

**GIS-baserad habitatmodell för mindre hackspett,
ett verktyg för att bevara skyddsvärda lövskogar
inom Umeälvlandskapet**

Veronica Grahn



© Posten Frimärken

Handledare: Lars Edenius

30 Poäng, D-nivå



Examensarbete i ämnet biologi

GIS-baserad habitatmodell för mindre hackspett, ett verktyg för att bevara skyddsvärda lövskogar inom Umeälvlandskapet

Veronica Grahn



© Posten Frimärken

Supervisor: Lars Edenius

30 Point, D-Level

ABSTRACT

Deciduous forests are, according to the National Environmental Quality Objectives, a priority area. Deciduous forests are rich in species and the occurrence of dead wood is an important factor for biodiversity. In order to identify valuable deciduous forests for biodiversity, conservation needs good analyses and planning tools. Habitat models combined with geographic information systems can be used to study the spatial structure of suitable habitat. The Lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) has been proposed as an indicator species for deciduous forests, since this species is highly specialized on insect larvae in dead wood and requires large areas of deciduous-rich environments.

Many riparian forest with high species richness and high nature conservation values are found along the Ume river in Umeå municipality. The Lesser spotted woodpecker occurs frequently in alder-dominated forests along the coast and rivers in this area. This study examined tools and methods to highlight valuable deciduous forests in the landscape along the Ume river. Two models were tested, one which assembled habitat quality and one that looked at the spatial distribution of suitable habitats for the Lesser spotted woodpecker. When compared with an inventory of the Lesser spotted woodpecker in the same area, there was a good match between the models and inventory results.

This study shows that the use of GIS models and an indicator species works well at the landscape level and for nature conservation planning. For a synoptic planning, the results of this work provide a good foundation for conservation assessments and help to set clear and monitorable targets for the landscape. The Lesser spotted woodpecker may be used as a symbol for riparian gray alder forests in Umeå municipality.

SAMMANFATTNING

Lövskogar är enligt de nationella miljökvalitetsmålen ett av de prioriterade områdena. Lövskogar är artrika och förekomst av död lövved är en viktig faktor för den biologiska mångfalden. För att i naturvårdsarbetet identifiera skyddsvärda lövskogar behövs bra analys- och planeringsverktyg. Habitatmodeller kan tillsammans med geografiska informationssystem användas för att studera den rumsliga strukturen av lämpliga habitat. Den mindre hackspetten (*Dendrocopos minor*) tillhör en av de bästa indikatorarterna på lövskogar då de är starkt specialiserade på insektslarver i död ved och har krav på stora arealer lövträdsrika miljöer.

Utmed Umeälven inom Umeå kommun finns många strandnära lövskogar med stor artrikedom och höga naturvärden. Den mindre hackspetten återfinns här främst i aldominerade skogar längs kust och älv. I det här arbetet undersöktes verktyg och metoder för att lyfta fram värdefulla lövrika skogar inom älvlandskapet. Två modeller har testats, en som tog fram habitatens kvalitet och en som betraktade den rumsliga fördelningen av lämpliga habitat för den mindre hackspetten. Vid jämförelse med en fältinventering av den mindre hackspetten inom samma område gavs en god överrensstämmelse mellan modellerna och inventeringsresultaten.

Studien visar att användandet av GIS-modeller och en indikatorart fungerar bra på landskapsnivå och för naturvårdsplanering. För en översiktlig planering ger resultaten i det här arbetet goda förutsättningar att vara ett underlag vid naturvårdsbedömningar och för att sätta tydliga och uppföljningsbara mål för landskapet. Den mindre hackspetten kan komma att utgöra en symbolart för de strandnära gråalskogarna inom Umeå kommun.

Nyckelord: GIS, habitatmodell, indikatorart, mindre hackspett, gråal

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1 INLEDNING	1
1.1 Naturvårdsplanering	1
1.2 Lövskogar	2
1.3 Mindre hackspett	3
1.3.1 Fältkännetecken	3
1.3.2 Utbredning och status	3
1.3.3 Ekologi	3
1.4 Habitatmodeller, GIS och rumslig planering	5
1.5 Syfte	6
1.6 Min undersökning	6
2 MATERIAL OCH METODER	7
2.1 Undersökningsområde	7
2.2 Material	7
2.3 Skogliga naturvärdesinventeringar	8
2.4 Klassning av bestånd - Habitatindex	8
2.5 Fältinventering av mindre hackspett	9
2.6 GIS-analyser	9
2.6.1 Habitatvärde - modell 1	9
2.6.2 Habitatområden - modell 2	10
2.6.3 Jämförelse med fältinventering	10
3 RESULTAT	11
3.1 Habitatindex	11
3.2 Habitatvärde - modell 1	11
3.3 Habitatområden - modell 2	11
3.4 Jämförelse med fältinventering	16
4 DISKUSSION	19
4.1 Klassning av bestånd - Habitatindex	19
4.2 Fältinventering av mindre hackspett	20
4.3 GIS-analyser	20
4.4 Åtgärdsförslag	22
4.5 Rekommendationer för framtida studier	23
4.6 Slutsatser	24
5 TACK	25
6 REFERENSER	25
7 BILAGOR	28

1 INLEDNING

1.1 Naturvårdsplanering

Många krav ställs idag på våra skogsmarker. De ska producera råvaror som virke och bio-bränsle, lagra koldioxid samt ha en hög biologisk mångfald. Skogen ska även fungera som rekreationsområde med tillgång till strövområden, bär- och svamplockning samt erbjuda möjlighet till naturturism. Den tätortsnära skogsmarken efterfrågas dessutom ständigt för bebyggelse och infrastruktur. Då skogens omloppstid är lång, ställer det krav på planerare och beslutsfattare. Åtgärder som görs idag får mycket långtgående konsekvenser på den biologiska mångfalden samt påverkar framtida valmöjligheter. För att få så bra beslutsunderlag som möjligt vid fördelning av tillgängliga resurser behövs bra analys- och planeringsverktyg. De är även användbara när avvägningar mellan biologisk värden och andra värden ska göras samt när områden ska bedömas utifrån vilka som är särskilt skyddsvärda.

Vid satsningar på skötsel och skydd av känsliga områden och arter inom naturvårdsplanering krävs goda kunskaper om de faktorer som påverkar arters val av habitat samt att ha metoder som kan påvisa lämpligheten av ett område för en särskild art (Store & Kangas 2001, Gibson m.fl. 2004). Ett habitat är en arts rumsliga livsmiljö (Scott m.fl. 2002). Det stora antalet arter och ibland bristande detaljkunskap ställer krav på bra planeringsverktyg som förenklar arbetet (Angelstam & Mikusiński 2003, Edenius & Mikusiński 2006).

För att bättre kunna planera för den biologiska mångfalden i skogen kan en habitatmodell användas, som utifrån skogliga variabler visar på skogens lämplighet för olika arter (Romero-Calcerrada & Luque 2006). En habitatmodell kan även användas för att visa hur olika skötselalternativ påverkar lämpliga habitat för en viss art, samt vid en framskrivning av skogen identifiera eventuella framtida flaskhalsar beroende på förändringar i habitatens mängd och fördelning (Edenius & Mikusiński 2005).

Istället för att inventera alla arter som både kan ta lång tid och vara väldigt kostsamt, kan arter, biotoper eller vissa strukturelement, t.ex. död ved, användas som indikatorer på hög habitatkvalité och/eller biologisk mångfald (Appelqvist 2005). Användning av indikatorarter kan även ge förutsättningar för uppföljning av mål samt bedöma om miljöarbetet går i rätt riktning, genom att med hjälp av indikatorarten följa tillståndet hos den biologiska mångfalden (Ottvall m.fl. 2006). Arter med höga krav på sin miljö när det gäller kvalité eller areal kan väljas ut som paraplyarter för olika naturområden eller regioner. Om paraplyarten kan skyddas så klarar sig även andra arter med liknande behov och krav (Angelstam & Mikusiński 2003). Fåglar är relativt enkla att upptäcka, identifiera och inventera och lämpar sig därför bra som indikatorarter. De är dessutom väl undersökta och kunskapen om olika arters biologi är god (Roberge 2006).

Ett geografiskt informationssystem (GIS) är ett datorbaserat system för att samla in, lagra, analysera och presentera lägesbunden information. Användning av GIS blir allt vanligare inom naturvårdsplanering (Birgersson 2007). Olika kartprogram kan bearbeta geografiska data och utföra rumsliga analyser, där flera faktorer bl.a. biologiska och geografiska kan studeras samtidigt. Med hjälp av GIS kan lämpliga miljöer för en art identifieras. Hur bra ett landskap passar för en art kan sedan åskådliggöras med hjälp av kartor, grafer och tabeller eller visualiseras i 3D-grafik.

1.2 Lövskogar

Sverige ligger i det Boreala barrskogsbältet som domineras av barrskog med inslag av björk (*Betula sp.*), asp (*Populus tremula*), sälg (*Salix caprea*), rönn (*Sorbus aucuparia*), al (*Alnus sp.*) med flera så kallade triviallövträd. Dagens skogsbruksmetoder medför att lövandelen i en svensk barrskog är mycket liten samt att den kontinuerligt minskar (Granér 1997). Utifrån de nationella miljö kvalitetsmålen, fastställda av Sveriges riksdag (Miljömål 2005), ska skogar beaktas och skyddas på ett hållbart sätt så att de fyller sin ekologiska funktion. Lövskogar är enligt miljömålen ett av de prioriterade områdena. Enligt delmål 2 om förstärkt biologisk mångfald ska andelen äldre lövrik skog bevaras och förstärkas samt mängden död ved ökas. Förekomst av äldre träd och död ved är en mycket viktig faktor för den biologiska mångfalden, då de ofta hyser en rik fauna av insekter och kan erbjuda boplatser för många fåglar (SCB 2000). Skogar som domineras av lövträd är mer artrika och hyser normalt ett större antal rödlistade arter än barrskogar (Mild & Stighäll 2005), speciellt älvnära lövskogar har en hög artrikedom (Renström 2006).

Primära lövskogar uppkommer på ny mark som ett led i en kontinuerlig succession på landhöjningsmark. Sekundära lövskogar återfinns på t.ex. igenväxande slätter och betesmark. I boreala regioner kan lövskogar även förekomma i ostabila områden som utsätts för störningar t.ex. som ravinskog, strandbrinkskogar och som alluviala skogar på översvåmningsmarker. Lövskogar övergår normalt i ett barrdominerat bestånd och nya kommer till, vilket gör att lövskogsbestånden vandrar runt i landskapet och kontinuiteten ligger ofta på landskapsnivå istället för på beståndsnivå (Mild & Stighäll 2005).

Inom Umeå kommun ligger de sekundära lövskogarna övervägande på före detta slätter- och betesmarker. Flertalet av dessa har en stor artrikedom och därmed höga naturvärden (Renström 2006). En stor del av dessa marker är bevuxna med lövträd i olika successionsstadier. Primära lövskogar uppkommer inom deltaområdet på landhöjningsmark och det sker en kontinuerlig succession på det nya landet. Umeälvens delta har de värdefullaste lövskogarna i södra Västerbottens kustland och på öarna Tuvan och Flisbergsgrundet återfinns grova och högstammiga lövskogar (Enetjärn 2002). Uppströms är låglänta stränder, branta brinkar och översvåmningsmarker bevuxna med lövträd och då främst gråal (*Alnus incana*) (Skogsinventering 2006).

Gråalen är ett skogsbildande pionjärträd längs kust och rinnande vattendrag. I lämpliga miljöer för gråalen är den det dominant trädslaget i ett tidigt skede av en igenväxningsprocess. Detta är mer uttalat i Västerbotten än någon annanstans i Sverige (Olsson 2007). Den kustnära gråalbården är en unik biotop som i orört tillstånd är att betrakta som en urskog (Granér 1997). Gråalen har en kort generationstid och död ved skapas i alla åldrar, vilket gör att ett stort antal vedlevande insekter är knutna till denna typ av skog (Granér 1997). Den hyser en omfattande insektsfauna av både vedlevande insekter och de som återfinns under barken (Olsson 2007). Gråalen förekommer rikligt längs Umeälvens strandnära områden och är ständigt hotad, då den av många betraktas som en "skräpskog". Den utbredda fritidshusbebyggelsen och exploateringstrycket i de kustnära områdena utgör också ett hot.

Naturlig förnyring av lövskog motverkas av bete av klövvilt, effektiv brandbekämpning samt skogsbrukets röjning och gallring av lövträd (Mild & Stighäll 2005). Lövandelen minskar dessutom genom "städning" och vedhuggning/uttag av lövträd eller död ved. Lövskogarna försvinner, reduceras och fragmenteras i sin tur på grund av bebyggelse, infrastruktur, jord- och skogsbruk. Detta kan resultera i att områden kan bli för små för att ingå i en arts habitat

eller ligga för långt ifrån varandra så de blir isolerade. I kvarvarande mindre områden kan det även uppstå en kvalitetsförsämring t.ex. på grund av kanteffekter (Appelqvist 2005).

