

Seminarieuppsatser nr 183

# Landskapsekologisk undersökning av ädellövskogen i Östra Vätterbranterna

**Linda Adamsson**

---

2010

Institutionen för geo- och ekosystemvetenskaper  
Enheten för naturgeografi och ekosystemanalys  
Lunds Universitet  
Sölvegatan 12  
223 62 Lund





# Landskapsekologisk undersökning av ädellövskogen i Östra Vätterbranterna

---

En kandidatuppsats av:  
Linda Adamsson

Handledare:  
Margareta Johansson

Institutionen för geo- och ekosystemvetenskaper, Lunds Universitet

Våren 2010



## Förord

Denna kandidatuppsats omfattar 15 hp och är skriven vid institutionen för geo- och ekosystemvetenskaper, enheten för naturgeografi och ekosystemanalys, vid Lunds Universitet våren 2010. GIS skikt har tillhandahållits av Skogsstyrelsen och Länsstyrelsen i Jönköpings län.

Jag vill tacka min handledare Margareta Johansson för utmärkt handledning och mycket värdefull feedback, Simon Jonegård på Skogsstyrelsen för GIS skikten som gjorde arbetet möjligt att genomföra och alla tips under arbetets gång, Henrik Lundqvist på Länsstyrelsen i Jönköping för tillhandahållande av ett länge eftersökt GIS skikt, Dag Fredriksson på Jönköpings kommun för tips om Östra Vätterbranternas biosfärskandidatområde och förmedlande av kontakt med Skogsstyrelsen.

Jag vill också tacka mina anhöriga som har visat intresse och stöd under arbetets framväxt och gett mig värdefull feedback under färdigställandet av uppsatsen.



*Linda Adamsson*

## **Landscape ecological study of mixed broad-leaved deciduous forest in the Eastern slopes of Lake Vättern**

The “Eastern slopes of Lake Vättern” is an area situated in the municipality of Jönköping in southern Sweden. The area has a high level of biodiversity of which much is bound to mixed broad-leaved deciduous trees and forests and contains species that are unique for this area in Sweden. The area is a candidate to become a biosphere reserve under the Unesco Man and Biosphere program. One ambition in the biosphere candidate area is to develop methods for nature conservation using a landscape perspective. The aim of this landscape ecological study is to provide a background on which decisions on nature conservation strategies can be made for the potential biosphere area. Analyses have been made using GIS and landscape indices. Patches with broad-leaved deciduous forest or presence of broad-leaved deciduous trees were categorized based on data from inventories and remote sensing. Analyses showed that mixed broad-leaved deciduous forest is a rare forest type in the biosphere candidate area. Connectivity indices showed that the forest patches has a high level of fragmentation. Calculations from Euclidian nearest neighbor index showed a distance that is very problematic for many species to disperse over (more than 1.5 kilometers) for the inventoried forest-patches, a When including areas with presence of broad-leaved deciduous trees and data from remote sensing the distances were shorter (ranging from 200 to 300 meters). The distance of 200 meter is one that even insect species with very low dispersal capacity has a chance to successfully disperse over. The distance of 200 meters was hence chosen as radius for connectivity index calculations. The results showed low percentages (around 0.30 to 0.70 %) for all categories calculated. The fractal dimension calculations indicated relatively simple shapes of the patches and were very similar for all categories calculated (forest and presence of trees). This implies that edge effect is generally not very notable in the patches.

The conclusions of this study are that mixed broad-leaved deciduous forest is a rare forest type that is fragmented in the study area which can make some rare species with low dispersal capacities vulnerable. More knowledge on the rare species, their dispersal abilities and population structure is however necessary for this study to be useful for the practical nature conservation in the Eastern slopes of Vättern biosphere candidate area.

Swedish title: Landskapsekologisk undersökning av ädellövskogen i Östra Vätterbranterna

Keywords: Geography, Physical Geography, Landscape Ecology, Landscape Index, GIS, broad-leaved deciduous forest, Eastern slopes of Lake Vättern, Fragmentation, Biodiversity

Advisor: **Margareta Johansson**

Degree-project 15 credits in Physical Geography 2010.

Department of Physical Geography and Ecosystems Analysis, Lund University





*Linda Adamsson*

## Hur står det till med ädellövs skogen i Östra Vätterbranterna?

Ett av Sveriges sexton miljömål är att bevara den biologiska mångfalden, alltså den mångfald av växt- och djurarter som lever i vårt land. Ett stort hot mot den biologiska mångfalden är *fragmentering* av de ekosystem där djuren och växterna lever. Vad innebär då fragmentering av ett ekosystem? Enkelt uttryckt kan man se fragmentering som att dela upp ett sammanhängande ekosystem i mindre utspridda delar. För djur och växter betyder detta att arealerna de har att leva på blir mindre och, om de utspridda delarna ligger långt ifrån varandra, att det blir svårt för dem att sprida sig mellan dem. Mer kanter ger också en ökad så kallad *kanteffekt* i landskapet, men den kan vara både positiv och negativ för olika arter.

I den här studien har fragmenteringen av ädellövs skogen i Östra Vätterbranterna undersökts. Östra Vätterbranterna är en av fyra kandidater till att bli ett biosfärsområde inom Unescos program ”Man and Biosphere”. Biosfärsområden ska vara modellområden för hållbar utveckling.

Ädellövs skog är skog med trädslagen alm, ask, avenbok, bok, ek, fågelbär, lind och lönn och är faktiskt vår artrikaste skogstyp. Så är även fallet i Östra Vätterbranterna, där den innehåller den största biologiska mångfalden. Det är därför viktigt att undersöka hur det står till med ädellövs skogen och de arter som lever där: Hur ser ädellövs skogens utbredning ut i Östra Vätterbranterna? Är det möjligt för de hotade arterna att sprida sig mellan områdena med ädellövs skog? Är kanteffekten stor eller liten? Den här studien undersöker dessa frågor med hjälp av *geografiska informationssystem (GIS)*, som är datorprogram för hantering och analyser av kartor, och *landskapsindex*, som är matematiska formler som används för att sätta siffror på bland annat fragmenteringen och kanteffekten i landskapet.

Studien visar att ädellövs skogen är en ovanlig naturtyp som inte utgör en stor andel av hela Östra Vätterbranterna. Den är också fragmenterad, och det är mycket få av patcherna som ligger närmare varandra än 200 meter. Därför är det svårt för arter som inte kan sprida sig längre än så att kunna bevaras i området på längre sikt. För den biologiska mångfalden är det inte bra eftersom många av de arterna tillhör våra mest hotade. För arter med ett längre spridningsavstånd är resultaten inte lika negativa. Kanteffekten är enligt denna studie inte så stor, men resultaten av de indexberäkningarna var svårtolkade.

Officiell titel: Landskapsekologisk undersökning av ädellövs skogen i Östra Vätterbranterna

Nyckelord: Geografi, Naturgeografi, Landskapsekologi, Landskapsindex, GIS, Ädellövs skog, Östra Vätterbranterna, Fragmentering, Biologisk mångfald, Biodiversitet

Handledare: **Margareta Johansson**

Examensarbete 15 hp i Naturgeografi 2010.

Institutionen för Naturgeografi och ekosystemanalys, Lunds universitet



## Innehållsförteckning

1. Inledning.....	13
2. Syfte .....	13
3. Bakgrund .....	13
3. 1 Östra Vätterbranterna .....	13
3. 2 Ädellövslogen och dess värden .....	15
3. 3 Artgrupper och deras spridningsförmåga .....	16
3. 4 Landskapsekologi.....	17
3. 5 Bakomliggande teorier .....	19
3. 5. 1 Bevarandebiologi .....	19
3. 5. 2 Öbiogeografi.....	19
3. 5. 3 Metapopulationsteorin.....	20
3. 6 Beskrivning av landskapsindex .....	20
4. Material och Metod .....	21
4. 1 Material .....	21
4. 2 GIS analyser .....	22
4. 3 Beräkningar av landskapsindex.....	25
4. 4 Kartlayouter.....	26
5. Resultat.....	27
6. Diskussion .....	34
7. Slutsats .....	37
8. Referenser.....	38



## 1. Inledning

Biologisk mångfald och bevarande av hotade arter är en mycket viktig och central fråga för naturvården i Sverige. Det är ett av våra 16 miljömål och därför något som samhället vill sträva efter att uppnå (Miljömålsrådet, 2009). Ett stort hot mot den biologiska mångfalden är fragmentering av ekosystem som sker på grund av människans påverkan. För att kunna rädda de arter som hotas av fragmentering behövs en naturvård med landskapsperspektiv. Detta är något som eftersträvas i arbetet med att utveckla Östra Vätterbranterna till ett biosfärsområde, ett modellområde för naturvård och hållbar utveckling inom UNESCO:s program ”Man and Biosphere” (MaB Sverige, 2009). Det finns idag enbart två biosfärsområden i Sverige, Torneträsk och Kristianstads Vattenrike. Fyra till är under utveckling och kallas biosfärskandidatområden. Östra Vätterbranterna är ett av dessa kandidatområden.

## 2. Syfte

I denna studie ligger fokus på den inom Östra Vätterbranterna för biodiversiteten viktiga naturtypen ädellövskog. Denna studeras landskapsekologiskt med målsättningarna att:

- Undersöka hur ädellövskogen är fördelad geografiskt i området med hjälp av GIS.
- Undersöka grad av fragmentering med relevanta landskapsindex-beräkningar.
- Undersöka utvalda artgruppers spridningsförmåga och sätta den i relation till fragmenteringen.

