

Landskapsekologisk analys i Stockholms stad

Habitatnätverk för eklevande arter och barrskogsarter



Ulla Mörtberg, Andreas Zetterberg & Mikael Gontier
Forskargruppen för miljöbedömning och -förvaltning, KTH, 2007

Foto: Miguel Jaramillo (brun guldbagge), Miljöförvaltningen (ek i Hansta), Dan Andersson (tofsmes)

Citera gärna denna rapport: Mörtberg, U., Zetterberg, A. & Gontier, M. 2007. Landskapsekologisk analys i Stockholms stad: Habitatnätverk för eklevande arter och barrskogsarter. Miljöförvaltningen, Stockholms stad.

Dnr: 2008-011175-216



KTH Land and Water
Resources Engineering

Landskapsekologisk analys i Stockholms stad:

Habitatnätverk för eklevande arter och barrskogsarter

Ulla Mörtberg, Andreas Zetterberg och Mikael Gontiär

Forskargruppen för miljöbedömning och -förvaltning

Institutionen för mark- och vattenteknik, KTH

Sammanfattning

Städer och tätortsnära områden kan hysa höga värden för biologisk mångfald. Samtidigt ingår bevarandet av naturvärden och biologisk mångfald i flera av de nationella, regionala och även lokala miljökvalitetsmålen. När en stad växer och förtätas krymper och splittras naturliga livsmiljöer upp, vilket får konsekvenser för biologisk mångfald och för människors närmiljö. Ekologiskt hållbara landskap ställer därför höga krav på de ekologiska bedömningsunderlag som används i planering och miljöövervakning, i synnerhet i urban miljö.

En metod för att skapa sådana underlag är landskapsekologisk analys, vilken kan användas till att identifiera viktiga delar av den ekologiska infrastrukturen. Denna består av kärnområden med höga naturvärden, sammanlänkade med spridningszoner. För att identifiera sådana områden kan man arbeta med habitatnätverk för ekologiska profiler, dvs en uppsättning egenskaper hos arter som avgör hur känsliga de är för förlust och fragmentering av sina livsmiljöer (habitat).

Forskargruppen för miljöbedömning och -förvaltning vid Institutionen för mark- och vattenteknik, KTH, har av Miljöförvaltningen, Stockholms stad, fått i uppdrag att ta fram ett prognosverktyg som är relaterat till stadens biologiska mångfald på landskapsnivå samt påverkan och effekter på denna. Syftet med projektet var att utveckla metoder och prognosverktyg, vilka avses kunna användas som handläggarstöd för planering och miljöövervakning.

I samverkan med Miljöförvaltningen formulerades två operativa delmål för stadens biologiska mångfald på landskapsnivå, med därtill knutna ekologiska profiler. Kunskaperna kring dessa fördjupades genom litteraturstudier och kontakter med artexpertis. I de ekologiska profilerna ingick specifika resurskrav och krav på spridningsframkomlighet, vilka användes i habitatmodeller baserade på geografiska informationssystem (GIS). Därigenom erhöles den rumsliga utbredningen av habitatnätverk för fokusarter och fokusartgrupper. Därefter lades ett scenario med exploateringsplaner in i GIS, och en ny prognos för habitatnätverken beräknades, efter de nya förhållandena. Effekter i form av habitatförlust och fragmentering kunde därmed modelleras och illustreras.

Delmål, ekologiska profiler och fokusarter valdes ut:

- En naturtyp som är unik för Stockholm med avseende på ålder, kontinuitet och omfattning är ädellövskog i allmänhet och ek i synnerhet. Därför valdes *”eklandskap med ekanknutna arter”* ut som det ena delmålet, med *vedlevande, spridningsbegränsade insekter och andra ryggradslösa djur* som fokusartgrupp.
- Det andra delmålet som valdes ut var *”barrskog med barrskogsarter”*, med fokus på *tofsmes*, vilken är särskilt knuten till äldre barrskog, särskilt tall, med inslag av död ved.

För *eklevande arter* är det viktigt att det finns stora sammanhängande bestånd av ekar, framförallt eftersom det finns en stor individuell variation mellan olika ekar vilket gör att det är få ekar som erbjuder rätt livsmiljö. Det är även viktigt att det finns en kontinuitet i åldersfördelning mellan ekarna inom varje bestånd, vilket medför att yngre ekar kan träda in och ta över när en äldre ek går in i nästa utvecklingsstadium.

Ekbestånd som uppfyller dessa kriterier finns framför allt på Södra och Norra Djurgården. Dessa hyser mycket höga värden både vad gäller kvalitet och kvantitet m.a.p. grova ekar. Spridningszonen mellan dessa områden tvärsöver Gärdet är särskilt känslig för ytterligare exploatering som ökar isoleringen. Andra viktiga ekbestånd finns i Hansta, Flatenområdet, Sätorskogen, Tyska Botten, Sickla udde, samt mindre eller mer splittrade områden exempelvis

i Gröndal och Minneberg. De västliga delarna av habitatnätverken har dock brist på bestånd med förutsättningar för ekdynamik, vilket kan komma att medföra kontinuitetsproblem på längre sikt. För eklevande arter vore det värdefullt att en samlad plan för vård och utveckling av kontinuitetsbestånd skapas. I en sådan plan kan det t.ex. ingå att beskriva möjligheter att förstärka eller knyta samman några av bestånden till större bestånd med bättre konnektivitet.

Även för *barrskogslevande arter* är stora sammanhängande områden viktiga. Stora potentiella reproduktionsområden med äldre barrskog, omgivna av övriga aktivitetsområden finns särskilt i Hansta, Flatenområdet, Nackareservatet, Grimstaskogen. Även Årstaskogen, Norra Djurgården och den kil som går via Ågestaområdet in mot Gubbängsskogen hänger samman för fokusarten. I Stockholm finns även mindre områden med äldre barrskog, framför allt tall, insprängda i bebyggelsen, vilka kan hysa höga värden för arter som inte kräver så stora bestånd.

De viktigaste områdena för eklevande arter och barrskogsarter bör ej exploateras utan förstärkas. Särskilt ansvar i internationellt perspektiv har Stockholms stad för ekbestånden på Södra och Norra Djurgården, vilket inkluderar spridningszonerna mellan dessa och med omgivande landskap. Även i mindre reproduktionsområden och andra aktivitetsområden bör man ta hänsyn till att de kan vara lokalt värdefulla eller utgöra länkar mellan viktiga områden.

Försöket med planeringsscenarioet visade att exploatering inom reproduktionsområden är särskilt olämplig. Exploatering på redan exploaterad mark får däremot inte så stora negativa effekter, förutom när den är lokaliserad inom särskilt känsliga spridningszoner, såsom i bebyggelsen på Gärdet.

Vad gäller metodens tillämpbarhet för att hantera biologisk mångfald på landskapsnivå generellt behöver ytterligare ett antal relevanta ekologiska profiler väljas ut och modelleras så att funktionen hos alla relevanta naturtyper beaktas. En kommun bör eftersträva att kunna behålla arter med höga resurskrav och begränsad spridningsförmåga, eftersom det annars är svårt att nå uppsatta mål för biologisk mångfald. Samtidigt kan man använda de mindre krävande profilerna som målbild vid miljöövervakning och när man vill utvärdera funktionen hos potentiellt viktiga markområden i planeringssammanhang. De mer krävande profilerna kan användas vid restaurering då man vill vara säker på att man verkligen lyckas ta hänsyn till de känsligaste arterna och identifiera de svaga punkterna i nätverket.

Landskapsekologiska analyser med hjälp av prognosverktyg kan användas för att underlätta miljöbedömningar, för att göra avvägningar mellan olika anspråk, men även för förstärkning och utveckling av naturvärden. De kan också användas för miljöövervakning. Eftersom prognosverktyget baseras på geografiska informationssystem (GIS), vilket ger kvantifierbara resultat i kartform, lämpar de sig som för tester av scenarier. Metoden och dess resultat kan därför vara effektiva handläggarstöd men bör naturligtvis tillämpas med förnuft och viss försiktighet, då den ger resultat i form av prognoser med viss sannolikhet. Metoden och prognosverktyget som beskrivs i rapporten ger möjlighet att studera frågor kring biologisk mångfald på landskapsnivå och att hantera effekter av habitatförlust och fragmentering.

Ordlista

Aktivitetsområde	Område som används av individer för aktiviteter som reproduktion, födosök m.m., på mer eller mindre daglig basis. Aktivitetsområdet kan variera mellan olika säsonger.
Biotop	Ett landskapsavsnitt med relativt enhetlig karaktär, struktur och organismsammansättning; exempelvis ett öppet kärr, en torrbacke eller en blåbärsgranskog. En och samma biotop kan innefatta många olika habitat för växter och djur. Den kan samtidigt utgöra endast en del av ett habitat för en annan art.
Ekologisk infrastruktur	Den samlade strukturen av habitatnätverk, med kärnområden sammanlänkade med spridningszoner. Den ekologiska infrastrukturen styr förutsättningarna för biologisk mångfald i staden.
Ekologisk profil	En uppsättning egenskaper för en art eller artgrupp, som är viktiga för artens fortlevnad i landskapet. Viktiga delar av den ekologiska profilen är resurskrav (krav på kvalitet och kvantitet av lämpligt habitat) och spridningsförmåga (krav på spridningsframkomlighet), vilka avgör hur känslig arten eller artgruppen är för förändringar i miljön, t.ex. habitatförlust och fragmentering.
Evertebrater	Ryggradslösa djur, t.ex. insekter
Fokusart	En fokusart ställer vissa krav på sin livsmiljö, vilket medför att den i vissa avseenden grovt kan representera förutsättningarna för andra arter, med liknande krav på sin livsmiljö. Det kan gälla krav på exempelvis biotoper, areal och grad av sammanbindning i landskapet.
Habitat	Livsmiljö för en enskild växt- eller djurart, eller mer precist artens levnadsplats under en viss del av dess livscykel. Habitatet för en viss art kan bestå av flera biotoper eller endast av en del av en biotop. Vissa arter använder exempelvis kantzoner mellan olika biotoper som habitat.
Habitatnätverk	Nätverk av habitat för en viss art eller artgrupp, vilket består av lämpliga livsmiljöer för reproduktion, födosök, övervintring, m.m., sammanlänkade med spridningszoner.
Konnektivitet	Sammanbindningsgrad i landskapet.
Kärnområde	Ett begrepp som används för ett område som identifierats genom att det har kvaliteter som gör det särskilt värdefullt för växt- och djurlivet. Utgångspunkten kan vara en eller flera arters krav på sin livsmiljö eller den biologiska mångfalden i stort.
Metapopulation	Metapopulation är en population som är geografiskt uppdelad i delpopulationer, med visst utbyte av individer däremellan. Vanligt i metapopulationer är att delpopulationer dör ut med jämna mellanrum för att därefter återkoloniserar av individer från andra delpopulationer.
Mulm	Sågspånsliknande material inuti ekens håligheter som består av en näringsrik, brunaktig blandning av halvt nedbruten och finfördelad ved, svampmycel, spillning från insekter, däggdjur och fåglar, löv samt döda insekter.

Naturtyp	Grövre indelning av biotoper, exempelvis våtmarker, naturliga gräsmarker eller barrskog.
Population	Samtliga individer av en art som förekommer inom ett område och som kan reproducera sig med varandra.
Prediktion	Förutsägelse, likvärdigt med prognos.
Rödlistad art	Art som är hotad till sin långsiktiga överlevnad som art, och som är upptagen på en, av Naturvårdsverket fastställd, lista. Listan är indelad i kategorierna: Försvunnen (RE), Akut hotad (CR), Starkt hotad (EN), Sårbar (VU), Missgynnad (NT) eller Kunskapsbrist (DD), (Gärdenfors 2005). Listan följer IUCN (2001) och samma kriterier används över hela världen. I Sverige revideras den vart 5:e år.
Spridningszon	Område som inte (nödvändigtvis) i övrigt utgör lämplig livsmiljö/lämpligt habitat för arten, men där spridning och annan förflyttning är möjlig. Samma innebörd som spridningslänk eller spridningskorridor, där det sistnämnda dock samtidigt innebär en linjär form.

Innehåll

1 INLEDNING	1
1.1 UPPDRAG OCH SYFTE.....	2
1.2 AVGRÄNSNINGAR	3
2 STOCKHOLMS EKOLOGISKA INFRASTRUKTUR – VIKTIGA NATURTYPER	4
2.1 HABITATFÖRLUST, FRAGMENTERING OCH METAPOPOPULATIONER.....	4
2.2 EKLANDSKAPET	5
2.2.1 Jättekarna i Stockholms stad	5
2.2.2 Ekarnas arter kräver stora bestånd och nära mellan ekarna.....	5
2.2.3 Ekens utvecklingsstadier är nyckeln till artrikedomen	6
2.2.4 System för indelning av ekens utvecklingsstadier	7
2.3 BARRSKOG.....	8
2.3.1 Tofsmes och andra barrskogsmesar	8
3 METOD	11
3.1 STUDIEOMRÅDE	11
3.2 DATA	11
3.3 METOD FÖR LANDSKAPSEKOLOGISK ANALYS	12
3.3.1 Val av studieobjekt	12
3.3.2 GIS-baserade habitatmodeller	13
3.4 UTVÄRDERING AV SCENARIO	15
4 RESULTAT	16
4.1 EKLANDSKAP OCH EKLEVANDE ARTER	16
4.2 EFFEKTER AV SCENARIO PÅ EKLANDSKAPET	27
4.3 BARRSKOG OCH TOFSMES.....	28
5 DISKUSSION.....	33
5.1 HABITATNÄTVERK FÖR EKLEVANDE ARTER	33
5.2 HABITATNÄTVERK FÖR TOFSMES	34
5.3 EFFEKTER AV SCENARIOT	35
5.4 ANVÄNDBARHET	36
6 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	38
6.1 VÄRDEFULLA OMRÅDEN	38
6.2 EXPLOATERING, PLANERING OCH SKÖTSEL.....	39
6.3 MÖJLIGHETER – UNDERLAG FÖR FORTSATT ARBETE	39
7 REFERENSER	40
7.1 MUNTliga KÄLLOR.....	43
8 BILAGA A. EXEMPEL PÅ ARTER KNUTNA TILL EKAR	44

Förord

Denna rapport utgör en slutrapportering av samarbetsprojektet och uppdraget ”Stockholms stads prognosverktyg”, vilket genomfördes hösten 2006 på uppdrag av Miljöförvaltningen, Stockholms stad. Rapporten redovisar en landskapsekologisk analys och en vidareutveckling av ett prognosverktyg, vilket är avsett att användas som ett underlag för integrering av landskapsekologiska aspekter på biologisk mångfald i planering, miljöbedömning och miljöövervakning.

Rapporten är författad av Ulla Mörtberg, Andreas Zetterberg och Mikael Gontier, forskargruppen för Miljöbedömning och -förvaltning, institutionen för Mark- och vattenteknik, Kungliga Tekniska Högskolan (KTH) i Stockholm. Projektet har drivits genom ett samarbete mellan Miljöförvaltningen i Stockholms stad och KTH. Kontaktperson och projektledare vid Miljöförvaltningen har varit Susann Östergård. I projektgruppen ingick Anja Arnerdal, Anna Koffman, Gunilla Hjorth och Helene Nilsson.

1 Inledning

Städer och tätortsnära områden kan hysa höga värden för biologisk mångfald (Miller och Hobbs 2002, Mörtberg 2004). Bevarandet av naturvärden och biologisk mångfald ingår i flera av riksdagens miljökvalitetsmål (prop. 2002/03:35). Ett särskilt miljökvalitetsmål för biologisk mångfald, "Ett rikt växt- och djurliv", tillkom i november 2005 (prop. 2004/05:150). Vidare är det enligt miljökvalitetsmålet "En god bebyggd miljö" viktigt att bevara naturvärden och biologisk mångfald även i och kring städer. Stockholms stad har antagit lokala miljömål, där flera av de ingående delmålen berör bevarandet av biologisk mångfald (Stockholms stad 2003). I Stockholms stad finns dessutom ett särskilt mål för bevarande av biologisk mångfald (Stockholms stad 1999).

Beslut som medför ändringar i mängd och mönster hos naturliga livsmiljöer i landskapet påverkar de ekologiska processerna och de arter som lever där. För att ett landskap ska vara ekologiskt hållbart, krävs att landskapets struktur stöder de ekologiska processer som behövs för att det ska kunna leverera ekosystemtjänster, däribland upprätthålla biologisk mångfald i framtiden (Opdam m.fl. 2006). Förlust och fragmentering av naturliga livsmiljöer utgör allvarliga hot mot biologisk mångfald. Dessa processer orsakas bland annat av förändrad markanvändning, som sker vid exempelvis urbanisering. Ekologiskt hållbara landskap ställer därför höga krav på de ekologiska bedömningsunderlag som används i planering och miljöövervakning, i synnerhet i urban miljö.

Metoder med inriktning mot landskapsekologisk analys, planering och miljöbedömning har utvecklats bland annat av Mörtberg, (1996), Löfvenhaft och Ihse (1998), Löfvenhaft m.fl. (2002), Vos m.fl. (2001), Opdam m.fl. (2002, 2006), Mörtberg m.fl. (2007). En heltäckande landskapsekologisk analys innebär att den ekologiska infrastrukturen identifieras, som består av kärnområden med höga naturvärden, vilka är sammanlänkade med spridningszoner (t.ex. Löfvenhaft och Ihse 1998, Stadsbyggnadskontoret 1997, 2004 opubl.). Denna kan byggas upp av nätverk av livsmiljöer (habitat) för olika artgrupper. Därigenom kan man ta hänsyn till de krav som dessa artgrupper kan ställa på mängd, kvalitet och sammanbindningsgrad av habitat i landskapet, vilket är viktiga villkor för arters fortlevnad (Opdam m.fl. 2003). Frågor som kan behandlas i en landskapsekologisk analys är exempelvis om de befintliga arealerna av lämpliga habitat räcker för långsiktig överlevnad för populationer av olika arter och hur kontakterna mellan habitaterna ser ut inom området och i omgivande landskap.

Forskning kring landskapsekologisk analys bedrivs i flera projekt inom forskargruppen för Miljöbedömning och -förvaltning, institutionen för Mark- och vattenteknik, KTH. I projektet "Prediktionsverktyg för biologisk mångfald i miljöbedömningar" (PROBE) utvecklas metoder och verktyg för att ta hänsyn till naturvärden och biologisk mångfald i miljöbedömningar. Det projektet är en del av forskningsprogrammet "Naturvårdskedjan", som drivs av Centrum för Biologisk mångfald, SLU Ultuna och Uppsala Universitet, och finansieras av Naturvårdsverket. Projektet "Konsekvenser av regional urbanisering på biologisk mångfald i strategisk miljöbedömning" finansieras av FORMAS och är inriktat mot utveckling av ett indikatorsystem för att kunna väga in aspekter på biologisk mångfald i miljöbedömning av planer och program.

År 2005 utfördes en landskapsekologisk analys och en prototyp utarbetades, på uppdrag av Miljöförvaltningen, för ett prognosverktyg för rumsliga analyser av habitatnätverk på landskapsnivå (Mörtberg m.fl. 2006, opubl.). Föreliggande studie utgör en fortsättning och vidareutveckling av denna studie. I och med samarbetet med Stockholms stad kan landskapsekologisk analys, indikatorer och prediktionsverktyg för stadsmiljöns ekologiska

infrastruktur testas och utvecklas vidare, i beaktande av stadens specifika förutsättningar och de krav som staden ställer på verktyg för planering och miljöövervakning.

1.1 Uppdrag och syfte

Forskargruppen för Miljöbedömning och -förvaltning vid institutionen för Mark- och vattenteknik, KTH, har av Miljöförvaltningen, Stockholms stad, fått i uppdrag att ta fram ett prognosverktyg som är relaterat till stadens biologiska mångfald och påverkan och effekter på denna. Den långsiktiga visionen med prognosverktyg är att bidra till en hållbar stadsutveckling, bl.a. genom att direkt underlätta vid bedömning av hur Stockholms stads fysiska utveckling påverkar den biologiska mångfalden på landskapsnivå, hur utvecklingen kan förenas med bevarande och förstärkning av Stockholms biologiska mångfald, samt lokalisering av åtgärder som mest gynnar biologisk mångfald.

Prognosverktyget ska kunna användas inom flera av Miljöförvaltningens verksamhetsområden, så som miljöövervakning, för att bl.a. beskriva den biologiska mångfaldens tillstånd, och för uppföljning av stadens mål för biologisk mångfald. Prognosverktyget ska även kunna användas inom fysisk planering vid exempelvis granskning av områdes- och detaljplaner och för framtagande av underlag för miljökonsekvensbeskrivningar. Även inom andra förvaltningars och bolags verksamhet kan prognosverktyget komma till nytta, t.ex. vid övergripande fysisk planering samt vid upphandlingar och investeringar. Det kan även användas som prioriteringsstöd vid skötsel och restaurering av naturmark eller som stöd till konsulter som gör miljöbedömningar och landskapsanalyser.

År 2005 inledde KTH och Stockholms stad ett samarbete med målet att förbättra kunskaperna om stadens biologiska mångfald. Utgångspunkter var bl.a. situationen för den biologiska mångfalden i Stockholm, planerad bebyggelseutveckling, pågående forskning inom forskargruppen för Miljöbedömning och -förvaltning samt det påbörjade arbetet med Stockholms ekologiska infrastruktur (Stadsbyggnadskontoret 2004). Samarbetet ledde till utveckling av en prototyp (Mörtberg m.fl. 2006, opubl.) till ett prognosverktyg, vilket nu har vidareutvecklats.