Som ett kompletterande verktyg vid bevarande av lövskogar kan fåglar användas som indikatorer på biologisk mångfald (Roberge 2006). Speciellt hackspettar har visat sig vara bra indikatorer på skogens kondition och vissa hackspettsarter fungerar som paraplyarter på landskapsnivå (Angelstam & Mikusiński 2003). Då många hackspettsarter är specialiserade vad gäller föda och har stora hemområden, krävs ett nätverk med stora ytor av lämpliga habitat för att ha en hållbar lokal population (Mikusiński 2006). Mindre hackspett tillhör en av de bästa indikatorarterna för lövskogar och har vid förekomst en hög andel andra fågelarter närvarande, varav vissa med bevarandevärde på europeisk nivå (Roberge & Angelstam 2006).

1.3 Mindre hackspett

1.3.1 Fältkännetecken

Den mindre hackspetten (*Dendrocopos minor*) är Europas minsta hackspett med en längd på 15 cm och en vikt på 24 g, vilket är endast en fjärdedel av vikten jämfört med den vanligare större hackspetten (*Dendrocopos major*). Den mindre hackspetten har svart rygg, vita tvärband över vingar och bakrygg, beigevit bröst och buk samt tunna mörka längsgående streck på kroppen sidor. Hanen har röd hjässa medan honan helt saknar rött i dräkten.

Både hanen och honan trummar och attackerar fåglar av samma kön under häckningsperioden, då de är starkt territoriella (Olsson 1998).

1.3.2 Utbredning och status

Den mindre hackspetten är i huvudsak en stannfågel och återfinns över en stor del av den Palearktiska regionen i Europa och Asien. I Sverige förekommer den i allmänhet sparsamt över hela landet upp till trädgränsen i fjällen. Lokalt vid t.ex. vissa insjöstränder och i större ädellövskogsområden är den vanligare (ArtDatabanken Faktablad 2006). Den förekommer framförallt i löv och blandskogar med äldre lövträd, i södra Sverige övervägande ädellövträd t.ex. ek (*Quercus sp.*), lind (*Tilia sp.*) och bok (*Fagus sylvatica*) och i norra Sverige trivallöv såsom al, björk och asp.

Den svenska populationen är beräknad till drygt 3000 par. Arten har minskat betydligt sett i ett längre tidsperspektiv (ArtDatabanken Faktablad 2006) men har på senare år ökat något (Ottvall m.fl. 2008). Populationen i landskapet Västerbotten uppskattades 1997 till 150-250 par, att jämföras med den större hackspetten som förekommer med 15 000-25 000 par (Olsson & Wiklund 1999).

Enligt ArtDatabankens Rödlista (2005) är den mindre hackspetten listad som "Missgynnad" vilket innebär att den inte uppfyller någon av kriterierna "Akut hotad" eller "Starkt hotad", men att den ligger på gränsen till att uppfylla kriterierna för "Sårbar" om inte situationen förbättras.

1.3.3 Ekologi

Den mindre hackspetten är starkt specialiserad i sitt val av föda och har krav på stora arealer lövträdsrika miljöer med äldre lövträd samt död och döende lövved (Olsson 1998). Häckningsterritoriet varierar mellan 40-100 ha, vilket är ovanligt stort för en fågel av den här storleken och beror på dess specialisering på insektslarver i död ved (Wiktander 1998).

Ett område av den storleken kan som jämförelse försörja ett tiotal par av den större hackspetten, som har ett bredare födospektrum (Olsson 1998). Den mindre hackspetten lever från hösten till tidig vår av långhorningslarver och andra skalbaggs-larver som finns i och under barken på tunna döda kvistar på levande träd. I samband med lövsprickningen övergår den till ytlevande insekter och ungarna föds upp på mätarlarver, bladlöss och annat som hittas i bladverken (Olsson 1998).

Gynnsamma revir för den mindre hackspetten består av en mosaik av olika lövträd. Vilket trädslag som den föredrar varierar från år till år eftersom bytets densitet varierar i de olika trädslagen och mellan olika områden från år till år (Olsson 1998, Wiktander m.fl. 2001). En annan faktor som kan påverka lämpligheten av reviret är tillgången på boträd. Den mindre hackspetten häckar uteslutande i döende eller döda träd, oftast i högstubbar samt inne i skogen (Stenberg 1996). Troligtvis för att det ger bättre skydd från rovfåglar samt har bättre lokalklimat än öppna ytor. Den mindre hackspetten föredrar äldre lövskogar med hög täthet av högstubbar men yngre skogar kan användas om de innehåller många högstubbar (Olsson m.fl. 1992). En högstubbe utgörs av stående död ved av lövträd med en diameter över 15 cm i brösthöjd (Wiktander m.fl. 1992).

Ett hemområde är den minsta ytan som behövs för häckning och födosök. Revirens storlek, där hemområdet utgör centrum, kan förändras under året och även överlappa varandra. Enligt en studie i södra Sverige behövdes minst 40 ha med lövskog fragmenterat över ett 200 ha stort område för att uppfylla kraven för ett hemområde under häckningsperioden (Wiktander m.fl. 2001). Lämpliga bestånd kan vara separerade med upp till 500 meter av vatten, öppna fält eller ointressanta skogsbestånd (Wiktander m.fl. 2001). Under vintern sträcker födosöket ut sig till ett större område, som medel på upp till 742 ha (Wiktander 1998). Både honan och hanen har sitt eget sovhål som de återvänder till kväll efter kväll och de gör ett nytt bohål varje vår (Wiktander m.fl. 2000). I slutet av mars börjar paret uppvakta varandra och häckningsterritoriet försvaras. Den mindre hackspetten stannar i regel i samma territorium livet ut (Wiktander m.fl. 2001).

Både hanen och honan deltar i ruvningen men hanen tar störst del i uppfödningen av ungarna och sköter ruvningen på nätterna, vilket är en förutsättning för lyckad fortplantning (Wiktander m.fl. 2000). Den mindre hackspetten är vanligtvis monogam men ibland förekommer månggifte. Polyandri, då en hona häckar med två hanar, förekommer i ca 8,5 % av fallen (Wiktander m.fl. 2000). Honan kan då lägga ägg i två revir och alternerar mellan dessa bon, vilket fungerar på grund av att hanen är lika delaktig i ruvandets. Social polyandri förekommer bara de år det finns ett överskott på hanar inom populationen (Wiktander m.fl. 2000). Det flexibla parningssystemet ökar artens möjligheter till återhämtning efter tillfälliga minskningar (ArtDatabanken Faktablad 2006).

I Västerbotten förekommer ett nära samband mellan mindre hackspett och gråal. Den mindre hackspetten återfinns här främst i alskogsdominerade strandnära områden längs större rinnande vattendrag och djupt inskurna havsvikar (Olsson 2007). Enligt Olsson (2007) har artparet gråal och mindre hackspett en starkare koppling till Umeälven än till något annat svenskt vattendrag. I landskapet kring Umeälvens nedre del har det under lång tid funnits en stark stam med ca 25 par. Flera av den mindre hackspettens revir ligger dock nära bebyggelse och har redan naggats i kanterna.

1.4 Habitatmodeller, GIS och rumslig planering

Geografiska informationssystem (GIS) kan användas som analytiska verktyg inom naturvårdsplanering. Med hjälp av GIS kan stora informationsmängder bearbetas och analyseras, konflikter identifieras, lösningar tas fram samt resultaten kan illustreras med pedagogiska kartor (Birgersson 2007). Habitatmodeller kan tillsammans med GIS användas för att närmare studera den rumsliga strukturen av habitat och identifiera antal, storlek, form samt lokalisering av habitaterna (Akçakaya 1994). Detta kan vara användbara verktyg för att vid planering kunna ta hänsyn till känsliga arter och livsmiljöer.

På artnivå önskas svar på frågor som var kan en art förekomma, finns det risk för utrotning, vilken är chansen till återhämtning samt förutse den framtida förekomsten och hur den påverkas av olika åtgärdsförslag. På landskapnivå kan ekologiska nätverk, bestående av höga naturvärdesområden sammanlänkade med spridningszoner, identifieras i en landskaps-ekologisk analys (Mörtberg & Ihse 2006).

Alla arter har sina specifika krav på ett habitat utifrån sin förmåga att röra sig och utnyttja landskapet. Vid användning av modeller antas att arter väljer och använder de områden som bäst tillfredställer deras krav, det vill säga hög förekomst återfinns i habitat med hög kvalitet (Birgersson 2007). Modellerna ger svar på var det är sannolikt att träffa på en art och inte var den faktiskt finns, då de ej tar hänsyn till bl.a. konkurrens och predation som kan begränsa utbredningen (Tucker m.fl. 1997).

Empiriska modeller utgår ifrån observationer av en art och därifrån tas variabler fram, för att tillsammans med miljödata hitta ytterligare platser där arten kan tänkas förekomma (Stockwell m.fl. 2006). En statistisk metod kan tillsammans med en indikatorart användas för att förutse den rumsliga utbredningen (Romero-Calcerrada & Luque 2006). I en expertmodell baserad på vetenskaplig kunskap upprättas kriterier som kan förklara distribution och förekomst. Kriterier kan standardiseras, viktas och kombineras för att finna optimala habitat (Store & Kangas 2001). Båda modellerna kan resultera i en karta som visar lämpliga habitat i landskapet. Hur väl ett habitat uppfyller artens krav kan anges med ett "Habitat Suitability Index" (HSI), baserad på variabler framtagna utifrån expertkunskap och/eller empiriska data (Edenius & Mikusiński 2006).

I en studie av Linderman (2005) användes ett "moving-window" för att i ett rasterdata ta hänsyn till en arts beteende. Datorn söker av ett fönster omkring varje cell i rastret och tar fram ett nytt värde för centrumcellen utifrån värdet av alla omgivande celler som ingår i fönstret. Fönstret förflyttar sig sedan till nästa cell och uträkningen upprepas. Storleken på fönstret bestäms av artens beteende, interagerande med omgivningen och habitatförhållanden som storlek och fragmentering. Resultatet redovisas i en karta där områden med höga koncentrationer av högkvalitativa habitat framträder.

För att studera hur lämpliga habitat är sammanlänkade i landskapet använde Gurnell m.fl. (2002) sig av MLA (minimum linked area) som definition på den minsta ytan som behövs av sammanlänkade habitat för att innehålla en eller flera individer i ett hemområde. Habitat binds samman till ett hemområde genom att en yta skapas utifrån ett bestämt avstånd, en buffert, kring habitaterna. I ett hemområde kan flera habitat ingå om de inte ligger för långt ifrån varandra eller avskiljs med en barriär. För att sedan ta reda på den totala tillgängliga arean, TLA (total linked area), av lämpliga habitat i det undersökta landskapet summeras alla hemområden som uppfyller kravet för ett MLA.

1.5 Syfte

Utmed Umeälven inom Umeå kommun finns många strandnära lövskogar, vilka fungerar som habitat och möjliga spridningskorridorer för ett stort antal arter. Flertalet av dessa lövskogar har stor artrikedom och höga naturvärden (Skogsinventering 2006). Det finns behov av att titta närmare på verktyg för att lyfta fram funktionella nätverk av lövrika skogar på en landskapsnivå. I detta fördjupningsarbete har jag valt att fokusera på användandet av GIS i naturvårdsarbetet. Huvudsyftet är att undersöka om landskapet och dess bestånd av lövskogar kan analyseras med hjälp av GIS samt en indikatorart, i detta fall den mindre hackspetten.

Umeå har en kraftig tillväxt och området kring Umeälvens nedre del är utsatt för ett exploateringsstryck, vilket ibland ställs mot bevarandebestånden. Enligt Umeå kommuns Översiktsplan (1998) ska det i samband med exploatering av älvlandskapet tas hänsyn till viktiga grönstråk där värdefulla områden utifrån natur- och friluftsvärden ska bevaras långsiktigt. För detta behövs underlag som kan hjälpa till vid framtida avvägningar.

Den här studien ska utgöra ett underlag vid framtagandet av riktlinjer vid skydd och skötsel av strandnära lövskogar inför kommande planeringar t.ex. fördjupade översiktsplaner inom Umeå kommun. Studien ska ge en nulägesbeskrivning av lämpliga habitat för den mindre hackspetten inom Umeälvslandskapet. Detta kommer sedan att användas som underlag till vilka områden som bör bevaras för att fortsättningsvis ha en livskraftig lokal population inom Umeå kommun. Detta med syfte att gynna den mindre hackspetten, dess habitat och därigenom biologisk mångfald.