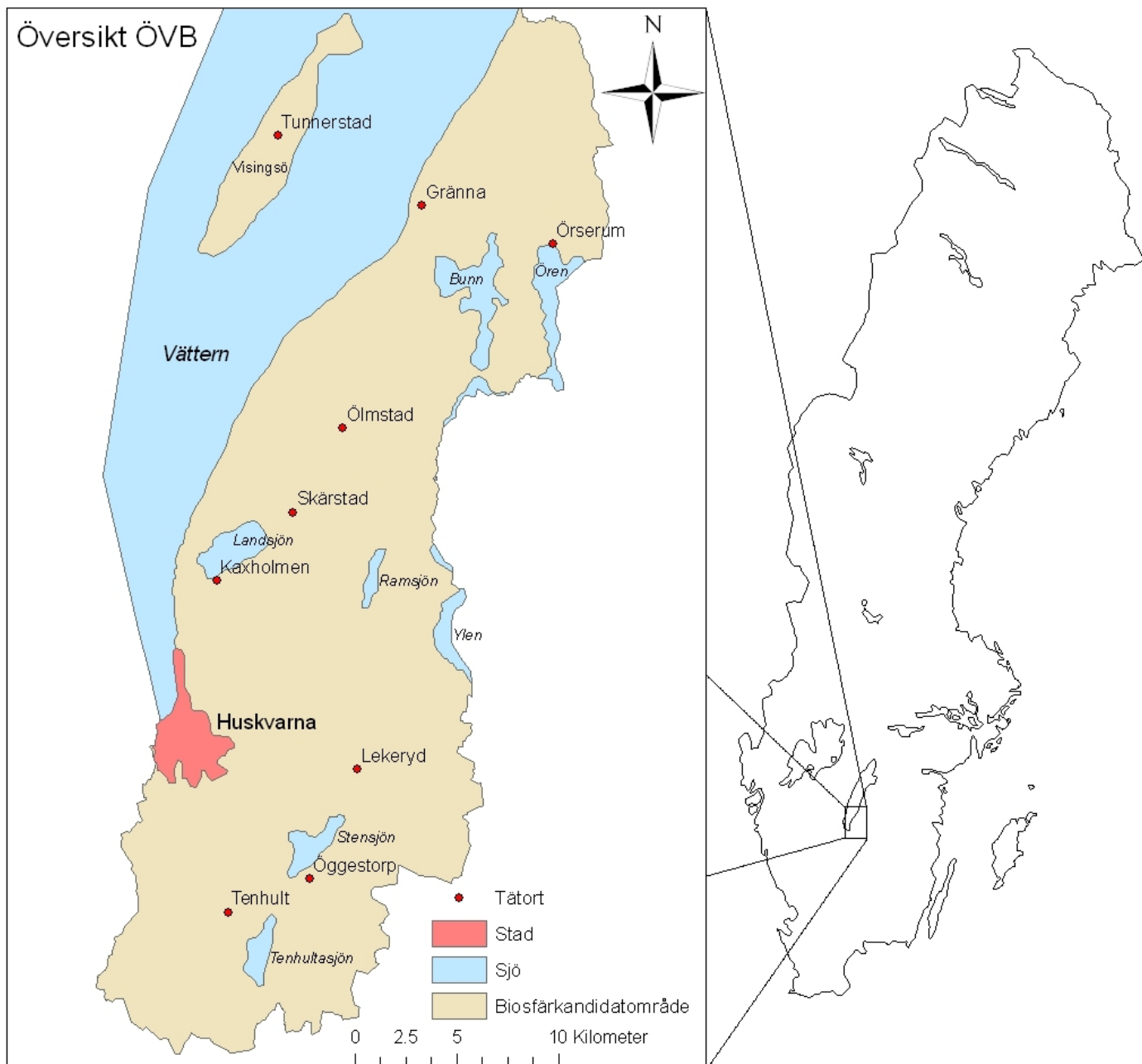
Syftet är att få en bild av tillståndet från bevarandesynpunkt för ädellövskogen och de arter som är beroende av den inom hela biosfärskandidatområdet. Detta kan sedan utgöra en grund för att kunna planera naturvårdsåtgärder på landskapsnivå för ädellövskogen och dess arter. Arbetet fokuserar på två utvalda artgrupper som representerar arter knutna till ädellöv i Östra Vätterbranterna. Dessa är hålträdslevande skalbaggar samt snäckor.

## 3. Bakgrund

### 3.1 Östra Vätterbranterna

Biosfärskandidatområdet Östra Vätterbranterna ligger inom Jönköpings kommun (*Figur 1*; Östra Vätterbranternas biosfärområde, 2009). Området är 43 000 hektar stort och har en utmärkande topografi som beskrivs av Jonsson (2004). Vätterns förkastningsbrant löper i nord-sydlig riktning och präglar den västra delen av området. Raviner och branter löper också i öst-västlig riktning öster om den stora förkastningsbranten vilket gör att biosfärskandidatområdet som helhet är mycket kuperat. En ytterligare förkastning som löper parallellt med Vätterns förkastningsbrant utgör den östra gränsen av biosfärskandidatområdet. Höjdskillnaderna är ur svenska mått mätt stora i området. Vättern ligger på 90 meter över havet och den högsta punkten inom biosfärsområdet på 345 meter över havet. Från Vättern stiger terrängen mycket snabbt. Vättern är en stor sjö med en yta på 1 912 km<sup>2</sup> (Weimarsson, 2009). Storleken gör att den ger upphov till ett klimat som kan liknas vid kustklimat där

höstarna är milda och vårarna svala (Jonsson, 2004). Klimatet i Östra Vätterbranterna varierar också kraftigt beroende på avståndet till Vättern och höjd över havet. Dessa topografiska och klimatologiska förutsättningar ger enligt Jonsson (2004) tillsammans upphov till speciella förutsättningar för växter och djur i området. Växtzonsmässigt växlar zonerna mellan sydsvenska och norrländska förhållanden.



Figur 1. Översiktskarta över Biosfärkandidatområde Östra Vätterbranterna.

Inom Östra Vätterbranterna finns en stor biologisk mångfald främst knuten trädmiljöer i skogen och odlingslandskapet (Jonsson, 2004). De speciella värdena gör enligt Jonsson (2004) att området är det viktigaste för naturvård i Jönköpings län och också mycket viktigt sett ur ett nationellt perspektiv. Området är välinventerat jämfört med övriga delar av länet.

De inventeringar som utförts inkluderar nyckelbiotopsinventeringar på skogsmark utförda av skogsstyrelsen, nyckelbiotopsinventeringar på odlingsmark och jätteträdinventering utförda av Länsstyrelsen i Jönköpings län och ängs- och betesmarksinventering utförd av jordbruksverket. Nyckelbiotoperna och naturvärdesobjekten i skogen och odlingslandskapet omfattar totalt 2 270 hektar (Jonsson, 2004). Av den produktiva skogsmarken i området är 5,1 procent klassad som nyckelbiotop.

Det totala antalet rödlistade arter påträffade inom Östra Vätterbranterna var år 2004 231 stycken (Jonsson, 2004). Av dessa är 37 stycken utpekade som särskilt prioriterade arter eftersom en betydande del av deras svenska populationer finns inom Östra Vätterbranterna.

### **3. 2 Ädellövskogen och dess värden**

För att ett skogsbestånd ska klassas som ädellövskog enligt lagen ska det bestå av minst 70 procent lövträd och minst 50 procent ska utgöras av något eller några av de ädla lövträden (Skogsstyrelsen, 2009). De trädslag som benämns ädla är alm, ask, avenbok, bok, ek, fågelbär, lind och lönn. Dessa trädslag har kommit att betraktas som ädla, alltså värdefulla, på grund av deras värdefulla virke, begränsade utbredning i landskapet samt deras skönhet och reslighet. Även trädklädda betesmarker kan klassas som ädellövskog enligt samma kriterier som ovan men ska dessutom uppfylla kriterierna minst 10 ädla lövträd grövre än 30 cm i brösthöjd per hektar (Skogsstyrelsen, 2009). I denna undersökning används lagens definition av ädellövskogbestånd för att klassa ädellövskog i de använda GIS skikten (se metod).

För några tusen år sedan var stora delar av södra Sverige täckt av en blandädellövskog med stora inslag av lind (Niklasson och Nilsson, 2005). Denna sorts skog är den arrikaste skogstypen i Sverige. På grund av människan och hennes betesdjurs förändring av landskapet har den fram till idag minskat kraftigt och återfinns nu nästan enbart i branter och på små öar. Många av de speciella kärlväxter och snäckor som lever i denna typ av skog har mycket låg spridningsförmåga (Niklasson och Nilsson, 2005). I Östra Vätterbranterna finns det en förhållandevis stor förekomst av rika blandädellövskogsmiljöer, då området är rikt på de branter där sådan skog har bevarats (Jonsson, 2004).

Niklasson och Nilsson (2005) utpekar de riktigt gamla ädellövträden som de enskilt viktigaste strukturerna för de starkt hotade arterna i Sydsverige. Av de enskilda arterna av ädla lövträd är eken och boken de som hyser den största biologiska mångfalden. Niklasson och Nilsson (2005) förklarar detta med att eken kan nå en mycket hög ålder, upp till 1000 år, vilket gör att den kan bli mycket grov och leva ihåliga i flera hundra år. Ihåliga träd är viktiga för många insekter som är specialiserade på att leva i hålträdens mulm. Mulm bildas i trädens ihåligheter och är enligt Niklasson och Nilsson (2005, s. 131) ”ett samlingsnamn för söndersmulad rötad ved, svamprester, insekters gnagmjöl samt rester och avföring från insekter, fåglar och fladdermöss.” Arterna som är beroende av hålträd är idag hotade på grund av att få mulmbildande träd får stå kvar i landskapet. Att boken också har en stor hotad flora och fauna knuten till sig har enligt Niklasson och Nilsson (2005) blivit känt först på senare tid. Det beror på att det bland de arter som är knutna till bok finns många artgrupper som traditionellt sett inte har uppmärksammats så mycket av biologer, såsom lavar och svampar.