Exempel på konkreta problemställningar som prognosverktyget kan vara vägledande vid:

- Var finns de biotoper som är tillräckligt stora och har ett sådant läge i grönstrukturen att de har potential att utgöra livsmiljö för fokusarter och -artgrupper?
- Var finns särskilt värdefulla biotoper, spridningsvägar och buffertzoner (utifrån utvald fokusart)?
- Var bör exploatering särskilt undvikas för att inte negativa effekter för populationer av fokusarten eller fokusartgruppen ska uppstå?
- Till vilka markområden ska exploatering styras för att undvika utarmning av biologisk mångfald?
- Var bör en kompensationsåtgärd för skada på naturvärden ske för att göra störst nytta?

Resultaten ska vidare kunna användas i informationsöverföring till förvaltningar och bolag inom kommunen, samt ev. andra kommuner och konsulter, och som handläggarstöd.

1.2 Avgränsningar

Den övergripande ambitionen med en landskapsekologisk analys för planering och miljöövervakning är ett fullt utvecklat verktyg som hanterar alla viktiga habitatnätverk i Stockholms stad. Uppdraget bakom denna rapport måste dock av tidsskäl avgränsas till två viktiga habitatnätverk och därtill knutna ekologiska profiler. Studien är en vidareutveckling och komplettering av tidigare arbete, där ett första habitatnätverk studerades och en prototyp till prognosverktyg för Stockholms stads utvecklades. Den är dock fortfarande inte heltäckande, utan metoden och prognosverktyget bör utvärderas och utvecklas vidare, så att en mer komplett uppsättning ekologiska profiler kan tas med och sammanvägas i analyser.

2 Stockholms ekologiska infrastruktur – viktiga naturtyper

Naturen i Stockholms stad är variationsrik och hyser såväl vanliga som mer ovanliga växt- och djurarter. Deras livsmiljöer kan kallas habitat. Ett habitatnätverk består av livsmiljöer för reproduktion, födosök m.m., sammanbundna med spridningzoner. Habitatnätverkets kvaliteter och sammanbindningsgrad är högst väsentlig för arters möjlighet att överleva på sikt.

2.1 Habitatförlust, fragmentering och metapopulationer

När staden växer och förtätas medför det att livsmiljöer för populationer av olika arter krymper och fragmenteras eller försvinner helt. Detta får konsekvenser för vilka möjligheter populationer av arter, som är knutna till dessa livsmiljöer, har att fortleva i landskapet. Med population menas individer av samma art som påverkar varandra, och som kan reproducera sig med varandra. När en population är geografiskt uppdelad i delpopulationer, som har ett visst begränsat utbyte av individer sinsemellan genom spridning, kan man beteckna den som en metapopulation (Hanski & Gilpin 1997). Om utrymmet för en sådan delpopulation krymper, så att dess storlek minskar, ökar risken att den dör ut. De mer direkta orsakerna till försvinnandet kan vara miljöfaktorer (en extrem vinter kan räcka för att slå ut delpopulationer av vissa arter lokalt), men på längre sikt finns även risk för att individernas vitalitet försvagas i en liten och isolerad population, på grund av inavelsdepression och genetisk utarmning.

Lämpliga habitat som för tillfället är ”obebodda” kan, vid rätt förutsättningar, återkoloniserar av individer från andra delpopulationer. Det krävs dock att själva habitatet fortfarande är lämpligt med avseende på kvalitet och storlek och att det inte är alltför isolerat. Denna s.k. metapopulationsdynamik där lokala delpopulationer försvinner och återuppstår med jämna mellanrum är inte ovanlig och på detta vis kan hela metapopulationen fortleva i landskapet. Hela metapopulationen är dock ofta känslig och om tillräckligt många eller kritiska delpopulationer försvagas kan hela metapopulationen påverkas negativt eller t.o.m. slås ut. Denna negativa påverkan kan utgöras av habitatförlust, som gör delpopulationer små och instabila, och/eller isolering, som hindrar återkolonisering av lämpliga men tomma habitatfragment. Det förekommer även att vissa områden eller delpopulationer (s.k. källor) producerar ett överskott av individer, som koloniserar omgivande habitatfragment när områdets bärförmåga har uppnåtts. Andra områden eller delpopulationer fungerar som s.k. sänkor, genom att de dör ut med jämna mellanrum, så att om arten ska finnas i området över tid krävs att det ständigt återkoloniserar från en källpopulation.

Individens förflyttning i landskapet kan ha olika syfte. Olika typer av förflyttning diskuteras exempelvis i Taylor (1986), där migration anses innefatta både spridning för nykolonisering och säsongsvisa rörelser. Dessa skiljs från förflyttning inom ett aktivitetsområde för reproduktion och födosök, vilket ofta sker på mer eller mindre daglig basis. Olika arter och artgrupper har dock olika preferenser och möjligheter till förflyttning även inom sitt aktivitetsområde, vilka avgör huruvida olika delar av landskapet är *tillgängliga* eller inte. Arternas förmåga till förflyttning, både för migration och inom aktivitetsområdet, är därför avgörande för hur de kan utnyttja habitat i landskapet.

I Stockholms finns många olika habitat och man kan grovt indela dem i naturtyper. Två viktiga naturtyper i Stockholm är ekdominerade ädellövmiljöer och barrskog.

2.2 Eklandskapet

Ekarna är livsmiljö för närmare 1500 olika arter i Sverige (Hultengren m.fl. 1997). Framför allt rör det sig om vedlevande insekter, lavar, svampar och mossor men hålekarna är även livsmiljö för fåglar, fladdermöss och andra däggdjur. De mest hotade arterna är samtidigt de känsligaste arterna med höga krav på tillgång till stora bestånd av närliggande, rödmurkna jätteekar med mulm. Som studieorganismer för vår analys valdes vedlevande insekter och andra ryggradslösa djur, knutna till denna typ av ekar (se bilaga A för artlista).

2.2.1 Jätteekarna i Stockholms stad

Det finns drygt 1500 jätteekar med en diameter på minst 1 meter i Stockholms stad (Ekdatabasen, Markkontoret 2006, opubl.). En del av dessa ekar är utspridda och andra är mer koncentrerade i större bestånd. På norra och södra Djurgården återfinns de största sammanhängande bestånden av jätteekar. Djurgårdsförvaltningen sköter drygt 200 jätteekar individuellt och ytterligare ca 300 s.k. tillväxtekar som ska ta över de gamla ekarna i takt med att de dör (Möllersten 2006). Området på Djurgården har skötts kontinuerligt i över 400 år och ekarna på Djurgården förskonades från de stora avverkningar av ek som påbörjades när detta blev tillåtet år 1830. Vid dessa avverkningar högs 2-3 miljoner gamla ekar ner bara i Götaland och nu uppskattas endast ca 80 000 jätteekar med brösthöjdsdiameter >1 meter återstå i hela Sverige (Johannesson & Ek 2006), varav ca 2 % finns i Stockholms stad.

Innan de omfattande avverkningarna av gamla ekar påbörjades i mitten av 1800-talet stod ekarna nära varandra över hela landskap och regioner. Många av de känsliga och hotade arterna knutna till ekar har en biologi som är anpassad till denna struktur. Idag är många av de arter, som är knutna till gamla ekar, isolerade i ett fåtal områden med tillräckligt stora bestånd där ekarna står tillräckligt nära varandra. Det är av mycket stor vikt att vårda och utveckla dessa bestånd samt att utreda om det finns möjlighet att knyta samman några av bestånden till större bestånd med bättre konnektivitet.

Bestånden är idag så isolerade att en sammankoppling av dessa i praktiken skulle kräva en plan för att få fram ekar av rätt kvalitet i spridningszoner, vilket kan ta flera hundra år. Detta är enda sättet att på ”naturlig väg” hantera lokala utdöenden av svårspredda arter. Samtidigt är just risken för lokala utdöenden mycket hög för ett flertal arter, på grund av att ekbestånden är för små för att ständigt kunna tillhandahålla lämpligt substrat (se närmare förklaring nedan).

2.2.2 Ekarnas arter kräver stora bestånd och nära mellan ekarna

Anledningen till att så många olika arter är knutna till eken är att det finns en mycket stor individuell variation mellan olika ekar. Detta beror i sin tur på ekens långa livslängd i kombination med de många helt olika livsstadier en ek genomgår. Man brukar säga att eken växer i 300 år, lever i 300 år och dör i 300 år.

Detta medför att eken erbjuder en stor mängd livsmiljöer, inte bara i olika delar (så som rötter, stam, bark, krona) eller beroende på hur den står (soligt, skuggigt, torrt, fuktigt, etc.) utan framför allt i olika stadier av ekens liv. Denna långsamma men kontinuerliga förändring av varje ek leder till en långvarig succession av helt olika arter knutna till en specifik del av eken under en viss tid. De svampar, lavar, mossor och insekter som är knutna till eken byts i många fall ut fullständigt i takt med att någon del av eken slutar att fungera som livsmiljö för vissa specialiserade arter, samtidigt som den blir mer lämplig för andra. Detta innebär att arterna måste flytta runt mellan ekarna i beståndet med jämna mellanrum. Förflyttningarna

torde inte ha varit lika problematiska i äldre, mindre fragmenterade landskap, då många ekar i olika stadier stod nära varandra och det fanns kontinuerlig tillgång på rätt livsmiljö för de olika arterna.

Av ovanstående följer fyra slutsatser:

- Det faktum att det finns en stor individuell variation mellan olika ekar innebär att det är få ekar som i varje ögonblick erbjuder *rätt livsmiljö*. Det krävs därför stora sammanhängande bestånd av ekar.
- Ekens många olika livsstadier innebär att varje ek efter ett tag slutar att vara lämplig för en art som då måste flytta till en annan ek. Samtidigt börjar samma ek fungera för en annan art. Det krävs därför en kontinuitet i åldersfördelning mellan ekarna inom varje bestånd, där yngre ekar kan träda in och ta över när en äldre ek går in i nästa utvecklingsstadium.
- En stor del av de vedlevande insekterna har en mycket begränsad spridningskapacitet men måste samtidigt kunna förflytta sig från en ek som börjar bli olämplig till en ny som är lämplig. Det krävs därför att ekarna står tillräckligt nära varandra inom beståndet, vilket visar sig vara ett stort problem idag. Dock får bestånden inte heller vara alltför täta, se nästa punkt.
- För att kunna växa till och bli en jätteek krävs gott om sol. Även största delen (uppemot 90%) av arterna knutna till ekar har höga krav på solbelysning och många arter kräver även vindskydd, intilliggande blommande buskage och örter. Det ställs därför höga krav på lämplig skötsel av ekmiljöerna.

De kraftiga förändringarna som har skett de senaste 100 åren med avseende på de fyra viktiga kraven ovan, i kombination med de långsamma processerna för ekens utveckling som livsmiljö, är förklaringen till att så många av våra hotade arter är knutna just till eklandskapet och populationerna blir mer och mer isolerade. Exempel på hotade arter ges i kapitel 4.1 samt bilaga A.

2.2.3 Ekens utvecklingsstadier är nyckeln till artrikedomen

Som redan nämnts har eken närmare 1500 arter knutna till sig i Sverige vilket är mer än något annat svenskt trädslag. Anledningen till detta är att eken erbjuder en otrolig variationsrikedom av livsmiljöer, inte bara på olika delar av själva eken, utan framför allt genom att den förändras och genomgår olika utvecklingsstadier under sina närmare 1000 år.

Barkstrukturens succession – sprickor och mikroklimat

Vid ca 150 års ålder utvecklar framför allt solbelysta ekar grov bark och en mängd mindre håligheter som erbjuder gott om mikromiljöer och mikroklimat för både insekter, svampar och framför allt en rad sällsynta lavar. Barkstrukturen påbörjar nu en karaktäristisk och långsam förändring där barksprickornas djup varierar beroende på ålder och väderstreck. Hand i hand med detta följer en lång succession av olika barkassocierade organismer från tid till annan. Ekens lavflora byts exempelvis ut successivt och ser helt annorlunda ut då eken är 300-400 år gammal jämfört med de första 100 åren (Bergman & Askling 2005).

Håligheternas succession – skador, svampar och mulm

Den största mångfalden återfinns bland organismer som lever större delen av sitt liv inne i ekens håligheter, framför allt i stora håligheter med s.k. mulm (se nedan för förklaring). Med tiden bildas små hål beroende på att grenar faller av pga för lite solljus eller för att grenarna

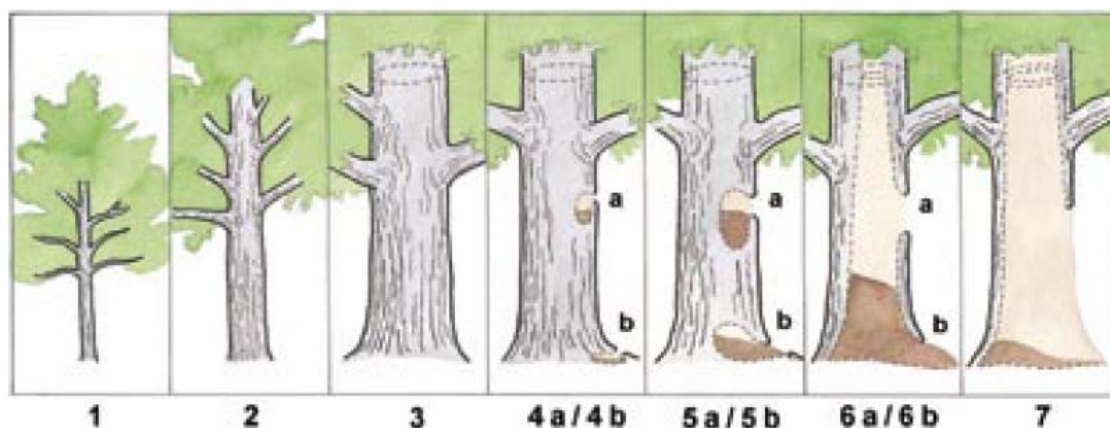
växer sig för tunga. Hål och skador kan också bildas av hackspettar som hackar ur sina bon, av frostsador i barken på rötter eller av blixtnedslag, stormar m.m. Dessa skador öppnar för angrepp av insekter, bakterier och framför allt svampar. Bland de viktigare trädsvamparna återfinns både s.k. vitrötare och brunrötare. Vitrötarna bryter först ner lignin och därefter cellulosa men lämnar kvar en del cellulosa, som är vit, varför den rötade veden ger ett vitt intryck. Brunrötarna, å andra sidan, bryter ner cellulosan direkt och lämnar kvar lignin som är brun.

Den rödlistade (NT) koralltickan (*Grifola frondosa*) tillhör vitrötarna och bryter ner eken vid basen eller ekens rötter. Bland brunrötarna återfinns den rödlistade (NT) oxtungssvampen (*Fistulina hepatica*) samt svaveltickan (*Laetiporus sulphureus*) som anses vara de viktigaste svamparna när det gäller skapandet av håligheter i eken. Efter att svamparna börjat bryta ner veden hjälper ofta trägnagare till att finfördela den rödmurkna veden. Med tiden bildas mulm, vilket är en näringsrik, brunaktig blandning av den halvt nedbrutna och finfördelade veden, svampmycel, spillning från insekter, däggdjur och fåglar, löv och döda insekter. Mulmen är oerhört viktig för många av de vedlevande insekterna (se avsnitt 4.1 samt bilaga A för exempel på arter) och i vissa stadier av ekens liv kan mängden mulm uppgå till hundratals liter.

Mulmens karaktär och konsistens förändras dock med tiden och hand i hand följer en succession av helt olika insekter från tid till annan som kan pågå i århundraden inne i en och samma hålighet. Så småningom brukar slutligen kärnveden ruttna bort och hela eken blir ihålig. Mulmens kvalitet försämras, mängden mulm sjunker långsamt undan och eken övergår i ett helt nytt stadium och har nu passerat det mest artrika stadiet för vedlevande insekter.

2.2.4 System för indelning av ekens utvecklingsstadier

När man vill göra ekologiska analyser av ekmiljöer, exempelvis för att avgränsa habitatnätverk för funktionella artgrupper eller scenarier för den framtida utvecklingen, är det viktigt att ha tillgång till information om fördelningen av ekar i olika utvecklingsstadier i landskapet. För att underlätta vid inventering, analys och planering i olika sammanhang har Jansson & Antonsson (1995) tagit fram och senare vidareutvecklat (Johannesson & Ek 2006) ett system för indelning av hålträdens utvecklingsstadier (se figur 1).



Figur 1. Indelning av ett ädellövträds olika utvecklingsstadier. Teckning: Nils Forshed (Johannesson & Ek 2006).

Systemet har använts vid ett flertal inventeringar och karteringar (se exempelvis Jansson & Antonsson 1995, Hultengren & Nitare 1999, Claesson 2001, Bergman & Askling 2005, Johannesson & Ek 2006 eller Länsstyrelsen Västra Götaland 2006) och ger en generell, samlad bild som med gott resultat kan användas för att bedöma ett enskilt trädets kvalitet för olika arter.

Stadierna 1 och *2* avser unga respektive medelålders träd utan håligheter. *Stadium 3* avser ”jätteträd” (träd över 1 meter i diameter) men som saknar hål. *Stadium 4* används för träd där en eller flera mindre håligheter (ca 5 cm) har börjat uppstå, möjligen med lite mulm. Träd i *stadierna 5* och *6* hyser den rikaste hålträdsfaunan och flertalet rödlistade arter är framför allt knutna till dessa hålstadier (se även resultat i figur 5). Vi kallar dem här ”rikmulmekar”. *Stadium 5* avser gamla träd med medelstora håligheter (ca 15 cm) och relativt mycket mulm. *Stadium 6* avser gamla träd med stora håligheter (ca 30 cm) och mycket mulm. Stora delar av trädet kan här vara ihåligt med flera hundra liter mulm i botten.

Stadium 7 avser gamla träd med ett mycket stort ingångshål och där merparten av kärnveden saknas. Ett träd i *stadium 7* har passerat de mest atrika stadierna av sitt liv och är trots stort ingångshål och förekomst av mulm inte alls lika värdefullt. Ekar som man kan ”stå i” och ”skorstensekar” befinner sig i detta stadium. Det är inte ovanligt med mulm i botten på dessa ekar men mulmen har här passerat de mest värdefulla stadierna. Det är även vanligt att man använder underklasserna a) hål utom räckhåll från marken, b) hål inom räckhåll från marken, samt ab) hål både inom och utom räckhåll från marken.

2.3 Barrskog

I eller kring städer gynnas ofta lövdominerade naturtyper och barrskogsmiljöer tenderar att vara mindre prioriterade ju mer urbaniseringen ökar (Jokimäki & Suhonen 1998, Mörtberg 2004). Stockholms förorter har fortfarande ett nätverk av barrskogsmiljöer som bland annat hyser barrskogslevande fågelarter.

2.3.1 Tofsmes och andra barrskogsmesar

Tofsmesen valdes i denna studie som fokusart för barrskogsarter. Tofsmesen är starkt bunden till barrskog (Ulfstrand 1977, Suhonen m.fl. 1994, Rodriguez m.fl. 2001) och ställer dessutom krav på tillgång till död ved, bland annat död ved i stående träd för bobygge. Tofsmesen kan därför fungera som fokusart i barrskogsdominerade miljöer, som också är viktiga för andra barrskogsarter, exempelvis barrskogsmesar (talltita, svartmes) samt kungsfågel, som bildar s.k. meståg tillsammans med tofsmes.

Ekologi

Tofsmesen är en stannfågel. Den är starkare bunden till tall och gran än andra barrskogsmesar (Ulfstrand 1977, Rodriguez m.fl. 2001), även om det förekommer avvikelser från detta i till exempel Spanien, där tofsmes kan söka föda i bestånd med stenek (Maicas & Fernandez Haeger 2004). Inom Norden finns också regionala skillnader. Tofsmesen visar en viss flexibilitet i habitatval mellan gran och tall. I Finland och Norge tycks de föredra granskog (Suhonen 1993) medan de i Sverige kan finnas i både granskog (Alatalo m.fl. 1985) och tallskog (Ulfstrand 1977) med variationer mellan olika regioner.

Tofsmesen ingår i en tydlig social struktur. Under större delen av året ingår den i meståg som mestadels består av talltita, svartmes och kungsfågel (Alatalo m.fl. 1985, Alatalo m.fl. 1987, Suhonen 1993). Under vintern håller de sig inom ett avgränsat område som inte överlappar

med andra meståg (Ekman 1989). I en fältstudie i mellersta Sverige har Alatalo m.fl. (1987) observerat grupper på ungefär 10 till 15 individer, fördelade på områden mellan 10 och 20 ha. I varje grupp fanns oftast två till tre tofsmesar. Revirstorleken varierar beroende på habitatkvalitet, populationsdensitet och säsong (Ekman m.fl. 1981, Alatalo m.fl. 1987, Ekman 1989). Under häckning söker sig varje par till ett specifikt område, och revirstorleken minskar avsevärt till några få hektar för att det häckande paret snabbt ska kunna ta sig fram och tillbaka till boet (Eggers, pers. komm. 2006).

Tofsmesen söker föda på grenar men kan också våga sig ner på marken (Ulfstrand 1977, Krams m.fl. 2001). De äter spindlar och andra smådjur samt olika frön (Ulfstrand 1977, Alatalo m.fl. 1987). En viktig del av ett lämpligt habitat är stående död ved för att bygga boet. Skogens struktur spelar också en viktig roll och arten föredrar skiktade skogsbryn som ger bättre skydd än skogsbryn vid avverkade områden (Rodriguez m.fl. 2001). En halvöppen skiktad barrskog med bra solexponering kan anses som lämpligt habitat (Eggers, pers. komm. 2006). Tofsmesen undviker öppna områden och håller sig inom skogen eller vid skogsbrynet (Hansson 1994, Rodriguez m.fl. 2001).