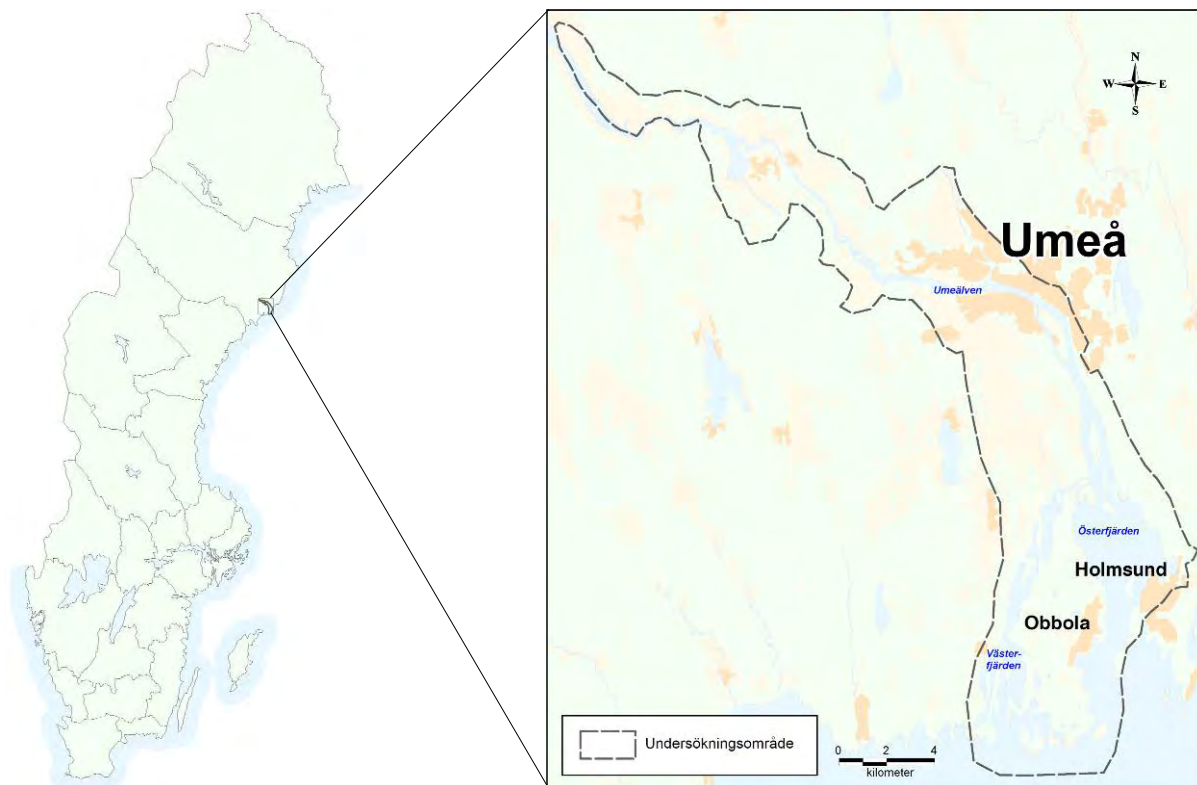
1.6 Min undersökning

I den här studien testas två GIS-baserade modeller, för att undersöka om de kan identifiera skyddsvärda lövskogar och utgöra ett verktyg inom naturvårdsplanering. Habitatkriterier för den mindre hackspetten, dess behov av föda, skydd och häckningsmöjligheter samt arealkrav tas fram genom litteraturstudier. Därefter bearbetas data från de tillgängliga skogliga naturvärdesinventeringarna och bestånd klassas enligt habitatkraven för den mindre hackspetten. Nästa steg är en analys av kvalitén respektive den rumsliga fördelningen av lämpliga habitat med hjälp av två modeller. I modell 1 tas ett habitatvärde fram med en enkel ”moving-window” metod. I modell 2 studeras begreppen TLA och MLA utifrån framtagna habitatområden. För att testa modellerna jämförs resultaten med en inventering av mindre hackspett gjord i samma område.

2 MATERIAL OCH METODER

2.1 Undersökningsområde

Den geografiska avgränsningen för den här studien är vald utifrån projektet ”GIS-baserad landskapsanalys av Umeälvslandskapet”, vars undersökningsområde i stort motsvarar Umeälvens avrinningsområde inom Umeå kommun (figur 1).



Figur 1. Undersökningsområdets, ”Umeälvslandskapet”, utbredning i Västerbottens län. (Länsgränser, källa: SCB 2007)

Undersökningsområdet är 198 km² och består av 44 % skogsmark, 17 % odlingsmark, 16 % anlagd mark och 23 % vatten. Övre delen av området består av ett kultur- och odlingslandskap med öppna områden, strandnära lövskogar och igenväxande åkrar. Centrala delen utgörs av tätorten med gröna kilar närmast älven. I nedre partiet delar sig älven i två fåror innan den mynnar i Bottenviken, huvudfåran mynnar i Österfjärden och den mindre i Våsterfjärden. Området innehåller ett aktivt delta som ständigt förändras; nya grundområden kommer till och nytt land bildas.

2.2 Material

I undersökningen har tillgängliga skogliga naturvärdesinventeringar med koppling till kartprogram samt en inventering av mindre hackspett använts. Bearbetningar, rumsliga analyser och geografiska illustrationer har utförts med kartprogrammen MapInfo Professional 9.0 och MapInfo Vertical Mapper 3.0.

2.3 Skogliga naturvärdesinventeringar

Totalt har 12 skogliga naturvärdesinventeringar ingått i studien. Då vissa skogar förekommer i flera inventeringar har de rangordnats innan de slagits ihop till ett gemensamt skikt. I samråd med Doris Grellmann, Naturvårdsplanerare vid Umeå kommun, rangordnades de ingående inventeringarna med hänsyn till detaljeringsgraden om beståndens naturvärden.

Digitalt lagrade data som ingått i studien, se bilaga 1 för mer detaljer:

1. Skogsinventering i projektet ”GIS-baserad landskapsanalys inom Umeälvens landskapet” (Källa: Umeå kommun)
Naturtyperna öppen mark och våtmark har plockats bort från inventeringsresultaten.
2. Nyckelbiotoper och naturvärden (Källa: Skogsstyrelsen)
3. Nyckelbiotoper och naturvärden i Umeå kommuns egna skogar (Enetjärn & Granér 1998)
4. Umedeltat - inventering inför reservatsbildning (Källa: Länsstyrelsen i Västerbotten)
5. Kustnära lövskogar (Granér 1997)
6. Sumpskogar (Källa: Skogsstyrelsen)
7. Ön - naturinventering (Grellmann 2006)
8. Urvalsplan för Umeå kommuns skogar - inventering i samband med skogsbruksplan (Källa: Umeå kommun)
9. Försstudie till skötselplan för Backenområdet (Brånemyr 2004)
10. Bölestranden - utveckling och skötsel av ett tätortsnära grönområde (Lund 2006)
11. Landskapsanalys - Umeå (Jarosch 2005)
12. Övrig genomgången skog i samband med projektet ”GIS-baserad landskapsanalys inom Umeälvens landskapet” (Källa: Umeå kommun)
Naturtyperna öppen mark och våtmark har plockats bort från inventeringsresultaten.

Överlappningar har rensats bort och därefter har skikten slagits samman genom att ett skikt i taget från 12 till 1 lagts till i en ny tabell. Efter borttagning av avverkade områden utifrån Skogsstyrelsens uppgifter har ytorna sedan separerats. För att få fram skog som inte ingått i inventeringarna har tabellen Markanvändning använts, vilken tagits fram inom projektet ”GIS-baserad landskapsanalys av Umeälvens landskapet”. Många av dessa skogar är genomgångna men har bedömts ha för låga naturvärden för en noggrannare inventering (Grellmann, muntl.).

För att minimera kanteffekter i områden nära studiens gränser har skogar från inventeringarna nyckelbiotoper och naturvärden, kustnära lövskogar, sumpskogar och urvalsplanen som ligger inom 800 meter utanför själva undersökningsområdet tagits med i analyserna.

2.4 Klassning av bestånd - Habitatindex

En litteraturstudie gjordes för att ta reda på vilka habitatkriterier den mindre hackspetten har och utifrån vilka egenskaper de skogliga inventeringarna skulle bedömas. Inga enskilda kriterier fastställdes utan en övergripande bedömning av naturvärdet fick utgöra habitatkrav. Detta gjordes på grund av inventeringarnas skiftande detaljeringsgrad. Arealkrav för den mindre hackspettens hemområde sattes till 40 ha, som minsta yta av sammanslagna habitatfragment med liknande förhållanden, inom ett 200 ha stort område. Till lövskogar har räknats skogar med mer än 50 % löv och till blandskogar de som innehöll mer än 20 % och mindre än eller lika med 50 % löv.

Kvalitetsindelning av olika skogsbestånd utifrån lämpligheten för mindre hackspett har angivits med ett habitatindex (tabell 1). Habitatindex anger hur väl ett bestånd uppfyller artens krav för att ingå i dess hemområde. Skog utanför inventeringsområden har klassats med habitatindex 0. Utifrån klassningen av habitaterna togs en karta fram som visar hur väl de skogliga bestånden svarar mot mindre hackspetts habitatkrav.

Tabell 1. Sammanfattande bedömningskriterier för habitatindex.

Habitatindex	Bedömningskriterier
1	Ideala habitat - höga naturvärden Har flertalet naturvärden såsom gammal lövskog, tät lövskog, äldre träd, rikligt med död ved, stående död ved, högstubbar, åldersvariation, grova stammar, lövträdsvariation.
0,5	Medelhabitat - medel naturvärden Har en eller flera naturvärden t.ex. uppvuxen lövskog, blandskog med värde, liggande och stående död ved. Kan komma att ha potential om t.ex. 20 år. Kan även fungera som skydd.
0	Ej lämpliga habitat - låga naturvärden Övrig skog såsom barrskog, blandskog utan några naturvärden, ungskog/slyskog eller lövskog som håller på att övergå i granskog.

Utifrån klassningen av skogsbestånden gjordes ett antagande att enbart område med habitatindex 1, ideala habitat, kan utgöra häckningsplats och vara centrum av reviret. Dessa områden har jag valt att kalla kärnområden. Hemområdet kan sedan kompletteras med habitat med index 0,5 som födosöksområden. För att göra en relativ värdesättning av habitaterna med index 0,5 gjordes ett antagande att det behövs minst dubbelt så stora arealer av dessa ytor för att de ska räknas med i hemområdet. I den här studien anges summan av kärnområdets area samt hälften av arean med index 0,5 som ingår i ett hemområde som en viktad area.

2.5 Fältinventering av mindre hackspett

Ornitologen Christer Olsson utförde på uppdrag av Umeå kommun en inventering av den mindre hackspetten i Umeälvens nedre del. Inventeringen utfördes under perioden 8 april - 4 maj 2007. Han utgick ifrån tidigare kända häckningsplatser och lövskogsområden som hyser potentiella miljöer för den mindre hackspetten. Under ett tidigt skede i häcknings-säsongen har han selektivt sökt efter mindre hackspett genom att spela upp band med inspelade parningslåten och trumningar. Den mindre hackspetten reagerade starkt på låten från potentiella konkurrenter och svarade i princip alltid. Han fann 23 lokaler där mindre hackspett hittades med ett exemplar/par under omständigheter som tyder på häckning. Den troliga utbredningen av dessa lokaler avgränsades på en karta vilket gav ytor med en medelstorlek på 11 ha. De funna reviren har klassats in i tre kategorier, nya, kända i 2-5 år och kända längre än 6 år, utifrån Christer Olssons erfarenhet och kunskap om området.

2.6 GIS-analyser

2.6.1 Habitatvärde - modell 1

För att studera om habitaterna uppfyller mindre hackspetts arealkrav, om ett hemområde på 40 ha inom ett 200 ha stort område, räknades ett habitatvärde fram. Habitatvärdet anger hur bra ett habitat uppfyller kvalitets- och arealkrav med hänsyn till omgivande habitat och togs

fram med en enkel "moving-window" metod. Habitatindexfilen konverterades till grid-data med hjälp av programmet Vertical Mapper, genom att ett rutnät med celler på 10 x 10 m skapades. Storleken valdes på grund av förekomst av långsmala områden i inventeringsdatat. För varje cell beräknades ett värde, motsvarande arean på cellen, genom att habitatindex delades med 100. En cell med habitatindex 1 fick ett värde på 0,01 vilket motsvarar storleken på cellen (0,01 ha). Celler med habitatindex 0,5 fick ett värde på 0,005 vilket motsvarar en viktad area på 0,005 ha. Som storlek på fönstret valdes 200 ha (cirkel med en radie på 800 m) utifrån mindre hackspetts arealkrav. En centrumpunkt togs fram för varje cell och de med habitatindex 1 gavs ett habitatvärde utifrån hur många andra celler som nås inom fönstret. Datorn söker av ett område på 200 ha runt varje cell och summerar värdet av alla punkter med habitatindex 1 respektive 0,5 som hittades inom fönstret. Ju högre habitatvärde desto högre kvalité har området. De med högt habitatvärde utgör här ett "hot-spot".

2.6.2 Habitatområden - modell 2

För att titta närmare på hemområdenas fördelning i landskapet och hur de sitter ihop i ett nätverk användes begreppen MLA och TLA. I modell 2 länkades habitat med högt habitatindex samman till ett habitatområde om de låg inom ett bestämt avstånd ifrån varandra. MLA motsvarar den sammanlänkade arean lämpliga habitat i ett hemområde, som kan innehålla ett häckande par. Flera hemområden kan komma att ingå i samma habitatområde. Den totala arean av lämpliga habitat i ett landskap motsvaras av TLA, som utgör summan av lämpliga habitat i alla habitatområden inom undersökningsområdet som överstiger artens arealkrav.

Utifrån kartan med habitatindex gjordes ett urval på habitatindex 0,5 och 1 och utav dessa rensades isolerade områden mindre än 0,01 ha bort. Dessa antogs vara för små för att användas av den mindre hackspetten. För att få fram ett nätverk skapades en yta utifrån ett bestämt avstånd, en buffert, kring alla kärnområden. Habitat som ligger i närheten av varandra hamnar inom samma habitatområde. För varje habitatområde summerades arean av ingående habitatfragment med habitatindex 1 respektive 0,5 och anges här som en viktad area. Arean av habitat med habitatindex 0,5 delades först i hälften.

