2.10 Mindre hackspett

Ekologi, status och förekomst

Mindre hackspett lever i löv- och blandskog med förekomst av äldre lövträd. Norrut förekommer arten i gamla löv- och blandskogar med al, björk och asp. Födottillgången under senvinter och vår tycks vara en begränsande faktor. När en individ har häckat i ett område lever den i detta nästan undantagslöst resten av sitt liv. Under vinterhalvåret och våren utgörs födan till stor del av långhorningslarver och andra skalbaggs-larver som tas i och under bark på döda grenar, i murken ved och i torrgrenspetsar. Från levande aspkvistar hackar den ut larver av liten aspvedbock *Saperda populnea*. Födan utgörs under senvåren och sommaren bland annat av fjärilslarver, bladlöss, myror, flugor, skalbaggar och dagsländor. För att häcka framgångsrikt behöver ett par cirka 40 hektar äldre lövdominerad skog inom ett område på upp till 200 hektar. Revirets storlek ökar med lövskogens uppsplittring. Under vintern utsträcks födosöket till ett större område på flera hundra hektar, men varje individ återvänder till samma natthål kväll efter kväll. Häckning sker i murkna lövträdsskott eller stubbar (oftast gråal eller björk), vanligen tre till sju meter över marken. Ett nytt bohål hackas ut varje vår, men även under andra årstider kan nya natthål hackas ut. Dödligheten är som högst under våren och lägst under vintern. Särskilt unga honor har låg överlevnad, vilket oftast resulterar i hanöverskott i ett område under våren.

Den mindre hackspetten är rödlistad i kategorin *Nära hotad*. Den svenska stammen uppskattades till cirka 4 200 par 2018 (men siffran 6700 par uppges också av Artfakta utan tydlig källa). Minskningstakten under åren 2012–2021 för rikets stam uppgick till 56 procent. Den västerbottniska populationen uppskattades 2012 till cirka 220 par. Länets tätaste stam hittas längs Umeälvens nedre dalgång, från Holmsund – Norrfors, och har inventerats på uppdrag av Umeå kommun 2007, 2012, 2017 och 2022 varvid 22–25 revir har hittats längs denna sträcka, utan att någon uttalad populationstrend har kunnat noteras.

Sedan 2004 har den mindre hackspetten ett fast revir på norra Ön med årliga häckningsförsök. Senast under 2023 kunde en boplats och lyckad häckning lokaliseras i strandskogen just öster om Öns norra spets. Under 2025 har trummade mindre hackspett rapporterats från norra Ön.



Påverkan vid planerad exploatering

I nuläget finns ungefär 20 hektar goda livsmiljöer för mindre hackspett på norra Ön. Om man strikt ser till artens habitatkrav så borde dessa områden inte räcka till ett funktionellt häckningsrevir utan det kan vara så att arten rör sig inom ett större hemområde längs älven för att födosöka. Observationer av mindre hackspett på Tegssidan kan tänkbart vara fåglar från norra Ön. Förvisso är inte angivna habitatsiffror huggna i sten och det kan vara så att reviret på norra Ön är av tillräckligt god kvalitet så arealkraven blir lägre än det förväntade.

Planerade avverkningar som del av exploatering kan medföra att omkring 1 hektar av goda eller mycket goda födosökningsmarker försvinner från Ön, samt ytterligare 0,5–1 hektar potentiella födosöksområden på Tegssidan. Sammantaget riskerar uppemot 5% av ett sommarrevir försvinna och betydligt mindre av ett vinterrevir.

Gällande eventuella störningseffekter är det svårt att sja om hur buller och störning vid byggnationer samt mer långsiktig påverkan genom ökat besöksstryck skulle kunna ge upphov till störning eller förändrade beteenden hos denna art. Som en enkel jämförelse tycks dock en motsvarande exploatering i form av byggnation av Lundabron inte givit upphov till att reviret kring Bölesholmarna övergivits, paret har rapporterats därifrån även under föregående häckningssäsong (2025).

Sammantaget, då endast en mindre andel av ingående livsmiljöer tas i anspråk bedöms det mest sannolika vara att revirets funktionalitet inte påverkas till den grad att den mindre hackspetten kommer att överge reviret. Det gäller dock att se till så att andra mindre markanspråk inom reviret inte leder till en kumulativ och successiv utarmning av det häckande parets födobas. Ett sätt att uppnå detta kan vara genom att kommunen med noggrannhet säkerställer att arealen livsmiljö inte minskar på lång sikt, lokalt på norra Ön och mer generellt på kommunal mark för den lokala populationen. Liknande projekt är redan pågående inom ramen för kommunens åtgärdsprogram för vitryggig hackspett.

Påverkan på populationsnivå

Nationellt har mindre hackspett en ganska liten population, och bland hackspettarna är endast vitryggen och gråspetten fåtaligare. Att arten därtill är rödlistad och minskande talar för att populationsnivån i nuläget inte är tillfredsställande. Som nämnts ovan ligger norra Ön inom det begränsade området (Umeälvens nedre lopp mellan Holmsund och Sörfors) som hyser cirka tio procent av Västerbottens samlade population och utgör en regional värdekärna för denna art. Mindre hackspett är tydligt knuten till en bristmiljö i form av lövskog med inslag av äldre lövträd och har därtill tämligen stora revir, sammantaget är lämpliga revir på landskapsnivå ganska ovanliga, men finns i mycket större utsträckning i älvlandskapet än i ett godtyckligt barrskogsbetonat utsnitt av Västerbotten. Varje revir i de synnerligen lämpliga lövbiotoper som återfinns i älvlandskapet (och på Ön) kan tänkas vara särskilt betydelsefulla genom ett ge ett större bidrag av flygga ungfåglar till populationen jämfört med par som häckar i suboptimala revir.

Å andra sidan finns det ett mycket gott underlag som visar på att det återstår ett flertal revir lokalt av mindre hackspett i nedre älvlandskapet även om ett skulle försvinna och i motsats till den nationella trenden har den lokala trenden varit stabil under en längre period. På detta sätt kan det alltså argumenteras för att bortfall av ett enskilt revir inte skulle ses som avgörande för att arten ska vara livskraftig i området.

I föreliggande fall där påverkan på ett enskilt revir är förhållandevis liten och att detta revir sannolikt kommer finnas kvar är risken liten för påverkan av betydelse för upprätthållande av en tillfredsställande populationsnivå på lokal, regional eller nationell nivå.

Möjliga anpassningar, skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder

Reviret på norra Ön kommer påverkas negativt genom planerade avverkningar av lövskog. Påverkan på arten kan minimeras genom att försöka bevara lövträd inom utpekad arbetsområde så långt möjligt. Om delar av de skogsbestånd som ska avverkas återbeskogas bör detta göras med inhemska lövskogsträd såsom asp, björk, sälg och al och att en lövskogsmiljö med äldre lövträd och förekomst av död ved utgör målbilden.



Mindre hackspett är ett exempel på en art som kan gynnas av olika typer av naturvårdande skötsel. I första hand kan åtgärder som främjar andelen lövträd i ett skogsbestånd förväntas vara gynnsamma för denna art, inte minst selektiv utgallring av barrträd (särskilt skuggande gran). Under rätt förutsättningar kan sådana åtgärder förbättra habitatet för denna art på kort tid, särskilt när gran huggs bort från äldre löv- eller blandskogar. Den gynnsamma effekten består i första hand av en större solinstrålning som kan öka produktionen av vedlevande insekter. För att kortsiktigt öka mängden död ved kan lövträd ringbarkas. När liknande åtgärder görs i ungskog kommer det dock inte utgöra ett lämpligt habitat förrän på ganska lång sikt (decennier). Om sådana åtgärder övervägs på Ön kan den aspskog som utgör revirets kärna övervägas eftersom det i delar av detta bestånd finns ett betydande inslag av gran. Åtgärderna kommer i många fall att behöva återupprepas när barrträden åter vandrat in i beståndet.

Andra kompletterande åtgärder för mindre hackspett är också tänkbara såsom hydrologisk restaurering av lövsumpskogar. Att åtgärderna utförs i områden som skyddas långsiktigt mot övrig exploatering blir en förutsättning för att de ska vara effektiva långsiktigt.

3.2.2.11 Rosenfink

Ekologi, status och förekomst

Häckningsbiotoperna för rosenfinken kan karaktäriseras som halvöppna fuktiga marker, ofta igenväxande buskrika betes- och odlingsmarker omgivna av buskage och lövträd. Biotoperna är komplexa och innehåller en mosaik av olika vegetationstyper, ofta i kortvariga unga successionsstadier. Optimala miljöer återfinns vid sjöar och vattendrag med inslag av ett frodigt örtskikt och bärbuskar. Rosenfinken häckar även i öppna torrare eller friskare marker med enbuskar och unggranar, samt i lundar, parker och trädgårdar. Arten påträffas däremot ytterst sällan i slutna miljöer eller i starkt urbaniserade områden. Exponerade sång- och utkikspplatser i toppen på buskar eller träd utgör viktiga inslag i reviren. Hanar etablerar lösa kolonier och försvaras inte individuella revir såsom många andra småfåglar. Antalet häckande par kan därför vara förhållandevis täta, men hanarna sjunger också ofta långt ifrån boplatserna (upp till 3 km), varför det sammantaget är svårt att avgränsa och räkna antalet fåglar i ett område. Boet läggs ofta i vide- eller rosenbuskar eller i låga träd (exempelvis al, hägg, björk, men även i unga enar och granar där sådana finns). Boet kan även placeras direkt på marken i ört- och bärrika snår, exempelvis bland älgört. Rosenfinken lever främst av löv- och blomknopp, samt frön och hängen från träd och buskar, bland annat av al, hägg, rönn, vide, säl, björk, poppel och pil. Även frön från olika örter, exempelvis maskros och älgört, odlade grödor, bär och insekter utgör viktiga inslag i födan. Boupfödningen baseras på insekter, främst skalbaggar, fjärilslarver, bladlöss och flugor, samt spindlar. Reproduktionsframgången är starkt avhängig bopredationen under framför allt ruvningen, då honan trycker hårt på boet. Det är inte ovanligt att ruvande honor tas direkt på boet av exempelvis katter.