Dock framhåller Niklasson och Nilsson (2005) att det med bokar liksom med ekar är de äldre träden som hyser den största biologiska mångfalden och att det i en brukad bokskog är få träd som lämnas att bli tillräckligt gamla för att de allra sällsyntaste arterna, som ofta kräver träd som är över 150 år gamla, ska kunna överleva där.

Ett annat substrat som det generellt råder brist på i den brukade skogen jämfört med naturskogen är död ved (Niklasson och Nilsson, 2005). Detta är ett mycket viktigt substrat för många olika arter, över 6000 arter är beroende av död ved på olika sätt. Dessa är främst svampar som bryter ned veden och i sin tur banar väg för insekter som lever i den rötade veden. I en obrukad naturskog kan det finnas 50-150 kubikmeter död ved per hektar, medan det ofta bara finns 2-5 kubikmeter per hektar i en sydsvensk produktionsskog (Niklasson och Nilsson, 2005). Det gör att många arter som behöver död ved får svårt att överleva där. Med ett ökat antal äldre träd i skogen ökar också mängden död ved då de äldre träden ofta har döda grenar eller hela toppar som är döda. Det är också den grova döda veden som oftast saknas i produktionsskogen, då de större träden tas tillvara till produktion.

I Östra Vätterbranterna är olika miljöer med ädellövträd de miljöer med högst biologisk mångfald (Jonsson, 2004). Totalt har 106 rödlistade arter knutna till ädellövmiljöer hittats i området fram till år 2004.

### **3. 3 Artgrupper och deras spridningsförmåga**

Förståelse av arters spridningsförmåga är viktigt för att kunna bedriva en framgångsrik naturvård och bevara hotade arter. Edenhamn et al (1999) beskriver sammanfattande kunskaperna om spridningsförmåga hos svenska arter. På individnivå är spridning en avvägning mellan kostnaderna med att flytta sig såsom ökad energiförbrukning, ökad risk för dödlighet, risk att inte hitta ett lämpligt nytt habitat och konsekvenserna av att stanna kvar såsom ökad konkurrens, predation och inavel. Av Edenhamn et al (1999) framgår att spridningsmönstret varierar mycket mellan både artgrupper och enskilda arter. Spridning kan också ske på olika sätt. Aktiv spridning innebär att individen förflyttar sig för egen maskin till ett nytt område, medan passiv spridning innebär att individens förflyttning sker genom en agent som till exempel kan vara ett större djur, vind, vatten eller genom människans försorg. Den passiva spridningen sker mycket mer slumpvis och i denna rapport kommer enbart aktiv spridning att ingå vid uppskattningen av artgruppernas spridningsförmåga.

Två artgruppers spridningsförmåga har undersökts i denna studie. De har valts för att representera flera rödlistade arter som är knutna till ädellövskogen i Östra Vätterbranterna. De valda artgrupperna är hålträdslevande skalbaggar och snäckor.

Skalbaggar som lever i mulmen i hålträd kan förväntas ha mycket låg spridningsförmåga (Ranius och Hedin, 2000). En sådan art i Sverige är den starkt hotade läderbaggen *Osmoderma eremita*. Ranius och Hedin (2000) kom fram till en spridningsförmåga hos läderbaggen på maximalt 190 meter. Läderbaggen förekommer inte inom biosfärskandidatområde Östra Vätterbranterna men bland de rödlistade arterna knutna till ädellöv finns det flera skalbaggar som liksom läderbaggen lever i hålträd och därför kan



tänkas ha ett liknande spridningsmönster. Exempel på sådana skalbaggar är gulbent kamklobagge *Allecula morio*, orange rödrock *Ampedus nigroflavus* och ädelguldbagge *Gnorimus nobilis* (Jonsson, 2004; SLU, 2010). En del av arterna kräver också värme som uppstår i solbelysta träd och trivs därför inte i slutna skogar (SLU, 2010). Hålträdslevande skalbaggar har valts för att deras spridningsförmåga kunde uppskattas utifrån Ranius och Hedins (2000) studie av läderbagge till max 200 meter.

Snäckor är en artgrupp som har mycket låg spridningsförmåga i fråga om aktiv spridning (Edenhamn et al, 1999). Snäckor har valts som på grund av intresset att bevara arten större barksnäcka *Ena montana* som lever i ädellövskog i Östra Vätterbranterna (Jonsson, 2004; SLU, 2010). Den har utsetts som symbolart för rika ädellövmiljöer i Östra Vätterbranterna och är en särskilt prioriterad art i området (Jonsson, 2004). Arten är rödlistad i klassen nära hotad (NT) i 2010 års rödlista och finns i Skandinavien endast i Östra Vätterbranterna mellan Jönköping och Ödeshög (SLU, 2010). Den har annars sin huvudsakliga utbredning i centrala Europa och i Baltikum. Andra rödlistade snäckor beroende av ädellövskog som finns i Östra Vätterbranterna är östspolsnäcka *Bulgarica cana* och bukspolsnäcka *Macrogastrea ventricos* (Jonsson, 2004; SLU, 2010). Snäckorna kräver fukt och lever därför i slutna ädellövskogbestånd med god beskuggning (SLU, 2010). Vid avsaknad av studier av någon av de aktuella snäckarterna är deras maximala spridningsavstånd mycket svårt att uppskatta. Den längsta aktiva spridningen för landlevande snäckor som studier påvisat var 86 meter på ett år (Edenhamn et al, 1999). Detta för arten trädgårdssnäcka *Cepea nemoralis*.

### 3. 4 Landskapsekologi

Landskapsekologins utveckling är till stor del kopplad till ett behov av att utöva naturvård på landskapsnivå i ett av människan påverkat landskap (Rutledge, 2003). Det som människans påverkan främst bidrar till är fragmentering av de naturliga ekosystemen i landskapet, vilket innebär uppdelning av ett sammanhängande ekosystem i mindre utspridda delar. Delarna kallas i landskapsekologiska termer för patcher, och denna term kommer i fortsättningen användas i texten då det saknas någon vedertagen svensk term för begreppet. Effekterna av ökad fragmentering blir ett större antal patcher, minskad medelarea av patcherna samt ökad total mängd kant i landskapet genom att gränserna mellan olika patcher blir fler (Rutledge, 2003).

Wiens (2002) förklarar att landskapsekologin som vetenskap behandlar landskapets spatiala sammansättning och vad den får för konsekvenser för en mängd olika ekologiska processer. Landskapet ses som en mosaik uppbyggt av olika sorters patcher. Vilka egenskaper patcherna delas in efter beror på vad man är intresserad av. Det kan vara till exempel vegetationstyp, markanvändning, jordmån, geologi eller något annat och flera klasser kan också kombineras. Man kan på detta sätt förenkla det komplexa verkliga landskapet till något mer hanterbart. Har man fokus på en eller flera sorters patcher, i detta fall områden med ädellövskog, ses övriga element i landskapet som bakgrund och denna bakgrund kallas i landskapsekologiska termer för matrix (Wiens, 2002). Ofta är det i ett ekologiskt sammanhang lämpligt att dela in patcherna efter habitatkrav från den eller de arter man studerar (Rutledge, 2003). Ett habitat definieras av Krebs (2009) som ett geografiskt område där en viss art kan leva, eftersom det

uppfyller den enskilda artens krav på sin miljö för att den ska kunna fortleva där. Habitat kan ha olika grad av lämplighet och lämpligheten kan ändras över tiden. Djur kan till skillnad från växter aktivt välja habitat och det är enligt Krebs (2009) en av drivkrafterna i evolutionen, då de individer som väljer de lämpligaste habitaterna i större grad överlever och får fler avkommor.

Andra element som Wiens (2002) lyfter fram som viktiga inom landskapsekologin är korridorer och stepping stones. Korridorer är smala utsträckare som förbinder patcher med varandra. Dessa kan öka arters spridning mellan patcher. Detsamma gäller för stepping stones som är mindre fragment av samma typ som patcherna av intresse men som är för små för att vara av betydelse i sig själva, till exempel för små för att hysa en egen population av en art. Stepping stone patcherna kan dock användas av individer för spridning mellan patcher genom att utgöra tillfälliga habitat som möjliggör för individen att sprida sig vidare till en större patch där en population av dess art kan upprätthållas på längre sikt. Principen för stepping stones är från början hämtad från den öbiogeografiska teorin som utvecklats av Mac Arthur och Wilson (1967) och beskrivs nedan.

Konnektivitet är ett begrepp som är viktigt inom landskapsekologi och som Wiens (2002) definierar som graden av sammankoppling mellan patcher, alltså hur sammankopplade eller isolerade de är i förhållande till varandra. Ju närmare en patch ligger andra patcher av samma typ desto lättare är det för individer av en art att sprida sig mellan patcherna. Om konnektiviteten är hög i ett fragmenterat landskap är det stor chans att nya kolonisateurer kan sprida sig dit från närliggande patcher och på så vis upprätthålls livskraftiga populationer i alla patcherna. Dessutom förhindras den genetiska utarmning som sker vid isolering av små populationer som beskrivs av Krebs (2009). Det är dock viktigt att komma ihåg att eftersom olika arter har mycket olika spridningsförmåga kan ett landskap med samma konnektivitet för ett större däggdjur vara fullt tillräckligt men för en liten mulmlevande skalbagge mycket bristfälligt.