Jag har studerat två arealer (40 ha respektive 20 ha) för minsta MLA samt vid tre olika avstånd (500 m, 250 m och 0 m). Avståndet 500 m valdes utifrån observerat flygningsavstånd mellan lämpliga habitat. Den totala arean lämpliga habitat i landskapet (TLA) togs fram genom att summera den viktade arean hos alla habitatområden som översteg habitatkriteriet 40 ha samt som jämförelse 20 ha vid de olika avstånden. För att få en uppskattning om antalet par av den mindre hackspetten som kan finna i landskapet, delades den totala tillgängliga arean (TLA) med arealkravet för den mindre hackspetten.

2.6.3 Jämförelse med fältinventering

För att testa de två modellerna jämfördes de med fältinventeringen av mindre hackspett utförd i samma undersökningsområde. För att inte styras av de uppskattade lokalernas utbredning och för att få en enklare jämförelse med min undersökning beräknades revirens centrumpunkter och ett förenklat revir togs fram. Cirkelformade revir skapades utifrån yornas centrumpunkter, med en radie på 800 m vilket motsvarar en area på ungefär 200 ha.

För att testa habitatvärdet, modell 1, räknades ett medelhabitatvärde fram för de cirkelformade reviren. Vid test av habitatområdena, modell 2, beräknades hur många funna par som hittades inom varje habitatområde samt om något revir inte återfanns i något område. För att få en uppfattning om medelhemområdets storlek delades den sammanlänkade arean för habitatområden innehållande funna revir med antalet funna revir inom habitatområdena.

3 RESULTAT

3.1 Habitatindex

Skogarnas lämplighet som habitat för den mindre hackspetten redovisas utifrån ett habitatindex (figur 2) och utgör underlag för fortsatta analyser. Av skogen inom undersökningsområdet förekom 37 km² i någon av naturvärdesinventeringarna varav 5,6 km² med habitatindex 1, 6,5 km² med habitatindex 0,5 och 25 km² med habitatindex 0. Resterande skog med habitatindex 0 utgör 40 km². Områden med habitatindex 1, kärnområden, återfinns framförallt i de strandnära delarna.

3.2 Habitatvärde – modell 1

Habitatvärdet beräknades utifrån hur celler på 10 x 10 m påverkades av omgivande celler. Kärnområden med större täthet av habitatfragment med högt habitatindex fick ett högre habitatvärde och visas med en mörkare färg (figur 3). De mörkaste områdena kan sägas vara ”hot-spots” med stor koncentrationen av högkvalitativt habitat. Området kring Tuvan utgör ett ”hot-spot” (figur 4), där ett 185 ha stort område har habitatvärde mellan 40 och 103. Uppströms älven ligger habitatvärdet övervägande mellan 10 och 30. Mindre och isolerade områden inom undersökningsområdet har habitatvärden under 10.

3.3 Habitatområden – modell 2

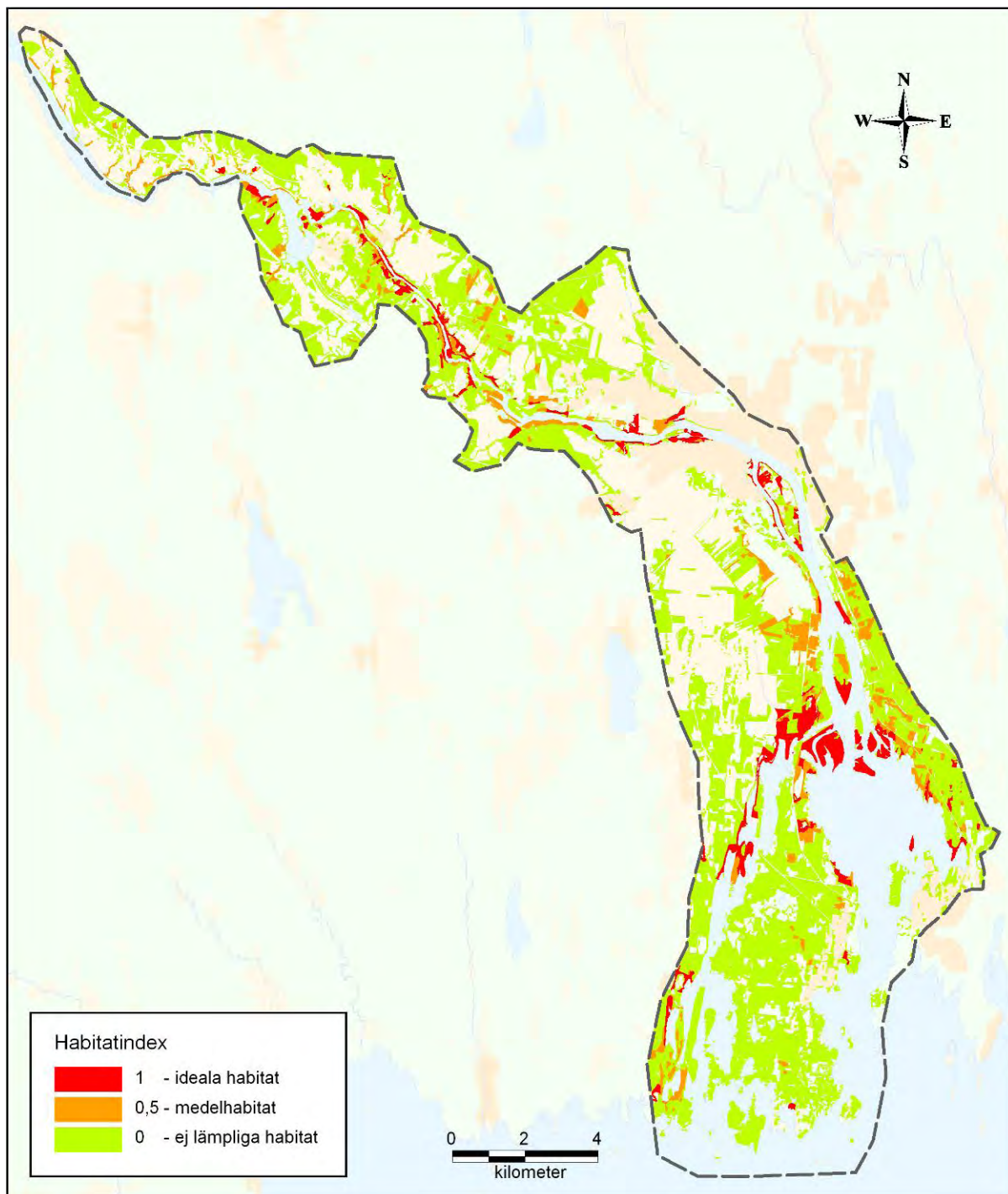
Nätverket av sammanhängande habitat i landskapet redovisas i form av habitatområden och med viktad area vid avståndet 500 m mellan kärnområden (figur 5). Endast två habitatområden redovisar en viktad area på över 40 ha och området uppströms (306 ha) är mer långsträckt än området kring Tuvan (167 ha). Tre områden har en viktad area mellan 20-39 ha och resterande är mindre isolerade områden på under 20 ha. Andelen kärnområden per habitatområde redovisas i tabell 2.

Tabell 2. Andelen kärnområden per habitatområde i de olika arealklasserna, vid avståndet 500 m.

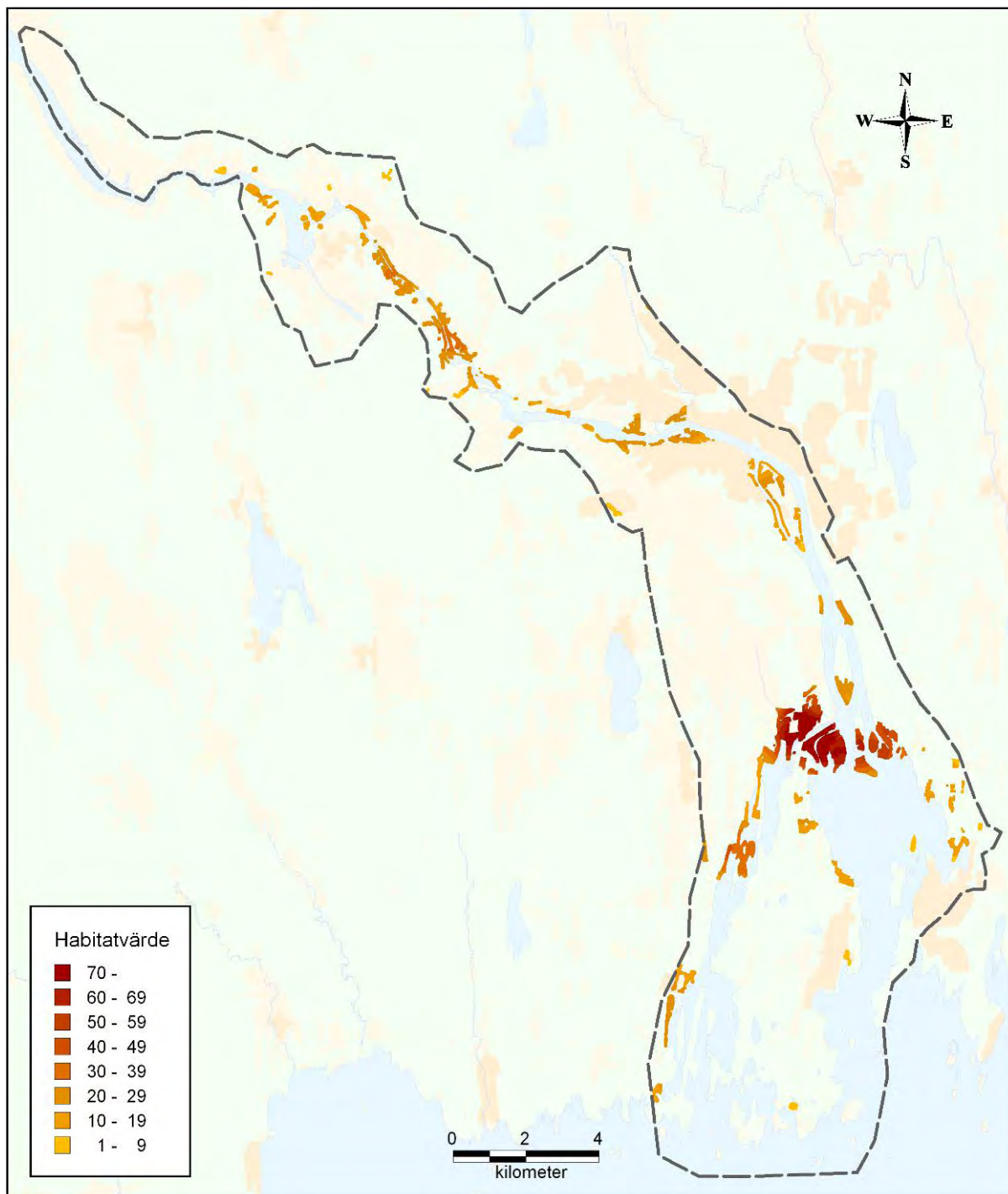
Habitatområden -viktad area (ha)	0 - 19	20 - 39	40 -	Medel -viktad area (ha)	30
Kärnområden - %	77	80	83	Kärnområden - %	78

I figur 6 redovisas den totala sammanhängande arean av lämpliga habitat (TLA) för alla habitatområden som överstiger arealkravet 40 respektive 20 ha (MLA), utifrån avstånden 500 m, 250 m och 0 m. I stapeldiagrammet redovisas även förhållandet mellan arean för kärnområdena och den viktade arean för habitat med index 0,5 inom habitatområdena.