Tofsmesen bygger bo i ett hål i stående stubbar eller träd och undviker holkar (Lens & Dhondt 1994). Under häckningen söker det häckande paret föda i ett begränsat område i närheten av boet. När ungarna har blivit oberoende från föräldrarna måste de sprida sig för att hitta ett lämpligt vinterrevir. Ungspridning sker under sommaren och ungarna kan ta sig mer än två kilometer från boplatsen (Ekman 1979). En belgisk studie visade att ungspridning påverkas av fragmentering och att den skedde senare i ett fragmenterat landskap (Lens & Dhondt 1994).

Status i Sverige och i Stockholm

I Sverige anses inte tofsmesen vara hotad (Lindström & Svensson 2004) och populationen är livskraftig. Arten är klassificerad som *Livskraftig* (Least Concern) enligt Birdlife International (2004). Även om tofsmes inte är hotad i Sverige eller Europa finns det ändå tecken på en eventuell populationsminskning. I Europa anses populationen som minskande med en signifikant nedgång i bland andra länder som Frankrike, Danmark och Ryssland (BirdLife International 2004, Heldbjerg 2006).

I ett Stockholmsperspektiv är tofsmesen av intresse med tanke på att den reagerar negativt på urbanisering (Jokimäki & Suhonen 1998) och fragmentering (Hansson 1994, Lens & Dhondt 1994, Rodriguez m.fl. 2001). En bidragande orsak till att tofsmesen försvinner med ökande urbaniseringsgrad kan, tillsammans med habitatförlust och fragmentering, vara den preferens som man i anläggnings- och skötselsammanhang ofta har för lövskog och lövträd i stadsmiljöer (Jokimäki & Suhonen 1998).

Fragmentering

Tofsmes är i viss mån känslig för fragmentering. Det tycks finnas ett minimimått för hur stor och sammanhängande en skog måste vara för att tofsmes ska kunna finnas. I en belgisk studie visade Lens & Dhondt (1994) att fragmentering och ett ökande avstånd till sammanhängande skog påverkade ungspridningen negativt, samt att fragmenterade skogspartier utgjorde andrahandsval av habitat. Enligt Hansson (1994) uppträder arten ytterst sällan i avverkade områden. Enligt Rodriguez m.fl. (2001) flyger tofsmesen ogärna över öppna fält om sträckan är mer än några 100 meter och sällan över halvöppna ytor även om det finns enstaka stora träd. En slutsats av deras studie var att avverkade områden, jordbruksmark och mycket ung planterad skog fungerar som barriärer för tofsmes.

En fragmenteringsstudie av talltita visade att revirstorleken ökade med fragmenteringsgraden i landskapet (Siffczyk m.fl. 2003) och att predationsrisken ökade i samband med behovet att flyga över öppna och halvöppna områden. Om man beaktar likheterna i både habitat och beteende mellan tofsmes och talltita är det troligt att tofsmesen reagerar på liknande sätt på fragmentering.

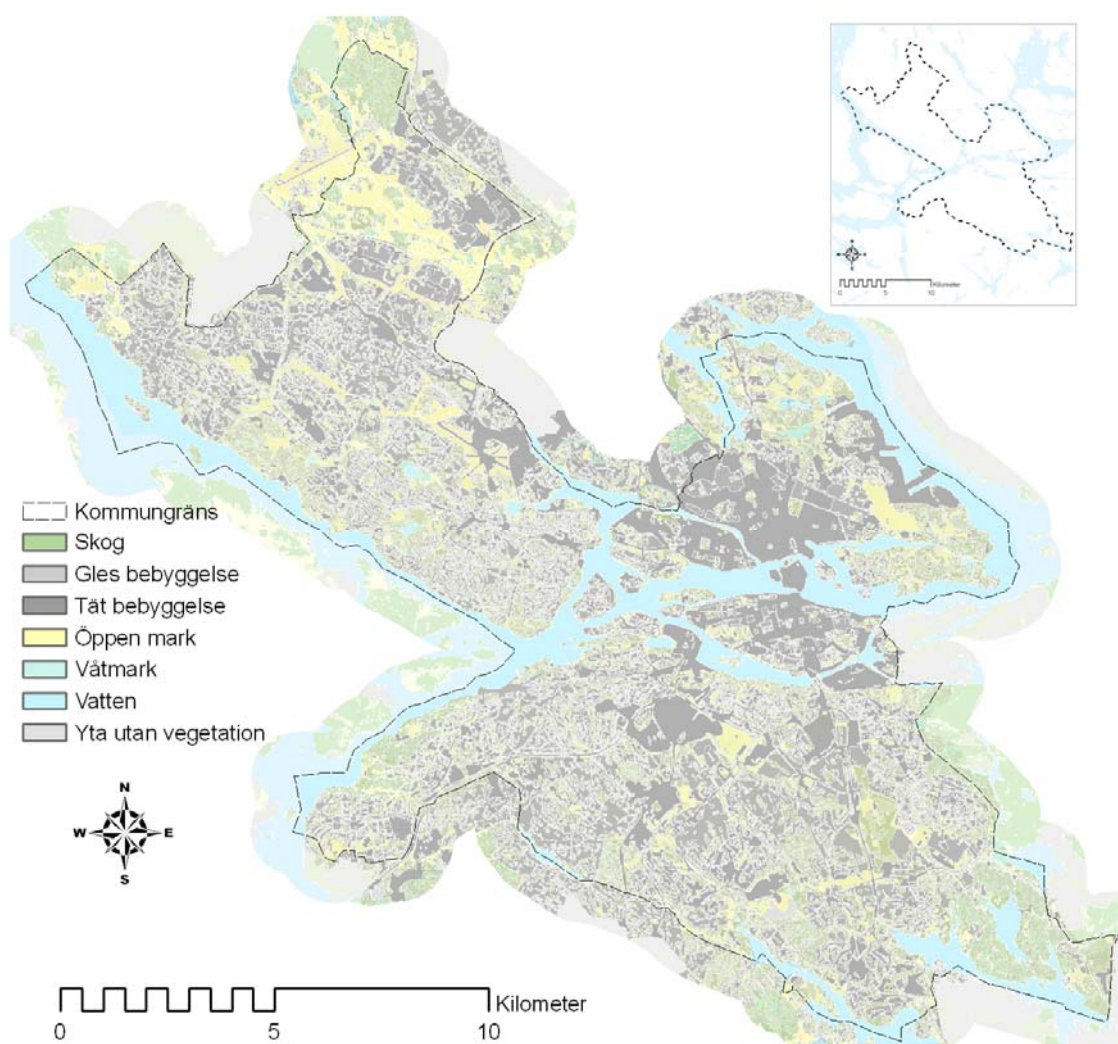
Tofsmes som fokusart

Eftersom tofsmesen är känslig för fragmentering och urbanisering, kan den fungera som fokusart för barrskogsmiljöer. Arten ställer krav på tillgång till död ved och på skogskontinuitet i landskapet. Den trivs bäst i äldre barrskogsbestånd som har en varierande struktur. I den del av Sverige som Stockholmsregionen tillhör, är tofsmesen särskilt knuten till äldre tallar (Eggers, pers. komm. 2006). Öppna områden kan fungera som barriärer och hindra kolonisering av isolerade skogspartier. Det faktum att barrskogsmiljöer ofta är lågprioriterade i stadsmiljön kan också vara ett skäl till att väcka intresse för studier av barrskogslevande arter i urban miljö.

3 Metod

3.1 Studieområde

Studieområdet för de landskapsekologiska analyserna utgjordes av Stockholms stad, se figur 2. För att få en realistisk uppfattning om habitatnätverken vid kommungränsen togs även omgivande landskap med i analyserna, men redovisas inte här.



Figur 2. Studieområdet omfattade Stockholms stad. För att kunna få en realistisk uppfattning om situationen vid gränsen till andra kommuner, togs även de närmaste omgivningarna med i analyserna. Den lilla kartan visar kommungränsen (streckad linje) och bakgrundsområdet (heldragen linje), som endast analyserades översiktligt.

3.2 Data

Analyserna byggde på GIS-baserade miljövariabler, vilka erhöles framför allt från databasen för Stockholms biotopkarta (Miljöförvaltningen 1999a, utdrag 2005) och den ekdatabas som tagits fram av Ekologigruppen AB (Markkontoret 2006, opubl.). Ekdatabasen bygger på

fältinventering av alla grova ekar (>80 cm brösthöjdsdiameter utanför bestånd och >1 m brösthöjdsdiameter inom bestånd) på Stockholms stads mark samt i viss utsträckning även på privat mark.

Andra data som användes var Svenska Marktäckedata (Metria 2003) och Terrängkartan (Metria 2003) för information om bebyggelse, vägar och andra marktäckeklasser, en databas över gammal skog (Regionplane- och Trafikkontoret 2003) för skogens ålder och en satellitbildsklassificering (kNN-skattningen, Holmgren m.fl. 2000) för information om trädslag m.a.p. barrskog. För omgivande landskap där biotopkarta och ekdatabas saknades användes förutom ovanstående källor även Nyckelbiotopsinventeringen (Skogsstyrelsen 2006) och Kontinuerlig Naturtypskartering (Naturvårdsverket 2003) för att få en uppfattning om ädellövförekomst utanför kommungränsen.

Data om artförekomster hämtades från Artportalen (Naturvårdsverket & Artdatabanken, utdrag 2000-2006) samt från ArtArken (Miljöförvaltningen 1999b, utdrag 2005).

3.3 Metod för landskapsekologisk analys

Miljömål är en viktig utgångspunkt för landskapsekologiska analyser. Dessa kan behöva brytas ner till operativa delmål, vilka är relevanta för planeringssituationen (Mörtberg m.fl. 2007). Föreliggande studie utgick från de nationella miljö kvalitetsmålen med naturvårdsanknytning, framför allt ”Ett rikt växt- och djurliv” och ”Levande skogar”, samt miljömålet ”God bebyggd miljö”, enligt vilket biologisk mångfald ska bevaras även i tätortsnära områden.

På lokal nivå har Stockholms stad ett särskilt mål för biologisk mångfald (Stockholms stad 1999), enligt vilket Stockholms biologiska mångfald ska bevaras och de ekologiska spridningskorridorerna skyddas. Vidare ska de skyddsvärda arter som definierats i ArtArken kunna fortleva i livskraftiga populationer. Möjligheter att öka den biologiska mångfalden ska dessutom beaktas i planprocessen. De lokala miljömålen i Stockholms stads Miljöprogram (Stockholms stad 2003) innehåller också relevanta delmål, framför allt delmål 4.3, enligt vilket ingen exploatering ska ske i mark- och vattenområden med biotoper och biologiska spridningsvägar som är särskilt värdefulla, i livsmiljöer för skyddsvärda arter enligt ArtArken, eller i områden som utreds för naturskydd. Enligt delmål 4.2 ska exploatering av obebyggda mark- och vattenområden kompenseras med likvärdig natur i närområdet.

3.3.1 Val av studieobjekt

När man vill koppla den landskapsekologiska analysen till olika planeringsscenarier krävs dels specifika delmål och dels någon form av indikatorer, som kan relatera konsekvenser av en plan till delmålen. Indikatorerna ska kunna utgöra mått på habitatförlust och fragmentering. För att minimera antalet rumsliga analyser och för att fokusera på funktionella artgrupper istället för på en mängd enskilda arter, kan man arbeta med ett system av s.k. ekologiska profiler (Opdam m.fl. 2003). I en ekologisk profil grupperas arterna efter egenskaper som är viktiga för att deras populationer ska överleva i landskapet (Vos m.fl. 2001). Sådana egenskaper är *resurskrav*, dvs. krav på kvalitet och kvantitet av lämpligt habitat, samt *spridnings- eller förflyttningsförmåga* (jfr Opdam m.fl. 2003). Dessa egenskaper avgör hur känsliga arter är för habitatförlust och fragmentering. Profilerna kan exemplifieras med fokusarter eller – artgrupper som är relevanta för studieområdet. Fokusarter anses representera viktiga egenskaper som även andra arter kan ha. Med ett antal rätt valda ekologiska profiler kan analysen täcka in delmålen på landskapsnivå.

För uppdraget formulerades två delmål, med tillhörande fokusarter:

- En naturtyp som är unik för Stockholm med avseende på ålder, kontinuitet och omfattning är ädellövskog i allmänhet och ek i synnerhet. Därför valdes ”*eklandskap med ekanknutna arter*” ut som det ena delmålet, med *vedlevande, spridningsbegränsade insekter och andra ryggradslösa djur* ut som fokusartgrupp.
- Det andra delmålet som valdes ut var ”*barrskog med barrskogsarter*”, med fokus på *tofsmes*, vilken är särskilt knuten till äldre tallar med inslag av död ved.

För fokusarterna formulerades ekologiska profiler, vilka uttrycker olika resurskrav och spridnings- eller förflyttningsförmåga (se kap. 4 Resultat).

3.3.2 GIS-baserade habitatmodeller

För de två utvalda delmålen utarbetades två ekologiska huvudprofiler, som beskriver fokusartens respektive artgruppens krav på livsmiljön (såsom resurskrav och krav kopplade till spridnings- och förflyttningsförmåga, se nedan).

För att avgränsa habitatnätverk enligt de olika profilerna användes GIS-baserade habitatmodeller. Modelleringen innebär att (utifrån data och/eller expertkunskap) relatera förekomst av arter eller artgrupper till GIS-baserade miljövariabler, för att sedan göra en rumslig prognos för deras potentiella utbredning (Gontier m.fl. 2006). Relationerna bygger på kunskap om artens eller artgruppens resurskrav (krav på kvalitet och kvantitet av lämpligt habitat) och spridnings- eller förflyttningsförmåga. Vid GIS-analyserna användes ArcView 3.2 (ESRI 1999) och ArcGIS 9.1 (ESRI 2005).

Relationer mellan förväntad förekomst av arter eller artgrupper och GIS-baserade miljövariabler sammanställdes genom litteraturstudier (bl.a. Edenhamn m.fl. 1999) och genom intervjuer med artexpertis. Kunskaper om eklevande evertebrater inhämtades genom intervjuer med Bengt Ehnström, professor emeritus, SLU Uppsala (2006, pers. komm.) och Thomas Ranius, docent, SLU Uppsala (2006, pers. komm.). Kunskaper om barrskogsmesar i allmänhet och tofsmes i synnerhet inhämtades genom intervjuer med Sönke Eggers, forskare och doktor, Uppsala Universitet (2006, pers. komm.) och Jan Ekman, professor, Uppsala Universitet (2006, pers. komm.).

De resulterande habitatnätverken, dvs. de rumsliga prognoserna, validerades genom visuella jämförelser med befintliga observationsdata. Förekomst av tofsmes (år 2000-2006) hämtades från Artportalen (Naturvårdsverket & Artdatabanken, utdrag 2006) och förekomst av ett urval eklevande evertebrater hämtades från ArtArken (Miljöförvaltningen 1999b, utdrag 2005) samt från Ekdatabasen (Markkontoret 2006, opubl.).

Resurskrav

Resurskraven avser habitatets kvalitet och kvantitet. Från befintliga miljödata, dvs biotopdata och övriga marktäckedata, tillsammans med information om fokusartens eller -artgruppens habitat, identifierades klasserna optimalt, suboptimalt, marginellt och olämpligt habitat. Denna klassning kan anses spegla habitatkvalitet hos varje enskild del av landskapet, oavsett storlek och sammanbindningsgrad.

Därefter omklassades miljödatat till dessa klasser, till kartor som visade potentiell habitatkvalitet för varje del av landskapet, utan hänsyn till storlek eller konnektivitet. För eklevande arter användes Ekdatabasen som omklassades i olika utvecklingsstadier för ek, se nedan. Informationen om habitatkvalitet användes sedan till att avgränsa

reproduktionsområden. Det närmare tillvägagångssättet för att avgränsa de olika habitatnätverken redovisas i resultatkapitlet.

För att kunna göra analyser av potentiella habitatnätverk för olika funktionella artgrupper med hjälp av enskilda ekar krävs bl.a. möjligheten att förutse varje träds potentiella värde för den studerade artgruppen. Detta kräver i sin tur kännedom om i vilket utvecklingsstadium varje träd befinner sig i (se figur 1). En uppskattning gjordes därför av utvecklingsstadiet för varje träd i Ekdatabasen (Markkontoret 2006, opubl.), baserad på databasens parametrar i kombination med eventuella kommentarer om trädet i fråga. Viktiga parametrar var bland annat förekomst av hål och dessas storlek, förekomst av mulm m.m.

De träd som i Ekdatabasen kallas ”nyrekrytering” (stamdiameter 10-49 cm) ansågs ungefär motsvara *utvecklingsstadium 1* och de som kallas ”efterträdare” (stamdiameter 50-79 cm) ansågs ungefär motsvara *stadium 2*. Även ekar med stamdiameter 80-99 cm utan hål bedömdes höra till detta stadium. Ekar utan hål men med stamdiameter >100 cm ansågs motsvara *stadium 3*. Ekar med hål mellan 5-15 cm diameter tillhörde *stadium 4*. *Stadierna 5-6* kunde inte skiljas åt utan slogs ihop i en klass med hål >15 cm diameter och kallas här ”rikmulmekar”. Vid klassningen ansågs hålförekomst vara viktigare än diameter, vilket medför att ekar i hålstadierna 4-6 kan ha mindre stamdiameter än 80 cm. Detta var möjligt eftersom Ekdatabasen innehöll även ekar med mindre dimensioner, om de var just hålekar. Ekar som i Ekdatabasen hade kommentarer som visade att de var i *stadium 7* klassades som sådana. Liggande och döda ekar togs inte med.

Spridnings- och förflyttningsförmåga

Förflyttningar i landskapet kan alltså ha olika syfte (se 2.1), alltifrån dagliga rörelser till spridning för nykolonisation. För enkelhetens skull kallar vi här de egenskaper som karakteriserar en arts förflyttning i landskapet för *spridningsprofil*.

Fokusarternas spridningsprofiler sammanställdes genom att identifiera olika biotoper och underlag som generellt innebär olika spridnings- eller förflyttningsmotstånd, samt direkta barriärer (se tabell 1 och 3). Därefter omklassades miljödatat enligt spridningsprofilerna. Därigenom erhöles s.k. framkomlighetskartor, vilka visar framkomlighet i olika delar av landskapet.

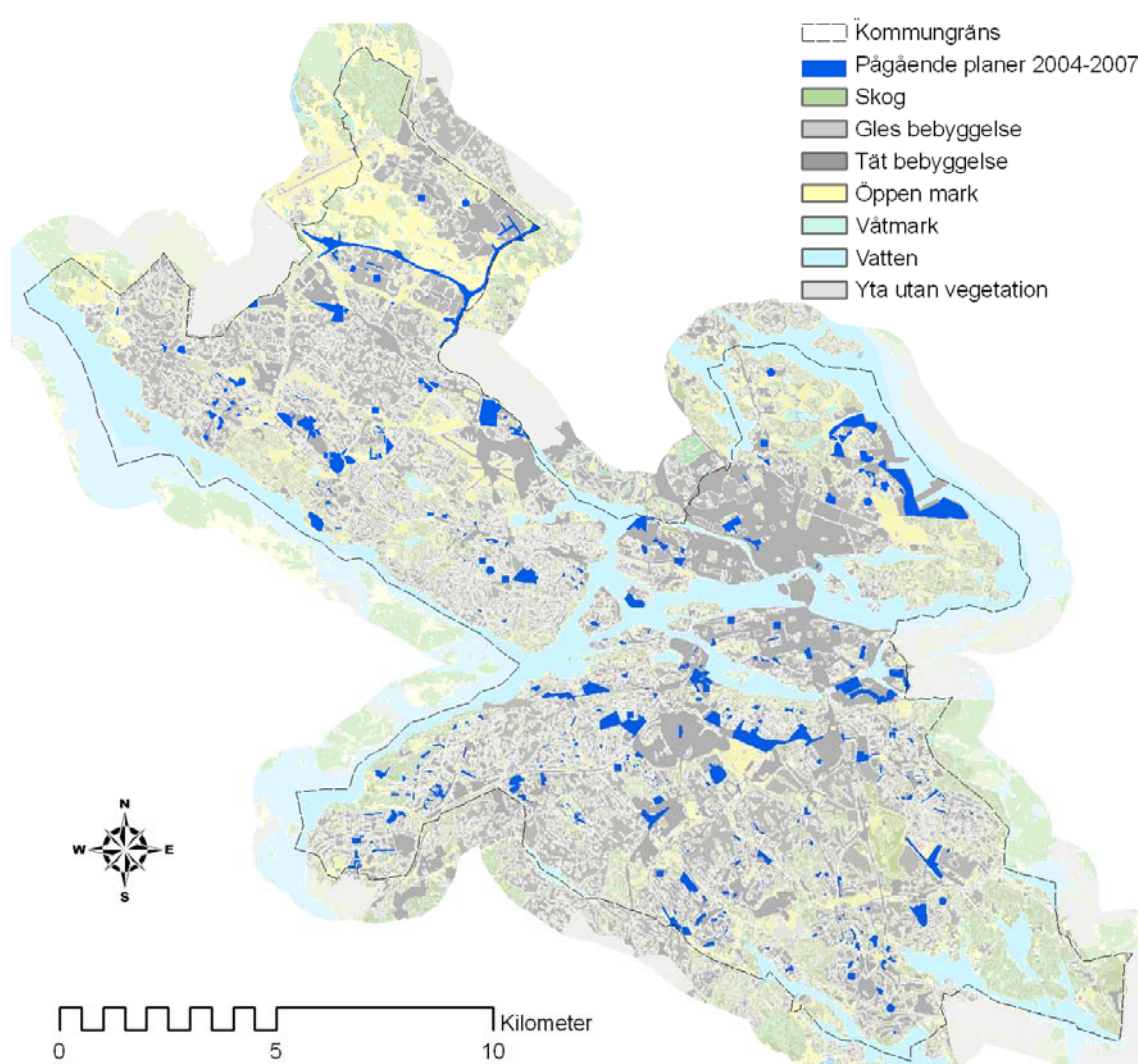
Framkomlighetskartorna utgjorde sedan underlag för tillgänglighetsanalyser. I detta steg avgränsades habitatnätverkens utbredning för fokusarten med hjälp av ett index för spridning och annan förflyttning genom olika delar av landskapet (ett s.k. CostDistance-index, ESRI 2005), som alltså tilldelats olika framkomlighet.