Rosenfinken är rödlistad i kategorin *Nära hotad*. Den svenska stammen beräknades 2018 till cirka 13 000 par. Minskningstakten under åren 2012–2021 ligger på 20 procent. Anledningen till denna minskning är inte till fullo känd och kan delvis bero på storskaliga förändringar i markanvändning. Då arten är en sentida invandrare finns det dock anledning att tro att minskningstakten också kan härledas till att populationen i Sverige har minskat på grund av yttre faktorer gällande flyttmönster och populationstrender i artens huvudsakliga utbredningsområde i öst.

Stammen i landskapet Västerbotten beräknades till cirka 1 800 par år 2012. Inom ett 9,8 kvadratkilometer stort landområde med gott om för arten mycket lämpliga biotoper inom och i nära anslutning till Umeälvens deltaområde, hittades sex revir 1997 mot tolv revir 2018. Den nationella minskande trenden tycks baserat på dessa inventeringar inte vara fullt applicerbar på de lokala förhållandena.

Inga fynd av rosenfink gjordes under fågelinventeringen på Ön 2017. Dock har rosenfinken hävdats i området kring Brukshundklubbens lokaler och träningsbanor, där för arten helt idealiska biotoper finns, de flesta år mellan 1975 och 2014 samt 2018, 2019, 2023, 2024 och 2025.



Det finns två observationer av sjungande rosenfink från 2018 samt 2023 i det skogsbestånd på Teg (mellan Fågelstigen/Metaregränd och Teks äldreboende) där även busksångare noterats. Rosenfinksobservationer har också gjorts i naturmark och park norr om detta område mot Kyrkbron. Sammantaget är det ovisst hur många häckande par som finns på norra Ön och Östteg, men observationer av två och även tre samtidigt sjungande hanar ger en fingervisning om att det högst troligt är fler än par som häckar i närområdet, åtminstone vissa år.

Påverkan vid planerad exploatering

Vid avverkning av skogsmark inom det utpekade arbetsområdet för bro- och vägförbindelsen kommer en liten andel av lämpliga livsmiljöer att avverkas på Ön. Delar av det björkbestånd med lämpliga biotoper där arten noterats på Östteg kan också komma att avverkas då det faller inom arbetsområdet. Sammantaget kan vissa potentiella häckningsmiljöer för enstaka par komma att försvinna i och med exploateringen men att det fortsatt torde finnas lämpliga biotoper i norra Öns strandskogar, bryn och andra liknande igenväxningsmiljöer med lövträd och buskar.

Påverkan på populationsnivå

Rosenfinken är i dagsläget en så pass sparsamt förekommande art i Västerbotten, att varje par och dess häckningsmiljö har ett värde för att den lokala och regionala populationen ska fortsatt kunna vara livskraftig. Sannolikt finns en liten koloni på norra Ön som riskerar att försvinna. Dalgången längs nedre Umeälven utgör kärnområdet för utbredningen inom Umeå kommun, varifrån en spridning kan ske om den negativa populationstrenden regionalt och nationellt vänder uppåt.

I älvslandskapet finns det dock förhållandevis gott om lämpliga häckningsbiotoper för rosenfink. Det är heller inte sannolikt att det är lämpligt habitat som har lett till artens populationsnedgång. Till detta kan fogas att arten inte tycks ha haft någon tydligt negativ populationstrend på lokal nivå.

Sett till exploateringens begränsade markanspråk och den starka indikation som finns av att rosenfinkens populationsutveckling i stort tycks frikopplad från tillgång på häckningsbiotoper nationellt bedöms det inte föreligga någon betydande risk för påverkan av betydelse för återupprättande av en tillfredsställande populationsnivå.

Möjliga anpassningar, skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder

Den långsiktiga påverkan på arten på norra Ön beror också på den långsiktiga markanvändningen i arbetsområdet. Rosenfinken kan häcka även i sly- eller ungskogsmiljöer varför det under förhållandevis korta tidsperspektiv kan återskapas lämpliga miljöer för denna art efter avslutade arbeten. Kompensationsåtgärder kan annars göras i andra områden. Men frågan är om sådana åtgärder är motiverade sett till att rosenfinken har ganska låga habitatkrav och ibland gör sig hemmastadd också i mer påverkade miljöer som inte är särdeles ovanliga på landskapsnivå (ibland till och med ungskog på hyggen).

3.2.2.12 Rödvingetrast

Ekologi, status och förekomst

Rödvingetrasten häckar främst i barr- och björkskog, men förekommer i de flesta typer av skogsmiljöer. Denna trast är en allätare och äter framför allt maskar, sniglar och insekter i alla utvecklingsstadier. Om hösten äter den även bär av olika slag, men dessa utgör en mindre andel av dess födointag än hos många andra trastar som häckar i norra Palearktis. Boet brukar ligga lågt och byggs av honan, gärna i stamklykan på en knotig björk, intill stammen på en låg och tät unggran eller på en stubbe. Som bomaterial används fina kvistar, gräs, mossor och liknande växtdelar, som "bakas" ihop med lera eller jord i botten. Insidan av själva boskålen brukar fodras med finare grässtrån. Äggen läggs i slutet av maj i Västerbotten, andrakullar under juli förekommer ofta.



Det svenska beståndet av rödvingetrast uppskattades 2018 till cirka 797 000 par. Arten är rödlistad i kategorin *Nära hotad*. Minskningstakten i landet som helhet ligger på 42 procent mellan åren 2002 och 2021, men tycks ha dämpats under senare år. Orsaken till populationsnedgången är inte känd, men klimatförändringar som pressar utbredningsområdet norrut kan vara en förklarande faktor.

Stammen i landskapet Västerbotten uppskattades till cirka 75 000 par 2012. Inom ett 9,8 kvadratkilometer stort landområde inom och i anslutning till Umeälvens deltaområde ökade stammen av rödvingetrasten från 97 revir 1997 till 129 revir 2018. Arten är alltså en karaktärsfågel i lämpliga miljöer över stora delar av Västerbottens län.

Påverkan vid planerad exploatering

Vid häckfågelinventering av stora delar av Ön och Östteg 2017 återfanns åtta revir av rödvingetrast. I ett av dessa revir, som ligger inom arbetsområdet på norra Ön och Östteg, skulle skogsmarken minska påtagligt och det är troligt att arten kan försvinna från detta. Ett ytterligare revir i den angränsande aspskogen påverkas i liten utsträckning. I övrigt ingår goda födosöksområden i de öppna gräsmarkerna vid tidigare brukshundsklubben, åtminstone i det korta perspektivet.

Påverkan på populationsnivå

Alltjämt har rödvingetrasten en livskraftig population över stora delar av Västerbotten; i många skogstyper i vårt län är den en karaktärsart. Det föreligger i nuläget inget tydligt behov av särskild hänsyn eller åtgärder för enskilda par av rödvingetrast med syfte att upprätthålla eller vända populationsnedgången. Den påtagliga minskning som skett i vårt land som helhet under senare år (minus 42 procent mellan åren 2002 och 2021) gör att rödvingetrasten och dess populationer lokalt och regionalt bör övervakas och kartläggas mer noggrant framöver om minskningen synes fortsätta.

3.2.2.13 Spillkråka

Ekologi, status och förekomst

Spillkråkan lever i barr- eller blandskog men även i ren lövskog. De tätaste populationerna förefaller finnas i äldre, variationsrik blandskog med gott om död ved och gamla träd. Varje par utnyttjar 400–1 000 hektar skog beroende på skogens kvalitet (glesast i ensartade norrlandsbarrskogar). I optimal biotop finns dock betydligt tätare populationer (ett par per 100 hektar). Så länge det finns tillgång till grova träd inom reviren tycks mer eller mindre stora inslag av kalhyggen inte utgöra något problem. Mejslar på våren (mars–maj) ut ett stort bohål i levande eller döda träd med stamdiameter på minst 30–40 cm i brösthöjd. Häckar relativt ofta även i gamla bohål. Bohålen utnyttjas av en mängd djurarter förutom spillkråkan, exempelvis storskrake, salskrake, knipa, skogsduva, ugglor, kaja, stare, mård, ekorre och fladdermöss. Spillkråkan är således en nyckelart i boreala skogar. Vanliga boträd är asp, men också tall. Födan utgörs av vedlevande insekter, myror, och spindlar. Födosöker ofta lågt i träd, på stubbar med mera (gärna i rotrötad gran efter hästmyror), inte sällan på kalavverkade ytor. Vintertid är gråalen, främst äldre döende träd, ett viktigt födosöksträd för spillkråkan, där halsstekellarver är den främsta födokällan. De hästmyror som spillkråkan till stor del lever av under övriga delar av året, är ofta täckta av snö under vintern i sina förekomster i stubbar och granarnas basala delar.

Spillkråkan är rödlistad i kategorin *Nära hotad*. Sveriges samlade population av arten beräknades till cirka 24 000 par 2018, med en negativ populationstrend på åtta procent för de senaste tio åren. Minskningen för spillkråka kan härledas till storskalig markanvändning, främst alltför intensivt skogsbruk. Medan arten kan bita sig kvar även i områden med intensivt skogsbruk får det hållas som mycket troligt att arten missgynnas när de bästa födosökningsområdena i äldre naturskog minskar och andelen tät ungskog ökar på landskapsnivå.

Stammen i Västerbottens landskap skattades till cirka 1 200 par 2012. Vid en inventering i lövskogsdominerade miljöer i södra och mellersta Västerbotten våren 2016 återfanns 30 spillkråkerevir inom det 15 644 hektar stora inventeringsområdet. Detta i områden som är lövskogsdominerade. De flesta paren lever dock i områden som är barrträdsdominerade.