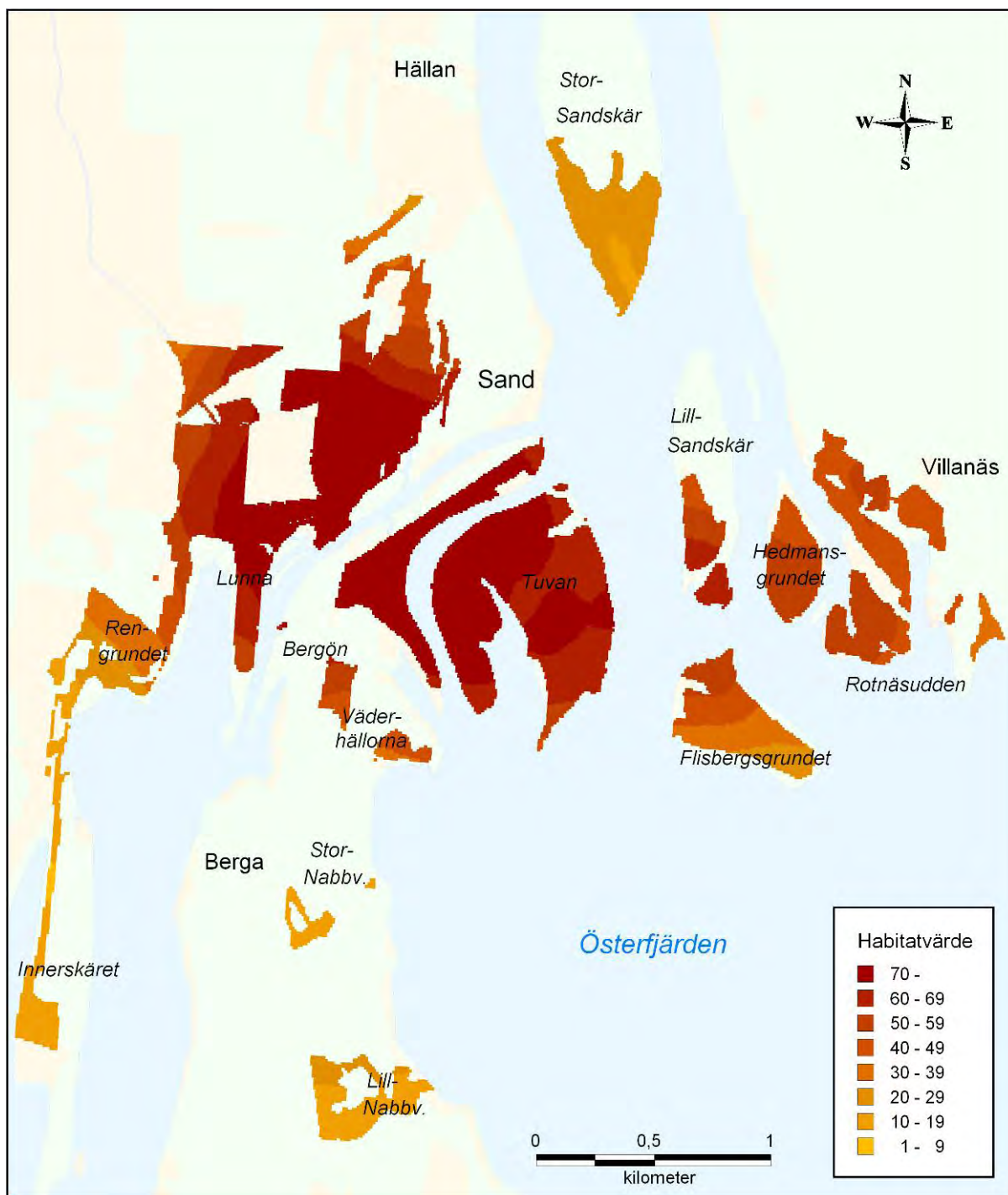
Antalet möjliga hemområden för mindre hackspett vid arealkravet 40 ha och avstånd 500 m blev för undersökningsområdet 12 stycken. Motsvarande för ett arealkrav på minst 20 ha blev 28 möjliga hemområden.



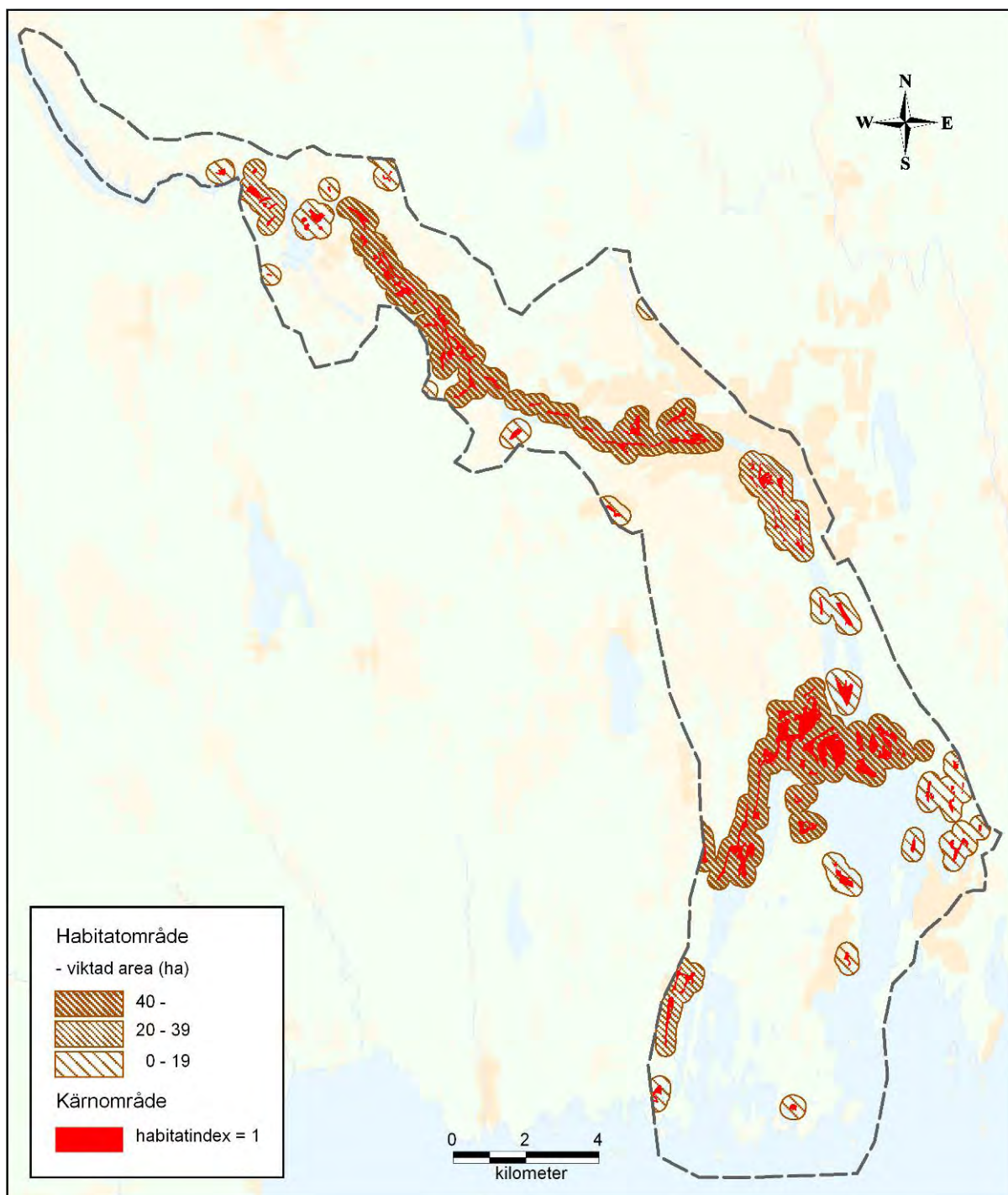
Figur 2. Habitatindex för skogsbestånden inom undersökningsområdet utifrån den mindre hackspettens habitatkrav.



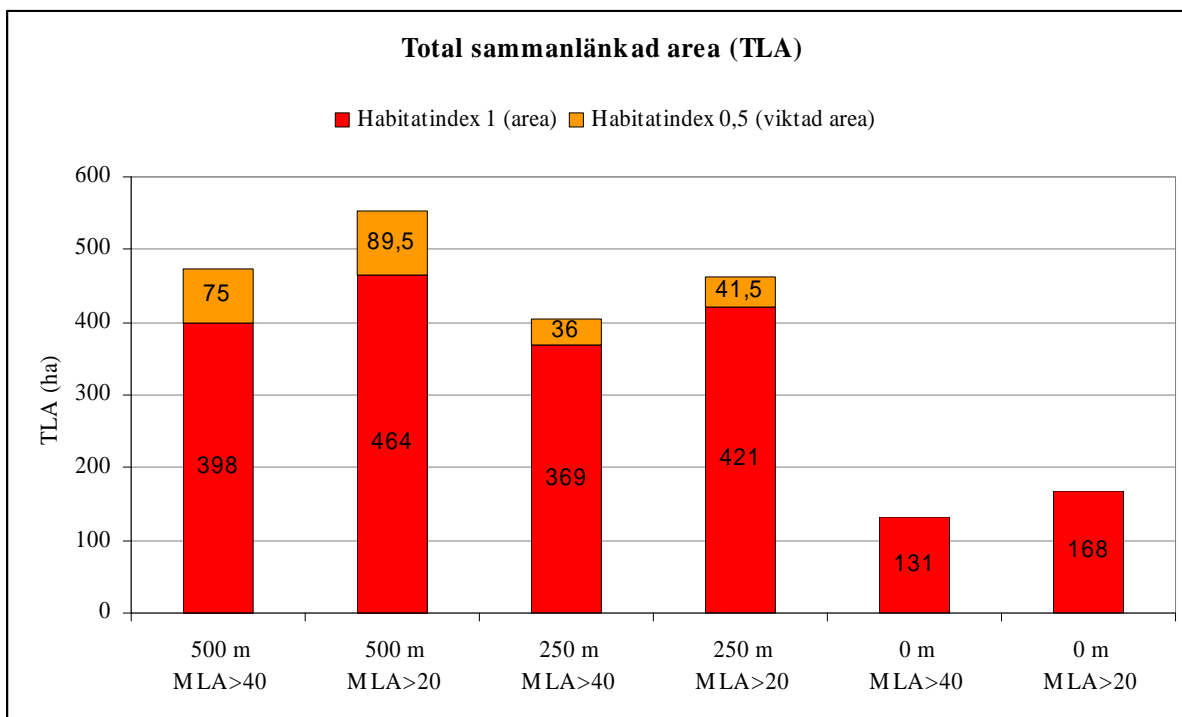
Figur 3. Habitatvärde, modell 1, för kärnområden inom undersökningsområdet. Områden med mörkare färg visar på en högre habitatkvalité utifrån den mindre hackspettens habitatkrav.



Figur 4. Området kring Tuvan har en ansamling av högt habitatvärde och utgör ett "hot-spot" av lämpligt habitat för den mindre hackspetten.



Figur 5. Nätverk av lämpliga habitat för den mindre hackspetten. Habitatområden, modell 2, utifrån avståndet 500 m mellan kärnområdena samt den viktade arean i respektive område.



Figur 6. Total sammanlänkad area av lämpliga habitat i undersökningsområdet vid tre olika avstånd och vid två värden för minsta area lämpligt habitat (MLA). Inom varje TLA redovisas även arean av habitatfragment med habitatindex 1 respektive 0,5.

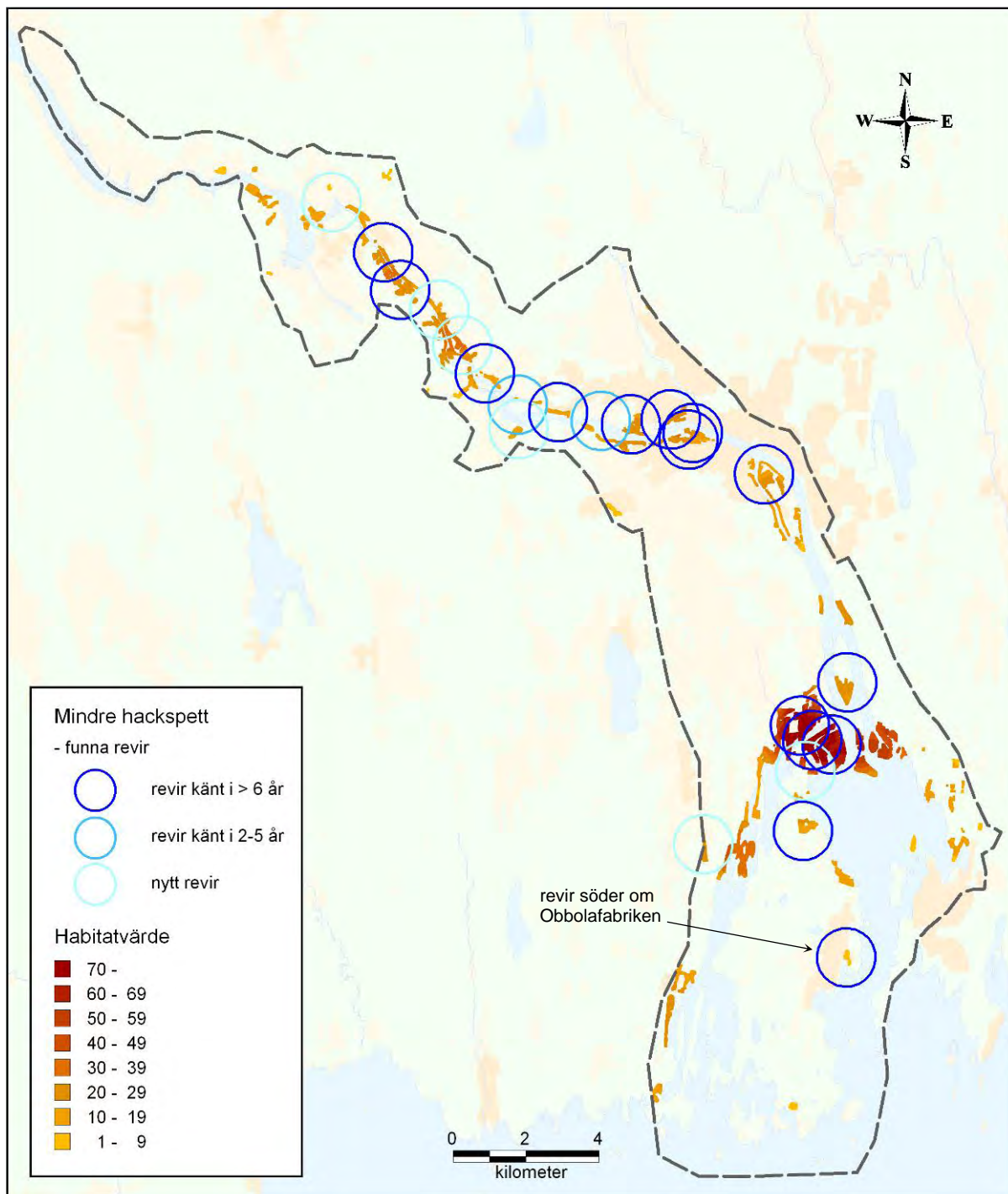
3.4 Jämförelse med fältinventering

Habitatvärdet i förhållande till fältinventeringen av mindre hackspett redovisas i figur 7. Fyra revir redovisar ett habitatvärde på över 70 och ligger i området kring Tuvan. Resterande funna revir har ett habitatvärde mellan 3 och 31. Framräknat medelhabitatvärde för alla funna revir är 30.