Patchernas form är en faktor som påverkar de ekologiska processerna både inom den enskilda patchen och mellan patcher (Wiens, 2002). Om patchen har en form som gör att den har mycket kant i förhållande till area, till exempel är smal och långsträckt eller har en bugglig kant, får den större inverkan av kanteffekt. Kanteffekten innebär att i utkanten av en patch är både de abiotiska och biotiska faktorerna annorlunda än längre in i kärnan av patchen. Det beror på att patchens kanter får en inverkan av de intilliggande patcherna (Rutledge, 2003). Som exempel kan man tänka sig en skog som gränsar till öppen mark. I gränsen mellan skogen och den öppna marken är de abiotiska faktorerna annorlunda än längre in i skogen. Skogsbrynet får mer solinstrålning samt högre vindhastighet vilket båda två är faktorer som leder till ett torrare mikroklimat. Markförhållanden kan också vara annorlunda i skogskanten på grund av det varmare och torrare klimatet som råder där jämfört med inne i skogen. De ändrade abiotiska faktorerna ger i sin tur ändrade förhållanden för flora och fauna. Det kan ge många olika effekter, men generellt ger kanteffekten alltid en annorlunda artsammansättning i kanten av en patch än inne i kärnan av patchen. Detta kan vara både positivt och negativt för olika arter (Wiens, 2002). En negativ faktor för vissa arters överlevnad i utkanten av en patch

är till exempel att det är större risk att falla offer för predatorer i kanten på en skog än inne i skogen. Motsatt gör mikroklimatet med mer ljus i kanten av en skog att primärproduktionen där är högre än inne i skogen och detta ger i sin tur mer mat till herbivorerna. Ofta är den biologiska mångfalden högre i gränsen mellan två olika patcher på grund av att artsammansättningen består av arter från båda två habitaterna (Rutledge, 2003). Arter reagerar dock olika på gränser (Wiens, 2002). Vissa arter är ovilliga att korsa gränser mellan som i detta exempel skog och öppen mark medan andra arter med lätthet förflyttar sig genom ett mosaikartat landskap. Det är alltså de arter som föredrar kärnhabitat som hotas mest av fragmentering då de undviker att korsa gränser och på så sätt isolerar sig själva (Rutledge, 2003).

Förutom kanteffekt kan komplexiteten på patchernas former också indikera på om de är skapade av naturliga processer eller av människan (Saura et al 2008). Patcher som är skapade av människan har oftast enklare former än patcher skapade av naturen. Det tydligaste exemplet är åkrar som oftast har väldigt rektangulära former. Även skog som brukas för produktion har ofta raka kanter. Saura et al (2008) poängterar dock att effekten också sträcker sig till angränsande patcher även om dessa i sig inte används för mänsklig aktivitet, så att dra slutsatser om ifall en patch skog är brukad eller ej utifrån enbart formen kan ge missvisande resultat.

### **3. 5 Bakomliggande teorier**

#### **3. 5. 1 Bevarandebiologi**

Niklasson och Nilsson (2005) beskriver bevarandebiologin som vetenskapen om hur den biologiska mångfalden kan bevaras. De beskriver vidare att biologisk mångfald med ett bevarandebiologiskt synsätt innefattar tre olika aspekter. De är artrikedom, genetisk variation och variation av naturtyper. Bevarandebiologin är tvärvetenskaplig med en grund i populationsekologi men med element hämtade från geografi, genetik, historia, etik och ekonomi. Den ger en teoretisk grund för den praktiska naturvården. Det är dock en ung vetenskap och Niklasson och Nilsson (2005) påpekar att det ännu saknas fullständig kunskap om hur hotade arter kan bevaras och att de enskilda arternas ekologi och krav på miljön kan skilja sig väldigt mycket från varandra vilket gör att det inte finns några generella lösningar inom bevarandebiologin.

#### **3. 5. 2 Öbiogeografi**

Öbiogeografiteorin som utvecklades av Mac Arthur och Wilson (1967) beskriver sambandet mellan mängden arter på en ö i havet och öns area och graden av isolering. Teorin bygger på att öar har ett jämviktsläge av antalet arter som är en balans mellan invandring från fastlandet och utslagning på ön. Öbiogeografi teorin har kommit att överföras och tillämpas på terrestra miljöer inom bevarandebiologi (Hanski, 2001). Dess tillämpning bygger på att man kan se fragmenterade habitat i ett av människan påverkat landskap som öar i ett hav. Hanski (2001) menar att en svaghet med att tillämpa öbiogeografi teorin på fragmenterade habitat är att den förutsätter att det finns ett "fastland" med permanenta populationer som invandring hela tiden kan ske ifrån till öarna, alltså kan fullständig utrotning aldrig ske enligt teorin. Detta är inte

alltid fallet i fragmenterade habitat där istället habitatfragmenten kan utgöra de enda återstående habitaterna för en art överhuvudtaget.

### **3. 5. 3 Metapopulationsteorin**

En annan teori som är viktig för naturvård i ett landskapsperspektiv är metapopulationsteorin. Den kan ses som en gren inom bevarandebiologi (Niklasson och Nilsson, 2005). Levins utvecklade den klassiska metapopulationsmodellen och den beskrivs av Hanski (1998). Modellen beskriver ett fragmenterat landskap där instabila populationer inom varje fragment utgör ett nätverk så att de tillsammans kan ses som en enda större population. Fortlevnaden är beroende av balans mellan födelse och död inom varje enskilt fragment, men också möjligheterna till spridning och kolonisation mellan fragmenten. Till skillnad från öbiogeografiteorin kan enligt metapopulationsmodellen en art bli totalt utrotad och detta sker när arean av fragmenten understiger ett visst tröskelvärde. Hanski (2001) ifrågasätter modellens tillämpningsbarhet inom bevarandebiologi, då den förutsätter att alla habitatfragment är lika. Han föreslår istället en rumsligt realistisk metapopulationsmodell som kombinerar metapopulationsmodellen med öbiogeografiteorin.

### **3. 6 Beskrivning av landskapsindex**

Landskapsindex är ett sätt att mäta spatiala mönster i ett landskap (Turner, 1989). Eftersom landskapsekologin förutsätter att mönster och ekologiska processer hänger samman kan man dra slutsatser om de ekologiska processerna baserat på resultatet av landskapsindexberäkningar. Sedan landskapsekologins födelse har ett oräkneligt antal index utvecklats. Rutledge (2003) delar in dem i tre olika typer efter vad de har som mål att beskriva. De tre olika typerna av index beskriver antingen sammansättning, form eller konfiguration av patcherna i det landskap man definierat. I denna studie används några få väl utvalda index för att beskriva de mest relevanta aspekterna inom de tre olika typerna av index för ädellövskogen i biosfärskandidatområde Östra Vätterbranterna. De landskapsindex som ingår i denna studie beskrivs i metodavsnittet nedan.

## 4. Material och Metod

### 4. 1 Material

Materialet som användes till analyserna i GIS var vektorskikt (polygon om inte annat anges) i shape format (*Tabell 1*).

*Tabell 1. Alla vektorskikt som använts för GIS analyser och kartlayouter.*

Skikt	Namn	Källa	Referens
1	Nyckelbiotoperna i skogslandskapet inom Jönköpings län baserat på skogsstyrelsens inventeringar	Skogsstyrelsen	Jonegård, 2010
2	Nyckelbiotoperna i odlingslandskapet inom Östra Vätterbranterna baserat på länsstyrelsens inventeringar	Skogsstyrelsen	Jonegård, 2010
3	Inventerade ängs- och betesmarker inom Jönköpings län kopplade till jordbruksverkets databas TUVÅ	Skogsstyrelsen, Jordbruksverket	Jordbruksverket, 2009
4	Skogsområden inom Jönköpings län inventerade av länsstyrelsen	Länsstyrelsen i Jönköping	Länsstyrelsernas GIS-tjänster, 2010
5	Lövskog inom Östra Vätterbranterna baserat på flygbildstolkning	Länsstyrelsen i Jönköping	Lundqvist, 2010
6	Biosfärskandidatområdets gräns	Skogsstyrelsen	Jonegård, 2010
7	Markanvändning inom Sverige (1:1 miljoner, ArcView RT90)	Lantmäteriet	Lantmäteriet, 2010
8	Större tätorter inom Sverige (1:1 miljoner, ArcView RT90)	Lantmäteriet	Lantmäteriet, 2010
9	Punktskikt tätorter med 2000-9999 invånare inom Sverige (1:1 miljoner, ArcView RT90)	Lantmäteriet	Lantmäteriet, 2010
10	Enkel Sverigekarta med länsindelning (ArcView RT90)	Lantmäteriet	Lantmäteriet, 2010

## 4. 2 GIS analyser

GIS analyserna utfördes i programmet ArcGIS 9.3.1

För skikten 1, 2 och 6 som mottagits från Skogsstyrelsen hade inte koordinatsystemet definierats till RT90 2,5 gon V så detta gjordes i ArcCatalog. Övriga skikt hade redan RT90 2,5 gon V som definierat koordinatsystem. Skikten som hade en utbredning över hela Jönköpings län klipptes ut efter biosfärskandidatområdets gräns (skikt 5).

Först utfördes GIS analyser på alla skikt över inventerade områden, det vill säga skikt 1 till 4. Av de ursprungliga polygonerna i skikten var målet att skilja ut dels de polygoner med ädellövskog och dels de med förekomst av ädellöv. De kriterier som användes för klassning av polygonerna i skikten härrör från skogsvårdslagens definition av ett ädellövskogbestånd som tagits upp tidigare, det vill säga att mer än 50 procent av beståndet utgörs av ädellövträd. De polygoner som uppfyllde detta kriteriet klassades som ädellövskog. Förekomst av ädellöv bestämdes vara en förekomst av ädellövträd på mer än 30 procent. Polygoner som uppfyllde det kriteriet utan att vara ädellövskog fördes till klassen ädellövförekomst.