Spillkråkan har haft ett fast revir på norra Ön åtminstone mellan 2019-2021, som hade sin kärna i de aspdominerade dungar som hittas cirka 100 meter söder om före detta Brukshundklubbens lokaler. Bofynd har gjorts i aspar i denna dunge. I skrivande stund har det dock inte gjorts några observationer av arten på Ön sedan november 2021. Då norra Ön i övrigt tycks ha varit flitigt besökt under mellanliggande år med mängder av inrapporterade artobservationer kan man misstänka att reviret inte längre är aktivt.

Påverkan vid planerad exploatering

Genomförs bro- och vägbygget kommer förhållandevis små arealer livsmiljö för spillkråkan i form av lövskog att försvinna. Arealförlusten på Ön är motsvarande som för den mindre hackspetten dvs. omkring 1 hektar. Det är dock inte känt om spillkråkan nyttjar området på Östteg i någon betydande utsträckning. Spillkråkan kan däremot nyttja de barrblandade bestånden på mellersta Ön i en helt annan utsträckning i jämförelse med den mindre släktingen. Om vi utgår ifrån att skogsbestånden i reviret är mer eller mindre optimala för arten så kommer cirka 3% av reviret att påverkas vid avverkning inom hela arbetsområdet. Det är fullt möjligt att andelen är mindre än så om reviret skulle omfatta mer än 100 ha skogsmark.

Påverkan av ett ökat besöksstryck av cyklister och fotgängare kan också nämnas. Spillkråkan kan ses som en skygg fågel som kan skrämmas upp även på längre avstånd och därmed kan påverkas negativt vid idelig störning under häckningstid. Häckningar sker förvisso i naturreservat och liknande med ett visst besöksstryck men mer sällsynt i helt tätortsnära områden. Det är vanskligt att förutsäga huruvida den ökade besöksfrekvensen på Ön kan leda till försämrade häckningsmöjligheter för arten, kanske kommer boträd väljas på större avstånd från det nya stråket. Det mest sannolika bedöms vara att det skulle finnas fortsatta möjligheter för häckning av spillkråka på Ön.

Påverkan på populationsnivå

Mot bakgrund av att spillkråka inte observerats på Ön under senare år får det betraktas som osannolikt att livsmiljöerna på Ön har stor betydelse för den lokala populationen i nuläget. Planerade markanspråk skulle därtill endast påverka en liten procentandel av att teoretiskt spillkråkarevir. Sammantaget bedöms det inte föreligga risk för påverkan på populationen av spillkråka på lokal, regional eller nationell nivå.

Möjliga anpassningar, skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder

I möjligaste mån kan arbetsområdet justeras så att påverkan på skogsmark reduceras. Grova lövträd och särskilt vissa trädslag (gråal, grov asp) bör bevaras så långt möjligt. Där möjligt kan låg- eller högstubbarna av avverkade träd lämnas kvar i marken med tanke på att spillkråkan ofta äter hästmyror som koloniserar sådant substrat. Återintroduktion av viktiga trädslag kan prioriteras vid återetablering av skogsmark i delområden som ska avverkas och sedan åter bli naturmark.

3.2.2.14 Stenknäck

Ekologi, status och förekomst

Stenknäcken häckar huvudsakligen i rik, flerskiktad löv- och blandskog samt i parker, ofta i högstammiga och lummiga bestånd. Träslagssammansättningen varierar stort över landet, viktigt är dock att det finns bärande träd i reviret, i norra Sverige särskilt hägg. Större delen av beståndet i norra Norrland är flyttfåglar. I Västerbotten ligger häckningsplatserna i områden med älvsbrinkar och vattendrag längs vars stränder det finns rika bestånd av hägg. Ungarna matas huvudsakligen med fjärilslarver. Boet är förvånansvärt stort för en så pass liten fågel och placeras i en grenklyka på varierande höjd. Häckning kan ske med solitära bon men ofta i mindre kolonier. Arten kan häcka i lösa kolonier och försvarar inte sitt revir efter att parbildning är klar. Hemområdena kan därför ha otydliga avgränsningar. I optimala urskogsmiljöer i Polen är arten bland de vanligaste häckfåglarna med endast små hemområden kring 0,2–0,5 ha, i suboptimala häckmiljöer i samma land var motsvarande områden omkring 1,5 ha-2 ha (Tomialojc 2005). Det kan spekuleras i att födosök under häckningsperioden i Västerbotten (som ligger på utbredningsområdets norra rand) sker över större arealer.



Artfakta anger dock att "mängden lövträd inte behöver vara särskilt stort", vilket förmodas syfta på svenska häckningsförhållanden.

Arten är inte rödlistad eller upptagen i bilaga 1 till EU:s Fågeldirektiv men eftersom stenknäcken har en mycket begränsad stam i Västerbotten och lever på gränsen av sitt naturliga utbredningsområde har arten medtagits i detta sammanhang. Den svenska populationen av stenknäck uppskattades till cirka 35 000 par 2018, med en utveckling som var tydligt positiv under åren 2012–2021 för landet som helhet. Stenknäck har häckat regelbundet i Västerbotten sedan 1978. Stammen i Västerbotten bedömdes till cirka 25 par 2012. De flesta av dem häckar i anslutning till Umeälvens nedre lopp, som är ett av få områden i Västerbotten där för arten riktigt lämpliga miljöer återfinns. Vid inventering av ett 9,8 kvadratkilometer stort landområde i Umeälvens deltaområde 1997, gjordes endast ett ströfynd av ett ensamt ex, medan det 2018 karterades tre revir inom samma område. Även i Västerbotten tycks utvecklingen av stammen vara svagt positiv även om den lokala populationen är fortsatt fåtalig.

Vid häckfågelinventering på Ön 2017 karterades ett revir, i den stora aspdungen strax söder om Brukshundklubbens före detta lokaler. Två par noterades i området vid ett tillfälle. Även i mitten av april 2023 inrapporterades två par från området. Arten har också noterats vid det planerade brofästet på Östteg vid två skilda tillfällen, men ej vid inventeringen 2017. Det kan förmodas att dessa individer hör till det eller de par som häckar på Ön men det går inte att veta med säkerhet.

Påverkan vid planerad exploatering

Det utpekade arbetsområdet kan medföra viss avverkning i en kantzon av det aspdominerade skogsparti där arten noterats häcka, men endast små arealer av lämpliga livsmiljöer påverkas. Totalt cirka 2 hektar lövskog kan påverkas totalt, men troligen mindre arealer av riktigt värdefull skog för stenknäck.

Enskilda värde träd av för arten viktiga trädslag som hägg samt skogslönn har registrerats inom en inventerad korridor kring den planerade bro- och vägförbindelsen (på Ön och Östteg) och kan komma att fällas (Tyréns 2025). För stenknäcken är det dock tänkbart att även träd av klenare dimensioner har stor betydelse, och dessa har inte registrerats som värde träd.

Sammantaget så kommer planerade avverkningar medföra en viss förlust av lövskogsbiotoper inom eller direkt angränsande aktiva revir av häckande stenknäck men då en betydande andel av de mest värdefulla och frodiga strandskogspartierna kommer finnas kvar så är minskningen troligen inte så avgörande att arten slutar häcka på Ön helt och hållet.

Påverkan på populationsnivå

Varje par som försvinner från den lilla stammen i Västerbotten medför en markant minskning av stammen med några procent. Sett ur lokal och regional synvinkel kan den lilla population som funnits i många år på norra Ön därför ses som mycket skyddsvärd. I Västerbotten är arten tydligt knuten till lummiga lövskogsbestånd med inslag av hägg, detta är en ovanlig biotop som utgör en bristmiljö på landskapsnivå. Då markanspråket i detta fall är förhållandevis litet bedöms enskilda revir inte påverkas på ett avgörande sätt och då heller inte den större populationen på lokal, regional eller nationell nivå.

Möjliga anpassningar, skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder

Även om påverkan är förhållandevis liten kan det övervägas potentiella kompensationsåtgärder motsvarande den habitatförlust som uppstår, i första hand går det att plantera ersättningsträd av hägg som kan nyttjas av födosökande stenknäck. Detta kan lämpligen ske på norra Ön eller Östteg eller i andra hand på landskapsnivå i andra älvnära områden. Andra träd eller buskar som är begärliga kan vara fågelbär, lönn, rosor (nyponrosor) med flera.



3.2.2.15 Svartvit flugsnappare

Ekologi, status och förekomst

Den svartvita flugsnapparen häckar framför allt i löv- och blandskog, i mindre utsträckning i ren barrskog samt i trädgårdar och parker. Biotoper som exempelvis skogsbryn, lövängar och barrskogsbeten är andra miljöer där arten återfinns. Arten lever uteslutande av insekter. Förutom i de klassiska holkarna, bor många par i håligheter i träd, både naturligt uppkomna sådana och i gamla hackspettsbon. Som för så många andra hålhäckande arter är tillgången på lämpliga boplatser en av de viktigaste begränsande faktorerna. Den stora tillgången på holkar i trädgårdar och parker har gjort att den, jämte mesarna, blivit en av de vanligaste trädgårdsfåglarna. Normalt är tillgången på naturligt förekommande trädhål betydligt större i löv- än i barrskogsmiljöer, vilket skulle kunna förklara varför arten är klart vanligare i lövskog.

Svartvit flugsnappare är rödlistad i kategorin *Nära hotad*. Dess biotoper påverkas negativt av borttagning av lövträd, avverkning av äldre träd samt närvaro av förvildade tamdjur, exempelvis katter. Den svenska stammen beräknades omfatta 1 122 000 par 2018. Populationstrenden, som varit negativ och fallande sedan mitten av 1980-talet, tycks nu ha planat ut och möjligen även vänts till en viss ökning. Stammen i Västerbotten beräknades till cirka 75 000 par 2012. Inom ett 9,8 kvadratkilometer stort fastlandsområde inom och i nära anslutning till Umeälvens deltaområde minskade antalet revir av svartvit flugsnappare från 61 år 1997 till 58 år 2018.

Vid inventering av Ön 2017 återfanns sju revir av arten. Arten har så gott som årligen rapporterats från området kring Brukshundsklubben, och en häckning noterades år 2024.

Påverkan vid planerad exploatering

Ett revir ligger inom arbetsområdet för bro- och vägförbindelsen – delen på Östteg. Det är tänkbart att detta försvinner då en stor andel av träden inom reviret försvinner.