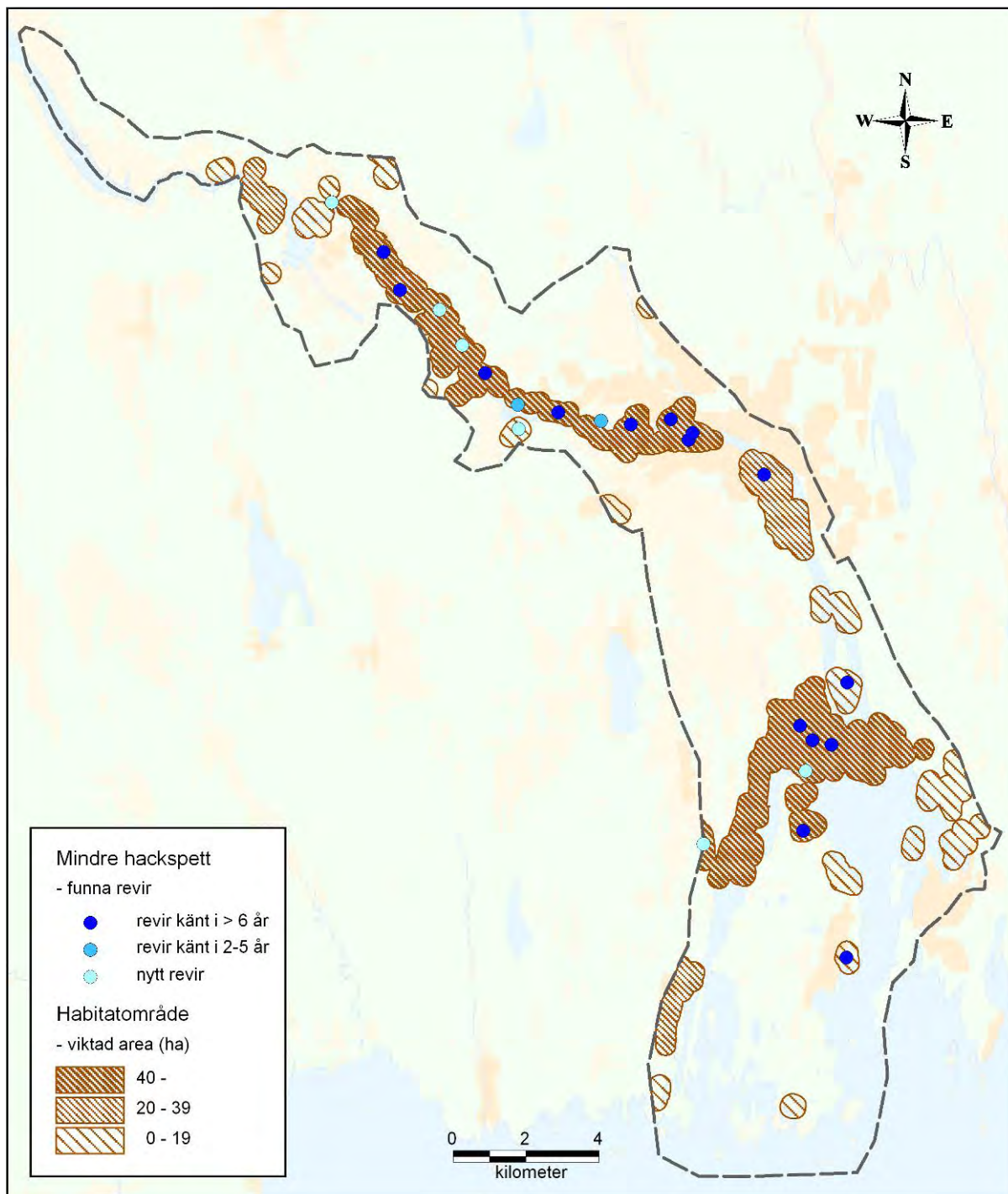
I figur 8 redovisas de framtagna habitatområdena utifrån avståndet 500 m i förhållande till funna revir. Utav de funna reviren återfinns 20 stycken inom habitatområden medan tre stycken hamnar just i utkanten av områdena. I det långsmala habitatområdet uppströms återfinns elva revir och i området kring Tuvan fem revir. Resterande revir uppträder i egna habitatområden med en viktad area mellan 3 och 34 ha. I habitatområden med funna revir utgjordes 85 % av den viktade arean utav kärnområden. En framräknad viktad area på ett tänkt hemområde för den mindre hackspetten uppgår till 30 ha varav 25,5 ha bör utgöras av bestånd med habitatindex 1.

Ett av de minsta funna reviren ligger söder om Obbolafabriken och fick i den här studien ett habitatvärde på 3 samt en viktad area i sitt habitatområde på 3 ha.

Av de nya reviren som inte var kända sedan tidigare ligger flera i utkanterna av lämpliga habitat.



Figur 7. Habitatvärdet i jämförelse med cirkelformade revir på 200 ha, utifrån centrumpunkter för funna revir i inventeringen av den mindre hackspetten.



Figur 8. Habitatområden utifrån avståndet 500 m mellan kärnområdena samt den viktade arean i respektive område, i jämförelse med centrumpunkten av funna revir i inventeringen av den mindre hackspetten.

4 DISKUSSION

Det här arbetet gick ut på att studera användandet av GIS som verktyg inom naturvårdsplanering. De GIS-modeller som studerades ger resultat som kan fungera som underlag för en översiktlig planering. Utmed Umeälven inom Umeå kommun finns många strandnära lövskogar med höga naturvärden, som i den här studien har identifierats och lyfts fram med hjälp av GIS-modeller och en indikatorart. Dessa lövskogar kräver någon form av skydd eller skötsel för att bevaras långsiktigt.

Den mindre hackspetten valdes som indikatorart för lövskogar med höga naturvärden, då den ställer krav på lövskogar med stor tillgång på död ved och högstubbar samt kräver stora arealer. Detta kan jämföras med den större hackspetten, som i stort är en allätare och klarar sig med betydligt mindre arealer. Ett stort antal andra arter som även de är beroende av lövskogar och död ved föredrar samma områden som den mindre hackspetten.

I den här studien sattes arealkravet för den mindre hackspetten under häckningsperioden till 40 ha lövskog av hög kvalitet inom ett 200 ha stort område. Detta resulterade i att endast ett fåtal områden skulle kunna utgöra hemområden. Ändå återfinns här ett större antal än vad som kan förväntas. Inventeringen visar att det finns 23 lokaler med mindre hackspett inom undersökningsområdet. Tänkbara förklaringar kan vara att det finns större tillgång på föda i en gråalskog jämfört med en ädellövskog, så att mindre arealer behövs för födosök. Lämpliga habitat ligger även nära varandra vilket gör att det krävs mindre energi, än om föda måste sökas över stora avstånd.

4.1 Klassning av bestånd - Habitatindex

Av den totala andelen skog i nuläget utgörs 16 % av lövskogar/blandskogar med medelhöga och höga naturvärden. Lövskogar med habitatindex 0 utgörs i första hand av slyskogar. Utav övriga skogar med habitatindex 0 kan eventuellt områden med lövskogar ha missats genom en snäv bedömning av lövskog/blandskog eller stränga kriterier vid val av fältinventeringar.

De skogliga inventeringarna är för vissa områden översiktliga och saknar detaljerad information om t.ex. ålder, lövträdssammansättning, andel död ved och föryngring. Detta medförde att en samlad bedömning av beståndens naturvärde fick utgöra generella habitatkrav för den mindre hackspetten. Annat än skogens naturvärde skulle också kunna ha betydelse vid val av habitat t.ex. kanteffekter, närhet till bebyggelse, klimat, närheten till vatten, fuktighet, exponering för sol och markanvändningshistorik. I storskaliga analyser av djurlivet utifrån skogstyp är det viktigt att även ta med underliggande vegetation som för många arter är en viktig habitatkomponent, för att inte övervärdera antalet och storleken på lämpliga habitat (Linderman m.fl. 2005).

Enbart framtagandet av habitatindex ger en god uppfattning av var lämpliga habitat för den mindre hackspetten kan tänkas finnas. Områden med högt habitatindex återfinns framförallt i de strandnära lövskogarna. Lövskogar på igenväxande odlingsmark har inte hunnit få så höga värden än och i den här studien har de flesta habitatindex 0,5. De har däremot potential att om några år bli lämpliga habitat för den mindre hackspetten.

I den här studien har jag antagit att enbart habitat med habitatindex 1 kan utgöra kärnområden för häckning. Detta utifrån att det i lövskogar med högt naturvärde finns tillräckligt med död

och döende lövträd för födosök och som boträd. Bestånd omkring ett kärnområde kan vara värdefullt som ett kompletterande födosöksområde. För att få med bestånd med habitatindex 0,5 viktas arean i bedömningen av habitatens kvalitet, utifrån antagandet att det behövs dubbelt så stora ytor. Det betyder inte att dubbel area ger likvärdig kvalitet utan viktningen används bara för att få en relativ värdesättning. Enbart bestånd med habitatindex 0,5 räcker inte för ett hemområde utan utgör endast ett komplement till kärnområdena.

4.2 Fältinventering av mindre hackspett

Det stora hemområdet visar att den mindre hackspetten är väldigt mobil vilket kan ha betydelse vid inventering av dessa fåglar. Antalet fåglar i området kan ha överskattats i fältinventeringen eftersom mindre hackspett kan vara svår att inventera då de har stora revir, både honan och hanen trummar och har sina egna bohål samt att de har ett varierande parnings-system med förekomst av månggifte.

Vid inventeringen av den mindre hackspetten har både områdena besökts som tidigare utgjort kända revir och biotoper som enligt de skogliga naturvärdesinventeringarna innehåller ett påtagligt lövinslag. Vid osäkerheter kontrollerades området vid upprepade tillfällen (Olsson 2007). Då Christer Olsson har stor erfarenhet av fåglar i det Västerbottniska landskapet är inventeringsresultaten att betrakta som pålitliga.

Att under april-maj följa fåglarna under en längre tid samt att inventera aktiva häckhål är andra användbara sätt för att beräkna antalet par i större områden (ArtDatabanken Faktablad 2006). Vid inventering i fält kan förekomst av högstubbar, beståndsålder och skogstyp vara goda indikatorer på ett habitats lämplighet. De är även relativt lätta att mäta eller uppskatta i fält (Olsson m.fl. 1992).

4.3 GIS-analyser

Båda modellerna ger en bra bild över fördelningen av lämpliga habitat. Modell 1 redovisar kärnområdenas kvalitet och modell 2 visar hur de är sammanlänkade med varandra. De båda GIS-analyserna lyfter fram biotoper av lövskogar i landskapet som kan utgöra hemområden för den mindre hackspetten.

Undersökningsområdet följer älven vilket gör att analyserna är användbara för den mindre hackspetten som är knuten till strandnära lövskogar. Om andra områden studeras kan liknande lövskogar med höga värden hittas, men som kanske inte passar den mindre hackspetten utan någon annan art bättre. För att ytterligare anpassa modellerna till den mindre hackspetten kan närheten till vatten tas med som en parameter. Genom att använda fler klasser av habitatindex kan strandnära lövskogar ges ett högre värde än övrig lövskog och därigenom större betydelse för den mindre hackspetten.

Modell 1 som studerar habitatvärdet tar hänsyn till koncentrationen av habitat med högt naturvärde. Området kring Tuvan utgör en "hot-spot" med stor areal lövskog. Övriga områden uppströms var för små och utsträckta för att komma upp i arealkravet på 40 ha. Majoriteten av de funna reviren utgörs av små områden med ett habitatvärde under 30. Många av de cirkelformade reviren överlappar även varandra så habitatvärdet för varje revir blir egentligen lägre. Den mindre hackspetten är starkt territoriell vilket gör att kärnområden inte kan överlappa. Flertalet nya revir ligger i utkanterna av kärnområdena. Eventuellt består de av nya par som

trängs undan av de redan etablerade. Uppgifter om häckningsframgångar saknas, så det går inte att säga om par i utkanterna är lika framgångsrika som par i ett "hot-spot" område.

För att studera funktionaliteten av habitat i landskapet togs habitatområden fram genom modell 2. I undersökningsområdet förekom övervägande strandnära skogar längs älven, vilket gav långsmala habitat och därigenom habitatområden som stäcker sig över stora avstånd. I landskapet hittades två större sammanhängande områden som har möjlighet att innehålla flera hemområden. Här återfanns också en stor del av de funna reviren. Den totala sammanlänkade arean (TLA) av lämpliga habitat ger en fingervisning om hur många par av den mindre hackspetten som kan finnas i landskapet. Vid avståndet 500 m och arealkravet 40 ha kan teoretiskt 12 par häcka i området och vid arealkravet 20 ha 28 par. Vid jämförelse med inventeringen som innehöll 22 funna revir verkar det rimligt med den framräknade arean på 30 ha för ett hemområde, förutsatt att det finns tillgång till habitat med tillräckligt högt habitatvärde, annars är den större. Utifrån jämförelsen med funna revir bör andelen kärnområde vara minst 85 % av den lämpliga arealen. Detta kan jämföras med att kärnområden utgör 78 % av den viktade arean per habitatområde hos alla framtagna habitatområden. För att ett habitatområde ska fungera som ett hemområde för den mindre hackspetten behöver en större andel av de lämpliga habitaterna utgöras av kärnområden.