Skikt 1 med nyckelbiotoper på skogsmark kom med separat tabell. Tabellen länkades till shape skiktet via ett gemensamt fält. Med SQL markerades sedan de polygoner som bedömdes vara ädellövskogsbestånd genom att titta på nyckelbiotopklasserna som fanns i två olika nivåer. De polygoner som bedömdes vara dominerade av ädellöv var de med nyckelbiotopklasserna "ädellövskog", "ädellövnaturskog", "hedädellövskog" och "ädellövsumpskog". De klassades som ädellövskog. Till ädellövförekomst klassades alla polygoner med "grova ädellövträd" i nyckelbiotopklassen.

I skikt 2 över nyckelbiotoper i odlingslandskapet genomfördes klassningen på liknande sätt. Alla polygoner med "ädellövskog" som nyckelbiotopklass klassades som ädellövskog. Nyckelbiotopklasserna "blandlövhage av ek-lind", "ekhage" och "grova ädelövträd" klassades som ädellövförekomst.

Skikt 3 över ängs- och betesmarker kopplade till TUVAs databasen som mottagits från Skogsstyrelsen kunde inte användas på grund av att varje polygon var kopplad till databasen med en individuell kod och det totala antalet polygoner efter klippning var för många (mer än 600 stycken) för att det skulle vara praktiskt möjligt att söka i databasen på varje individuell kod och därigenom kunna identifiera de polygoner där ädellöv förekom. För att lösa detta hämtades från jordburksverkets hemsida ett annat skikt där de inventerade ängs- och betesområdena är uppdelade efter natura 2000 naturtyper. Detta skikt saknar en del polygoner jämfört med skiktet som mottogs från skogsstyrelsen, men var praktiskt möjligt att inkludera i analyserna genom att först välja ut de polygoner som var klassade som natura 2000 typen nr 9070 "trädklädda betesmarker av fenoskandisk typ". Denna natura 2000 typ bedömdes vara den där ädellövträd förekom i relevant mängd för denna studie. Antalet polygoner blev då reducerat till 13 stycken. Dessa 13 polygoner kunde sedan manuellt sökas upp i TUVAs databasen med hjälp av deras individuella koder. I detta skikt uteslöts klassen ädellövskog då det inte förekom någon polygon som uppfyllde kriterierna för denna klass. Med hjälp av

TUVA databasen klassades de polygoner där trädslagen utgjordes av mer än 30 procent ädla trädslag till ädellövförekomst.

I skikt 4 med skogsinventering från länsstyrelsen kunde enbart områden med ädellövskog separeras ut och därför uteslöts klassen ädellövförekomst i detta skikt. De polygoner som klassades som ädellövskog var de med skogstyp ”ädelskog” eller ”ädel hagmarksskog”.

I alla fyra skikten togs de polygoner som varken klassats som ädellövskog eller ädellövförekomst bort. De fyra skikten lades sedan samma med funktionen ”union”, vilket innebär att alla attribut från de olika skikten följer med till det resulterande skiktet. Några få polygoner hade dubbelklassats som både ädellövförekomst och ädellövskog, vilket måste härröra från att de funnits med på två skikt från början och där klassats olika. Dessa undersöktes var och en för sig för att hitta den mest troliga klassificeringen.

För att lägga ihop angränsande polygoner på rätt sätt skapades två nya skikt, ett för polygonerna med ädellövförekomst och ett för de med ädellövskog. Sedan lades de polygoner som angränsade till varandra ihop till en gemensam polygon. De två resulterande skikten lades sedan samman med ”union”.

Skikt 7, markanvändningsskiktet över Sverige som hämtats från lantmäteriet klipptes efter skikt 6, biosfärskandidatområdets gräns. Sedan togs alla polygoner utom sjöarna bort. Skiktet användes sedan till att klippa bort alla sjöar från biosfärskandidatområdets yta för att få korrekt landarea på biosfärskandidatområdet. Det resulterade skiktet lades samman med skiktet över ädellövskog och ädellövförekomst. Ett fält lades till kallat ”ädel” i attributtabeln och där klassades alla polygoner med antingen ädellövförekomst eller ädellövskog till 1.

Eftersom programmet FRAGSTATS (McGarigal et al, 2002) skulle användas för att räkna ut landskapsindex och programmet enbart kan hantera rasterskikt måste vektorskiktet göras om till rasterskikt. Cell storlek 20 meter valdes visuellt för att få en bra passning efter polygonernas kanter och få med även de minsta polygonerna i rasterskikten. Från shape skiktet över ädellövskog och ädellövförekomst i de inventerade områdena skapades två rasterskikt, ett som visar ädellövskog som 1 och resterande marktäckning som 0 och ett som visar både ädellövskog och ädellövförekomst tillsammans, härrörande från fältet ”ädel” i shape skiktet, som 1 och övrig marktäckning som 0.

Raster skikten konverterades sedan till ASCII format för att göra hanteringen i FRAGSTATS lättare. En så kallad ”class properties file”, en fil i formatet .fdc som förklarar klasserna och visar programmet vilka klasser som ska inkluderas i analysen, var tvungen att skapas. Detta gjordes i notepad. Instruktioner till detta hittades i en övningsbeskrivning på en kurshemsida av Klinkenberg (2010).

Efter att analyserna av inventeringsskikten var klara genomfördes GIS analyser också på skikt 5 med lövskog inom Östra Vätterbranterna baserat på flygbildstolkning. Detta skikt klassades efter samma kriterier som tidigare. Till ädellövskog klassade alla polygoner med ädellövdominans. Detta bedömdes genom två fält som beskrev skogstyp och dominerande

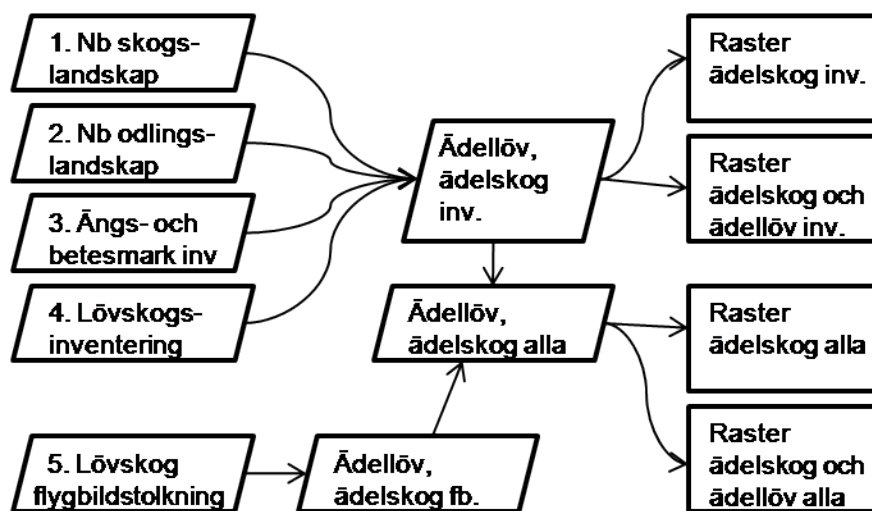
trädslag. De polygoner med skogstyp "ädellöv" samt de med skogstyp "lövhage" och dominerande trädslag "ädel" eller "ek" klassades alla till ädellövskog. Till klassen ädellövförekomst klassades alla polygoner inom skogstyperna "blandlövskog" och "lövhage" med dominerande trädslag: "Barr-ädel", "Ek-björk", "Ek-trivial", "Trivial-ädel", "Ädel trivial" eller "Ädel-barr".

Alla polygoner med varken ädellövskog eller ädellövförekomst togs bort från skiktet. Skiktet överlagrades sedan med "union" med skiktet över ädellövförekomst och ädellövskog från de inventerade områdena. I det resulterande skiktet fanns flera polygoner som klassats olika från de olika källorna. Här valdes klassningen från de inventerade skikten som mest sannolika, då inventering får anses vara en metod med bättre precision än flygbildstolkning.

För att återigen kunna lägga ihop angränsande polygoner på ett korrekt sätt skapades två separata skikt, ett för ädellövförekomst och ett för ädellövskog. I dessa skikt lades sedan angränsande polygoner ihop och skikten lades därefter samman med "union" till ett gemensamt skikt. Skiktet lades samman med biosfärskandidatområdet med sjöarna bortklippta.

Två olika rasterskikt motsvarande de som tidigare skapats från de inventerade skikten skapades också från detta shape skikt. Ett med alla polygoner med ädellövskog som 1 och resterande mark som 0 och ett med alla polygoner med ädellövförekomst eller ädellövskog som 1 och resten av marken som 0. Också dessa raster skikt fick cellstorlek 20 meter. Även dessa konverterades till ASCII format.

En förenklad överblick över arbetsgången illustreras i *Figur 2*.



*Figur 2. Förenklad överblick över arbetsgången. "Ädellöv" betecknar ädellövförekomst och "ädelskog" betecknar ädellövskog. Observera att flödesschemat är förenklat och inte innehåller alla arbetssteg och skikt som ingått i GIS analyserna. Den fullständiga arbetsgången beskrivs ovan.*



### 4. 3 Beräkningar av landskapsindex

För att räkna ut valda landskapsindex användes programmet FRAGSTATS version 3 (McGarigal et al, 2002). Beräkningar av landskapsindex utfördes i programmet enligt instruktionerna på hemsidan. Samma .fdc fil användes till analyserna av alla de olika ASCII filerna.

För att få en bild av ädellövmiljöernas förekomst i Östra Vätterbranterna används beräkning av andel area i procent av den totala arean i biosfärskandidatområdet. Detta är ett enkelt mått på hur mycket ädellöv det finns i Östra Vätterbranterna.