Påverkan på populationsnivå

De häckande par som kan påverkas utgör en mycket liten andel av den lokala populationen. Arten häckar i Umeå i både mycket urbana miljöer och i helt nybyggda bostadsområden där lämpliga holkar finns uppsatta.

Möjliga anpassningar, skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder

Fällning av hålträd inom arbetsområdet kan kompenseras genom utsättning av fågelholkar.

3.2.2.16 Vitryggig hackspett

Ekologi, status och förekomst

Vitryggig hackspett är starkt förknippad med lövskogsrika landskap (i genomsnitt 75 till 93 procent lövträd), där äldre bestånd av asp, björk, gråal och sälg är särskilt viktiga. Ursprungliga biotoper är brandfält, lövbrännor, strandskogar, sumpskogar, igenväxande kulturmarker och ravinlandskap. En spridning i art- och ålderssammansättning i skogsbestånden är ofta påtaglig. Döda och döende träd är en nyckelfaktor vid artens näringssök och bobyggande. Reviren är ofta starkt uppsplittrade, men då är lövets kvalitet hög, det vill säga rikt på död ved och vedinsekter.

Vid direktobservationer av födosökande vitryggiga hackspettar har man funnit att arten visar en stark preferens för lövträd. Ved- och barklevande insekter utgjorde 79 procent av födan och cirka 50 procent var skalbaggs-larver. Även under ungmatningstiden, när insektstillgången i övrigt är god, utgjorde vedinsekter 50 procent av födan eller mer. Arten är lättast att observera och inventera när den hävdar revir (trummar), vilket i Västerbotten är från mitten av mars och ungefär en månad framåt. Bobyggnad påbörjas i april till i början av maj och ungarnas utflygning sker i början av juni i Västerbotten. I Sverige blir vanligtvis två ungar flygga per lyckad häckning. Senaste forskning ifrån Norge visar att ett par fåglar under häckningstid födosöker över ett



cirka 150 hektar stort område. Vinterreviret är i snitt 450 hektar och vissa hanar rör sig över hela 650 hektar stora områden. Om lämpliga biotopelement är uppsplittrade kan födosök ske över åtskilliga kvadratkilometer.

Vitryggig hackspett är en av de mest sällsynta och fåtaliga häckande arterna i Sverige. I slutet av maj 2023 bestod den kända svenska stammen av vitryggig hackspett av 20 – 21 under våren lokaliserade par. Av dessa återfinns fyra längs nedre Dalälven, tre i Västernorrlands län, elva till tolv par i Västerbottens län samt två par i Norrbottens län. Därtill har det under inventeringar under våren 2023 hittats en handfull ensamma fåglar kring nedre Dalälven, en hona i Värmlands län, cirka tolv individer i Västerbotten samt fyra individer i Norrbottens län.

Vitryggig hackspett har vid flera tillfällen observerats på Ön, däremot har inga häckningar noterats och området har inte ingått inom kända revir, åtminstone inte som ett kärnområde. Under våren 2017 återfanns en ensam hanne på Ön vid tre tillfällen, varav ett då arten genomförde revirhävdande trumningar och två tillfällen då arten noterades födosöka. Vitryggig hackspett har åren 2018–2023 inventerats av en av författarna till denna rapport över hela Ön varje år i slutet av mars till mitten av april, utan att kontakt gått att få med någon enda individ. Inte heller har några färska hackspår återfunnits av arten i de mer översiktliga eftersök som gjorts i lövträd över hela Ön under dessa år. Vissa trovärdiga observationer av vitryggig hackspett har dock rapporterats in från Ön till Artportalen under senare år.

Både nedströms och uppströms Umeälven, från Ön sett, finns det i dagsläget fasta revir av vitryggig hackspett. Det är möjligt att någon eller några av de vitryggar som häckar i närområdet födosökt på Ön i högre utsträckning än vad kända observationer anger.

Påverkan vid planerad exploatering

Den habitatanalys som Umeå kommun tagit fram 2023 ger i sammanhanget värdefull information som underlag för bedömningen av påverkan på vitryggig hackspett i ett större sammanhang. I habitatanalysen redovisas de ytor med bäst potential för vitryggen i och kring Umeå och nedre Umeälven med ett så kallat habitatindex. Vid bedömning av habitatvärde analyseras respektive yta utifrån sitt geografiska läge i förhållande till andra lövskogsytor. Områden med högst habitatvärde är således de med koncentration av sammanhängande äldre lövskogsmiljöer inom ett potentiellt revir. Habitatanalysen får ett ganska förväntat och logiskt utfall i det att de högsta habitatvärdena finns i två skilda värdekärnor, varav ett kring Umeälvsdeltat med förlängning upp till södra Ön och det andra i lövskogar längs Umeälven från Baggböle till Sörfors.

Inom utpekad arbetsområde på norra Ön förekommer befintliga lövskogar med högsta och näst högsta habitatindex. Lövskogarna på norra Ön är i storleksordningen 20 ha och bör inte vara tillräckligt stora för att utgöra ett eget revir för vitryggen. Det sammanlagda habitatvärdet beaktat landskapskonnektivitet är i den näst högsta kategorin (100–150 ha tillgänglig lövskog inom 500 ha). Utifrån detta tycks Ön utgöra ett gränsfall till att vara del av ett fullgott revir för vitryggen - som grovt beskrivs som minst 150 ha lämplig livsmiljö inom ett område på 500 hektar. Resultaten erbjuder en förklaring till det observerade tillståndet att vitryggen i nuläget inte har ett fast revir på norra Ön men väl på några andra platser med högre habitatvärde. Dock ska det kanske inte dras för stora växlar på resultaten; häckningsförsök har under senare år bevisligen gjorts även i områden som inte hamnar i kategorin med högsta habitatvärde.

Eftersom det vid tidpunkten för när dessa rader skrivs veterligen inte finns någon vitryggig hackspett som håller ett fast revir på någon del av Ön, går det inte att med säkerhet hävda att det finns någon specifik individ eller något häckande par av arten som skulle påverkas på ett avgörande sätt av genomförandet av den nya bro- och vägförbindelsen och tillkommande avverkningar i arbetsområdet.

Om man ser mer specifikt på påverkan på potentiella livsmiljöer kan det uppstå avverkning av cirka 2 hektar av lövskogsbestånd som utgör goda eller mycket goda födosöksmarker för denna art. Detta minskar i någon utsträckning möjligheten att ett permanent revir skulle etableras kring Ön och Östteg i framtiden, men skillnaden gentemot dagens situation är liten till marginell. Denna areal utgör ungefär 2% av livsmiljöerna inom ett häckningsrevir.



Påverkan på populationsnivå

Vitryggig hackspett är en så pass hotad och fåtalig art att påverkan även på enskilda par kan betraktas som ett hot för populationen även på nationell nivå. I nuläget kan det dock inte ses en risk för direkt påverkan på kärnområdet för något häckande par av vitrygg utifrån planerad exploatering för broar och GC-väg. Området är i nuläget inte del av ett fast revir och antalet observationer av arten har varit förhållandevis fåtaliga över tid. Med tanke på att markanspråket på goda vitryggsmiljöer är litet och då fågeln inte har något befintligt revir i området bedöms projektet inte medföra ett försvårande av betydelse för återupprättande av artens populationsnivå. Däremot är det ett exempel på en småskalig reduktion av goda vitryggsmiljöer som bör undvikas, eller kanske kompenseras för, om arten på lång sikt ska kunna finnas kvar i kommunen.

Möjliga anpassningar, skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder

I första hand bör avverkning av värdefulla lövskogbestånd undvikas och reduceras. Vitryggig hackspett är också ett exempel på en art som kan gynnas av olika typer av naturvårdande skogsskötsel. I första hand åtgärder som främjar andelen lövträd i ett skogsbestånd såsom selektiv utgallring av barrträd (särskilt skuggande gran). Under rätt förutsättningar kan sådana åtgärder förbättra habitatet för denna art på kort tid, särskilt när gran huggs bort från äldre löv- eller blandskogar. Den gynnsamma effekten består i första hand av en större solinstrålning som kan öka produktionen av vedlevande insekter. För att kortsiktigt öka mängden död ved kan lövträd ringbarkas. När liknande åtgärder görs i ungskog kommer det dock inte utgöra ett lämpligt habitat förrän på ganska lång sikt (flera decennier). Åtgärderna kommer i många fall också att behöva återupprepas när barrträden åter vandrat in i ett bestånd. Andra kompletterande åtgärder för vitryggen är också tänkbara såsom hydrologisk restaurering av lövsumpskogar.

Umeå kommuns åtgärdsprogram för vitryggig hackspett innehåller ovan nämnda åtgärder och kommer förmodligen vara gynnsamt för den lokala populationen av vitryggig hackspett. Många av de planerade åtgärderna kommer först på sikt att få effekt och för många av åtgärdsområdena kan det krävas flera decennier innan målbilden med riktigt bra vitryggsbiotoper uppnåtts. Ekström m.fl. (2024) har visat att vidtagna åtgärder för att gynna vitryggig hackspett i Mellansverige efter ett till två decennier bara delvis uppnått målbiotopbilden och kräver upprepade åtgärder.

3.2.2.17 Ärtsångare

Ekologi, status och förekomst

Ärtsångaren föredrar miljöer som ligger på gränsen mellan slutna skog och helt öppna områden, exempelvis buskrika kantzoner, igenväxande inägor, buskrika betesmarker, unga tall- och granplanteringar, trädgårdar och häckar. En särskild omtyckt miljö är enbuskrika hagmarker. Ärtsångaren uppträder vid naturliga gläntor inne i skog, framför allt i ren lövskog, men den finns även vid solbelysta gläntor i blandskog och till och med i rena tallbestånd, särskilt om förekomsten av enbuskar eller uppväxande, täta granar är god. Den tycks ha krav på att det inom reviret ska finnas åtminstone enstaka högre träd. Boet placeras på upp till 2,5 meters höjd i täta buskage av taggiga buskar eller träd. Endast anekdotiska uppgifter från Storbritannien har hittats angående revirstorlek med en variation mellan 0,6–2,4 ha.