Resultaten blev kartor som anger den uppskattade, relativa tillgängligheten för fokusarterna från reproduktionsområden till olika delar av landskapet. De erhållna, relativa värdena på tillgänglighet tolkades slutligen i olika klasser för tillgänglighet respektive spridningsavstånd i framkomligt habitat. Detta gjordes utifrån litteraturstudier och konsultation med artexpertis. På detta sätt avgränsades potentiella aktivitetsområden och spridningszoner.

Reproduktionsområden och andra aktivitetsområden samt spridningszoner utgjorde tillsammans habitatnätverk för fokusarterna. Spridningszonerna visar hur landskapet hänger samman för fokusarterna. Man kan också tala om sammanbindningsgrad eller konnektivitet i landskapet. För eklevande arter kunde även potential för hålträd idag och i framtiden uppskattas, genom att information om ekar i olika utvecklingsstadier söktes ut ur Ekdatabasen (Markkontoret 2006, opubl.).

3.4 Utvärdering av scenario

När habitatnätverk utformats för de ekologiska profilerna lades pågående planer för perioden 2004-2007 (Stadsbyggnadskontoret 2005, bearbetning av Markkontoret 2006) in i kartorna. Dessa data har ojämn kvalitet och detaljeringsgrad och användes endast som underlag för en studie av ett tänkbart scenario för framtida utveckling (figur 3). De planerade områdena betraktades som fullständigt förändrade, vilket medförde att de (med undantag för vägområden) blev klassade som bebyggd mark med höga byggnader, med ändrade värden för habitatkvalitet och framkomlighet. Med hjälp av detta omklassade underlag togs de nya, hypotetiska habitatnätverken för scenariot fram. Resultaten i form av nya, förändrade habitatnätverk betraktades i relation till de gamla och användes för att prognostisera effekter på förutsättningarna för fokusarterna i landskapet.



Figur 3. Scenario. Som scenario användes planer som föreslagits för perioden 2004-2007 (Stadsbyggnadskontoret 2005, bearbetning av Miljöförvaltningen 2006), vilka markerats med blått i kartan.

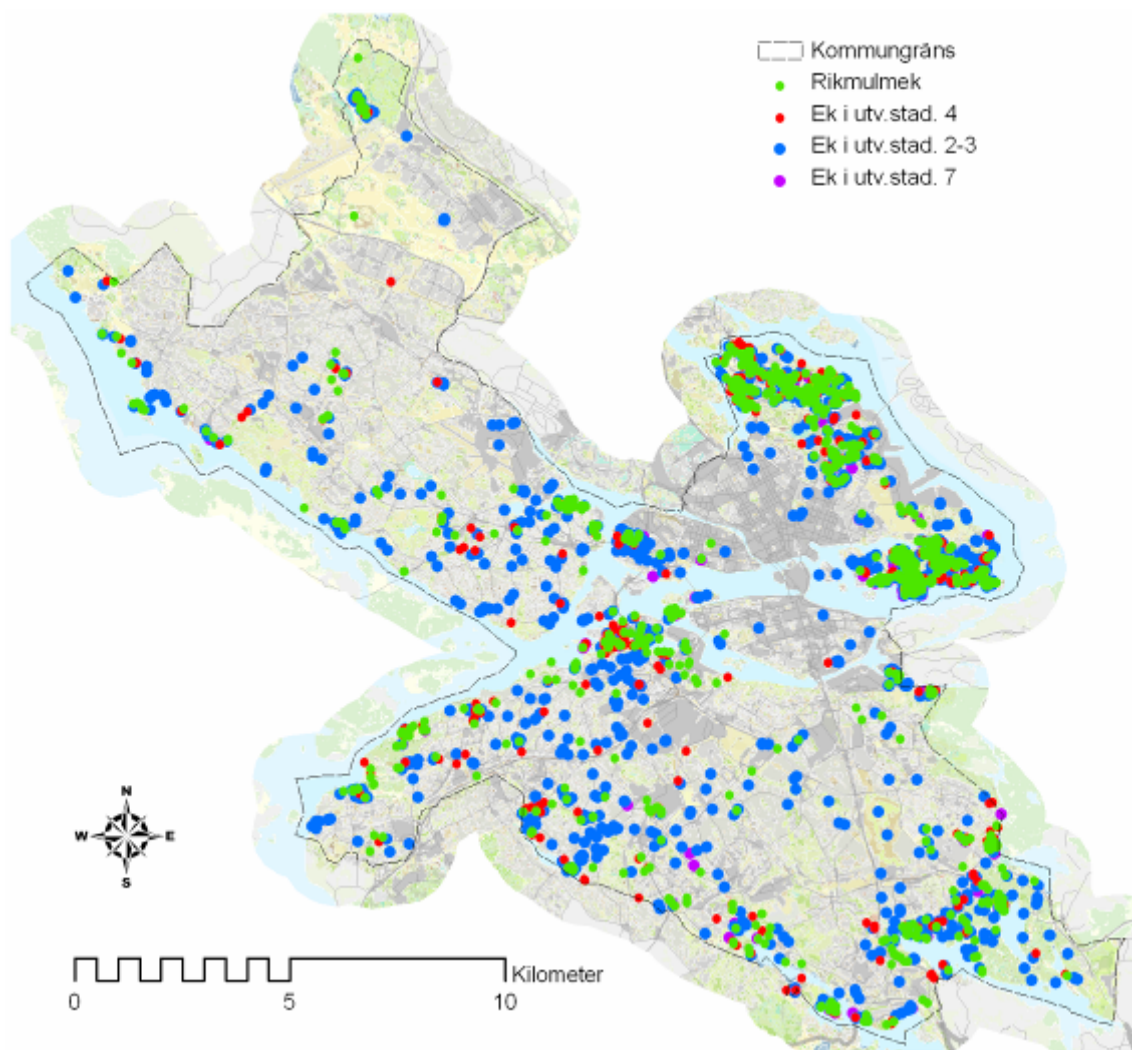
4 Resultat

De ekologiska profilerna sammanställdes utifrån litteraturgranskning och konsultation av artexperter. De bygger på resurskrav och spridnings- eller förflyttningsförmåga hos fokusarter och -artgrupper knutna till de formulerade delmålen. De ekologiska profiler som valdes var knutna till eklandskapetets vedlevande evertetrater samt barrskogsarter, med tofsmes som fokusart.

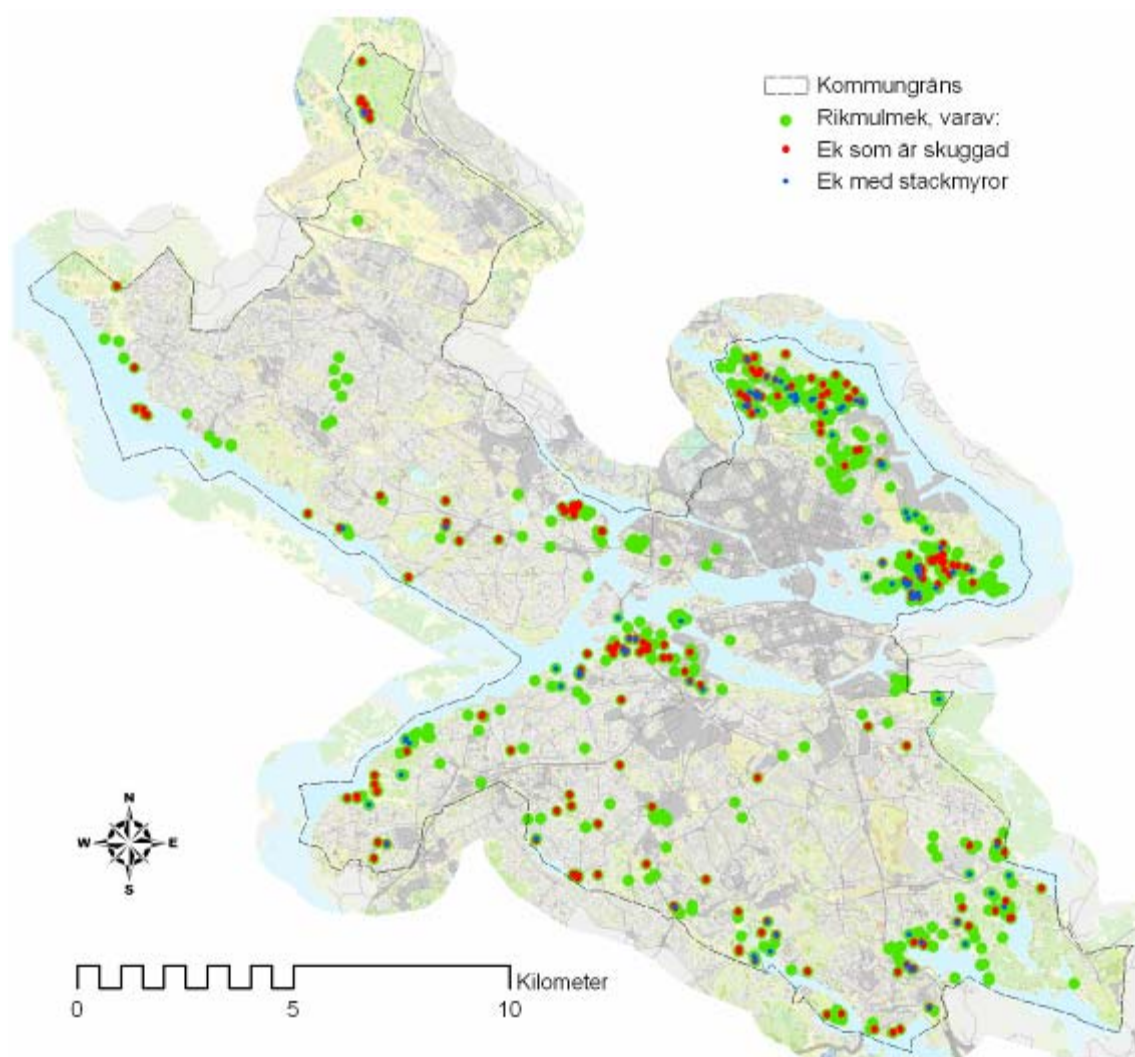
4.1 Eklandskap och eklevande arter

Förekomst av ekar i olika utvecklingsstadier enligt Ekdatan (Markkontoret 2006, opubl.) illustreras i figur 4. I denna studie valdes vedlevande evertetrater knutna till rikmulmekar (grova ekar i hålutvecklingsstadierna 5 och 6, se kap. 2.2.4) som fokusartgrupp. Exempel på arter/artgrupper med dessa krav och som förekommer i Stockholms kommun är flera arter av rödbeck (Ampedus cardinalis, Ampedus hjorti, Ampedus nigroflavus och Ampedus praeustus), kamklobaggar (Allecula morio, Prionychus ater och Pseudocistela ceramoides), klokrypare (Allochernes mideri, Anthrenochernes stellae och Larva lata), ticknagare (Dorcatoma flavicornis), och trägnagare (Anitys rubens) men det finns många fler. För en mer omfattande lista över ekanknutna, hotade arter i Stockholms kommun och deras krav hänvisas till bilaga A.

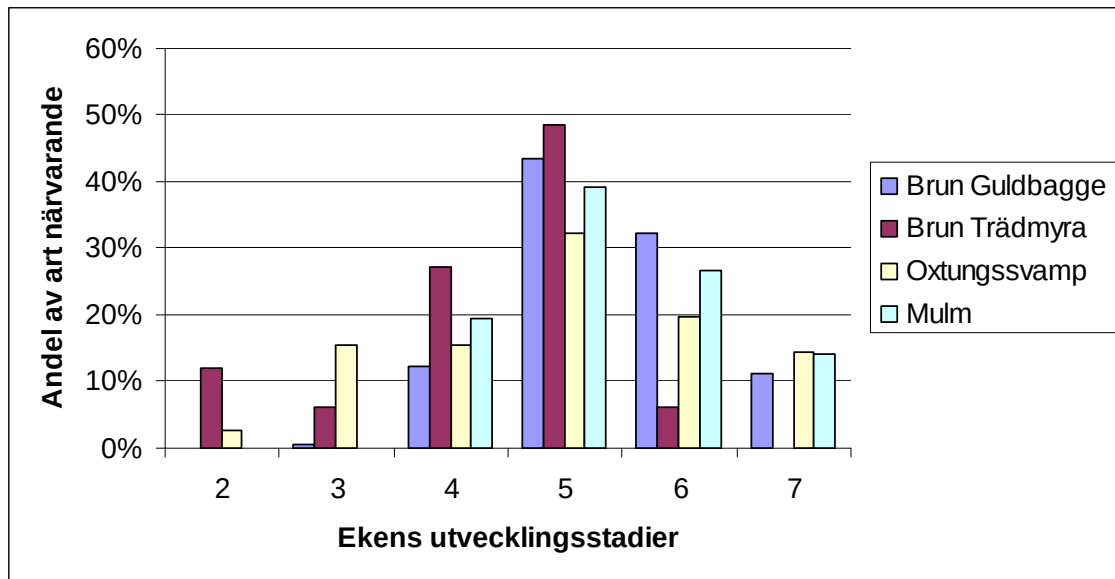
Resurskraven karakteriserades alltså av rikmulmekar, och varje sådan ek ansågs i denna studie utgöra ett möjligt reproduktionsområde. Dessa ekars fördelning inom Stockholms stad illustreras i figur 5. I denna karta har de rikmulmekar markerats som ur fokusartgruppens synpunkt har ”problem”, vilka går att åtgärda med lämpliga skötselåtgärder. Det ena problemet är beskuggning, vilket minskar habitatets kvalitet, och det andra problemet är förekomst av stackmyror, vilket medför ett starkt predationstryck på fokusartgruppen. Fördelningen av fynd av några utvalda arter samt av mulm mellan olika utvecklingsstadier illustreras i figur 6.



Figur 4. Ekar i olika utvecklingsstadier enligt Ekdatabasen (Markkontoret 2006, opubl.). Ekar i stadierna 5-6 kallas här "rikmulumekar".



Figur 5. Riksmulmekar. Riksmulmekarna ses här som potentiella reproduktionsområden för fokusartgruppen, dvs. vedlevande ryggradslösa djur knutna till ek. Från fokusartgruppens synpunkt utgör beskuggning av ekar, samt förekomst av stackmyror i ekar, "problem" i form av försämrad habitatkvalitet respektive predation. Därför har sådana ekar markerats i kartan (ur Ekdatabasen, Markkontoret 2006, opubl.).



Figur 6. Fördelning av förekomst av några arter samt mulm jämfört med ekens olika hålutvecklingsstadier (omklassade efter Ekdaten, Markkontoret 2006, opubl.).

Spridning och annan förflyttning

Det saknas heltäckande kunskap om spridnings- och förflyttningsförmåga hos eklevande ryggradslösa djur och därför gjordes försök att sätta samman ett antal hypotetiska men sannolika antaganden utifrån litteraturstudier och intervjuer med artexpertis.

Vissa studier visar att de flesta arter och individer flyger på låg höjd, i storleksordningen två meter över markytan (Hansson m.fl. 1992), vilket medför att byggnader kan förmodas utgöra hinder, särskilt mer sluten bebyggelse. Dessutom finns det studier som tyder på att exempelvis skalbaggar för sin orientering använder en kombination av lukt och syn (t.ex. Goyer m.fl. 2004), och att spridning stimuleras av skogssiluetter. Därför kan siktlinjer mellan lämpliga habitat vara viktiga för vissa arter.

Exempel på arter med förmodat dålig spridningsförmåga är *Ampedus cardinalis*, *Ampedus hjorti*, *Ampedus nigroflavus* och *Ampedus praeustus*. Mer rörliga arter antas vara *Liocola marmorata* och *Lymexylon navale*. Arter som sprider sig genom att "lifra" med andra arter (s.k. foresi), exempelvis med flygande insekter, är exempelvis *Anthrenochernes stellae* och *Larva lata*.

Förutom att veta hur arter rör sig i landskapet, behöver man veta hur långt de kan förflytta sig. Även här antogs några olika maximala spridnings- eller förflyttningsavstånd utifrån litteraturstudier och intervjuer med artexpertis.

Två ekologiska profiler formulerades, se tabell 1. Profil 1 omfattar flygande arter som rör sig lika bra i olika delar av landskapet förutom att bebyggd mark med höga byggnader utgör hinder. Profil 2 innebär att skog är framkomlig, särskilt ädellövskog som är lättframkomlig och som i viss mån även kan utgöra marginellt habitat, medan andra delar av landskapet är i olika grad svårare att ta sig fram genom.

För de båda ekologiska profilerna gjordes antagandena att de i framkomliga biotoper eller underlag kunde ta sig a) 200 m, b) 500 m, c) 1 km eller d) 2 km. Det första antagandet, att arter med mycket begränsad spridnings- eller förflyttningsförmåga rör sig maximalt 200 m

bygger på Ranius (2001), som detaljstuderat läderbagge (*Osmoderma eremita*). Även om just denna art inte är aktuell inom Stockholms stad, finns det anledning att anta att fler arter har liknande begränsning.

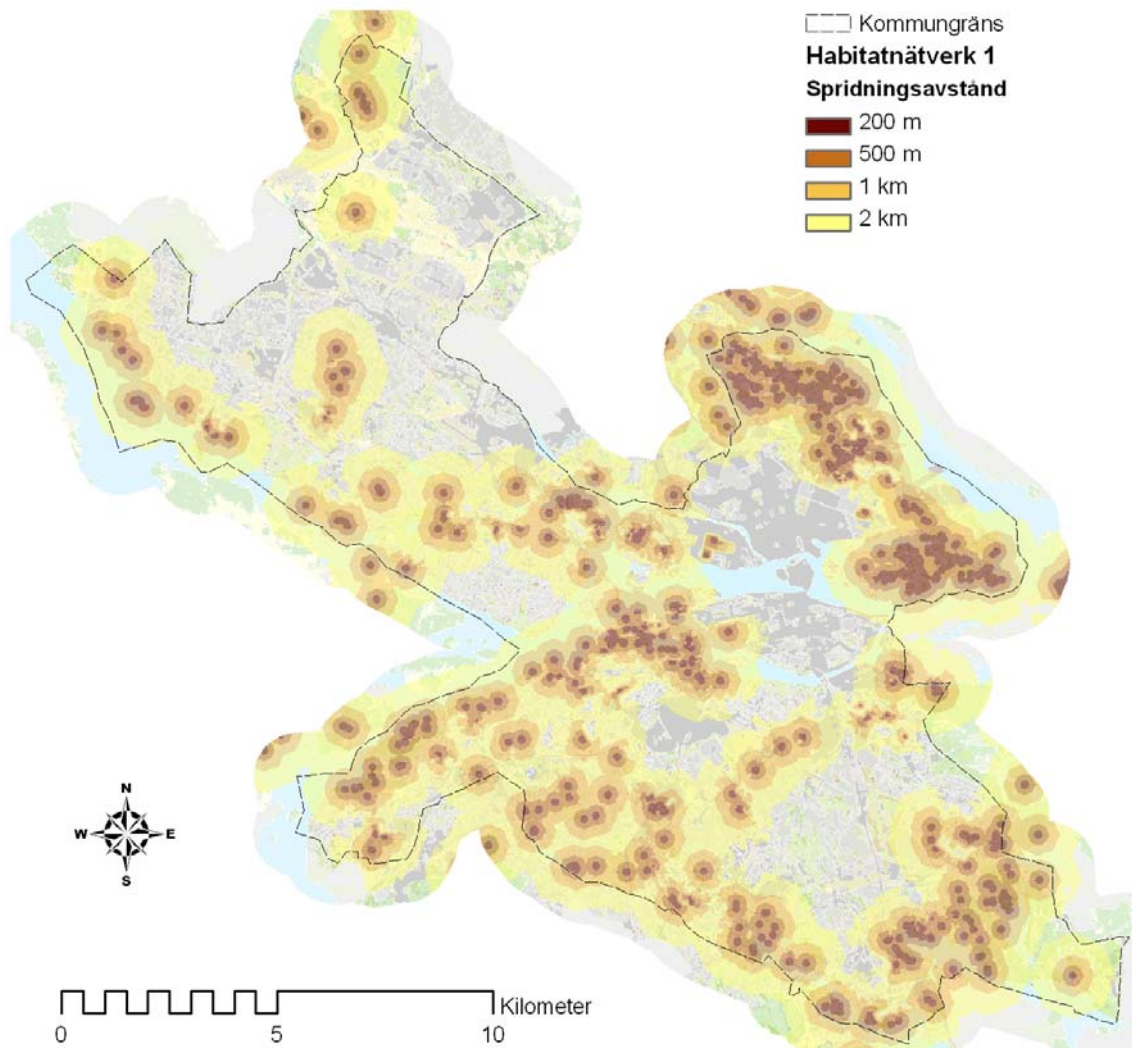
Tabell 1. Framkomlighet. Jämförelse mellan de två ekologiska profilerna 1 och 2. Båda profilerna avser antagna funktionella artgrupper bland fokusarterna, dvs. vedlevande ryggradslösa djur knutna till rikmulmekar. Egenskaper som båda profilerna har är att de kan flyga men hindras av höga byggnader. Profil 1 flyger därutöver ungefär lika lätt i alla typer av biotoper. Profil 2 avser de arter som framför allt rör sig i skog, särskilt ädellövskog, vilken även i viss mån kan utgöra marginellt habitat. Bebyggelseklasser från Terrängkartan (Metria 2003) och övriga klasser från Stockholms biotopkarta (Miljöförvaltningen 1999a, utdrag 2005).