De lokaler som markerats i inventeringen av mindre hackspett hade en medelstorlek på 11 ha. Dessa utgörs nästan enbart av kärnområden och det är tänkbart att bestånd runt de inventerade lokalerna också kan ingå i hemområdet. Lövrika kantzoner t.ex. bryn mot odlingsmark kommer inte med i de skogliga naturvärdesinventeringarna som egna områden, men kan utgöra en del av ett hemområde eller fungera som spridningskorridorer.

Avståndet 500 m som användes i framtagande av habitatområden bygger på en undersökning av Wiktander m.fl. (2001). Där observerades den mindre hackspetten korsa vatten på upp till 500 m, regelbundet för att leta mat. Vid en studie av Wiktander m.fl. (2000) upptäcktes att honor vid förekomst av social polyandri kunde alternera mellan bon som låg 1,4-3,0 km ifrån varandra. Det kan tänkas att lämpliga habitat kan ligga längre än 500 m ifrån varandra utan att det utgör något problem.

Området kring Tuvan med sina höga naturvärden kan vara underutnyttjat och skulle kunna hysa fler häckande par. Detta syns särskilt tydligt i jämförelsen mellan habitatområden och funna revir; här kan även ej upptagna tänkbara revir identifieras. Flisbergsgundet som ingår i "hot-spot" området har gott om död/döende gråal och har tidigare varit ett revir. Här hittades ingen mindre hackspett i samband med inventeringen 2007. Området har dock goda förutsättningar att fungera som ett hemområde.

Det minsta reviret söder om Obbolafabriken där mindre hackspett förekommer med en viktad area på 3 ha skulle enligt litteraturstudierna inte kunna utgöra ett hemområde. I inventeringen av Olsson (2007) beskrivs reviret på följande sätt: "Här hittas en mycket fin och synnerligen skyddsvärd sumpigt växande lövskogsdunge med mycket grova träd, inte minst gråal. Røjningar under senare år har naggat dungen i kanterna en del. Biotopen är relativt liten för ett revir, men ändå är mindre hackspetten känd här sedan början av 1990-talet. Troligen nyttjas även de små öar av lövskog som ligger insprängda i villabebyggelsen intill". Uppgifter om parets häckningsframgångar saknas, därför går det inte att säga om det finns tillräcklig areal lövskog för att föda upp ungar. Området ligger isolerat ifrån övrig skog och frågan är om det kan utgöra ett hemområde i framtiden.

4.4 Åtgärdsförslag

Den mindre hackspetten är beroende av habitat med rik tillgång på näringssubstrat för vedinsekter, i huvudsak död och döende ved av lövträd, samt högstubbar för häckning. För att bevara ett område långsiktigt är det viktigt att det finns variation av lövträd, och en konstant utveckling av döda lövträd. Gråalskogar med sin korta livslängd har hela tiden tillgänglig död ved och eventuellt en högre produktion av föda lämplig för den mindre hackspetten. Detta skulle kunna vara en förklaring till att mindre arealer lämpliga habitat behövs jämfört med i en ädellövskog. Skogens successionsstadium har betydelse för naturvärdet då mängden död ved ackumuleras då beståndets dominerande trädslag är inne i en avdöendefas (Renström 2006). Även alluviala skogar kan trots låg ålder hysa höga naturvärden (Skogsinventering 2006).

Den mindre hackspetten misslyckas ofta med reproduktionen. I en studie av Wiktander (1998) har 34 % av paren inte fått någon avkomma som lyckats överleva. Enligt Olsson (1998) är den troligaste orsaken till mindre hackspetts häckningsframgång tillgången på vedinsekter i tunna döda grenar i levande träd under våren innan löven slår ut. Här kan även unga lövskogar ha betydelse för tillgången på vedinsekter, då yngre bestånd i en självgallringsfas kan innehålla stora mängder död ved av små dimensioner (Renström 2006). Under vintern utökas hemområdets storlek till flera hundra hektar och den mindre hackspetten kan söka föda även i äldre grandominerad skog, troligen för att den ger bättre skydd mot rovdjur och rovfåglar än ren lövskog (ArtDatabanken Faktblad 2006). Under häckningen då ungarna föds upp på insekter som hittas i bladverken kan de unga skogarna på igenväxande marker ha ett stort värde som inte här tagits upp vid klassning av beståndens habitatindex.

Habitat för den mindre hackspetten behöver vara tillräckligt stora och ligga tillräckligt nära varandra för att utgöra ett funktionellt nätverk av hemområden i landskapet. Om skogen är mer brukad och fragmenterad behövs större habitat lämpliga för den mindre hackspetten än i en naturskog (Wiktander m.fl. 1992). Ett stort habitat är att föredra än flera små med samma totala area. Små områden ger en ökad kanteffekt och den mindre hackspetten föredrar att ha sina bon skyddade inne i skogen. Enligt Angelstam & Mikusiński (2003) har förluster av biotoper större betydelse än den rumsliga fördelningen.

Då lövskogar ”vandrar runt” i landskapet behövs tillräckligt mycket lövskogar med höga naturvärden på landskapsnivå. Många arter är beroende av tillgången på lövträd och döda eller döende träd. För att den lövskogsberoende faunan ska kunna fortleva behövs både skydd, skötsel och återskapande av lövskogar. Variation i val av skogsskötselmetod, dominerande lövträdsdrag, fördelning och antal är viktigt då det skapar möjliga habitat åt fler arter.

För att uppfylla delmålet att öka mängden död ved, arealen lövrik skog och gammal skog behövs insatser göras för att bevara eller återskapa lövskogar i området. Exempel på åtgärder:

- Skapa lövträdsrika stråk i landskapet med sammanbindande korridorer av lövskogar med varierande ålder och dominerande lövträd
- Förstärka och binda samman små och fragmenterade kärnområden
- Spara äldre lövträd, döda stammar och högstubbar
- Förlänga lövskogsfasen genom uthuggning och ringbarkning av gran
- Skapa stående död lövved genom ringbarkning och skapande av högstubbar
- Genom skötsel främja områden som kan ha framtida höga värden

Sammanbindande korridorer kan underlätta förflyttningar mellan fragmenterade habitat. Även själva korridorens kvalitet är viktig och hänsyn måste tas till vilken art som ska prioriteras och

anpassa korridorens miljö till den arten. En korridor kan bli en ekologisk fälla om den inte leder till habitat med höga värden (Hedblom 2007).

Vid råd för skötsel och hänsyn bör fokus vara på att stärka landskapets kännetecken och karaktär. Resurser bör satsas på naturtyper som är typiska för området, t.ex. alluviala skogar, strandbrinkar och deltaområdet samt att skötsel och restaurering ska vara långsiktigt. I Västerbotten har en höstflyttning till kustbandets gråalskogar observerats hos den mindre hackspetten (Olsson & Wiklund 1999). De återvänder sedan under våren till fjolårsreviret. Fokus bör därför även vara att stärka de kustnära lövskogarna.

I Sverige finns nästan 1 miljon hektar skog inom tätorter och tätortsnära (< 5 km från tätortsgränsen) vilket motsvarar ytan av all skyddad skog i Sverige. Dessa skogar innehåller mer död ved och lövträd än övrig icke skyddad skog (Hedblom 2007). De gröna kilarna får inte bli isolerade eller komma för långt ifrån varandra för då utarmas de och arter kan försvinna vilket leder till en minskad biologisk mångfald. ”Städning” av skogar samt rekreativitet som gångstigar och lekparkar ökar närmare centrum vilket kan leda till en intressekonflikt med den biologiska mångfalden (Hedblom 2007).

4.5 Rekommendationer för framtida studier

Den mindre hackspettens krav på lämpliga habitat, t.ex. arealkrav, trädslagsammansättning, lövträdsandel, ålderstruktur och mängd död ved, är mindre undersökt för norra Sverige. Vid en inventering av häckningshål kan den skogliga strukturen i naturvärdesinventeringarna analyseras för träffpunkterna. Modellerna kan sedan anpassas utifrån habitatkrav för norra Sverige. Även hur stor en population måste vara för att säkerställa en långsiktig överlevnad behöver studeras ytterligare. Sambandet framgångsrik häckning jämfört med hemområdets storlek och kvalitet är en tänkbar fortsättning på den här undersökningen.

Modell 1 med habitatvärde kan vara lämplig att använda på rasterdata som t.ex. satellitdata. KNN-Sverige är ett rikstäckande rasterdata med upplösningen 25 x 25 m, som innehåller uppgifter om ålder, höjd, trädslag och virkesförråd. Det finns för 96 % av landets skogar och är framtaget utifrån satellitbildsskattningar och fältdata från rikskogstaxeringen. KNN-data bör användas på lite större områden som en kommun eller ett avrinningsområde på 100 ha eller mer (Granqvist Pahlén m.fl. 2004). Undersökningsområdet i den här studien är relativt välinventerat och att jämföra lämpliga habitat utifrån de skogliga naturvärdesinventeringarna med kNN är en annan tänkbar vidareutveckling.

SLU:s forskningsprogram Heureka är ett exempel på ett analys- och planeringsverktyg som utför prognosmodell för skogens utveckling, baserad på en kombination av fältinventeringar och fjärranalys. Trädskiktets utveckling går att både förutse och styra vilket är avgörande för både den skogliga ekonomin samt ett flertal miljökonsekvenser (Dahlin 2005). Olika prognosmodeller kan kopplas till trädskiktets utveckling vilket gör att analyser kan utföras på ett flertal nyttigheter som virke, trädbränsle, biodiversitet, rekreation, lagring av kol och jaktbart vilt (Lämås m.fl. 2003). Det skulle vara intressant att göra en framskrivning av bestånden i älvlandskapet för att identifiera lämpliga framtida habitat för den mindre hackspetten, vid fri utveckling av skogen samt vid skötselåtgärder. På grund av varierande detaljeringsgrad hos de skogliga naturvärdesinventeringarna var det svårt att utföra en framskrivning i det här fallet. För att göra en bra framskrivning behövs även uppgifter om föryngring, vilket saknades i den här studien.

4.6 Slutsatser

Användandet av GIS-modeller och en indikatorart fungerar bra på landskapsnivå och ger underlag för naturvårdsplanering. För en översiktlig planering ger resultaten i det här arbetet goda förutsättningar att utgöra ett underlag, men vid undersökningar av enskilda bestånd av lövskogar eller den mindre hackspettens habitatval på lokal nivå behövs ytterligare studier.

Det här arbetet ger en nulägesbeskrivning av lämpliga habitat för den mindre hackspetten och kan utgöra underlag vid kommande fysiska planeringar. Nulägesbeskrivningen kan jämföras mot olika förslag t.ex. hur de föreslagna planerna kommer att påverka antalet, kvalitén samt fragmenteringen av lämpliga habitat för den mindre hackspetten. Resultaten från denna studie möjliggör även en uppföljning av lövskogens utbredning och betydelse.

Den mindre hackspettens habitat- och arealkrav är framtagna utifrån förhållanden i södra Sverige. Tidigare studier på mindre hackspett (Wiktander 1998, Olsson 1998) har gjorts i den neoboreala regionen vars lövskog domineras av ädellövträd som ek, lind och bok med en undervegetation av hassel (*Corylus avellana*). Om dessa data även kan användas i boreala skogar där ädellövträd saknas behöver studeras närmare.

Vid ekologisk landskapsplanering är det viktigt att ha ett långt tidsperspektiv då skogens omloppstid är lång. Det är även viktigt att undvika plötsliga eller distinkta förändringar av habitatet då arter oftast kräver en kontinuitet av lämpliga habitat i tid och rum för att överleva (Store & Kangas 2001). I ett landskapsperspektiv är det även viktigt hur naturvärdena ligger i landskapet och hur de samverkar. Kartor framtagna med hjälp av GIS kan här utgöra ett fungerande visuellt planeringsunderlag.

Det finns inte möjlighet att utveckla habitatmodeller för alla arter utan fokus måste sättas på ett fåtal indikatorarter. En GIS-baserad habitatmodell förenklar verkligheten och kan utgöra ett viktigt komplement i naturvårdsplaneringen. Val av modell beror på vilka kunskaper som finns om arten sedan tidigare och vilka data som finns tillgängliga samt att ett system även måste vara användarvänligt.

De båda modellerna i den här studien kan fungera som arbetsverktyg för att identifiera och illustrera skyddsvärda lövskogar i landskapet och fungerar även bra för att urskilja lämpliga habitat för den mindre hackspetten. Kartorna är illustrativa och ger en god uppfattning om kvalitén och den rumsliga fördelningen i landskapet. Många områden var dock väldigt små vilket är oroande för den mindre hackspettens framtid. I den här studien var redan stora delar av undersökningsområdet inventerat utifrån skogliga naturvärden vilket var en förutsättning för att modellerna skulle kunna användas. Framtagandet av habitatindex kan även användas som underlag vid en inventering av mindre hackspett eller arter med liknande habitatkrav.