Ärtsångaren är rödlistad i kategorin *Nära hotad*. Den svenska ärtsångarstammen uppskattades 2018 till cirka 145 000 par, med en minskningstakt mellan 2002 och 2021 på 35 procent. Populationen i landskapet Västerbotten bedömdes ligga på cirka 3 000 par 2012. Inom ett 9,8 kvadratkilometer stort landområde inom och i nära anslutning till Umeälvens deltaområde minskade antalet revir av ärtsångaren från 13 år 1997 till tio 2018; vilket tycks vara i linje med den nationella trenden.

Ett relativt vidsträckt revir av ärtsångare karterades vid inventering av ÖN 2017 som till stor del gjordes söder om det planerade påverkansområdet. Arten har dock rapporterats från området kring brukshundsklubben under spridda år, och så sent som 2024, och troligen kan det vissa år finnas revir som omfattar även dessa områden – där det förekommer lämpligt habitat för denna art.



Påverkan vid planerad exploatering

De observationer som gjordes 2017 låg utanför påverkansområdet. Det finns dock lämpliga bryn och varierade buskmiljöer där arten rapporterats kring brukshundsklubben som i liten utsträckning kan påverkas i samband med byggnation av broar och GC-väg. Det får dock ses som troligt att tidigare karterade reviret kommer finnas kvar och att påverkan på arten kan förväntas vara ringa.

Påverkan på populationsnivå

Lokalt är ärtsångaren en kanske oväntat sparsamt förekommande fågel på lokal nivå sett till goda förutsättningar i form av tillgängligt habitat. Arten tycks ha minskat något i närområdet på senare tid liksom nationellt. Med tanke på att det inte förväntas någon tydligt negativ påverkan på det förekommande reviret förväntas heller ingen negativ påverkan i ett vidare perspektiv på artens population.

3.2.3 Arter som omfattas av 4 a § artskyddsförordningen

4 a § artskyddsförordningen omfattar ett skydd för vissa djurarter.

"4 a § Det är förbjudet att, i fråga om sådana vilt levande djurarter som har markerats med N eller n i bilaga 1,

1. avsiktligt fånga eller döda djur,
2. avsiktligt störa djur, särskilt under djurens parrings-, uppfödnings-, övervintrings- och flyttperioder,
3. avsiktligt förstöra eller samla in ägg i naturen, och
4. skada eller förstöra djurens fortplantningsområden eller viloplatser.

Förbudet gäller alla levnadsstadier hos djuren.

Förbudet gäller inte jakt efter däggdjur. I fråga om sådan jakt finns bestämmelser med motsvarande innebörd i jaktlagen (1987:259) och jaktförordningen (1987:905). Förbudet gäller inte heller fiske. I fråga om fiske finns bestämmelser med motsvarande innebörd i förordningen (1994:1716) om fisket, vattenbruket och fiskerinäringen. Förordning (2022:928)."

EU-kommissionen har förtydligat att ovanstående förbud gäller på individnivå. Det innebär att tidigare svensk praxis, där hänsyn till påverkan på bevarandestatus beaktades vid bedömningen om huruvida förbuden aktualiserades, ej var förenlig med Art- och habitatdirektivet. Bedömning av påverkan på bevarandestatus för de arter som omfattas av 4 a § ska göras först i samband med ansökan om artskyddsdispens enligt 14 § artskyddsförordningen.

Gällande 4 a § punkt 4 så har Naturvårdsverket definierat specifika fortplantningsområden och viloplatser för respektive art som omfattas av 4 a § (Naturvårdsverket 2009). För tillämpning av denna punkt ska kontinuerlig ekologisk funktion (KEF) upprätthållas. KEF definieras som *"den ekologiska funktion en livsmiljö normalt ständigt tillhandahåller åt en art, till exempel som skydd eller födosökningsplats"*. Begreppet syftar till att skydda viloplatser och fortplantningsområden konsekvent över tid, men tillåter sådan påverkan som är oväsentlig. Som ett exempel kan fladdermöss bilda kolonier i vindsutrymmen. Takomläggning kan därför medföra ansökan om artskyddsdispens. Ifall arbetet kan slutföras under vintern då fladdermössen vistas på annat håll (på övervintringsplatser) kan KEF trots detta upprätthållas och artskyddsdispens blir ej nödvändigt.

I resterande del av avsnittet görs artvisa påverkansbedömningar som omfattar de arter som listas i tabell 2. Alla fladdermusarter hanteras gemensamt i avsnitt 3.2.3.1.



Tabell 2. Arter som omfattas av 4 a § som påträffats på Ön. Rödlistekategorier anges med förkortningarna LC= Livskraftig, NT= Nära hotad.

Art/artgrupp	Vetenskapligt namn	Rödlista	Status	Påverkansrisk
Brunlångöra	<i>Plecotus auritus</i>	NT	Potentiellt förekommer en koloni i eller i närheten av utpekat arbetsområde.	En mindre förlust av födosöksmiljöer i bryn och skogsmark. Potentiell ökning av ljusförorening.
Gråskimlig fladdermus	<i>Vespertilio murinus</i>	LC	Tillfällig under migrationsperioden	Obetydlig påverkan.
Mustasch/-tajgafladdermus	<i>Myotis mystacinus/brandtii</i>	LC	Potentiellt förekommer en koloni i eller i närheten av utpekat arbetsområde.	En mindre förlust av födosöksmiljöer i bryn och skogsmark. Potentiell ökning av ljusförorening.
Nordfladdermus	<i>Eptesicus nilssonii</i>	NT	Observationer som tyder på förekomst av en yngelkoloni har gjorts i en byggnad i närheten av planerat arbetsområde på norra Ön.	Obetydlig påverkan.
Större brunfladdermus	<i>Nyctalus noctula</i>	LC	Tillfällig under migrationsperioden	Obetydlig påverkan.
Trollpipistrell	<i>Pipistrellus nathusii</i>	LC	Tillfällig under migrationsperioden	Obetydlig påverkan.
Utter	<i>Lutra lutra</i>	NT	Arten tycks endast förekomma tillfälligt kring Ön.	Mycket lokalt sker exploatering av strandmiljöer samt störningseffekter vid byggnation av brofundamenten.
Vattenfladdermus	<i>Myotis daubentonii</i>	LC	Potentiellt förekommer en koloni i eller i närheten av utpekat arbetsområde.	En mindre förlust av födosöksmiljöer i bryn och skogsmark. Potentiell ökning av ljudförorening.

3.2.3.1 Fladdermöss

Ekologi, förekomst och status

På Ön har flera fladdermusarter noterats vid inventeringar och det har 2023 gjorts observationer som tyder på en koloni av nordfladdermus i ett hus på norra Ön. Möjligen har också brunlångöra eller någon av *Myotis*-arterna vattenfladdermus, mustaschfladdermus och/eller tajgafladdermus fasta boplatser på Ön, men detta är betydligt mer osäkert.

Mer tillfälligt, endast vissa år eller vid vissa tider på året, kan även arter som trollpipistrell, gråskimlig fladdermus och större brunfladdermus vistas i på och kring Ön – men antalet observationer av dessa arter har varit fåtaliga. Med tanke på att dessa arter troligen inte har fasta boplatser och att Ön i sig av allt att döma inte är av överskuggande betydelse heller i samband med migrationsperioderna så bedöms inte påverkan på dessa arter vidare utan fokus vid bedömningen läggs på de arter som kan leva mer stadigvarande på Ön.

Nordfladdermus är den överlägset vanligaste fladdermusarten i norra Sverige, och den arten med störst utbredning i landet, från Skåne till norra Norrbotten. Arten bildar yngelkolonier (där honorna föder sina ungar) i olika typer av byggnader. För övervintring nyttjas vissa byggnader, grottor, klippskrevor och blockfält. Nordfladdermusen är sedan år 2020 rödlistad i kategorin *Nära hotad* då en populationsminskning har kunnat fastställas på vissa platser i södra Sverige. Det är oviss om samma populationsminskning har inträffat i norra



Sverige. Artens bevarandestatus i boreal biogeografisk region bedömdes vara gynnsam för perioden 2013–2018 (Westling m.fl. 2019).

Brunlångöra hade tidigare påträffats 2016 samt 2018. Brunlångöra är mycket sällsynt på denna breddgrad och Umeå utgör potentiellt nordgränsen för utbredningsområdet. Arten är rödlistad som *Nära hotad* (NT) men är fortsatt en vanlig art i södra Sverige. Trender regionalt och lokalt är helt okända egentligen då arten endast under senare år kunnat konstateras genom inspelningar i länet. Brunlångöra har utöver på Ön också spelats in på ett fåtal platser längs älven samt på Holmön. Bland *Myotis*-arterna är tajgafladdermus och vattenfladdermus de vanligaste i Västerbotten, medan lokalt mer ovanliga arter som mustaschfladdermus inte heller kan uteslutas. Inte heller *Myotis*-arternas populationstrender och utbredning är helt kända regionalt, men det finns dock fynd av *Myotis* en bra bit upp i Norrbotten. Alla nämnda arter hade gynnsam bevarandestatus i boreal biogeografisk region under perioden 2013–2018 (Westling m.fl. 2019).

Nämnda fladdermöss födosöker generellt på flygande insekter i olika typer av öppna eller halvöppna miljöer, såsom bryn och gläntor, gräsmarker, skogsmark, sjöar och vattendrag. Brunlångöra, tajgafladdermus och mustaschfladdermus är ljuskänsliga arter och födosöker till större del i mörka, halvöppna till slutna miljöer såsom i skogsmark, trädgårdar, bryn, våtmarker samt vid vatten. Vattenfladdermus födosöker delvis i skogsmark men också tätt över öppet vatten. Under vissa tider på året, till exempel på våren och hösten, kan tillgången på föda för fladdermöss vara mer begränsad än under sommaren och ett större antal individer kan då i högre utsträckning samlas och födosöka i samma områden. Sådana områden som nyttjas på våren benämns ibland som nyckelbiotoper för fladdermöss, och utgörs typiskt av grunda näringsrika sjöar eller småvatten i anslutning till lövskog. Även grunda kustnära vikar, flador, kan fylla en sådan funktion, fast tycks göra det främst på hösten (Schneider och Fritzén 2020). Vid vissa inventeringar i älvlandskapet har små avsnitt av strandlövskog noterats som särskilt attraktivt för födosökande nordfladdermus under sensommaren (Umeå kommun 2014). Samma fenomen har dock inte konstaterats så tydligt på Ön vid utförda inventeringar.