För att mäta kanteffekt användes ”fractal dimension”, som är en variant på area till omkrets ratio (Rutledge, 2003). Om en patch har en stor omkrets i förhållande till area indikerar det på en mer komplex form som har mer kanteffekt än en patch med en enklare form. Fractal dimension index beräknar komplexiteten på patchernas former. Fractal dimension räknas ut genom att dividera 2 med slutningen på regressionslinjen som ges av att regressera logaritmen av patch area i kvadratmeter mot logaritmen av patch omkretsen i meter (McGarigal et al, 2002). För att få ett värde på landskapsnivå tas medelvärdet av fractal dimension på alla inkluderade patcher. Möjliga värden ligger mellan 1 och 2, där ett lågt värde indikerar enkla former såsom cirklar eller fyrkanter och ett högt värde indikerar mer komplicerade former med mer kanteffekt. Fördelen med fractal dimension jämfört med enklare area till omkrets index är att det inte påverkas av skala (Rutledge, 2003). Dock påverkas värdet av upplösningen på studien, eftersom mer detaljer vid en finare upplösning påverkar förhållandena mellan area och omkrets för patcherna.

$$\text{Fractal dimension} = \frac{2 \left[ n_i \sum_{j=1}^n (\ln p_{ij} \times \ln a_{ij}) \right] - \left[ \left( \sum_{j=1}^n \ln p_{ij} \right) \left( \sum_{j=1}^n \ln a_{ij} \right) \right]}{\left( n_i \sum_{j=1}^n \ln p_{ij}^2 \right) - \left( \sum_{j=1}^n \ln p_{ij} \right)^2}$$

Där  $a_{ij}$  = area ( $m^2$ ) för patch  $ij$ ,  $p_{ij}$  = omkrets ( $m$ ) för patch  $ij$  och  $n_i$  = antalet patcher i landskapet av klassen  $i$ .

För att mäta konnektivitet har både ”euclidian nearest neighbour”, förkortat ”ENN”, och ”connectance index” använts (McGarigal et al, 2002). ENN är det enklaste indexet över konnektivitet och beräknar det närmaste avståndet i meter mellan en patch och den patch som ligger närmast av samma klass från kant till kant. För att få ett värde på landskapsnivå räknas medelvärdet ut för alla avstånden mellan patcher över hela studieområdet. Fördelen med ENN är att den är lätt att tolka (Rutledge, 2003). Ett långt avstånd indikerar på ökad svårighet för spridning och kolonisation mellan patcher. En nackdel är att indexet kan ge samma resultat för mycket olika landskap.

$$ENN = h_{ij}$$

Där  $h_{ij}$  = avstånd (m) från patch ij till närmaste granne av samma klass, mätt från kant till kant.

Connectance index är liksom ENN ett mått på konnektivitet men det räknas ut på ett annorlunda sätt (McGarigal et al, 2002). Vid beräkning väljs en radie av användaren och antalet sammankopplingar av patcher av samma sort inom radien beräknas. Antalet delas sedan på antalet möjliga sammankopplingar av patcher av klassen över hela landskapet och multipliceras med hundra för att få fram en andel i procent. Denna procentsiffra visar alltså andelen sammankopplingar av patcher som ligger inom sökradien av alla möjliga sammankopplingar, där 0 innebär att inga patcher är sammankopplade medan 100 innebär att alla patcher är sammankopplade. Radien för connectance index valdes till 200 meter som har uppskattats som det längsta spridningsavståndet för läderbaggen efter Ranius och Hedin (2000).

$$Connectance\ index = \left[ \frac{\sum_{j \neq k}^n c_{ijk}}{n_i(n_i - 1)} \right] (100)$$

Där  $c_{ijk}$  = sammankoppling mellan patch j och k (0= ej sammankopplade, 1= sammankopplade), som båda är av samma klass (i), inom en användardefinierad sökradie och  $n_i$  = antalet patcher av klassen (i) i landskapet.

#### 4. 4 Kartlayouter

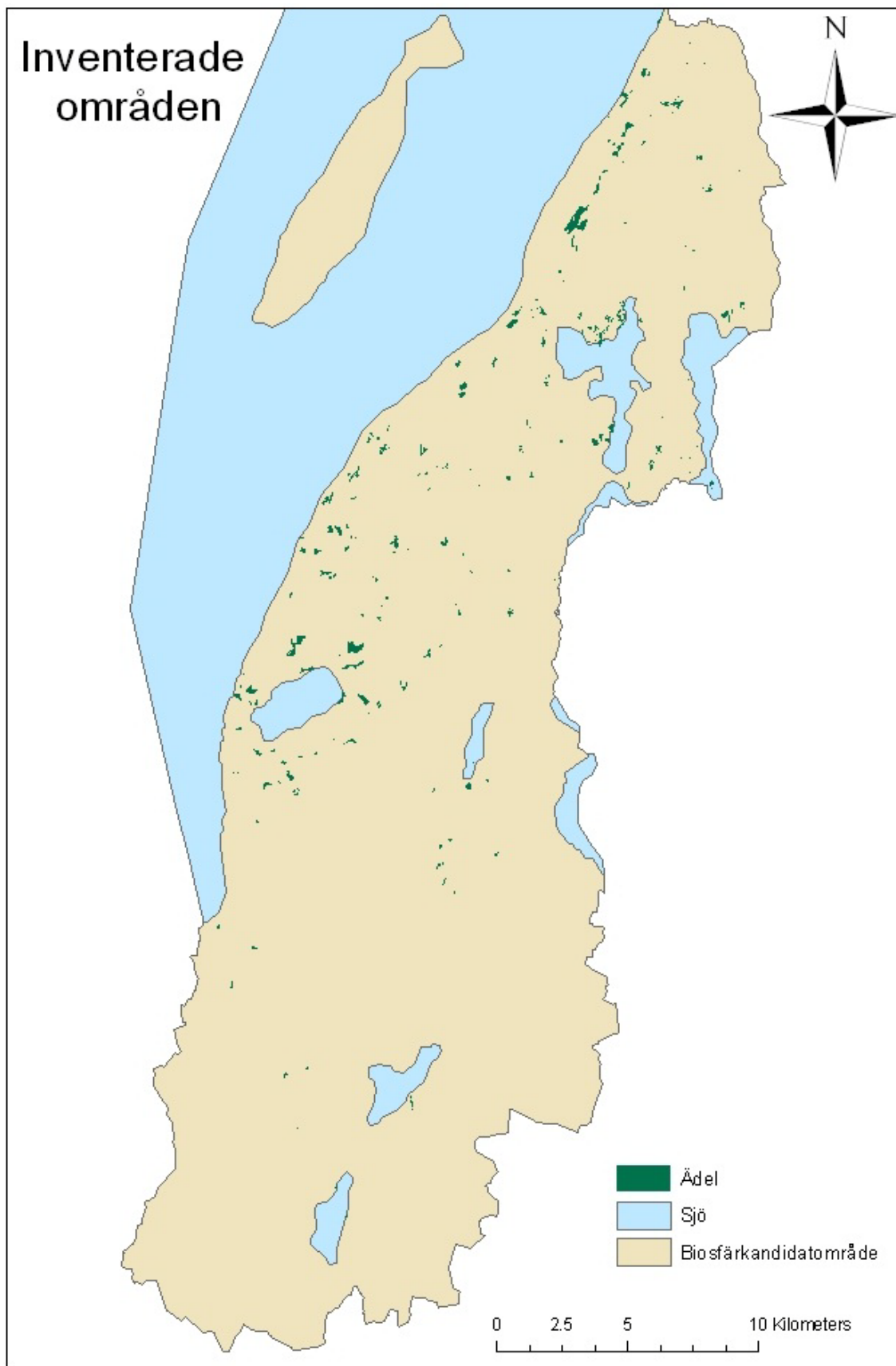
Kartlayouter till figurerna skapades genom att använda ArcGIS 9.3.1 och Corel Painter X. Till kartlayouterna användes de resulterande shape skikten över ädellövskog och ädellövförekomst från GIS analyserna samt skikten 6-10.