	Profil 1: Många biotoper är framkomliga	Profil 2: Rör sig framför allt i skog, särskilt ädellövskog
Marktäcke		
Sluten bebyggelse	Barriär	Barriär
Höghusbebyggelse	Högt spridningsmotstånd	Högt spridningsmotstånd
Övrig bebyggelse	Framkomligt	Visst spridningsmotstånd
Öppen mark	Framkomligt	Visst spridningsmotstånd
Vatten	Framkomligt	Visst spridningsmotstånd
Ädellövskog	Framkomligt	Lättframkomligt
Övrig skog	Framkomligt	Framkomligt

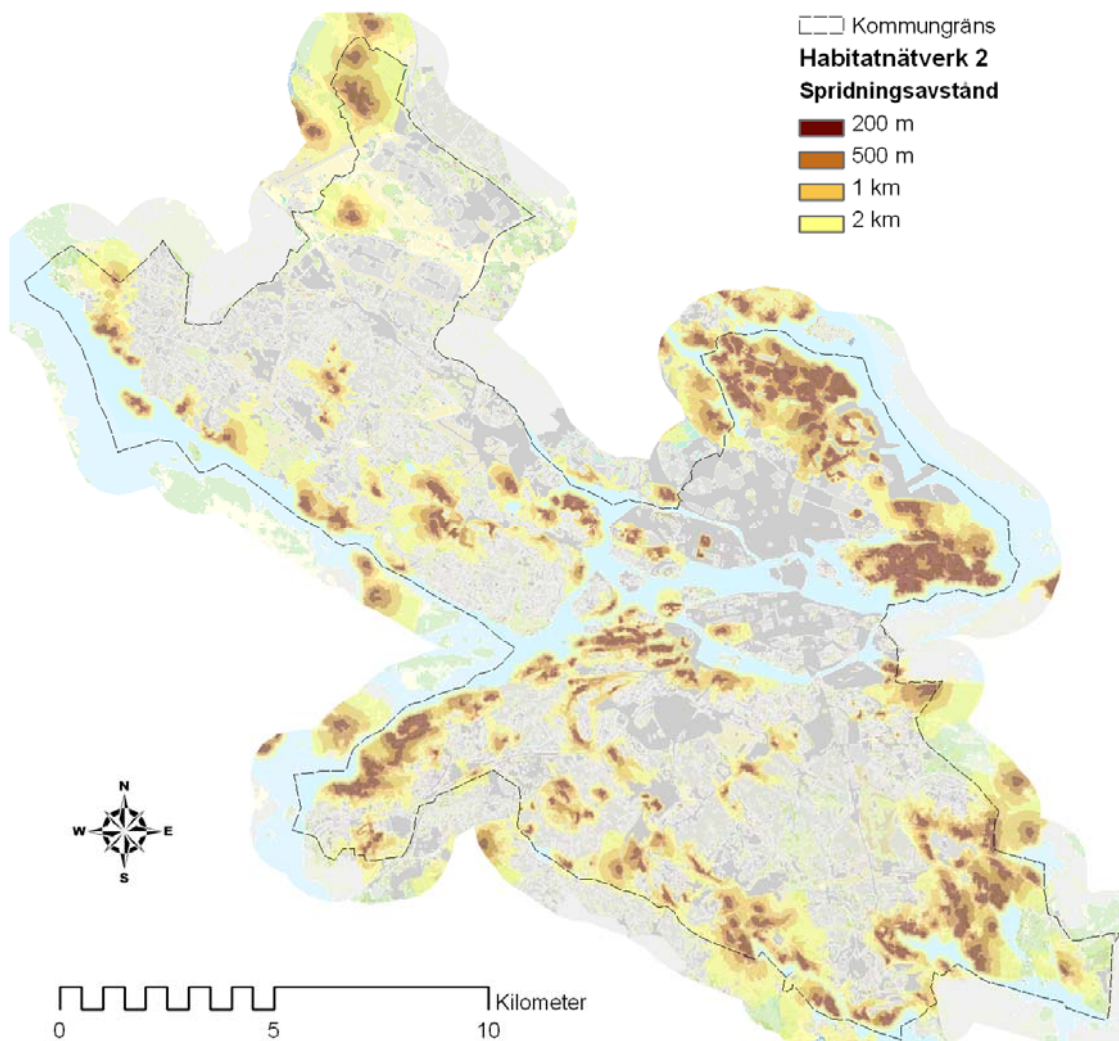
Habitatnätverket byggs upp

I nästa steg utgick vi från de potentiella reproduktionsområdena (alla rikmulmekar) och tittade på hur de hänger ihop med varandra, dels utifrån arter med ekologisk profil 1 (Habitatnätverk 1, figur 7) och dels utifrån arter med ekologisk profil 2 (Habitatnätverk 2, figur 8).

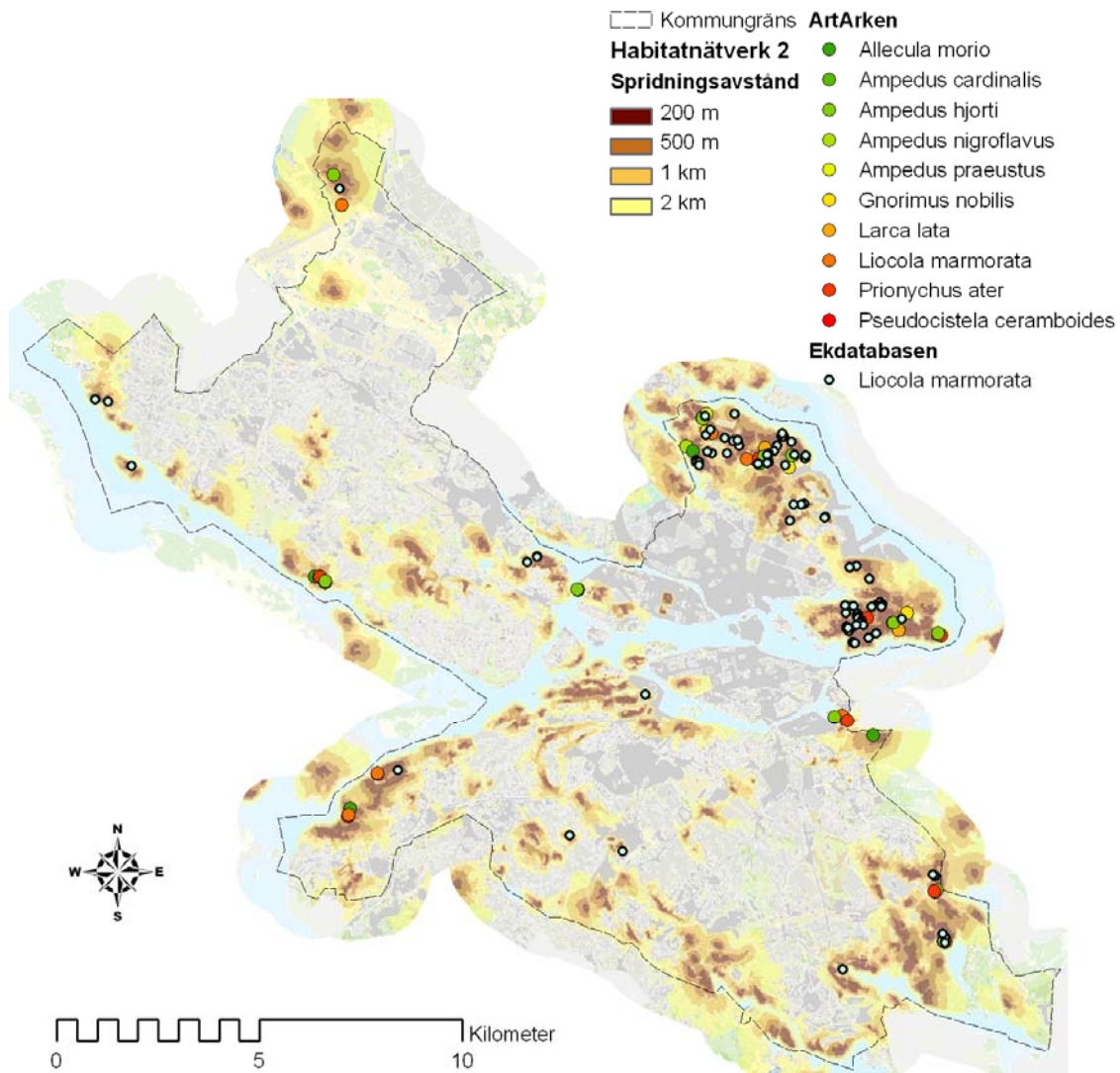
När man applicerar de olika ekologiska profilerna på ekdatat och framkomlighetskartorna får man alltså delvis olika habitatnätverk. Det är ekarnas läge och avstånd i förhållande till varandra, det omgivande landskapet och de ekologiska profilernas (dvs. de funktionella artgruppernas) egenskaper som tillsammans avgör vilka rikmulmekar som kan antas hänga samman med varandra. Figur 9 visar en utvärdering där habitatnätverk 2 jämförs med fynd av arter i fokusartgruppen från ArtArken (Miljöförvaltningen 1999b). De flesta fynden återfinns i stora sammanhängande delar av habitatnätverket, men det finns även spridda fynd i mer isolerade delar.



Figur 7. Habitatnätverk 1. Habitatnätverk för eklevande arter enligt ekologisk profil 1, som innebär att många biotoper är framkomliga men höga byggnader utgör hinder. Avstånden i legenden avser längsta spridningsavstånd i framkomliga biotoper.

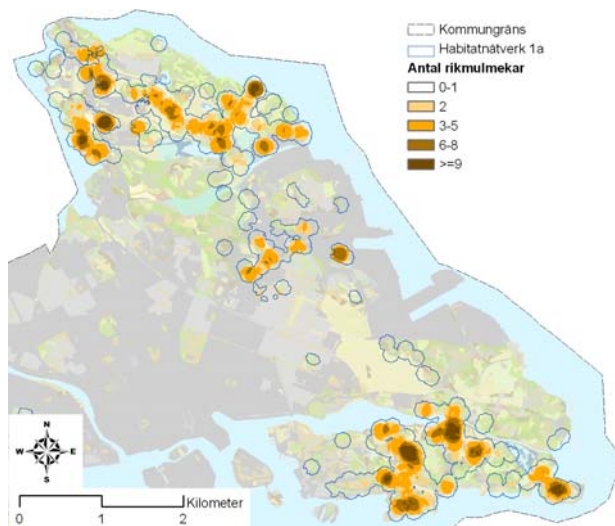


Figur 8. Habitatnätverk 2. Habitatnätverk för eklevande arter enligt ekologisk profil 2, som innebär att skog är framkomligt, särskilt ädellövskog, medan övriga biotoper är mer eller mindre svårframkomliga. Avstånden i legenden avser längsta spridningsavstånd i framkomliga biotoper.

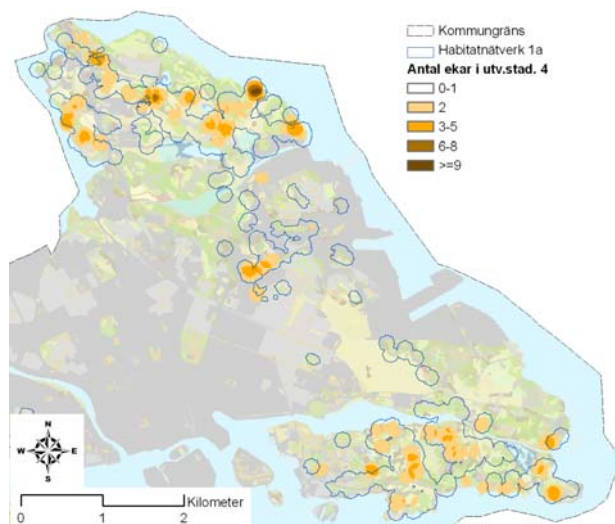


Figur 9. Habitatnätverk 2 (skog är framkomligt, särskilt ädellövskog) tillsammans med förekomst av några arter som är knutna till rikmulmekar (Miljöförvaltningen 1999b, utdrag 2005, Markkontoret 2006, opubl.).

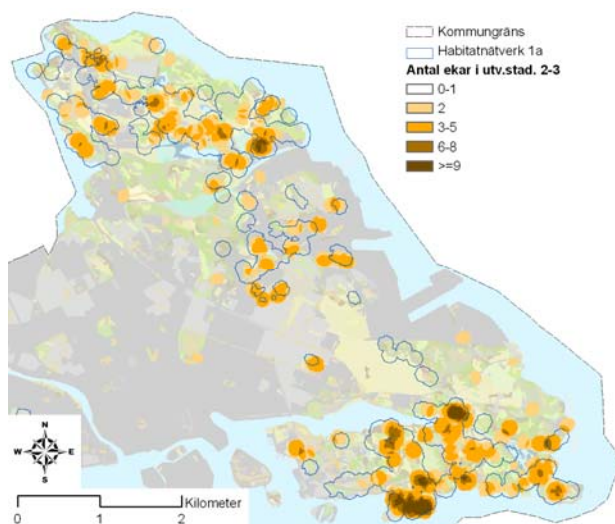
Figur 10-12 visar områden på Djurgården med "lagom" glesa bestånd av ekar i olika utvecklingsstadier, dvs. med 3-9 ekar i ett visst stadium inom ett område med 100 m radie (ca 3 ha), vilket kan anses ge goda förutsättningar för vedlevande insekter. Figur 10 visar tillståndet idag, dvs. ekar i de artrikaste stadierna 5-6 (rikmulmekar). Figur 11-12 visar potentialen för ekbestånden olika långt in i framtiden, när ekar som idag tillhör stadierna 4 respektive 2-3 har utvecklats till rikmulmekar. Som synes verkar det vara förhållandevis ont om ekar i utvecklingsstadium 4, och inom vissa områden tycks det också vara brist på ekar i stadierna 2-3. Även förekomst av medelålders och yngre ekar utgör viktig information om de eklevende populationernas framtidsutsikter (se kap. 5 Diskussion).



Figur 10. Dagens reproduktionsområden. Habitatnätverk för arter med ekologisk profil 1a, som innebär antagandet att många biotoper i och för sig är framkomliga men att spridningsförmågan ändå är mycket begränsad (200 m). I legenden beskrivs klasser för beståndstäthet för rikmulmekar, dvs. antal rikmulmekar inom ett område med 100 m radie.



Figur 11. Framtidens reproduktionsområden. Habitatnätverk 1a (se figur 10). I legenden beskrivs beståndstäthet för ekar i utvecklingsstadium 4 (dvs. antal ekar i utvecklingsstadium 4 inom ett område med 100 m radie).



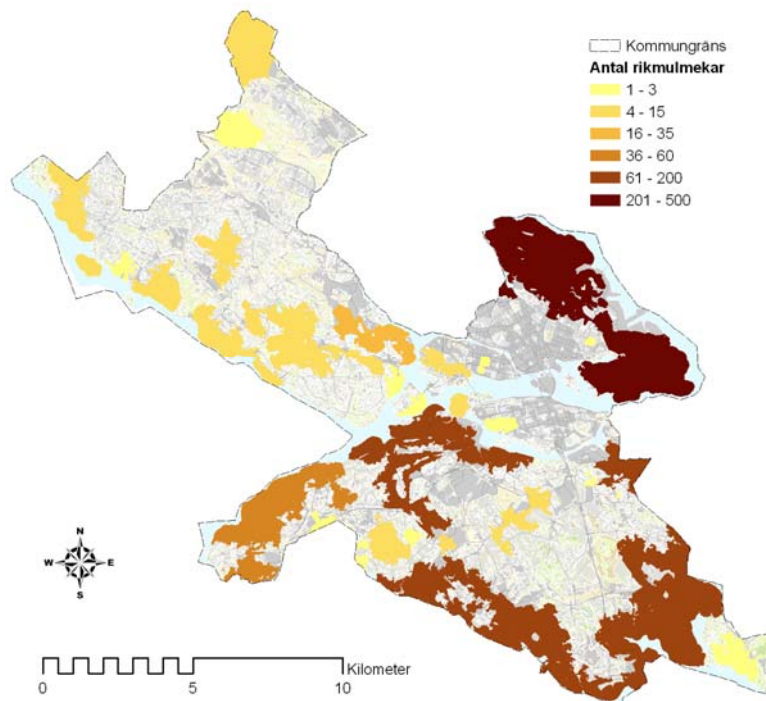
Figur 12. Framtidens reproduktionsområden. Habitatnätverk 1a (se figur 10). I legenden beskrivs beståndstäthet för ekar i utvecklingsstadierna 2-3 (dvs. antal ekar i utvecklingsstadierna 2-3 inom ett område med 100 m radie).

Habitatkvalitet inom habitatnätverk

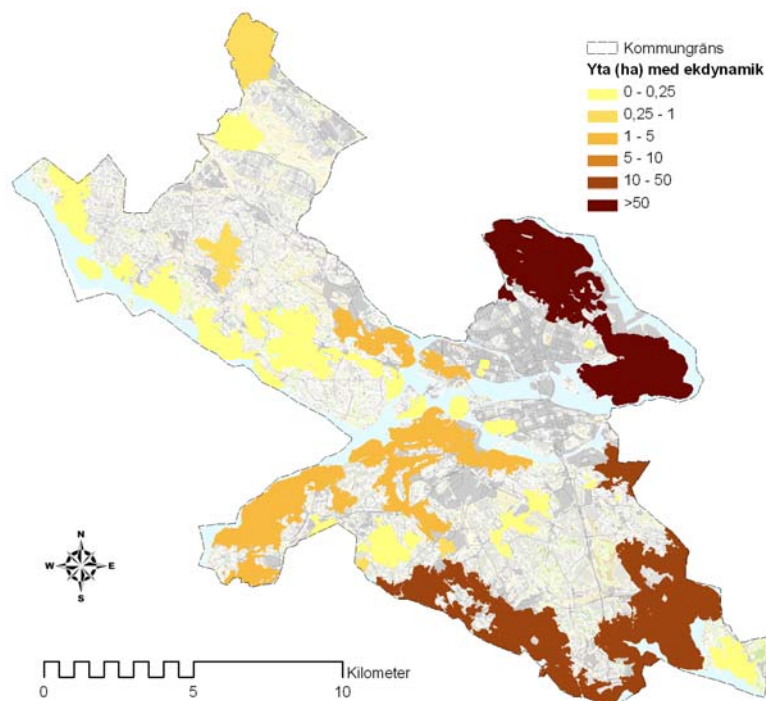
När habitatnätverken för eklevande arter är avgränsade, så som visas i figur 7 och 8, kan man få en uppfattning om hur landskapet hänger ihop rumsligt, med hänsyn till olika ekologiska profiler (1-2) och inom dessa med olika antaganden om spridningsavstånd (200 m – 2 km). Däremot är det svårt att ur dessa kartor utläsa habitatkvalitet i olika delar av nätverket.

Habitatkvalitet kan naturligtvis vara svårt eller omöjligt att mäta exakt. Ett mått som ändå skulle kunna ge en viss vägledning är det sammanlagda antalet grova ekar (av alla inmätta ekar i Ekdatabasen, Markkontoret 2006, opubl.) inom sammanhängande delar av ett habitatnätverk, vilket illustreras i figur 13. Ett annat mått som kan ge information om förutsättningarna för ekdynamik på längre sikt är förekomst av ekbestånd med ”lagom” täta bestånd av ekar i flera olika utvecklingsstadier (enligt figur 10-12), se figur 14.

Analyserna visade, att ekbestånden på Norra och Södra Djurgården hyser mycket höga värden både vad gäller kvalitet och kvantitet m.a.p. grova ekar (figur 13-14). Det finns dessutom glesare ekbestånd spridda över stora delar av staden, där några områden uppvisar relativt höga värden vad gäller kvalitet och kvantitet, bland annat Flatenområdet och Hansta. Enligt kartan i figur 14 saknar de västliga delarna av nätverket till stor del bestånd med förutsättningar för ekdynamik, vilket kan komma att medföra kontinuitetsproblem på längre sikt.



Figur 13. Antal grova ekar (av alla inmätta ekar i Ekdatabasen, Markkontoret 2006, opubl.) inom olika delar av habitatnätverk 2d, vilket innebär antagandet att skog är framkomlig, särskilt ädellövskog, och att spridningsavståndet är ca 2 km i framkomlig biotop. Legenden visar det totala antalet rikmulmekar inom olika sammanhängande delar av habitatnätverket.

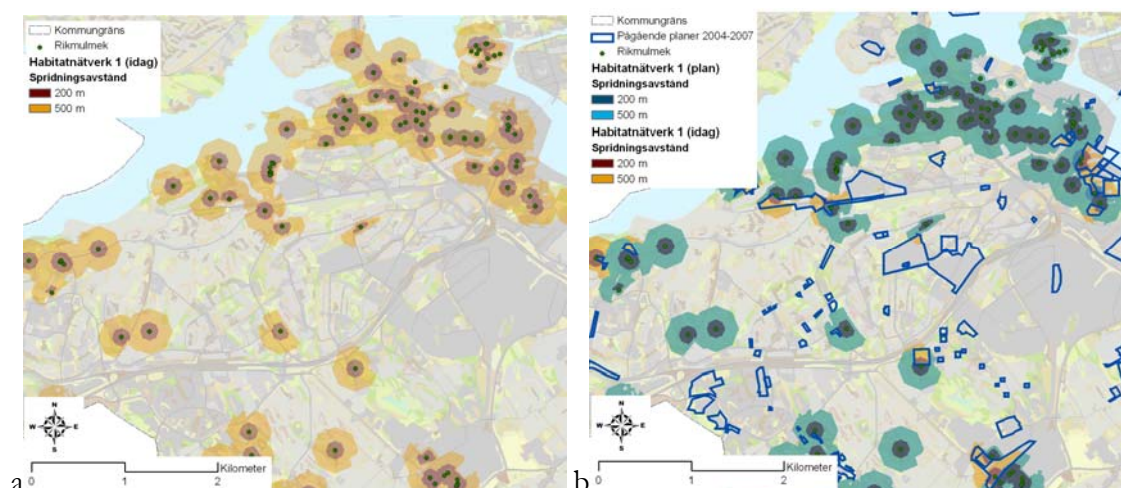


Figur 14. Förekomst och storlek av ekbestånd som kan förväntas ha förutsättningar för ekdynamik i betydelsen att det finns "lagom" täta bestånd av ekar i flera utvecklingsstadier (enligt figur 10-12), inom olika delar av habitatnätverk 2d vilket innebär antagandet att skog är framkomlig, särskilt ädellövskog, och att spridningsavståndet är ca 2 km i framkomlig biotop.