Framtagna områden kommer att användas som planeringsunderlag vid naturvårdsbedömningar och för att sätta tydliga och uppföljningsbara mål för landskapet. Resultaten kan användas för att sätta ett tröskelvärde på andelen lövskog som bör finnas i landskapet. Hur mycket lövskog som bör finnas och hur långt ifrån varandra lövskogarna får vara för att fungera som lämpliga habitat för den mindre hackspetten. Genom att sätta en ”valuta” på landskapet med teoretiskt möjligt antal par blir naturvårdsinsatserna mer pedagogiska och publika. Den mindre hackspetten kan komma att utgöra en symbolart för de strandnära gråalskogarna inom Umeå kommun.

5 TACK

Detta examensarbete har utförts vid Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö vid Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå. Arbetet behandlar geografiska informationssystem och hur de tillsammans med en indikatorart, i detta fall den mindre hackspetten, kan användas som verktyg för att lyfta fram lövrika skogar i landskapet. Studien har initierats av Umeå kommun och ingår som en del i projektet "GIS-baserad landskapsanalys av Umeälvlandskapet". Det är ett treårigt projekt som genomförs vid Umeå kommun och ska resultera i ett Naturvårdsprogram, innehållande en nulägesbeskrivning av natur-, frilufts- och landskapsvärden längs älven och som kommer att utgöra ett underlag till den fysiska planeringen inom kommunen. Detta arbete har varit möjligt tack vare statliga lokala naturvårdsbidrag (LONA) och stöd från Umeå kommun.

Jag skulle vilja passa på att tacka min handledare Lars Edenius för vägledning och hjälp. Jag skulle också vilja tacka Doris Grellmann för synpunkter på texten och för att hon delat med sig av sin entusiasm inom ämnet. Tack också till Marie Häggström för hjälp med MapInfo och övriga funderingar kring GIS. Tack även till Annika Johansson som läst och lämnat synpunkter på delar av texten. Ett speciellt tack till Börje Nordström som uppmuntrat mig att skriva ett examensarbete. Slutligen ett stort tack till Mats Wennström för allt det stöd han gett mig under den här tiden.

6 REFERENSER

- Akçakaya, H.R. 1994. GIS enhances endangered species conservation efforts. *GIS World*, vol. 7, no. 11: 36-40.
- Angelstam, P. & Mikusiński, G. 2003. Paraplyarter och landskapsanalys med GIS-stöd underlättar planering för artbevarande i skogen. *FaktaSkog* 7.
- Appelqvist, T. 2005. Naturvårdsbiologisk forskning. Naturvårdsverket, Rapport 5452.
- Birgersson, M. 2007. Method evaluation of GIS-based prediction tools for biodiversity Habitat suitability for birds in Stockholm, Sweden. Examensarbete. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi, Uppsala.
- Brånemyr, A. 2004. Förstudie till en skötselplan för Backenområdet. Umeå kommun.
- Dahlin, B. 2005. Analys- och planeringssystem för mångbruk och miljö. *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens tidskrift* 7: 6-9.
- Edenius, L. & Mikusiński, G. 2005. Planeringsverktyg för biologisk mångfald i morgondagens skogar. *FaktaSkog* 2.
- Edenius, L. & Mikusiński, G. 2006. Utility of habitat suitability model as biodiversity assessment tools in forest management. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 62-72.
- Enetjärn, A. 2002. Förslag till naturskydd för Umeälvens delta och slätter. Länsstyrelsen Västerbottens län, Meddelande 3/2002.
- Enetjärn, A. & Granér, A. 1998. Nyckelbiotoper i kommunens egna skogar. Umeå kommun, Rapport 1/98.
- Gibson, L.A., Wilson, B.A., Cahill, D.M. & Hill, J. 2004. Spatial prediction of Rufous Bristlebird habitat in a coastal heathland: a GIS-based approach. *Journal of Applied Ecology* 41: 213-223.

- Granér, A. 1997. Kustnära lövskogar i Umeå kommun. Umeå kommun, Rapport 2/97.
- Granqvist Pahlén, T., Nilsson, M., Egberth, M., Hagner, O. & Olsson, H. 2004. kNN Sverige: Aktuella kartdata över skogsmarken. Fakta Skog 12.
- Grellmann, D. 2006. Ön - naturinventering. Umeå kommun.
- Gurnell, J., Clark, M.J., Lurz, P.W.W., Shirley, M.D.F. & Rushton, S.P. 2002. Conserving Red squirrels (*Sciurus vulgaris*): mapping and forecasting habitat suitability using a Geographic Information Systems Approach. *Biological Conservation* 105: 53-64.
- Hedblom, M. 2007. Birds and Butterflies in Swedish Urban and Peri-urban Habitats: a Landscape Perspective. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Jarosch, J. 2005. Landschaftsraumanalyse in einem Teilbereich der Gemeinde Umeå / Schweden. Diplomarbeit, Technischen Fachhochschule Berlin.
- Linderman, M., Bearer, S., An, L., Tan, Y., Ouyang, Z. & Liu, J. 2005. The effects of understory bamboo on broad-scale estimates of Giant panda habitat. *Biological Conservation* 121: 383-390.
- Lund, S. 2006. Bölestranden. Utveckling och skötsel av ett tätortsnära grönområde. Umeå kommun.
- Lämås, T., Ståhl, G. & Dahlin, B. 2003. Heureka - bättre beslut i skogen! FaktaSkog 8.
- Mikusinski, G. 2006. Woodpeckers: distribution conservation, and research in a global perspective. *Ann Zool Fennici* 43: 86-95.
- Mild, K. & Stighäll, K. 2005. Åtgärdsprogram för bevarande av Vitryggig hackspett (*Dendrocopos leucotos*) och dess livsmiljöer. Naturvårdsverket, Rapport 5486.
- Mörtberg, U. & Ihse, M. 2006. Landskapekologisk analys av Nationalstadsparken. Länsstyrelsen i Stockholms län, Rapport 2006:13.
- Olsson, C. 2007. Inventering av mindre hackspett kring Umeälvens nedre lopp våren 2007. Umeå kommun.
- Olsson, C. & Wiklund, J. 1999. Västerbottens fåglar. Umeå.
- Olsson, O. 1998. Through the eye of a woodpecker: understanding habitat selection, territory quality and reproductive decision from individual behaviour. Doctoral thesis, Department of Ecology, Lund University.
- Olsson, O., Nilsson, I.N., Nilsson, S.G., Pettersson, B., Stagen, A. & Wiktander, U. 1992. Habitat preferences of the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. *Ornis Fennica* 69: 119-125.
- Ottvall, R., Edenius, L., Elmberg, J., Engström, H., Green, M., Holmqvist, N., Lindstöm, Å., Tjernberg, M. & Pärt, T. 2008. Populationstrender för fågelarter som häckar i Sverige. Naturvårdsverket, Rapport 5813.
- Ottvall, R., Green, M. & Lindström, Å. 2006. Häckande fåglar som RUS-indikatorer för biologisk mångfald. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 2006:21.
- Renström, A. 2006. Lövsuccessioner i sluttningar längs nedre Umeälven. Examensarbete. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för Skoglig vegetationsökologi, Umeå.
- Roberge, J-M. 2006. Umbrella Species as a Conservation Planning Tool. Doctoral thesis, Swedish University of agricultural Sciences, Uppsala.
- Roberge, J-M. & Angelstam, P. 2006. Indicator species among resident forest birds - A cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation* 130: 134-147.
- Romero-Calcerrada, R. & Luque, S. 2006. Habitat quality assessment using Weights-of-Evidence based GIS modelling: The case of *Picoides tridactylus* as species indicator of the biodiversity value of the Finnish forest. *Ecological Modelling* 196: 62-76.
- SCB. 2000. Naturmiljön i siffror. Statistiska centralbyrån. Stockholm. 296 pp.
- Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A. & Samson, F.B. 2002. Predicting Species Occurrences. Island Press, Washington USA.

- Stenberg, I. 1996. Nest site selection in six woodpecker species. *Fauna Norv. Ser. C, Cinclus* 19: 21-38.
- Stockwell, D.R.B., Beach, J.H., Stewart, A., Vorontsov, G., Vieglais, D. & Pereira, R.S. 2006. The use of the GARP genetic algorithm and Internet grid computing in the Lifemapper world atlas of species biodiversity. *Ecological Modelling* 195: 139-145.
- Store, R. & Kangas, J. 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning* 55: 79-93.
- Tucker, K., Rushton, S.P., Sanderson, R.A., Martin, E.B. & Blaiklock, J. 1997. Modelling bird distributions - a combined GIS and Bayesian rulebased approach. *Landscape Ecology* vol. 12, no. 2: 77-93.
- Wiktander, U. 1998. Reproduction and survival in the Lesser Spotted Woodpecker. Effects of life history, mating system and age. Doctoral thesis, Department of Ecology, Lund University.
- Wiktander, U., Olsson, O. & Nilsson, S. G. 2000. Parental care and social mating system in the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. *Journal of Avian Biology* 31: 447-456.
- Wiktander, U., Olsson, O. & Nilsson, S. G. 2001. Seasonal variation in home-range size, and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) in southern Sweden. *Biological Conservation* 100: 387-395.
- Wiktander, U., Nilsson, I. N., Nilsson, S. G., Olsson, O., Pettersson, B. & Stagen, A. 1992. Occurrence of the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor* in relation to area of deciduous forest. *Ornis Fennica* 69:113-118.
- Översiktsplan Umeå kommun. 1998. öpl 98 för en hållbar utveckling. Umeå kommun.

Internetreferenser

- ArtDatabanken Faktablad. 2006. Faktablad: *Dendrocopos minor* – mindre hackspett. www.artdata.slu.se/rodlista/Faktablad/dend_min.PDF
- ArtDatabanken Rödlista. 2005. www.artdata.slu.se/rodlista/Artsida.cfm
- SCB. 2007. www.scb.se/templates/standard____20264.asp
- Miljömål. 2005. www.miljomal.nu

Databas

- Skogsinventering. 2006. Umeå kommun.

Muntliga referenser

- Doris Grellmann. Naturvårdsplanerare. Umeå kommun.

Kartor

- Bakgrund, uttag ur småskaligkartan, Umeå kommun/SHBK. Medgivande: MOK 08-203

7 BILAGOR

Bilaga 1

Digitalt lagrade data som använts vid framtagande av habitatindex och vid analyserna.

Data	Källa	Aktualitet	Habitatindex: beskrivning	Antal	Hektar
Skogsinventering	Umeå kommun (Databas)	2005-2006	1: lövskog klass 1 och 2 0,5: lövskog klass 3 och 4, blandskog klass 1 och 2 0: blandskog klass 3 och 4, barrskog (Objekt, klass 1 = nyckelbiotop, klass 2 = naturvärde. Delobjekt, skog med vissa värden som kan utvecklas till naturvärden)	220	499
Nyckelbiotoper och naturvärden	Skogsstyrelsen (Databas)	Hämtade: 2008-02-11	1: lövskog 0,5: blandskog 0: barrskog	48	200
Nyckelbiotoper och naturvärden i Umeå kommuns egna skogar	Umeå kommun (Rapport)	1998	1: lövskog 0,5: blandskog 0: barrskog	32	83
Umedeltat	Länsstyrelsen (Databas)	2008	1: lövskog, gråalskog, björkskog 0,5: blandskog, ung björk/lövskog 0: blandskog (utan värde) barrskog, osäkra ytor	132	444
Kustnära lövskogar	Umeå kommun (Rapport)	1997	1: lövskog	17	260
Sumpskogar	Skogsstyrelsen (Databas)	Hämtade: 2008-02-11	1: lövskog klass 1 och 2 0,5: lövskog klass 3 och 4, blandskog klass 1 och 2 0: blandskog klass 3 och 4, barrskog (1 = sumpskogar med mycket höga värden, 2 = sumpskogar med höga naturvärden, 3 = ordinär sumpskog, sumpskog med vissa värden, 4 = sumpskogar som starkt påverkats av ingrepp)	31	337
Ön - Naturinventering	Umeå kommun (Rapport)	2006-2007	1: lövskog med värde 0,5: övrig lövskog 0: blandskog, barrskog	52	53
Urvalsplan	Umeå kommun (Databas)	2007	1: lövskogar klass 1 och 2, ≥ 50 år 0,5: lövskogar klass 1 och 2 < 50 år, lövskogar klass 3 och 4, blandskogar klass 1 och 2 0: blandskogar klass 3 och 4, barrskogar (1 = naturvårdsmål-orört, 2 = naturvårdsmål-skötsel, 3 = Produktionsmål-förstärkt naturhänsyn, 4 = produktionsmål-generell naturhänsyn)	1018	2447
Försstudie till skötselplan för Backenområdet	Umeå kommun (Rapport)	2004	1: lövskogar	3	5
Bölestranden - utveckling och skötsel av ett tätortsnära grönområde	Eneby Natur (Rapport)	2006	1: lövskog 0,5: blandskog 0: blandskog (ungskog), barrskog	20	20
Landskapsanalys - Umeå	Julika Jarosch (Rapport)	2005	1: lövskog (402) 0,5: blandskog (403), lövskogs dunge (301)	13	61
Övrig genomgången skog	Umeå kommun (Databas)	2006	0,5: lövskog 0: lövskog-ungskog, sly och snårskog, blandskog, barrskog	380	1622
Avverkade områden	Skogsstyrelsen (Databas)	Hämtade: 2008-02-11		123	264
Markanvändning	Umeå kommun (Databas)	2006	0: skogsmark	1056	3792