## 5. Resultat

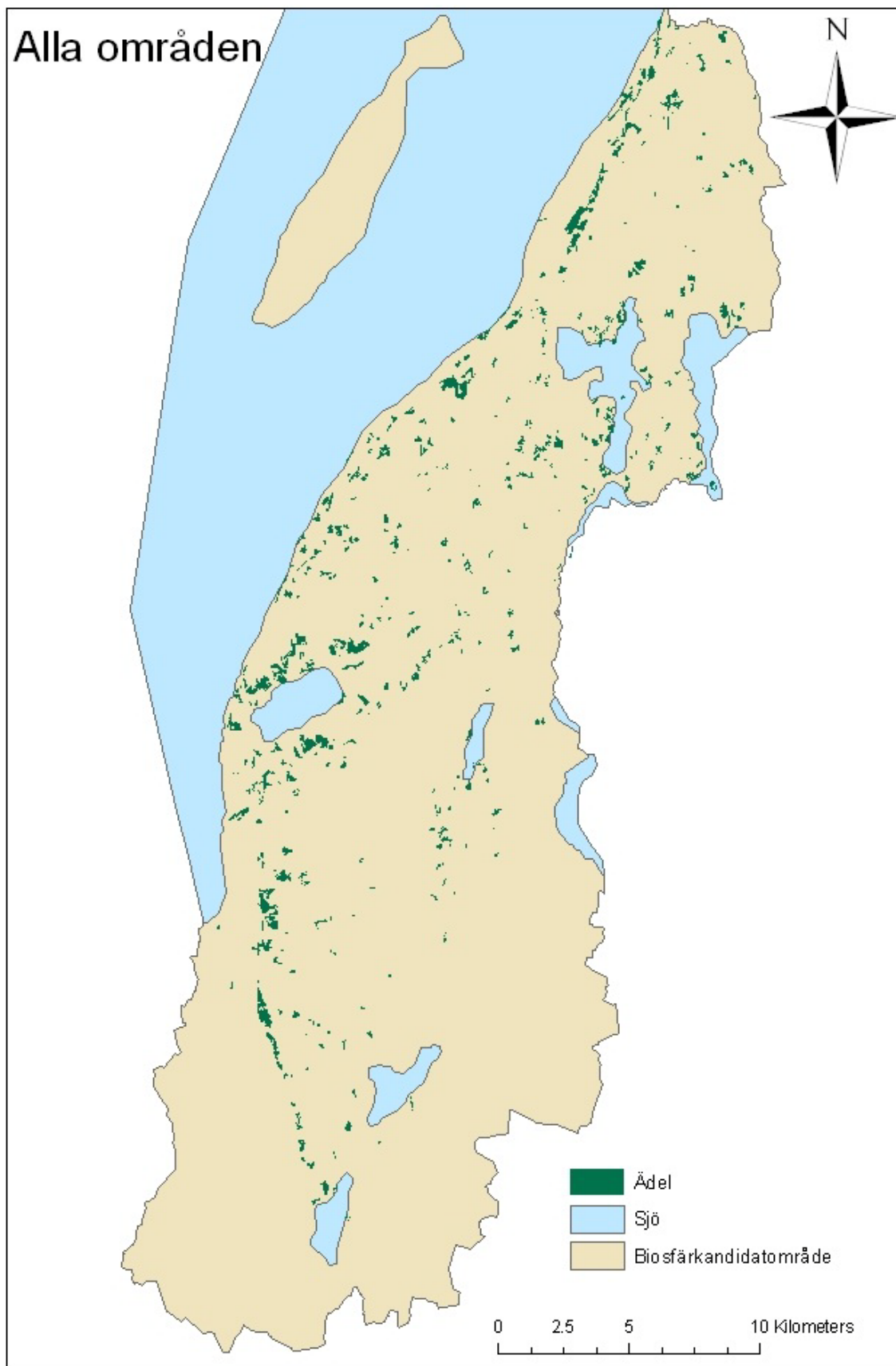
Resultaten av landskapsindexberäkningarna visar att ädellöv inte är en naturtyp som förekommer i stor mängd i Östra Vätterbranterna. För de inventerade områdena är andelen ädellövskog mycket liten, 0,16 procent, och också ädellövskog och ädellövförekomst tillsammans utgör mindre än en procent av den totala arean. Även när man inkluderar data från flygbildstolkningen utgör ädellövskogen bara lite över en procent och tillsammans med områdena med ädellövförekomst bara något över två och en halv procent (Tabell 2; Figur 3-4). Ädellövskog förekommer främst i de norra och mellersta delarna av det tilltänka biosfärsområdet och sparsamt i de södra delarna (Figur 3-7). Det är också en tydlig skillnad mellan den totala mängden ädellöv i området om bara de inventerade områdena räknas med eller om alla områden räknas med (Tabell 2; Figur 3-4).

*Tabell 2: Resultatet av landskapsindexberäkningar. Ädellövskog betecknar enbart ädellövskogen och ädel betecknar ädellövskog och ädellövförekomst tillsammans. Tabellen visar dels resultaten då enbart de inventerade områdena medtogs i beräkningarna och dels resultaten då områden från alla källor inklusive flygbildstolkningen var medtagna.*

Klass	Area (ha)	Andel av tot. area	Fractal dimension	ENN medel (m)	Connect 200 m
Ädellövskog inventerade områden	91	0,16 %	1,30	1633	0,67 %
Ädel inventerad områden	484	0,83 %	1,29	281	0,37 %
Ädellövskog alla områden	671	1,15 %	1,31	301	0,46 %
Ädel alla områden	1552	2,66 %	1,34	200	0,26 %



Figur 3: Biosfärskandidatområde Östra Vätterbranterna med alla inventerade områden med ädellövskog eller ädellövförekomst (Ädel).

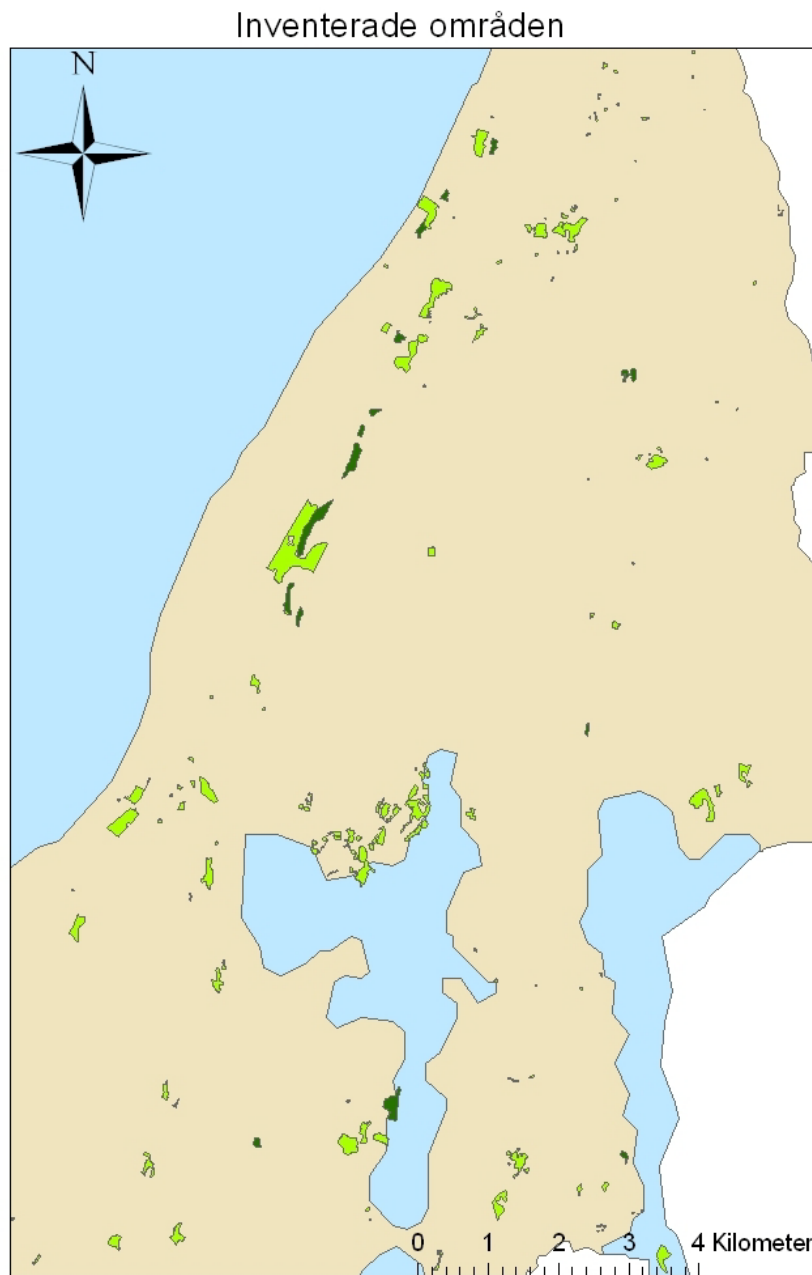


Figur 4: Biosfärskandidatområde Östra Vätterbranterna med alla områden med ädellövskog eller ädellövförekomst (Ädel) både från inventeringarna och flygbildstolkningen.

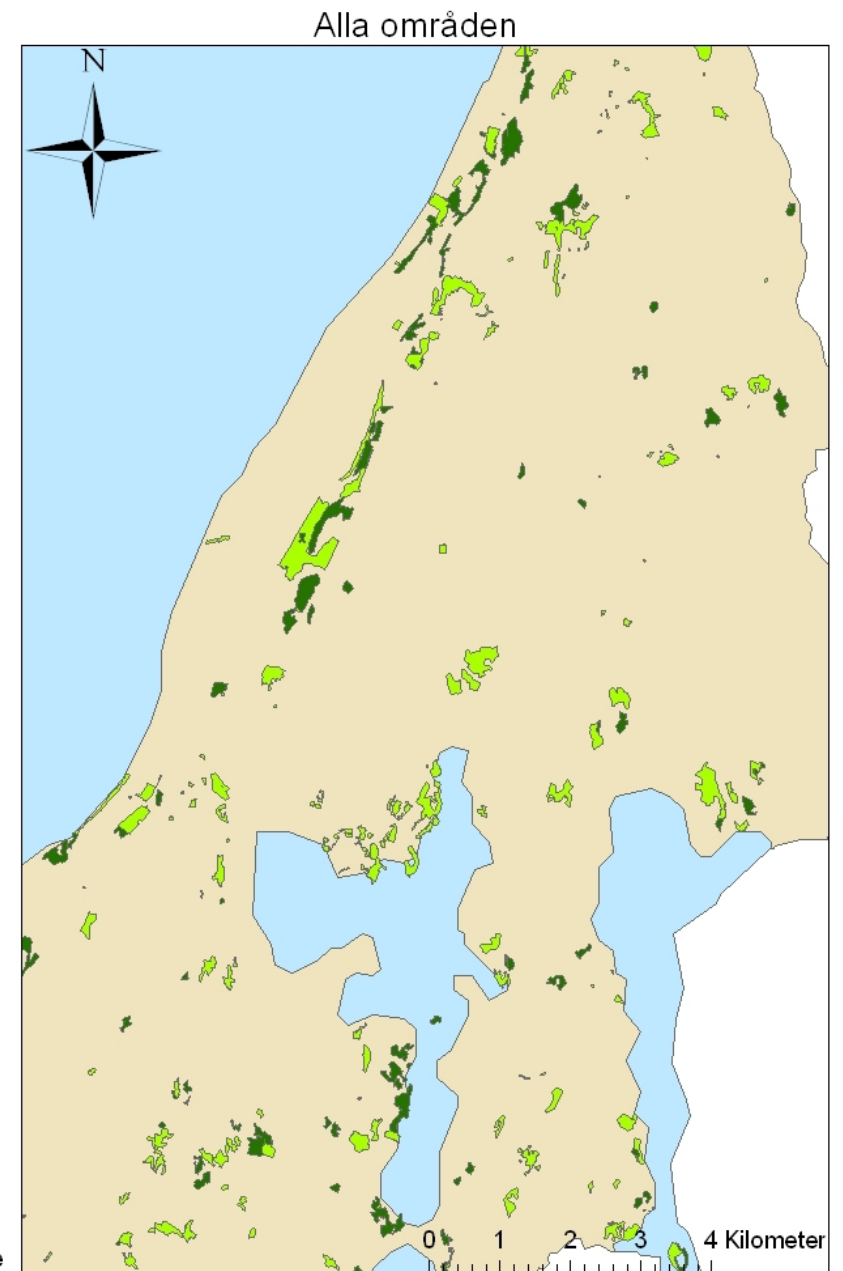
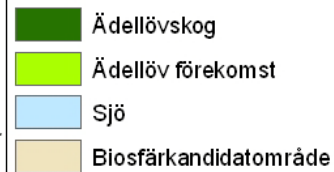
Resultatet av Fractal dimension som beskriver komplexiteten på patchernas former är mycket lika för alla klasserna och ligger på ungefär 1,3. Det indikerar på att formerna inte är särskilt komplexa, eftersom värdet ligger närmare 1 än 2 (*Tabell 2; Figur 5-7*). Det betyder att kanteffekten i patcherna inte är särskilt uttalad och indikerar på att landskapet är till stor del format av människan.