Alla nämnda arter kan etablera yngelkolonier i trädhåligheter alternativt i byggnader av olika slag. Det är dock inte känt hur vanligt det är med etablerade yngelkolonier i träd i norra Sverige. Det kan dock förmodas att enskilda fladdermöss använder hålträd som daggömslen. Tyréns (2025) har noterat fästingar associerade med fladdermöss i ett av de karterade värdeträden längs den planerade bro- och vägsträckningen.

Alla våra fladdermöss i Sverige är i huvudsak nattaktiva. Vissa arter är särskilt ljusskygga och undviker upplysta miljöer helt. Frågan om ljusförening för fladdermöss är komplex och de negativa effekterna varierar beroende på plats och årstid. Förhållandena i norra Sverige är dessutom ännu ganska outforskade. Förmodligen är de ljusa sommarnätterna i norra Sverige besvärliga att hantera för fladdermöss och det är under yngelperioden under juni-juli som tillgång på mörker är särskilt viktig att beakta eftersom det är under denna period som fladdermushonorna är beroende av att kunna röra sig mellan kolonier och födosöksområden. Under denna tid behöver fladdermössen tillgång till mörka skyddade födosöksområden i exempelvis skogsmark och bryn.

Ön har många på förhand lämpliga födosökningsområden för fladdermöss och Ecocom (2016) har särskilt pekat ut strandskogarna samt de andra större lövskogsbestånden på Ön som de viktigaste fladdermusbiotoperna.

Påverkan vid genomförd exploatering

Den byggnad där en potentiell yngelkoloni av nordfladdermus noterats påverkas inte av den planerade bro- och vägförbindelsen eller angränsande arbetsområden. Strandskogspartier vid planerade brofästen kommer avverkas och även vissa andra mindre skogsbestånd inom arbetsområdet. Det är inte känt om det finns några kolonier av trädlevande fladdermöss i dessa träd, men det bedöms som osannolikt. Detta utifrån inventeringsresultat från området samt Tyréns kartering och bedömning av förekommande trädhåligheter. Samtidigt har indikativa fynd gjorts som visar på att enskilda fladdermöss åtminstone tidvis kan gömma sig i trädhåligheter.

Avverkning av strandskog kan medföra glapp i den skogliga konnektiviteten längs stränderna på Ön och Östteg. Om hela bredden som ritats ut i preliminära arbetsområden nyttjas medför detta att det skapas två



PELAGIA

öppna glapp om cirka 120 m där det i nuläget finns kontinuerlig strandskog. De mer ljuskänsliga arterna kommer under årets ljusa nätter att undvika att flyga över sådana öppningar. På detta sätt skulle det kunna bli svårare för vissa arter att nyttja strandskogar och andra födosöksområden kring Öns norra spets. En sådan problematik vore mest relevant i det fallet att det finns okända yngelkolonier av ljuskänsliga arter på Ön, vilket inte har bekräftats.

En viss ljusbarriär kan också uppstå förbi brofästen och längs G/C-vägar jämfört med dagens förhållanden beroende på hur belysningen kommer utformas i dessa områden. Utökad gatubelysning längs hela bro- och vägförbindelsen kan tänkas medföra negativa effekter för de mer ljuskänsliga arterna (främst brunlångöra och tajgafladdermus). Måhända är dock ljusförorening i det specifika fallet en underordnad fråga i förhållande till själva exploateringen/avverkningen av träd och buskar. Under migrationsperioden under sensommar är nätterna mörka och långa och samtidigt rör sig fladdermössen mer fritt i landskapet utan att vara lika bundna till särskilda boplatser och då finns förmodligen bättre möjligheter att kunna undvika enskilda ljuskällor.

Mot bakgrund av att det i första hand är fladdermössens boplatser som skyddas i artskyddsförordningen, och inte dess jaktmarker eller andra livsmiljöer, medför den planerade bro- och vägsträckningen inte någon större risk. I ett vidare perspektiv kan det uppstå vissa negativa effekter genom avbruten landskapskonnektivitet och viss ljusförorening, men sådana effekter kan endast på ett mer långsökt sätt knytas till förbudslagstiftningen i artskyddsförordningen. Icke desto mindre finns det möjliga försiktighetsmått och anpassningar som skulle kunna mildra sådana negativa effekter.

Möjliga anpassningar, skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder

Där småskaliga justeringar av arbetsområdet kan göras för att undvika påverkan på hålträd kan detta övervägas. Där fällning inte kan undvikas kan detta utföras under lämplig årstid (gärna under hösten) alternativt föregås av hålträdsinspektioner då det konstateras att inga fladdermöss befinner sig i trädet. Det mest sannolika kommer troligen vara att det inte förekommer fladdermöss i träden utan detta är i så fall en ren försiktighetsåtgärd.

För att upprätthålla långsgående kontinuitet kring Öns och Östtogs strandlinjer kan hänsyn tas vid utformning av partierna intill brofundamenten. Optimalt vore om det finns mörka (ej belysta) passager under brobanorna och att det efter byggperioden avslutats planteras buskar och träd i området kring brofundamenten för att återskapa konnektivitet för fladdermöss längs stränderna.

Det finns också flera anpassningar som är tänkbara för att minska ljusföroreningarnas effekt på fladdermöss. Ifall det finns ej upplysta passager vid strandkanten under brobanan kan risken för spridningsbarriärer förmodligen reduceras. Ljusspridningen kan också begränsas genom att lyktorna riktas ned mot marken. Det finns också exempel på rörelseutlöst gatubelysning samt att lyktor med rött sken har använts, då denna del av ljusspektrumet är mindre synligt för fladdermöss. Generellt bör frågan om ljusförorening ses ur ett större strategiskt perspektiv vid planering och det är meningslöst om åtgärder för att minska på ljusspridning görs på en punkt som omges av annan gatubelysning och privata upplysta fastigheter.

Det finns många andra tänkbara åtgärder för att gynna fladdermöss, även om de kanske inte nödvändigtvis motsvarar den påverkan som sker i det specifika fallet. Att öka mängden vatten, särskilt stillastående eller lugnflytande vatten, gynnar de flesta fladdermusarter genom en ökad tillgång på insekter. Etablering av våtmarker eller småvatten kantade med lövskog kan vara exempel på för fladdermöss gynnsamma biotopförbättrande åtgärder. Vissa skogsområden på Ön kan i nuläget ha för tät vegetation för att vara gynnsamt för nordfladdermus och även de mer manövreringsskickliga arterna. Att genomföra viss utglesning av lövskogar, exempelvis längs stigar, skulle således kunna vara positivt för fladdermöss som då kan nyttja dessa områden i större utsträckning, men detta kan ha negativa effekter för andra värden och arter i dessa miljöer.



3.2.3.2 Utter

Ekologi, förekomst och status

Uttern är ett medelstort däggdjur som lever i anslutning till sjöar och vattendrag; gärna med riklig förekomst av lättfångad föda. Arten lever till stor del av fisk (Bister & Aronsson 2006) och kan utgöra upp till 90% av utterns diet (Erlinge 1969). I mindre grad utgörs födan av kräftor, groddjur, små däggdjur och fåglar. Dieten återspeglar den tillgängliga födan inom utterns revir, varför det kan finnas en variation i dietens sammansättning.

En adult utter patrullerar mellan 28–45 kilometer strandlängd där hanar har större hemområden än honor (Naturvårdsverket 2011). Andra uppskattningar är att honor har hemområden med en diameter av 7–10 kilometer, medan hanars kan ha en diameter av 20 kilometer (Bisther & Aronson 2006). Medan honornas hemområden avgränsas utifrån förekomsten av bra födokällor är hanarnas hemområden främst parningsområden avgränsade för att omfatta flera honors hemområden. I norra Sverige har det dock noterats generellt sett större hemområden, upp till dubbla storleken, än de hemområden som uppmätts i södra Sverige (Naturvårdsverket 2011). Honor och hanar kan ha överlappande hemområden. Ett och samma område kan således användas för födosök av ett mindre antal adulta djur och ungdjur.

Utterpopulationen i Sverige har sedan några decennier börjat återhämta sig efter en kraftig nedgång under senare delen av 1900-talet. Arten är fortsatt rödlistad i kategorin *Nära hotad*, men kommer att tas bort från den nationella rödlistan vid bedömningen år 2025 enligt plan (SLU Artdatabanken 2020a). Uttern har i nuläget troligtvis en livskraftig situation i Västerbottens län med gynnsam bevarandestatus. Detta enligt muntliga uppgifter från anställda på Länsstyrelsen Västerbotten som omvittnar en mycket positiv populationsutveckling och geografisk spridning i länet (Erik Owusu-Ansah, pers. komm).

Spårning på vinterföre runt hela Ön har utförts vid tre tillfällen under vintern och vårvintern 2024. Den 26 februari 2024 noterades utterspillning vid ett brofäste. Vid de två påföljande tillfällena gjordes inga observationer av spår eller spillning. Spårförhållandena var dock mindre gynnsamma vid två av tre inventeringstillfällen då det föll mycket lite snö under februari-mars detta år. Tidigare år har ett flertal observationer av utter har rapporterats in till Artportalen kring Umeälven i angränsande områden till Ön, främst kring Broparken där det också vistas mycket människor. Observationerna har i övrigt gjorts under olika delar på året. En observation har gjorts av två samtida uttrar på våren, vilket skulle kunna vara en hona och fjolårsunge, men det finns inga säkra observationer av familjegrupper. En inrapporterad observation finns från älven kring Öns östra del från december 2025.