4.2 Effekter av scenario på eklandskapet

För att försöka förutse effekter på potentiella habitat för eklevande arter av ett planeringsscenario, användes data med pågående planer för perioden 2004-2007 (Stadsbyggnadskontoret 2005, figur 3). Dessa data användes endast som exempel i en studie av ett tänkbart scenario för framtida utveckling. De planerade områdena betraktades därvid som bebyggd mark med höga byggnader, oavsett den egentliga avsikten med planen. En exploatering kan innebära påverkan (teoretiskt sett både positiv och negativ) såväl inom som utanför planen. Effekterna av scenariot kvantifierades som förändringar i habitatnätverket, i antal inmätta grova ekar och i antal rikmulumekar. Dessutom kunde områden som riskerade att bli isolerade lokaliseras.

Enligt Ekdatabasen (Markkontoret 2006, opubl.) finns 2704 inmätta grova ekar inom Stockholms stad, varav 1523 har en brösthöjdsdiameter på 1 m eller mer. Av dessa klassades 910 som rikmulumekar. Inom exploateringsytorna i planeringsscenariet återfinns 40 grova ekar, varav 14 rikmulumekar. Ett område som är känsligt för negativa effekter av planeringsscenariot är området mellan Södra och Norra Djurgården, vilket utgör en länk mellan stora bestånd med rikmulumekar. Även andra områden riskerar att påverkas negativt, se figur 15.



Figur 15. Effekter av scenariot på habitatnätverk för arter med ekologisk profil 1a-b, som innebär antagandet att bebyggelseområden med höga byggnader utgör hinder, att övriga biotoper i och för sig är framkomliga men att spridningsförmågan ändå är mycket begränsad (200 m respektive 500 m). Figuren visar Hägersten med omkringliggande områden: a) visar dagens habitatnätverk och b) visar förändringar vid ett planeringsscenario.

4.3 Barrskog och tofsmes

Barrskogsarter representerades av tofsmes. Den ekologiska profilen för tofsmes består av resurskrav och spridnings- eller förflyttningspreferenser. Resurskraven i sin tur kan sägas ha två dimensioner, kvalitet och kvantitet av lämpligt habitat. Habitatkvalitet för tofsmes bestämdes, se tabell 2 och figur 16, varefter miljödata omklassades enligt denna tabell. Vid avgränsningen av habitatnätverket valde vi att utgå från potentiellt habitat för reproduktion, vilket efter konsultation med artexpertis (Eggers, pers. kom. 2006) bestämdes till sammanhängande områden om minst 3 ha optimalt habitat, dvs. äldre barrskog, se figur 16. Det betyder att ett område med optimalt habitat kan vara för litet eller för isolerat för att kunna fungera för reproduktion. Aktivitetsområdets storlek har visats vara i medeltal ca 10 ha upp till ca 25 ha (Ekman 1979).

Utifrån de potentiella reproduktionsområdena avgränsades övriga aktivitetsområden med hjälp av spridnings- eller förflyttningspreferenserna för tofsmes, se tabell 3. Eftersom fåglar är så pass lätttrörliga, så är det svårt att ange några exakta spridnings- eller förflyttningsavstånd, utan områdena som avgränsas visar snarare aktivitetsområden. Tofsmes har dock tydliga preferenser för spridning och övriga rörelser i landskapet; skydd är viktigt för arten och den korsar ogärna öppen mark, medan lämpligt habitat kan anses vara lättframkomligt. Det som kunde avgränsas utöver potentiella reproduktionsområden var således lämpligt och tillgängligt habitat, som bör kunna ingå i aktivitetsområden övrig tid på året. Därutöver avgränsades områden med viss tillgänglighet, där spridning kan tänkas vara mest sannolik (figur 17).

Tabell 2. Omklassning av GIS-baserade miljödata enligt resurskrav för tofsmes. Endast lämpligt habitat av olika kvalitet är listade, medan övriga marktäckeklasser anses vara olämpliga.

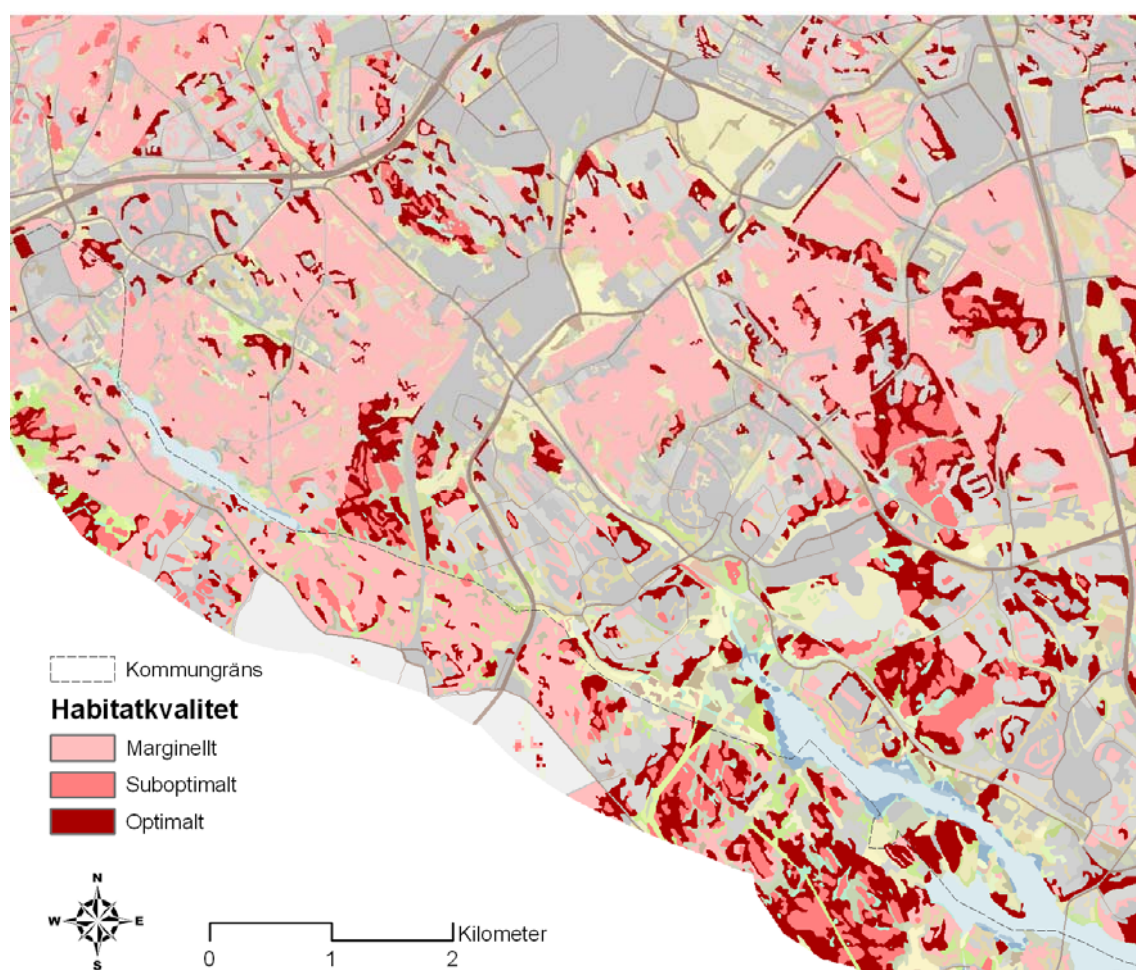
Habitat	Kvalitet	Biotoper och annan miljödata
Reproduktion, födosök	Optimalt	Tallskog >100 år
Reproduktion, födosök	Optimalt	Övrig barrskog >100 år
Födosök	Suboptimalt	Barrskog > 60 år
Födosök	Marginellt	Övrig barr- och blandskog

Tabell 3. Omklassning av GIS-baserade miljödata enligt spridnings- och förflyttningspreferenser för tofsmes.

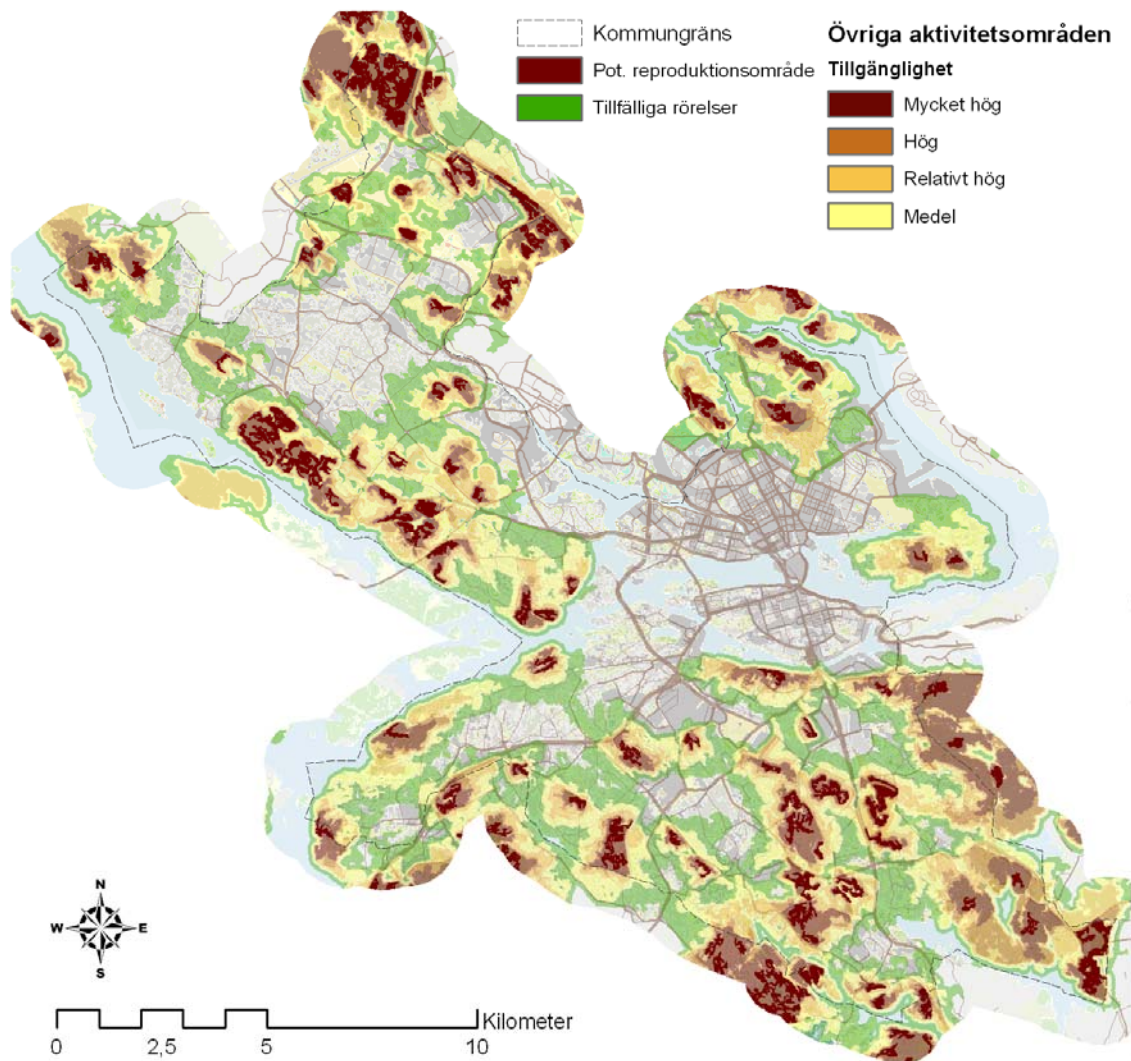
Biotoper och annan miljödata	Framkomlighet
Barrskog	Lättframkomligt
Övrig skog	Relativt lättframkomligt
Sluten bebyggelse, höghusbebyggelse	Högt spridningsmotstånd
Låghusbebyggelse, fritidshusbebyggelse	Visst spridningsmotstånd
Öppen mark	Visst spridningsmotstånd
Vatten	Visst spridningsmotstånd

Ett försök till utvärdering av det avgränsade habitatnätverket gjordes genom att jämföra med inrapporterade observationer av tofsmes i Artportalen (Naturvårdsverket & Artdatabanken 2006). Resultatet i kartform illustreras i figur 18.

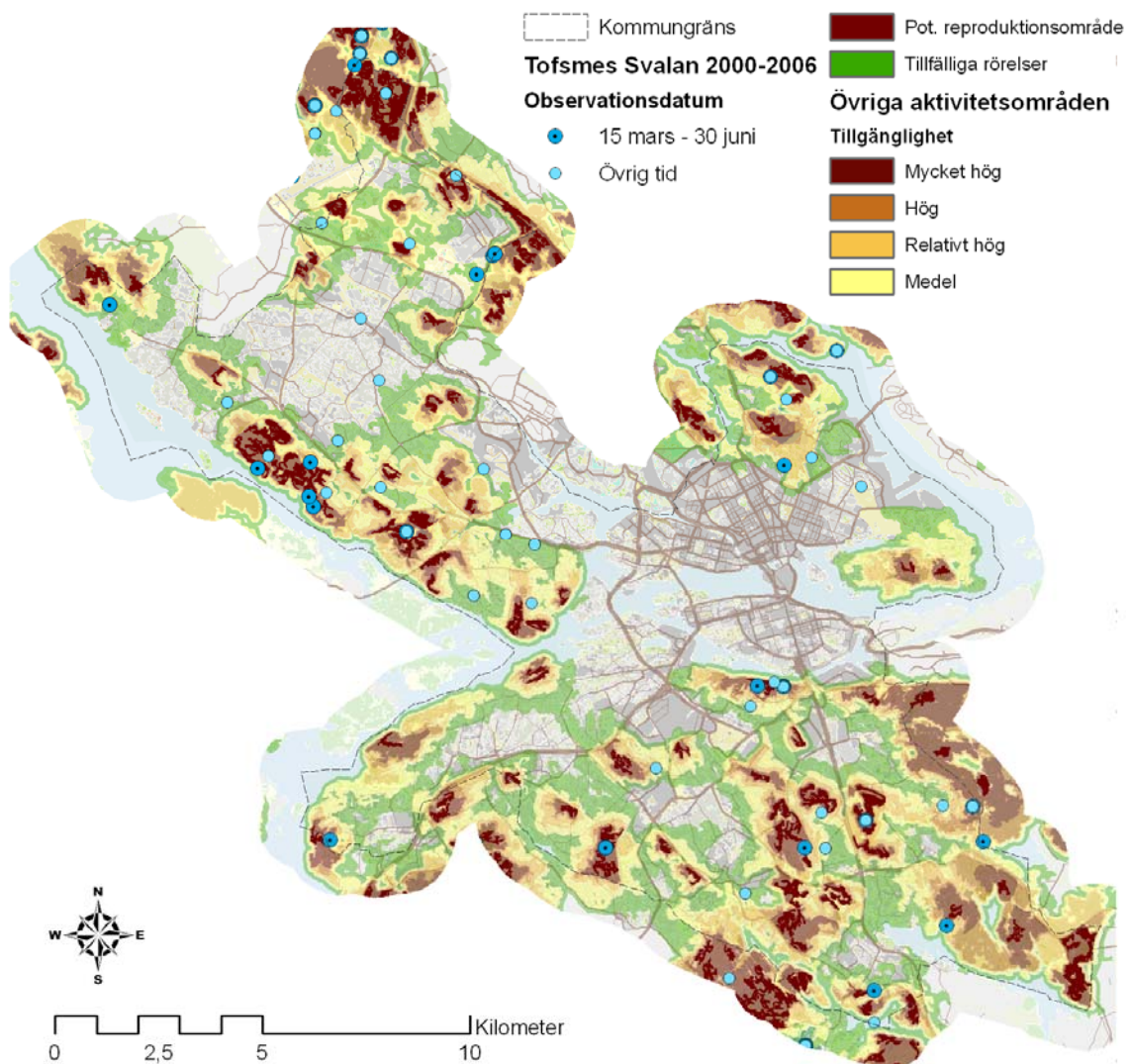
Figur 19 visar exempel på effekter av planeringsscenariot på tofsmesens habitatnätverk. Det underliggande habitatnätverket (dagens) krymper om planerna genomförs på så sätt att habitatet försvinner helt genom exploatering. Dels beror detta på att reproduktionsområden blir för små eller försvinner, och dels på att andra typer av habitat försvinner eller blir avskurna. Effekter av planeringsscenariot på tofsmesens habitatnätverk kan mätas i förändringar i reproduktionsområden och i habitatnätverket i stort. Planerna påverkade 8 ha av reproduktionsområdena för tofsmes och hela habitatnätverket minskade med 3,4 %.



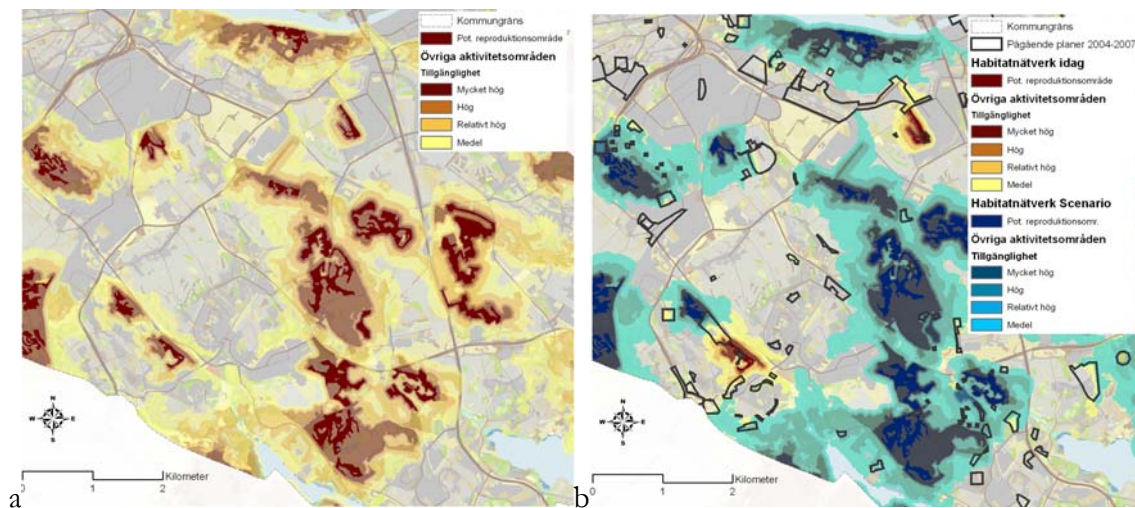
Figur 16. Habitatkvalitet för tofsmes, omklassad enligt resurskraven i tabell 2. I denna karta har ännu inga hänsyn tagits till områdenas storlek eller sammanbindningsgrad.



Figur 17. Habitatnätverk för tofsmes enligt expertmodellen. Potentiella reproduktionsområden utgörs av sammanhängande områden med optimalt habitat på minst 3 ha. Kring dessa finns övriga aktivitetsområden. Områden med begränsade möjligheter till födosök och skydd ansågs mindre troliga att de ingick i aktivitetsområden, men däremot kan de tänkas fungera för andra rörelser i landskapet, såsom spridning.



Figur 18. Habitatnätverk för tofsmes tillsammans med observationer av tofsmes från Svalan i Artportalen (Naturvårdsverket & Artdatabanken 2006).



Figur 19. Prognos för effekter av planeringsscenariot på habitatnätverk för tofsmes: a) visar dagens habitatnätverk och b) visar förändringar vid ett planeringsscenario. Delar av habitatnätverket kommer troligtvis att försvinna, dels genom att potentiella reproduktionsområden blir alltför små, och dels genom isolering av delar av habitatnätverket.

5 Diskussion

De landskapsekologiska analyserna resulterade i habitatnätverk för eklevande arter och för barrskogsarter med tofsmes som fokusart. Habitatnätverken visar potentiella reproduktionsområden och spridningszoner, samt för tofsmes även övriga aktivitetsområden.

Habitatnätverken ska ses som en rumslig prognos för fokusarternas förutsättningar i hela landskapet, i nutid eller vid scenarier för framtida utveckling, och är tänkta att användas för fysisk planering och miljöövervakning. Prognoskartorna kan också utgöra underlag för att planera fältinventeringar för kunskapsuppbyggnad kring arternas faktiska förekomster och habitatkrav i stadsnära skog.

5.1 Habitatnätverk för eklevande arter

Habitatnätverken för eklevande arter grundar sig dels på fältdata ur Ekdaten (Markkontoret 2006, opubl.) och dels på hypotetiska antaganden som utgör en syntes av kunskap från litteraturstudier och intervjuer med artexpertis. Utgångspunkten var vedlevande arter där en enda ek med mycket mulm har ansetts kunna hysa en population. Därtill har lagts olika ekologiska profiler och olika maximala spridningsavstånd. Det saknas idag kunskap om exakta rörelsemönster hos olika arter, men det finns anledning att anta att de båda ekologiska profilerna tillsammans täcker in stora delar av fokusartgruppens behov. Exakta spridningsavstånd är likaså svårt att avgöra, men en regel bör kunna vara att närmare och mer sammanlänkat är bättre än långa avstånd och barriärer. Generellt verkar arter som är starkare knutna till skog för spridning och andra rörelser i landskapet vara känsligare för urbaniseringen.

Habitatnätverken kan även användas för att ge en bild av förutsättningarna för vissa andra ekologiska profiler som inte studerats här. Exempelvis för arter som kräver större ekbestånd med tillräckligt korta avstånd mellan ekarna, kan kartorna användas för att söka ut områden med flera rikmulmekar inom "räckhåll". Det är också så, att eftersom det finns en stor individuell variation mellan olika ekar, krävs stora sammanhängande ekbestånd för att rätt livsmiljö för en viss art ska finnas hela tiden. Inom bestånden krävs också en kontinuitet i åldersfördelningen, vilket ger förutsättningar för ekdynamik, dvs. att yngre ekar kan träda in och ta över när en äldre ek går in i nästa utvecklingsstadium. Habitatnätverken omfattar ekar som just nu är i utvecklingsstadierna 5-6, vilka kan anses vara artrikast för tillfället. Ekar i olika utvecklingsstadier bör finnas inom ett och samma bestånd, för att säkra populationerna på lång sikt. Här har visats att det finns områden med brist på ekar i utvecklingsstadium 4, och även viss brist på ekar i utvecklingsstadierna 2-3. Det betyder att det kan komma att saknas rikmulmekar i framtiden.

Ekarna kan inte heller stå alltför tätt, utan behöver solbelysning för att utvecklas till att kunna hysa en stor artrikedom. Ekar som står skuggigt finns med i Ekdaten och har markerats i kartan i figur 5. Beskuggning kan ses som ett "problem" som kan åtgärdas med lämpliga skötselåtgärder. Ett annat "problem" är stackmyror, vilka påverkar många vedlevande arter negativt. Vitala samhällen av många insektsarter kan minska vid hög närvaro av stackmyror, på grund av predation (Ehnström pers.komm. 2006). Stackmyror påverkar inte bara befintliga populationer genom predation utan närvaro av stackmyror kan även innebära att många arter undviker att etablera sig i en dylik ek trots bra förhållanden i övrigt. Exempel på arter som påverkas negativt av stackmyror är *Ampedus cardinalis*, *Ampedus hjorti*, *Ampedus nigroflavus*, *Ampedus praeustus*, *Pseudocistela ceramoides* och *Allecula morio*.

Hur säkra är resultaten?

De habitatnätverk som togs fram genom GIS-baserad habitatmodellering visade god överensstämmelse med inventerade och inrapporterade förekomster av arter i fokusartgruppen enligt ArtArken (Miljöförvaltningen 1999b, utdrag 2005), se figur 9. Men i ett habitatnätverk som ska tillhandahålla avgörande funktioner för arters överlevnad krävs att det finns förutsättningar för livskraftiga populationer. Det är dock svårt att avgöra exakt var gränserna går för detta, vilket kräver populationsstudier med sårbarhetsanalys (Kindvall 1998). Habitatnätverket får istället ses som en prioritering av områden, vilket bör användas och vägas in vid exploateringsbeslut och vid lokalisering av förstärkningsåtgärder, mm.

Analyserna bygger på befintlig kunskap, men det finns kunskapsluckor. Trots att varje grov ek är fältinventerad så är det heller inte säkert att de utgör lämpliga habitat för enskilda arter, som kan ha speciella krav på sin livsmiljö. Därtill kan det finnas osäkerheter i databasen och i klassningen av dess parametrar till utvecklingsstadier. En annan möjlig källa till osäkerhet är den mer summariska inventeringen på privat mark, som kan tänkas ha medfört exempelvis underskattning av hålstadier, förbiseende av enstaka ekar m.m. Förmodligen är dock dessa tänkbara felkällor i databasen och dess omklassning inte så stora att de ändrar resultaten nämnvärt.

Värdefulla områden

De viktigaste områdena för eklevande arter i Stockholm är Södra och Norra Djurgården, vare sig man avser artrikedom enligt fältinventeringar, bestandsstorlek eller ekdynamik. Det finns fortfarande en spridningszon mellan de två områdena som fungerar för många ekologiska profiler. Undantaget är mycket svårspredda arter, där förbindelsen kan förmodas vara bruten. Spridningszonen är mycket känslig för ytterligare påverkan medan förstärkningsåtgärder kan ha stor betydelse här. Vidare bör spridningszoner mot omgivande landskap också förstärkas, vilket visats i Mörtberg & Ihse (2006). Det finns även andra viktiga ekområden i Stockholm, däribland Flatenområdet, Hansta och Sätterskogen, samt mindre eller mer splittrade områden i Gröndal och Minneberg. Många områden har brist på ekar i lägre utvecklingsstadier, särskilt inom samma bestånd som rikmulmekarna, vilket blir ett problem på sikt.

Ekdatabasen har tagit med ekar av mindre dimensioner, om de var hålträd. Exempel på sådana ekar finns på Sickla Udde, som vid fältinventering visade sig ha en mycket rik insektsfauna (Jonell & Isaksson 2006, opubl.). Dessa ekar skulle inte ha kommit med om inte förekomst av hål ansetts viktigare än ekarnas dimensioner. Både Sickla Udde och Tyska Botten var mycket artrika i fråga om vedlevande insekter enligt denna fältinventering. En bidragande orsak till detta kan vara, att dessa områden ligger inom spridningsavstånd från stora ekbestånd på Södra Djurgården respektive i Ekerö kommun, varifrån spridning från starka källpopulationer kan tänkas ske. Mer kunskap om eventuell förekomst av rikmulmekar i närliggande delar av Nacka och Ekerö kommuner skulle kunna ge bättre kunskap om hur dessa områden egentligen hänger ihop för fokusartgruppen.

5.2 Habitatnätverk för tofsmes

Habitatnätverket för tofsmes bestod av ett antal potentiella reproduktionsområden, som dominerades av äldre tallskog. Reproduktionsområdena är en del av aktivitetsområdet övriga tider på året. Habitatnätverket för tofsmes genomkorsade stora delar av staden, men det är förmodligen de större och mer sammanhängande områdena med äldre skog som är viktiga för arten i Stockholm. Det finns små kvarvarande bestånd av äldre tallskog insprängda i bebyggelsen, som kan ha en potential för andra arter som är specialiserade på denna typ av

livsmiljö, men som kräver mindre ytor. För tofsmesen är förmodligen flera av dessa mindre områden alltför små och isolerade för att i längden kunna hysa en population, bland annat därför att övervintringsområdet som kan nås utan förhöjd risk för predation blir för litet. Det kan antas att när tofsmes trots allt observeras i dessa små och isolerade områden, är det beroende av kontakten med större omgivande skogar, vilka ”förser” de mindre områdena inne i staden med individer.

Vid en jämförelse mellan habitatnätverket och förekomstdata från Artportalen (Naturvårdsverket & Artdatabanken 2006) så framgår att de flesta observationer förekommit inom habitatnätverket. Under häckningstid i vid bemärkelse så förekom de flesta observationer i eller i anslutning till de större och mer sammanhängande skogsområdena. De avvikelser från mönstret som förekommer kan i stort sett förklaras med att Artportalen inte är en systematisk inventering. Vissa områden saknar helt rapporter och sällsynta arter eller ovanliga förhållanden har högre prioritet än mer vanliga. Vidare sker inrapporteringen till vissa lokalers mittpunkt och inte till exakta koordinater. Dessutom finns en viss osäkerhet i habitatdata, bland annat vad gäller förekomst av skydd och av olika typer av äldre barrskog, särskilt på tomtmark. På vintern kan också observationer vid fågelbord förekomma. Slutligen förekommer alltid avvikelser, särskilt hos ungfåglar på spridning. En fältinventering för validering av de potentiella reproduktionsområdena vore av stort värde i detta sammanhang. I stora drag är dock utformningen av habitatnätverket pålitlig och de viktigaste mönstren kvarstår.

De viktigaste delarna i habitatnätverket är alltså de större och mer sammanhängande skogarna med äldre barrskog, med stora potentiella reproduktionsområden. Särskilt viktiga områden är Hansta, Flatenområdet, Nackareservatet och Grimtaskogen. Förekomstdata i figur 18 bekräftar att även Årtaskogen och den kil som går via Ågestaområdet in mot Gubbängsskogen även fungerar för fokusarten. Likaså tycks det finnas kontakt mellan omgivande skogsområden och Norra Djurgården. De mindre områdena med äldre barrskog kan dock fortfarande hysa andra arter med mindre krav på beståndsstorlek, kanske framför allt ryggradslösa djur knutna till äldre tallar. Dessutom kan de mindre områdena ses som en förbättringspotential, där det är möjligt att förstärka habitatnätverket.

5.3 Effekter av scenariot

Exploateringsscenariot innebär i denna studie en tänkt exploatering med höga byggnader inom alla de områden som ingick i pågående planer 2004-2007 (Stadsbyggnadskontoret 2005, bearbetning av Miljöförvaltningen 2006), oavsett att planerna egentligen innebär även andra typer av exploatering. För ekar och eklevande arter innebär scenariot en förlust av 40 grova ekar, vara 14 rikmulmekar. Eftersom mycket av den planerade exploateringen sker på redan exploaterad mark, tycks den största skillnaden i tillgänglighet vara för profil 1, vilket medför en ökad isolering av vissa områden (se figur 15). Profil 1 omfattar arter som kan sprida sig över alla markslag utom hög bebyggelse. Vid en närmare granskning är det dock profil 2 som har svårare att ta sig fram i det urbana landskapet, och därför kan även ett litet ingrepp drabba hårdare. Profil 2 omfattar arter som rör sig företrädesvis i skog. Dessa arter har svårare att välja alternativa spridningsvägar. I vissa känsliga lägen, såsom i förbindelsen mellan Södra och Norra Djurgården, finns en risk för att exploateringen innebär att spridningsmöjligheterna stängs av.

För tofsmesen innebär scenariot att vissa potentiella reproduktionsområden blev alltför små och därför oanvändbara. Därtill kom en isoleringseffekt som innebär att delar av lämpligt habitat blev otillgängligt (figur 19). Planerna var till största delen lokaliserade till redan

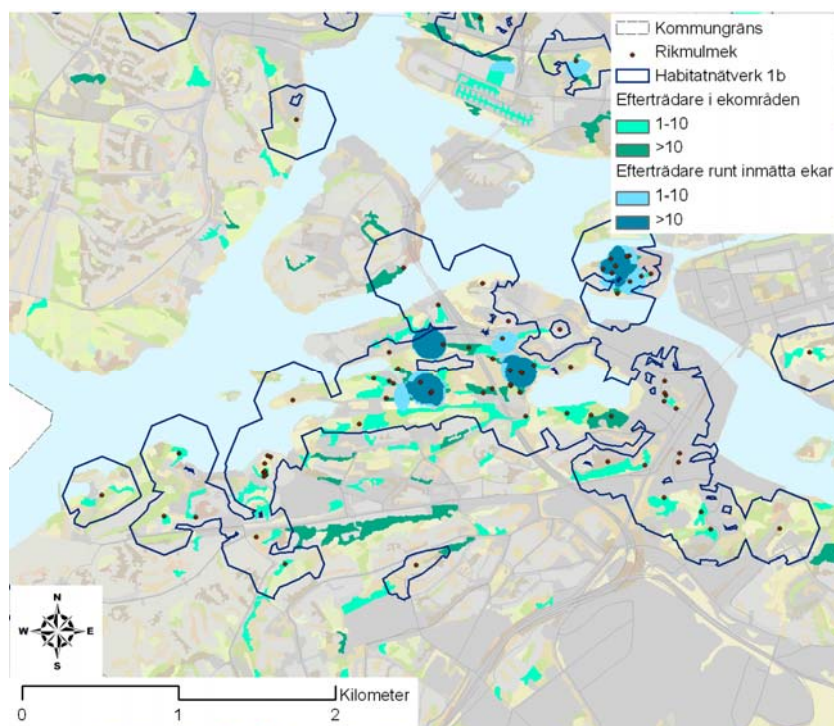
exploaterade områden, vilket gör effekterna begränsade. Men den förlust som beräknades, 8 ha reproduktionsområden och 3,4% av habitatnätverket i stort, närmar sig 5% vilket är vad man i internationella sammanhang har ansett som signifikanta förluster för alla naturtyper inom en region eller ett administrativt område (t.ex. Mörtberg m.fl. 2007).

Generellt sett innebär exploatering av redan exploaterad mark betydligt mindre effekter på habitatnätverken, även om det kan innebära en risk för ökad isolering, t.ex. som en följd av förstärkt barriäreffekt då hög bebyggelse uppförs på exempelvis en hårdgjord öppen yta. De arter som tar sig fram över alla markslag har fler alternativa vägar att röra sig längs. Exploatering av reproduktionsområden och övriga aktivitetsområden innebär däremot alltid en risk för att väsentliga delar av habitatnätverket drabbas. Det är svårt att sätta upp några exakta gränsvärden för när delpopulationer riskerar att dö ut lokalt, men det finns anledning att vara försiktig med sådan exploatering om man vill ha arterna kvar inom kommunens, och i vissa fall länets, gränser. Ekbestånden hyser många rödlistade arter och därmed har kommunen ett särskilt ansvar för dessa arters habitatnätverk.

5.4 Användbarhet

Landskapsekologiska analyser med hjälp av prognosverktyg ger viktig information om effekter på biologisk mångfald på landskapsnivå, genom att de kan hantera problem med habitatförlust och fragmentering. Resultaten är kvantifierbara och uttrycks i kartform (såväl bildformat som GIS-data) och lämpar sig därför väl som prognosverktyg och handläggarstöd vid fysisk planering, miljöbedömning och miljöövervakning. De kan också användas för prioriteringar vid skötsel och restaurering av habitat.

Habitatnätverken i kombination med Ekdatabasen (Markkontoret 2006, opubl.) gör det exempelvis möjligt att planera effektivt för eklevande arter på lång sikt. Ett exempel är data om förekomst av efterträdare till dagens ekar (ekar med diameter 50-79 cm, motsvarar ungefär utvecklingsstadium 2) och nyrekrytering av ek (ekar med diameter 10-49 cm, motsvarar ungefär utvecklingsstadium 1) vilket finns i Ekdatabasen. Detta utgör viktig information om de eklevande populationernas framtidsutsikter. Med hjälp kartorna över habitatnätverken i kombination med data om efterträdare och nyrekrytering kan man få en uppfattning om var det finns potential för framtida ekbestånd med eklevande arter, och var det finns brister där förstärkningsåtgärder kan behöva vidtas (se figur 20).



Figur 20. Koncentration av efterträdare från Ek-databasen (Markkontoret 2006, opubl.), vilket ungefär motsvarar ekar i utvecklingsstadium 2. I kartan jämförs detta med habitatnätverk 1b, vilket innebär antagandet att de flesta biotoper är framkomliga men bebyggelse med höga byggnader utgör hinder, och spridningsförmågan är ca 500 m i framkomlig biotop.

Generellt sett bör en kommun eftersträva att kunna behålla arter med höga resurskrav och begränsad spridningsförmåga, eftersom det annars är svårt att nå uppsatta mål för biologisk mångfald. Samtidigt kan man använda de mindre krävande profilerna som målbild vid miljöövervakning och när man vill utvärdera funktionen hos potentiellt viktiga områden i planeringssammanhang. De mer krävande profilerna kan användas vid restaurering då man vill vara säker på att man verkligen lyckas ta hänsyn till de känsligaste arterna och identifiera de svaga punkterna i nätverket.

För att ytterligare höja säkerheten i modellen bör en vidareutveckling göras, där framför allt ett större spann av värden för resurskrav och spridningsförmåga i olika typer av urban miljö testas. Habitatnätverken bör också verifieras noggrannare med hjälp av systematiska fältinventeringar. En populationsgenetisk studie för att studera effekter av bl.a. isolering är också av stort intresse.

Vad gäller metodens tillämpbarhet för att hantera biologisk mångfald på landskapsnivå generellt måste ytterligare ett antal relevanta ekologiska profiler väljas ut och modelleras så att funktionen hos alla relevanta naturtyper beaktas. Ett problem som inte beaktas i denna rapport är barriäreffekter hos vägar och trafik, vilket dock hanterades i en tidigare rapport (Mörtberg m.fl. 2006, opubl.). Andra problem som inte ännu berörts är exempelvis buller, föroreningar och slitage, vilka är typiska för urbana miljöer. Det finns dock många kunskapsluckor kring effekter av sådana störningar och mer forskning behövs kring dessa frågor.

6 Slutsatser och rekommendationer

Landskapsekologiska analyser med hjälp av prognosverktyg kan användas för att underlätta miljöbedömningar, för att göra avvägningar mellan olika anspråk, men även för förstärkning och utveckling av naturvärden. De kan också användas för miljöövervakning. Eftersom prognosverktyget baseras på geografiska informationssystem (GIS), vilket ger kvantifierbara resultat i kartform, lämpar de sig som för tester av scenarier. Metoden och prognosverktyget som beskrivs i rapporten ger möjlighet att studera frågor kring biologisk mångfald på landskapsnivå och att hantera effekter av habitatförlust och fragmentering. Metoden och dess resultat kan därför vara effektiva handläggarstöd men bör naturligtvis tillämpas med förnuft och viss försiktighet, då den ger resultat i form av prognoser med viss sannolikhet.

6.1 Värdefulla områden

För **eklevande arter** är det viktigt att det finns

- stora sammanhängande bestånd av ekar, framförallt eftersom det finns en stor individuell variation mellan olika ekar vilket gör att det är få ekar som erbjuder rätt livsmiljö
- en kontinuitet i åldersfördelning mellan ekarna inom varje bestånd, vilket medför att yngre ekar kan träda in och ta över när en äldre ek går in i nästa utvecklingsstadium.

För eklevande arter vore det värdefullt att en samlad plan för vård och utveckling av sådana bestånd skapas. I en sådan plan kan det t.ex. ingå att beskriva möjligheter att förstärka eller knyta samman några av bestånden till större bestånd med bättre konnektivitet.

Ekbestånd som uppfyller dessa kriterier finns framför allt på *Södra och Norra Djurgården*. Spridningszonen mellan dessa områden tvärsöver Gärdet är särskilt känslig för ytterligare exploatering som ökar isoleringen. Andra viktiga ekbestånd finns i

- Hansta
- Flatenområdet
- Sätterskogen
- Tyska Botten
- Sickla udde,
- mindre eller mer splittrade områden exempelvis i Gröndal och Minneberg

Även för **barrskogslevande arter** är stora sammanhängande områden viktiga. Stora potentiella reproduktionsområden med äldre barrskog, omgivna av övriga aktivitetsområden finns särskilt i

- Hansta
- Flatenområdet
- Nackareservatet
- Grimstaskogen

Även *Årstaskogen*, *Norra Djurgården* och *den keil som går via Ågestaområdet in mot Gubbängsskogen* hänger samman för fokusarten.

I Stockholm finns även mindre områden med äldre barrskog, framför allt tall, insprängda i bebyggelsen, vilka kan hysa höga värden för arter som inte kräver så stora bestånd.

6.2 Exploatering, planering och skötsel

De viktigaste områdena för eklevande arter och barrskogsarter bör inte exploateras utan förstärkas. Särskilt ansvar i internationellt perspektiv har Stockholms stad för ekbestånden på Södra och Norra Djurgården, vilket inkluderar spridningszonerna mellan dessa och med omgivande landskap. Även i mindre reproduktionsområden och andra aktivitetsområden bör man ta hänsyn till att de kan vara lokalt värdefulla eller utgöra länkar mellan viktiga områden.

Försöket med planeringsscenarioet visade att exploatering inom reproduktionsområden är särskilt olämplig. Exploatering på redan exploaterad mark får däremot inte så stora negativa effekter, förutom när den är lokaliserad inom särskilt känsliga spridningszoner, såsom i bebyggelsen på Gärdet.

Även skötseln av områdena är viktig. Många barrskogsarter föredrar äldre, skiktad skog, vilket kräver viss skötsel. Den största delen av arterna som är knutna till ekar har höga krav på solbelysning, vilket kräver skötsel av ekmiljöerna. För att behålla dagens populationer av eklevande arter bör planer upprättas för hur ekar i yngre successionsstadier ska kunna ersätta de gamla.

6.3 Möjligheter – underlag för fortsatt arbete

Vad gäller metodens tillämpbarhet för att hantera biologisk mångfald på landskapsnivå generellt måste ytterligare ett antal relevanta ekologiska profiler väljas ut och modelleras så att funktionen hos alla relevanta naturtyper beaktas. En kommun bör eftersträva att kunna behålla arter med höga resurskrav och begränsad spridningsförmåga, eftersom det annars är svårt att nå uppsatta mål för biologisk mångfald. Samtidigt kan man använda de mindre krävande profilerna som målbild vid miljöövervakning och när man vill utvärdera funktionen hos potentiellt viktiga markområden i planeringssammanhang. De mer krävande profilerna kan användas vid restaurering då man vill vara säker på att man verkligen lyckas ta hänsyn till de känsligaste arterna och identifiera de svaga punkterna i nätverket.

Vi rekommenderar att man så snart som möjligt försöker föra in den här typen av arbete i planeringsprocessen som ett diskussionsunderlag för att fånga upp eventuella problem, brister och önskemål på ett så tidigt stadium som möjligt.