Påverkan vid planerad exploatering

Det finns endast enstaka observationer av utter från Ön, och ej på norra Ön. Det bör dock ses som sannolikt att uttrar då och då rör sig längs Öns stränder baserat på övriga kända observationer i närheten. Det är i första hand förekommande strandbrinkar längs med älven som kan nyttjas av arten, exempelvis som tillfälliga viloplatser i någon utgrävd hålighet. Den typ av strandkanter och brinkar som förekommer längs delar av Ön är utåt sett lämpliga platser för uttergryt. Begränsade partier av Öns stränder planeras att exploateras där brofundamenten ska anläggas, detta gäller även strandpartier på Teg och vid Broparken. Merparten av dessa strandbrinkar kommer dock att lämnas orörda.

Uttrarna förväntas inte påverkas påtagligt negativt genom denna lokala exploatering. Som nämnts ovan nyttjar uttrar ofta brofundament för revirmarkering och undviker alltså inte sådana platser.

Möjliga anpassningar, skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder

Vid utformning av broarna kan det övervägas om det finns behov av någon särskild passage där uttrar kan röra sig förbi även vid högförlödesförhållanden i älven. Sådana brukar dock främst installeras vid bilbroar där det föreligger risk för fordonskollisioner om djuren korsar färdbanan; denna risk föreligger inte på samma sätt vid den planerade gång- och cykelöverfarten.



3.2.4 Arter som omfattas av 8–9 § artskyddsförordningen

8–9 § artskyddsförordningen omfattar ett skydd för vissa specifika kärlväxter, mossor, lavar, svampar och alger, se lagtexter nedan.

”8 § I fråga om sådana vilt levande kärlväxter, mossor, lavar, svampar och alger som anges i bilaga 2 till denna förordning är det förbjudet att i den omfattning som framgår av bilagan

1. plocka, gräva upp eller på annat sätt ta bort eller skada exemplar av växterna, och
2. ta bort eller skada frön eller andra delar.

9 § I fråga om sådana vilt levande kärlväxter, mossor, lavar, svampar och alger som anges i bilaga 2 till denna förordning är det förbjudet att i den omfattning som framgår av bilagan

1. gräva eller dra upp exemplar av växter med rötterna, och
2. plocka eller på annat sätt samla in exemplar av växter för försäljning eller andra kommersiella ändamål.”

På Ön har två arter som omfattas av 8 § påträffats (finnros och blåsippa) samt en art som omfattas av 9 § artskyddsförordningen (revlumner) (Tabell 3).

Enligt juridisk praxis som härrör från de så kallade klinthagen-kriterierna (MÖD 2016:1) aktualiseras förbuden i 9 § artskyddsförordningen vid den typ av verksamhet som planeras (anläggande av bro- och GC-väg) endast ifall det uppstår en påverkan på artens bevarandestatus.

Tabell 3. Arter som omfattas av 8–9 §§ artskyddsförordningen som förekommer på Ön. Rödlistekategorier anges med förkortningarna LC= Livskraftig, VU=Sårbar.

Artnamn	Vetenskapligt namn	Rödlista	Fridlysningsbestämmelse	Förekomst på norra Ön	Påverkan för växtplatser vid planerad markexploatering
Blåsippa	<i>Hepatica nobilis</i>	LC	8 §	Ja	Nej
Finnros (ej verifierad artbestämning)	<i>Rosa acicularis</i>	VU	8 §	Ja	Sannolikt inte
Revlummer	<i>Lycopodium annotinum</i>	LC	9 §	Ja	Ja

3.2.4.1 Blåsippa

Ekologi, status och förekomst

Blåsippa är en liten kärlväxt som förekommer i skuggig eller halvskuggig skogsmark med näringsrik och väl-dränerad jordmån; ädellövskog, ängsgranskogar och liknande miljöer. Blåsippans skott växer ut från en flerårig jordstam. Arten blommar på våren men bladen är synliga länge därefter. Fröna sprids med hjälp av myror.

Blåsippans utbredning omfattar särskilt södra halvan av landet med spridda fynd längs norra Norrlandskusten. Naturliga förekomster i skogsmark i Västerbottens inland är fåtaliga och i hög grad knutna till näringsrika skogar, på kalkrik eller annan basisk berggrund med sydlig orientering (exempelvis Ersmarksberget, Stor-Orrberget). Det finns också flera fynd i strandnära lövskogar längs Umeälven (t.ex. vid Baggböle) som påminner om lövskogarna på Ön.

Ett flertal ytterligare fynd finns i Umeområdet, i löv- eller barrskogsbestånd av ängsartad typ (näringsrik jordmån), exempelvis längs i spridda små skogar vid Sofiehem, Äldhem, Berghem och Carlschem. Då arten är



PELAGIA

betydligt vanligare i stadsnära miljöer än i övriga Västerbotten är många av bestånden sannolikt självspridda från trädgårdsplanter, men detta kan också vara en spegling av tillgången på lämpliga livsmiljöer nära älven samt att många rapporterar in arten i tätbebyggda och frekventerade miljöer.

Det finns äldre inrapporterade fynd av blåsippan från Ön som inte angivit exakt fyndplats (från 2016). Under 2023 gjordes fynd i södra delen av det större aspskogsbestånd som finns centralt på norra Ön. Totalt 35 planter rapporterades in från tre olika punkter i detta skogsområde.

Påverkan vid planerad exploatering

Skogspartiet där blåsippan noterats med bättre geografisk precision ligger inte inom utpekat arbetsområde utan en bra bit därifrån. Det tycks således inte finnas någon anledning att misstänka att arten skulle påverkas på något betydande sätt vid planerade avverkningar och andra arbeten.

Avgränsning av lokal population

Vid avgränsningen av den lokala populationen ska spridningsförmågan beaktas. Blåsippor sprider sina frön med hjälp av myror. Generellt sett (inte specifikt för blåsippan) så sprider myror sprider frön ganska begränsade avstånd, upp till 2 m från moderplantan, även om längre avstånd också förekommer (upp till 180 m).

3.2.4.2 Finnros

Ekologi, status och förekomst

Finnros är en ovanlig rosa med en nordlig utbredning i Sverige. Enligt Artfakta utgörs artens optimala miljö av glesa skogar (varken för ljusa eller för mörka) med ytligt och rörligt grundvatten.

Finnros är en ovanlig och rödlistad art i kategorin *Sårbar*. I rödlistebedomningen anges att antal lokalområden i landet skattas till fyra samt att det inte finns tecken på betydande populationsförändring. Rödlistekategorin utgår ifrån kriterium D, det vill säga att populationen är mycket liten vilket gör arten känslig för påverkan eller slumpfaktorer. Populationstrenden anges av Artfakta som stabil eller svagt positiv.

Tidigare bekräftade fynd av finnros från Västerbotten är endast kända från Skelleftetrakten. 23 augusti 2023 påträffade biologen Per Hansson tolv planter av potentiella finnrosor i den större aspskog som finns inom på norra Ön (Artportalen). Plantorna har dokumenterats med bildmaterial. Vederbörande anger att tillfrågade experter har tillstyrkt att det kan röra sig om denna art, men att en helt säker artbestämning skulle kräva att observera växten i blom, alternativt kräva DNA-sekvensering.

Vissa av fynden av finnros i landet utgörs av självspridda trädgårdsexemplar. Givet att fyndet har gjorts förhållandevis nära bebyggelse och trädgårdar, kan det möjligen röra sig om en sådan trädgårdssrymning. Att det inte heller finns några kända fynd av arten i närområdet kan ses som en indikation på detta. Då rosor har effektiv fågelassisterad spridning, särskilt med trastar, är det också möjligt att migrerande trastar spridit denna art till Ön från en naturlig population. Potentiellt finns det fler ännu okända bestånd av denna art på andra platser i älvlandskapet.

Artskyddsbedömningen utgår ifrån försiktighetsprincipen, dvs. att artbestämningen är korrekt och att förekomsten ska behandlas som en naturlig population som omfattas av lagstiftningen.

Påverkan vid planerad exploatering

Växtplatsen med finnros har inte rapporterats in med hög geografisk noggrannhet, men är lokaliserad i områden som ligger inom förslag till ny detaljplan för bebyggelse på norra Ön (skriftligen Per Hansson). Biotopen anges som aspskog. Det större bestånd som avses påverkas endast i mycket liten utsträckning av planerad exploatering och då endast i en kantzon. Sannolikt kommer den misstänkta finnrosen alltså inte beröras av planerad exploatering.



Avgränsning av lokal population

Det finns inga kända fynd av finnros i Umeområdet. Även om finnros kan ha långväga spridning, finns inga andra bestånd som kan föras till samma lokala population.

Möjliga anpassningar, skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder

Den huvudsakliga anpassning som är tänkbar är att lämna växtplatsen för finnros intakt som naturmark. Indirekta effekter som påverkar lokalklimat och hydrologi bör inte förändra växtplatsen så att denna blir ogynnsam. Viss röjning eller ljushuggning har dock rekommenderats av Per Hansson för att gynna förekommande plantor.

Då finnros är en odlad trädgårdsväxt finns kunskap rörande möjligheten till kultivering och förökning. Det är möjligt att ta sticklingar alternativt att försöka driva upp rosen från frö. Att gräva upp eller dela växten och flytta den till en annan växtplats kan vara görbart för rosor även om det i sig tydligt går emot gällande skyddsbestämmelser.

3.2.4.3 Revlummer

Ekologi, status och förekomst

Revlumner är en lummerart som typiskt förekommer i frisk-fuktig skogsmark. Revlumner är i norra Sverige mycket vanlig och i Västerbotten är det för ett godtyckligt valt granskogsområde mer förvånande att inte påträffa revlumner än motsatsen. Revlumner är därtill en livskraftig art utan några utpekade hot. Lummerarter som grupp har dock otillfredsställande bevarandestatus i boreal biogeografisk region (Westling m.fl. 2019); det är dock inte känt i vilken utsträckning denna bedömning gäller revlumner eller övriga i Sverige förekommande lummerarter.