7 Referenser

- Alatalo, R.V., Eriksson, D., Gustafsson, L. & Larsson, K. 1987. Exploitation Competition Influences the Use of Foraging Sites by Tits: Experimental Evidence. *Ecology*, 68, 284-290.
- Alatalo, R.V., Gustafsson, M., Lindén, M. & Lundberg, A. 1985. Interspecific competition and niche shifts in tits and the goldcrest: an experiment. *Journal of Animal Ecology* 54, 977-984.
- Bergman, K-O., Askling, J. 2005. Spridnings- och sårbarhetsanalys för ett levande eklandskap – Ullstämman och Sturefors. Utredning för fördjupad översiktsplan. Calluna AB.
- BirdLife International 2004. *Parus cristatus*. In: IUCN 2006. *2006 IUCN Red List of Threatened Species*. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 29 November 2006.
- Claesson, K. 2001. Landskapskartering av gamla träd och alléer i Östergötland, 2001. Rapport 2001:11, Länsstyrelsen i Östergötland.
- Edenhamn, P., Ekendahl, A., Lönn, M. & Pamilo, P. 1999. Spridningsförmåga hos svenska växter och djur. Naturvårdsverket Rapport 4964, Stockholm.
- Ekman, J. 1979. Coherence, composition and territories of winter social groups of the Willow Tit *Parus montanus* and the Crested Tit *P. cristatus*. *Ornis Scandinavica*, 10, 56–68.
- Ekman, J. 1989. Ecology of non-breeding social systems of *Parus*. *Wilsson Bulletin*, 101(2), 263-288.
- Ekman, J., Cederholm, G. & Askenmo, C. 1981. Spacing and survival in winter groups of willow tit *Parus montanus* and crested tit *Parus cristatus* – a removal study. *Journal of Animal Ecology*, 50, 1-9.
- ESRI. 1999. ArcView GIS vers. 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc. Redlands, CA, USA.
- ESRI. 2005. ArcGIS vers. 9.1. Environmental Systems Research Institute, Inc. Redlands, CA, USA.
- Gärdenfors, U. (red.) 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005. The 2005 Red List of Swedish Species. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Gontier, M., Balfors, B. & Mörtberg, U. 2006. Biodiversity in environmental assessment – current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review* 26: 268-286.
- Goyer, R.A., Lenhard, G.J. & Strom, B.L. 2004. The influence of silhouette color and orientation on arrival and emergence of Ips pine engravers and their predators in loblolly pine. *Forest Ecology and Management* 191: 147-155.
- Hanski, I. & Gilpin, M.E. 1997. Metapopulation biology. Ecology, genetics and evolution. Academic Press, San Diego.
- Hansson, L. 1994. Vertebrate distributions relative to clear-cut edges in a boreal forest landscape. *Landscape Ecology*, 9, 105-115.
- Hansson, L., Söderström, L. & Solbreck, C. 1992. The ecology of dispersal in relation to conservation. I: L. Hansson (red.). *Ecological principles of nature conservation*. Elsevier applied science, London, s. 162-200.
- Heldbjerg, H. 2006. Udviklingstendenser for bestande af almindelige fuglearter i Danmark 1975-2004. Årsrapport for Punkttællingsprojektet. Danske Ornitologisk Forening.
- Holmgren, J., Joyce, S., Nilsson, M. & Olsson, H., 2000. Estimating stem volume and basal area in forest compartments by combining satellite image data with field data. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 103–111.
- Hultengren, S. & Nitare, J. 1999. Inventering av Jätteträd. Instruktion för inventering av grova lövträd i södra Sverige. Skogsstyrelsen och Naturcentrum AB, Uddevalla.
- Hultengren, S., Pleijel, H., & Holmer, M. 1997. Ekjättar – Historia, naturvärden och vård. Uddevalla,

- Naturcentrum AB.
- IUCN. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria. Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Jansson, N. & Antonsson, K. 1995. Eklandskapet som miljöövervakningsobjekt. Metodutveckling på uppdrag av Naturvårdsverket. Länsstyrelsen i Östergötland.
- Johannesson, J. & Ek, T. 2006. Eklänet Östergötland – naturinventering av ekmiljöer. Rapport 2006:10. Länsstyrelsen Östergötland.
- Jokimäki, J. & Suhonen, J. 1998. Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning*, 39, 253-263.
- Jonsell, M. & Isaksson, D. 2006. Inventering av vedskälbaggar på tre gammelekslokaler i Stockholm 2006. Stockholms stad, opubl.
- Kindvall, O. 1998. Introduktion till sårbarhetsanalyser. ArtDatabanken Rapporterar 2. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Krams, I.A., Krams, T., & Cernihovics, J. 2001. Selection of foraging sites in mixed Willow and Crested tit flocks: rank-dependent survival strategies. *Ornis Fennica* 78: 1-11.
- Länsstyrelsen Västra Götaland. 2006. Grova lövträd på Kinnekulle – resultaten från trädinventeringen 2002-2004. Rapport 2006:94. Länsstyrelsen Västra Götalands Län.
- Lens, L. & Dhondt, A.A. 1994. Effects of habitat fragmentation on the timing of Crested Tit *Parus cristatus* natal dispersal. *Ibis*, 136, 147-152.
- Lindström, Å. & Svensson, S. 2005. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling - Årsrapport för 2004. Ekologiska institutionen, Lunds Universitet.
- Löfvenhaft, K. & Ihse, M. 1998. Biologisk mångfald och fysisk planering. Landskapsekologisk planering med hjälp av flygbildsbaserad fjärranalys - metodstudie i Stockholm. Research Report No. 108, Department of Physical Geography, Stockholm University, Stockholm.
- Löfvenhaft, K., Björn, C. & Ihse, M. 2002. Biotope patterns in urban areas: a conceptual model integrating biodiversity issues in spatial planning. *Landscape and Urban Planning* 58: 223-240.
- Maicas, R. & Fernandez Haeger, J. 2004. Pine plantations as a breeding habitat for a hole-nesting bird species crested tit (*Parus cristatus*) in southern Spain. *Forest Ecology and Management* 195: 267-278.
- Markkontoret. 2006. Ekdaten. Ekologigruppen AB, opubl.
- Metria. 2003. Terrängkartan. Lantmäteriet, Gävle.
- Miljöförvaltningen. 1999a. Databas för Stockholms biotoper. Utdrag år 2005. Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet och Stockholms stad.
- Miljöförvaltningen. 1999b. ArtArken, Stockholms artdata-arkiv. Utdrag år 2005. Stockholms stad.
- Miller, J.R. & Hobbs R.J. 2002. Conservation where people live and work. *Conservation Biology* 16: 330-337.
- Möllersten, B. 2006. Upptäck naturen innanför tullarna. Stockholms Naturskyddsförening. Stockholms Stad.
- Mörtberg, U. & Ihse, M. 2006. Landskapsekologisk analys av Nationalstadsparken. Underlag till Länsstyrelsens program för Nationalstadsparken. Länsstyrelsen i Stockholms län, Rapport 2006:13.
- Mörtberg, U. 1996. Biologisk mångfald i Stockholms grönstruktur – fåglar. Inledande landskapsekologisk studie. Licentiatavhandling, avdelningen för Mark- och vattenresurser, KTH, TRITA-AMI LIC 2017.

- Mörtberg, U. 2004. Landscape ecological analysis and assessment in an urbanising environment – Forest birds as biodiversity indicators. Doktorsavhandling, inst för Mark- och vattenteknik, Kungl. Tekniska Högskolan, Stockholm.
- Mörtberg, U., Zetterberg, A. & Balfors, B. 2006. Landskapsekologisk analys för miljöbedömning – metodutveckling med groddjur som exempel. Miljöförvaltningen, Stockholms stad, opubl.
- Mörtberg, U.M., Balfors, B. & Knol, W.C. 2007. Landscape ecological assessment: a tool for integrating biodiversity issues in strategic environmental assessment and planning. *Journal of Environmental Management* 82: 457-470.
- Naturvårdsverket & Artdatabanken 2006. Artportalen, uttag 2006.
- Naturvårdsverket 2003. Kartering av skyddade områden. Skogstyper i naturreservat och nationalparker. Naturvårdsverket Rapport 5282.
- Opdam, P., Foppen, R. & Vos, C. 2002. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology* 16: 767-779.
- Opdam, P., Verboom, J. & Pouwels, R. 2003. Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape Ecology* 18: 113-126.
- Opdam, R., Steingröver, E. & Rooij, S. van. 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75: 322-332.
- Ranius, T. 2001. Constancy and asynchrony of *Osmoderma eremita* populations in tree hollows. *Oecologia* 126: 208-215.
- Regionplane- och Trafikkontoret. 2003. Databas från kartering av gammal skog...
- Rodriguez, A., Andrén, H. & Jansson, G. 2001. Habitat-mediated predation risk and decision making of small birds at forest edges. *OIKOS* 95: 383-396.
- Siffczyk, C., Brotons, L. & Kangas, K. 2003. Home range size of willow tits: a response to winter habitat loss. *Oecologia*, 136, 635-642.
- Skogsstyrelsen 2006. Nyckelbiotopinventeringen, http://www.svo.se/minskog/templates/svo_se_vanlig.asp?id=10440, åtkomst 2006-10-10.
- Stadsbyggnadskontoret. 1997. Nationalstadsparkens ekologiska infrastruktur. Underlag till fördjupning av översiktsplanen för Stockholms del av nationalstadsparken Ulriksdal-Haga-Brunnsviken-Djurgården. Stockholms stadsbyggnadskontor, Rapport SBK 1997:8. Stockholms stad.
- Stadsbyggnadskontoret 2004. Stockholms ekologiska infrastruktur. Underlag till fortsatt översiktsplanering – Stockholm 2030. Stadsbyggnadskontoret, Strategiska avdelningen, Stockholms stad, Arbetsrapport 2030:6. http://www.stockholm.se/files/67700-67799/file_67737.pdf. Åtkomst 2006-12-12.
- Stadsbyggnadskontoret. 2005. Pågående planer för perioden 2004-2007. Stadsbyggnadskontoret, utdrag från webbtjänsten Pågående planer, http://planer.sbk.stockholm.se/SBKPlanTemplates/SBKPlanStart_465.aspx. Åtkomst 2005-01-25.
- Stockholms stad 2003. Stockholms miljöprogram – på väg mot en hållbar utveckling. Stockholms stad. (Kommunfullmäktigebeslut 2003-02-17).
- Stockholms stad. 1999. Särskilt mål för biologisk mångfald. Kommunfullmäktigebeslut 1999-10-04.
- Suhonen, J. 1993. Predation risk influences the use of foraging sites by tits. *Ecology* 74: 1197-1203.
- Suhonen, J., Alatalo, R.V. & Gustafsson, L. 1994. Evolution of foraging ecology in Fennoscandian tits (*Parus* spp.). *Proc. Royal Society of London* 258: 127-131.
- Taylor, L.R. 1986. The four kinds of migration. Chapter 20 in: W. Danthanarayana (ed.). *Insect flight*:

- Dispersal and Migration. Springer-Verlag Berlin Heidelberg: 265-280.
- Ulfstrand, S. 1977. Foraging Niche Dynamics and overlap in a guild of Passerine Birds in a South Swedish Coniferous Woodland. *Oecologia* 27: 23-45.
- Vos, C.C., Verboom, J., Opdam, P.F.M. & ter Braak, C.J. 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist* 157: 24-41.

7.1 Muntliga källor

- Eggers, Sönke. 2006.
- Ekman, Jan. 2006.
- Ehnström, Bengt. 2006.
- Ranius, Tomas. 2006.

8 Bilaga A. Exempel på arter knutna till ekar

Förklaringar till förkortningar i tabell med exempel på arter knutna till ekar

AA = Artarken

ADB = Artdatabanken

BB = Baggbolaget

BV = Barklös, nydöd, hård ved

CR = Akut hotad

EG = Ekologigruppen

EN = Starkt hotad

FB = Fågelbon

GB = Grov bark

Ind = Indikatorart

LR = Lokalt/Regionalt skyddsvärd

MU = Mulm

NT = Missgynnad

NV = Nydöd ved

Obs. = Registrerade observationer.

PO = Pollen

RL = Rödlistekriterium år 2000 och år 2005

RM = Rödmurken ved

SF = Savflöden

Sub. = Substrat

SV = Svamp

TM = Torr, murken ved

U.S. = Utvecklingsstadium. Uppskattningar baserade på text.

VR = Vitrötad ved

VU = Sårbar

Tabell med exempel på arter knutna till ekar

Art	svenskt namn	RL05	RL00	Beskrivning	Obs.	Sub.	U.S.
<i>Allecula morio</i>	Gulbent kamklobagge	NT	VU	Gamla hålekar. Livnär sig på mycelhaltig ved. Troligen 3-årig larvutveckling.	AA	RM MU?	3-6?
<i>Allochernes wideri</i>	Rötrräklokrypare		LR	Lever i mulm	AA	MU	(4) 5-6 (7)
<i>Ampedus cardinalis</i>	Kardinalfärgad rödrock	NT	VU	Kräver färsk rödmurken ved i håligheter. Larverna främst rovdjur.	AA	RM	4-6
<i>Ampedus hjorti</i>	Rödpalpad rödrock		NT	Kräver färsk rödmurken ved i håligheter.	AA	RM	4-6
<i>Ampedus nigroflavus</i>	Orange rödrock	NT	NT	Kräver färsk rödmurken ved och/eller vitrötad ved i håligheter.	AA	RM eller VR?	4-6
<i>Ampedus praeustus</i>	Svartspetsad rödrock	NT	NT	Kräver färsk rödmurken ved i håligheter.	AA	RM	4-6
<i>Anitys rubens</i>	(grupp trägnagare)	NT	VU	Lämnar aldrig veden. Man kan ibland hitta stora mängder döda adulter.	AA	RM	(3) 4-6 (7)
<i>Anthrenochernes stellae</i>	Hålträsklokrypare	NT	NT	Lever i mulm i stam- och grenhåligheter i lövträd (bok, lind, ek och asp). Vanligen i anslutning till djurbon. Troligen foretisk spridning (lifter med andra djur)	AA	MU FB	5-6
<i>Colydium filiforme</i>	(grupp barkbaggar)	EN	EN	Lever i gångar av skeppsvarvsfluga	AA		
<i>Corticeus fasciatus</i>	Brokig barksvartbagge	VU	EN	Lever i gångar av skeppsvarvsfluga	AA AD 2000		
<i>Cryptophagus fallax</i>	(grupp fuktbaggar)	NT	VU	Oftast på gamla ekar med svavelticka	AA		3-7
<i>Cryptophagus labilis</i>	(grupp fuktbaggar)	NT	NT	Under bark, murken ved eller håligheter. Oftast bok men även ek	AA		
<i>Cryptophagus micaceus</i>	Bålgetingfuktbagge		NT	Mycket specialiserad art. Lever i bålgetingbon i ihåliga lövträd.	AD 1999		
<i>Cryptophagus quercinus</i>	Rödbrun fuktbagge		NT	Lever i mulm i grova ihåliga träd. Främst ek	AD 1974	MU	5-6
<i>Dorcatoma chrysomelina</i>			Ind.	Se D. Flavicornis	BB		
<i>Dorcatoma flavicornis</i>	Bred tickgnagare		NT	Lever i mycelrik (svavelticka) ekved. Vill ha grova, fristående, rötade ekar	AA	RM	(3) 4-6 (7)
<i>Dryocoetes villosus</i>	Ekbarkborre		LR		AD 1999		
<i>Epuraea guttata</i>	(grupp glansbaggar)		NT	Kräver savande lövträd, ffa. ek.	AA	SF	
<i>Fistulina hepatica</i>	Oxtungssvamp	NT	NT	Svag parasit som växer på stambaser, stubbar och rötter av gamla levande ekar. Orsakar brunröta. Främsta hålskaparen i ekar tillsammans med svavelticka (<i>Laetiporus sulphureus</i>)	AA		2-7

Gnorimus nobilis	Ädelguldbagge	NT	NT	Larvutveckling i mulm i stammar och grova grenar av lövträd, ffa ekar.	AA	MU	5-6
Grifola frondosa	Korallticka	NT	NT	Växer främst på eller vid basen av gamla ekar. Ibland flera meter från trädet från dold rot eller vid gamla ekstubbar.	AA		2-7
Grynocharis oblonga	Avlång flatbagge		VU	Torr, murken ved i grova, solexponerade hålträd (ffa ek). Även vitrötad yttved.	AA	TM VR	?
Haploglossa gentilis	(grupp kortvingar)		NT	Lever i mulm kopplad till fågelbon el svavelticka. Troligen även en koppling till olika trädlevande myrarter som den lever hos och eventuellt också av.	AA	MU FB	5-6
Hypulus quercinus	Ekbrunbagge	NT	VU	Larverna lever i gamla stubbar och hålekar. Kräver ved med jämn fuktighet, ofta angripen av rostöra (Hymenochaeta rubiginosa).	AA		5-7
Ischnomera cinerascens	Matt blombagge		NT	Exklusiv art. Kräver vissa rötter (inte enbart ek utan även ffa lind och alm.) Livliga hagtornsbesökare.	AA	RM PO	(3) 4-6 (7)
Laetiporus sulphureus	Svavelticka		LR	Växer på gamla ekar. Gärna högt upp. Orsakar brunröta. Främsta hålskaparen i ekar tillsammans med oxtungssvamp (Fistulina hepatica)	AA		2-7
Larca lata	Gammelekklokrypare		NT	Lever i och på mulmytan hos mycket gamla hålekar och -lindar. Troligen låg spridningsbenägenhet men liftar med flygande insekter (foresi).	AA	MU	5-6
Lasius brunneus	Träjdordmyra (Brun trädmyra)		LR	Fina ekområden men även lind. Lever i håligheter. Ovanlig och med undangömt levnadssätt.	AA		5-7
Liocola marmorata [Ekdatabasen]	Brun guldbagge		VU	Utvecklas i grova hålträd, ffa grova, fristående ekar. Flyger under varma sommardagar.	AA		(4) 5-6 (7)
Lucanus cervus	Ekoxe		VU	Utvecklas i döda, underjordiska delar av lövträd, främst ek men även bok, björk, lönn och hassel. Ekstockar på marken, gamla avverkningsstubbar etc. "Värmeålskande"	AA		
Lymexylon navale	Skeppsvarvsfluga		VU	Gör gångar i stående grova, solexponerade ekar (även liggande ekvirke). Larv utvecklas i hård, rel. färsk ved i barklösa delar av döda eller levande träd.	AA	BV	(2) 3-7?
Mycetochara humeralis	Mindre svampklobagge		NT	Larverna lever i mycelhaltig, murken ved - främst av ask, björk, ek och lind.	AA	RM	(3) 4-6 (7)
Mycetophagus piceus	Ljusfläckig vedsvampbagge		NT	Nästan uteslutande knuten till brunrötade (svavelticka) grova ekar, i veden i håligheter och under bark. Larverna ofta i små sällskap i rötade veden.	AA	RM	4-6 (7)
Nemadus colonoides	(grupp åtelbaggar)		NT	Kräver grova, ihåliga lövträd. Hittas oftast i anslutning till fågelbon i håligheter.	AA	FB	5-7

Nemadus colonoides	(grupp åtelbaggar)	NT	Lever i rester av fågelbon i hålträd eller i bon av brun trädmyra.	AA	FB	5-7
Pentaphyllus testaceus	Ekmulmbagge	VU	Färska mycelstörningar i brunrötad ved där svavelticka slår in i veden är mycket viktigt	AA	RM	4-6
Plagionotus detritus	Bredbandad ekbarkbock	CR	Larvutveckling under bark på nyligen döda, grovbarkiga ekar.	AA	GB+NV	
Plegaderus caesus	(grupp stumpbaggar)	NT	Kräver gamla lövträdsbestånd.	AA		
Prionychus ater	Kolsvart kamklobagge	LR	Hålträdsart. Rödmurken ved	AA	RM	4-6
					MU?	
Procræus tibialis	Smalknäppare	NT	Lever i vitrötad ved i grova hålekar. Nattaktiv. Kryper ofta på insidan av hålekar.	AA	VR	5-6
Pseudocistela ceramboides	Orangevingad kamklobagge	LR	Larven lever i mulmen, långt ner. Isolerad biologi. Bygger upp höga individpopulationer i vissa träd. Adulterna ränner ut på stammen, relativt långt ner, nattetid. Löper stor risk för hård predation av stackmyra	AA	MU	5-6
Synanthedon vespiformis	Getinglik glasvinge	VU	Kräver solexponering och grov bark. Dyker enbart upp på svulster. Larven lever helt i barken, nästan ända in till kambiet.	AA	GB	3-5
Tetratoma fungorum	Blåvingad lövsvampbagge	NT	Främst på stående döda träd. I svampar (t. ex. svavelticka, i norr på björkticka) eller starkt mycelangripen ved.	AA	RM SV	(3-6) 7
Vespa crabro	Bålgeting	LR	Bygger ofta bo i stora håligheter i ekar. Värmeälskande.	AA		5-7
Xyleborus monographus	Plattad lövvedborre	VU		AD		

MILJÖ- OCH HÄLSOSKYDDSNÄMNDEN ska genom miljöövervakning följa och beskriva tillståndet i miljön. Miljöövervakningen är en grund för nämndens uppdrag att genom sin expertkompetens bidra till en långsiktigt hållbar utveckling av staden.

Stockholm har en rik närnatur. Stadens stora ekbestånd är unika ur ett internationellt perspektiv. De erbjuder rekreation i natur med historiska anor och de är viktiga för den biologiska mångfalden. I en helt annan miljö lever tofsmesen med andra arter som behöver barrskog med död ved. Miljöförvaltningen och KTH har undersökt stadens nätverk av livsmiljöer för vissa eklevande arter och barrskogsarter.

www.stockholm.se/miljoforvaltningen

ISBN: xxx-xx-xxxx-xx-x