Flera fynd har gjorts av revlumner på Ön, detta enligt utförd naturvärdesinventering samt inrapporterade fynd till Artportalen. Koordinatsatta fynd finns i strandskogen längs Öns nordöstra del medan andra inrapporterade fynd har låg geografisk precision och omfattar hela eller stora delar av Ön.

Påverkan vid planerad exploatering

En av fem fyndplatser på Ön ligger inom det utpekade arbetsområdet. Det går inte att med tillgängligt underlag vara säker på ifall de inrapporterade fynden av revlumner hamnar i den strandskog som planeras att sparas eller i angränsande avverkningsplanerad skog, detta beror på hur bred remsa med strandskog som kommer sparas. Fyra av fem fyndplatser kommer dock att vara opåverkade. Möjligen kan det finnas ej beskrivna fyndplatser på Ön, vilka i övervägande utsträckning borde finnas i skogar som ej påverkas.

Avgränsning av lokal population

Avgränsning av lokal geografisk nivå för revlumner bör utgå ifrån artens specifika ekologiska förutsättningar för spridning. Flera geografiskt avgränsade delpopulationer (metapopulationer) kan utgöra en lokal population om det förekommer ett genetiskt utbyte sinsemellan.

Revlumner har liksom andra lummerarter en komplex livscykel där sporer är beroende av ett mykorrhizasamband med svamphyfer för att etablera ett första underjordiskt levnadsstadium (gametofyt). Utvecklingen av de växtdelar som finns ovan jord (sporofyt) är långdragen och kan ta flera års tid. Revlumner sprids antingen med sexuellt med sporer eller vegetativt så att ett stort bestånd kan bestå av en enstaka klon. Lummerarter har små vindspridda sporer som kan spridas flera kilometer eller mil. Lummerarter har dock i allmänhet svårigheter att etablera nya växtindivider genom sexuell spridning, vilket tydliggörs av att det efter intensiv plockning finns områden i södra Sverige med mycket liten förekomst av lumrar. Sådana avväganden skulle kunna motivera att den lokala geografiska nivån sätts restriktivt. Det händer dock att vissa arter påträffas i exploaterade miljöer såsom vägkanter, hyggen och liknande där det högst sannolikt rör sig om vindspridning med sporer.



Orkidéer har vissa likheter i livshistorik med lummerväxter, då även dessa arter har vindspridda små frön och att växterna i allmänhet är beroende av ett mykorrhiza med marksvampar. För knärot som är en rödlistad (Sårbar, VU) och spridningsbegränsad art som lever i till viss del liknande miljöer som revlummer har lokal geografisk nivå avgränsats till de plantor som förekommer inom 1 km. En väsentlig skillnad är dock att revlummer är en mycket vanlig och livskraftig art med gynnsam bevarandestatus som i nuläget inte har några utpekade hot. Sett till hur allmän och spridd revlummern är i norra Sverige, även kring Umeå stad, bedöms det som omotiverat att göra en alltför försiktig bedömning för denna art, avgränsningen för lokal geografisk nivå bör då kunna göras över större geografiskt områden, förslagsvis i storleksordningen 10 km.

Om lokal geografisk nivå för revlummer avgränsas till 10 km finns ett utbyte till populationer i skogsmark kring Gimonäs-Grössjön som bildar en större sammanhängande lokal population.

Möjliga anpassningar, skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder

Det finns exempel på att revlummer flyttats som en form av skyddsåtgärd eller kompensationsåtgärd i samband med olika exploateringsprojekt. Eftersom arten har ytliga jordrötter är det enkelt att gräva upp revorna. Det är dock inte helt känt hur effektiva sådana flyttningsförsök har varit, och om flyttade exemplar blir livskraftiga på lång sikt. Med tanke på hur vanlig revlummern är i Västerbotten bedöms sådana projekt ge en obetydlig naturvårdsnytta.

3.2.5 Övriga arter

Ytterligare arter kan sägas omfattas av artskyddsbestämmelser under vissa omständigheter. Exempelvis så omfattas arter som är listade i bilaga 2 till art- och habitatdirektivet (exempelvis lax) av skydd, men bara inom utpekade Natura 2000-områden. Visserligen förekommer lax i älvsystemet men då Umeälven inte är utpekad som Natura 2000-område så finns ingen generell fridlysning just här (däremot fiskereglerande bestämmelser). Både lax och arten flodkräfta (CR) (som noterats vid bottenfilmningar längs planerad brosträcka) är dessutom listade i bilaga 5 till art- och habitatdirektivet vilket tillåter särskilda förvaltningsåtgärder, men detta bedöms ej vara relevant i detta fall.

För övrigt kan det nämnas finns det ett fåtal fynd av övriga rödlistade arter inom det planerade exploateringsområdet som inte omfattas av artskyddsbestämmelser: skogsalm (CR) och igelkott (NT). Det förekommer också några övriga naturvårdsarter omkring den planerade bro- och vägförbindelsen såsom tulpanskål, trollhand och rävticka som samtliga kan räknas till indikatorarter för skyddsvärd skog.

4 Referenser

Ahlén I & Nilsson S. G. 1982. Samband mellan fågelfauna och biotopareal på öar med naturskog i Mälaren och Hjälmarén. https://vastmanlandsfaglar.se/VF_41_161_184.pdf (2024-03-01)

Dodds, Jill S. 2022. Lycopodium annotinum Rare Plant Profile. New Jersey Department of Environmental Protection, Division of Parks and Forestry, New Jersey Forest Service, Office of Natural Lands Management, New Jersey Natural Heritage Program, Trenton, NJ. 15 pp.

Ecocom. 2015. Inventering av fladdermöss på Ön, Umeå, 2015.

Ecocom. 2016. Inventering av fladdermöss på Ön, Umeå, 2016.

Ekström, A. L., Hjältén, J., & Löfroth, T. 2024. A decadal study reveals that restoration guided by an umbrella species does not reach target levels. Journal of Applied Ecology.

Enetjärn Natur. 2017. Norra Ön. Inventering och bedömning av naturvärde inför arbete med ny detaljplan i Umeå kommun.



Herremans M. 1993. Clustering of territories in the Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix*. Bird Study 40 (pp 12-23

Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen. 2022. Naturvårdsverkets och Skogsstyrelsens gemensamma tolkning av förändringarna i 4 § artskyddsförordningen om fridlysning av fåglar i samband med skogsbruk.

<https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/lag-och-tillsyn/artskydd/skogsstyrelsens-och-naturvardsverkets-tolkning-av-nya-4--artskyddsforordningen.pdf>

Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen. 2025. Naturvårdsverkets och Skogsstyrelsens gemensamma tolkning av EU-domstolens dom den 1 augusti 2025 i mål C-784/23 angående fåglars fridlysning och skogsavverkningar under häckningstid. <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/nyheter/naturvardsverkets-och-skogsstyrelsens-gemensamma-tolkning-av-eu-domstolens-dom-den-1-augusti-2025-i-mal-c-78423.pdf>

Naturvårdsverket. 2004. Effekter av störningar på fåglar - en kunskapssammanställning för bedömning av inverkan på Natura 2000-objekt och andra områden. Rapport 5351.

Naturvårdsverket. 2009. Handbok för artskyddsförordningen Del 1 – fridlysning och dispenser. Handbok 2009:2. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket. 2011. Utter, Lutra lutra. Vägledning för svenska arter i habitatdirektivets bilaga 2.

Nygårds S & de Jong J. 2016. Landskapsanalys av fladdermusbiotoper i Umeå kommun. Ecocom AB och Umeå kommun.

Olsson C. 2017a. Häckande fåglar på norra delen av Ön 2017 – presentation av de häckande arterna, deras miljöer och historik. Fågelperspektiv, Umeå.

Olsson C. 2017b. Inventering av mindre hackspett i Umeälvens nedre dalgång 2017. Fågelperspektiv, Umeå.

Ottosson m.fl. 2012. Fåglarna i Sverige – antal och förekomst. Sveriges ornitologiska förening, Halmstad.

Pelagia 2025. Naturvärdesinventering av bottenmiljön vid norra Ön, Umeå kommun 2024.

SLU Artdatabanken. Hur blir en art rödlistad? <https://www.artdatabanken.se/det-har-gor-vi/rodlisning/hur-blir-en-art-rodlistad/> (2024-02-26)

SLU Artdatabanken. 2020. Rödlistade arter i Sverige. SLU, Uppsala.

SLU Artdatabanken. 2025a. Artfakta. Artfaktablad för respektive art tillgängliga på <https://artfakta.se>.

SLU Artdatabanken. 2025b. Artportalen. <https://www.artportalen.se/>.

SWECO. 2020. Miljökonsekvensbeskrivning - Detaljplan för norra Ön (Ön 1:96 m.fl.) inom Umeå kommun.

Tomialojc L. 2005. Distribution, Breeding Density and Nest Sites of Hawfinches *Coccothraustes coccothraustes* in the Primeval Forest of Bialowieza National Park. Acta Ornithologica 40 (2): 127-138.

Tyréns 2025. Norra Ön broetapp - Inventering av naturvärdesträd och eftersök av fladdermusspår i hålträd

Westling A (red) m.fl. (2019) Sveriges arter och naturtyper i EU:s art och habitatdirektiv. Resultat från rapportering 2019 till eu av bevarandestatus 2013–2018.

Umeå kommun. 2014. Fladdermusinventering - En översiktlig inventering av områdena Kvarnvägen, Brinkvägen och södra Ön



PELAGIA

Umeå kommun. 2018. Vitryggig hackspett, Åtgärdsprogram. Näringslivs- och planeringsutskottet 2018 09 18. Godkänd av Umeå kommunfullmäktige.

Umeå kommun. 2023. Habitatanalys för vitryggig hackspett.

Schneider, M. & Fritzén, N.R. 2020. Flador och deras insektproduktion – betydelsen för lokala och migrerande fladdermöss i Kvarken. - Delrapport inom Interreg Botnia Atlantica projekt Kvarken Flada. 72 s.



PELAGIA