Medelvärdet av ENN är för ädellövskogen i de inventerade områdena mycket långt, över en och en halv kilometer (*Tabell 2; Figur 5-7*). För de övriga klasserna är avstånden till närmaste granne inte lika långa. För ädellövskog och ädellövförekomst tillsammans (ädel) i de inventerade områdena och ädellövskogen i alla områdena ligger medelvärdet av ENN på ungefär 300 meter medan ädellövskog och ädellövförekomst tillsammans i alla områden har de kortaste ENN avstånden, i medeltal 200 meter (*Tabell 2; Figur 5-7*).

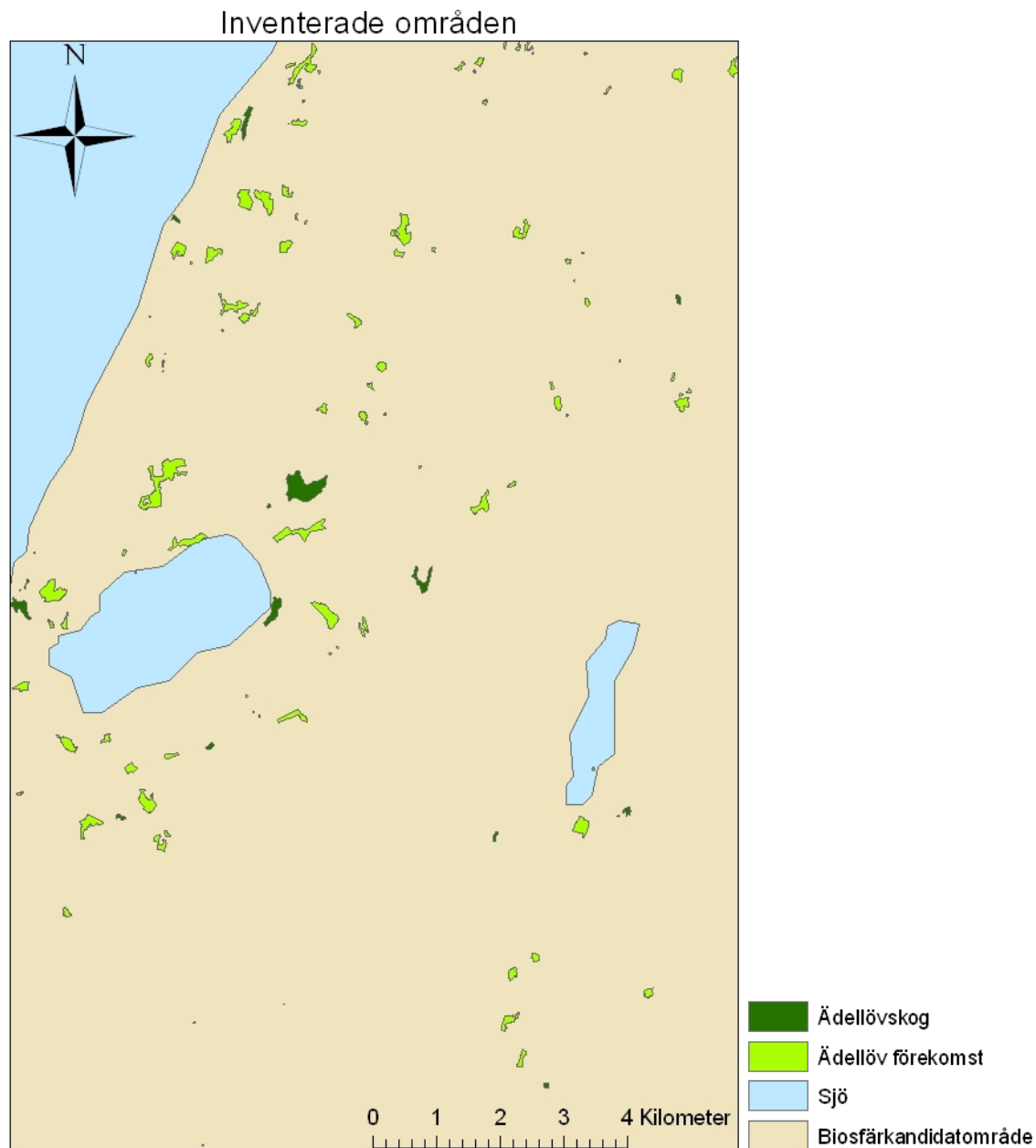
Connectance index ger mycket låga procentandelar för alla klasser. Andelen patcher som är sammankopplade med ett avstånd på max 200 meter är alltså mycket lågt (*Tabell 2; Figur 5-7*).



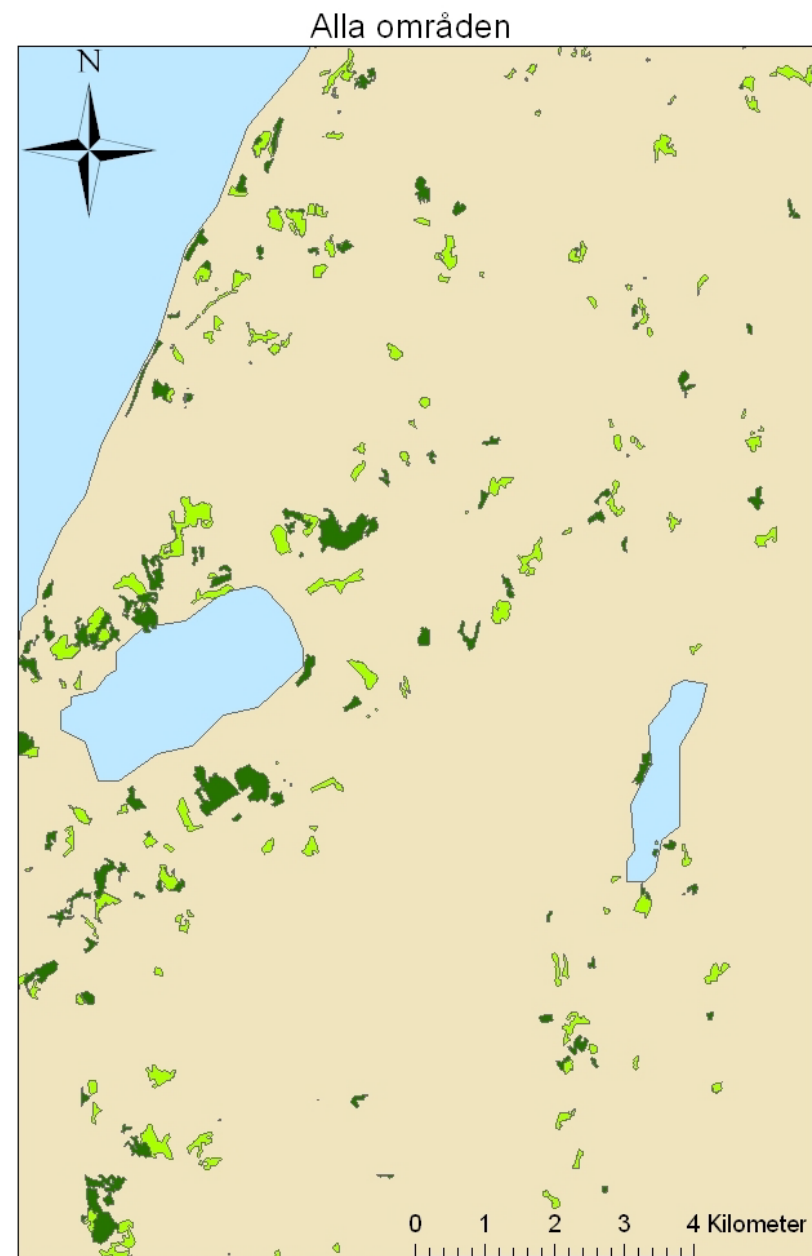
Figur 5 a. Den norra delen av biosfärskandidatområdet med ädellövskog och ädellövförekomst i de inventerade områdena.



Figur 5 b. Den norra delen av biosfärskandidatområdet med ädellövskog och ädellövförekomst i både de inventerade områdena och områdena från flygbildstolkningen.

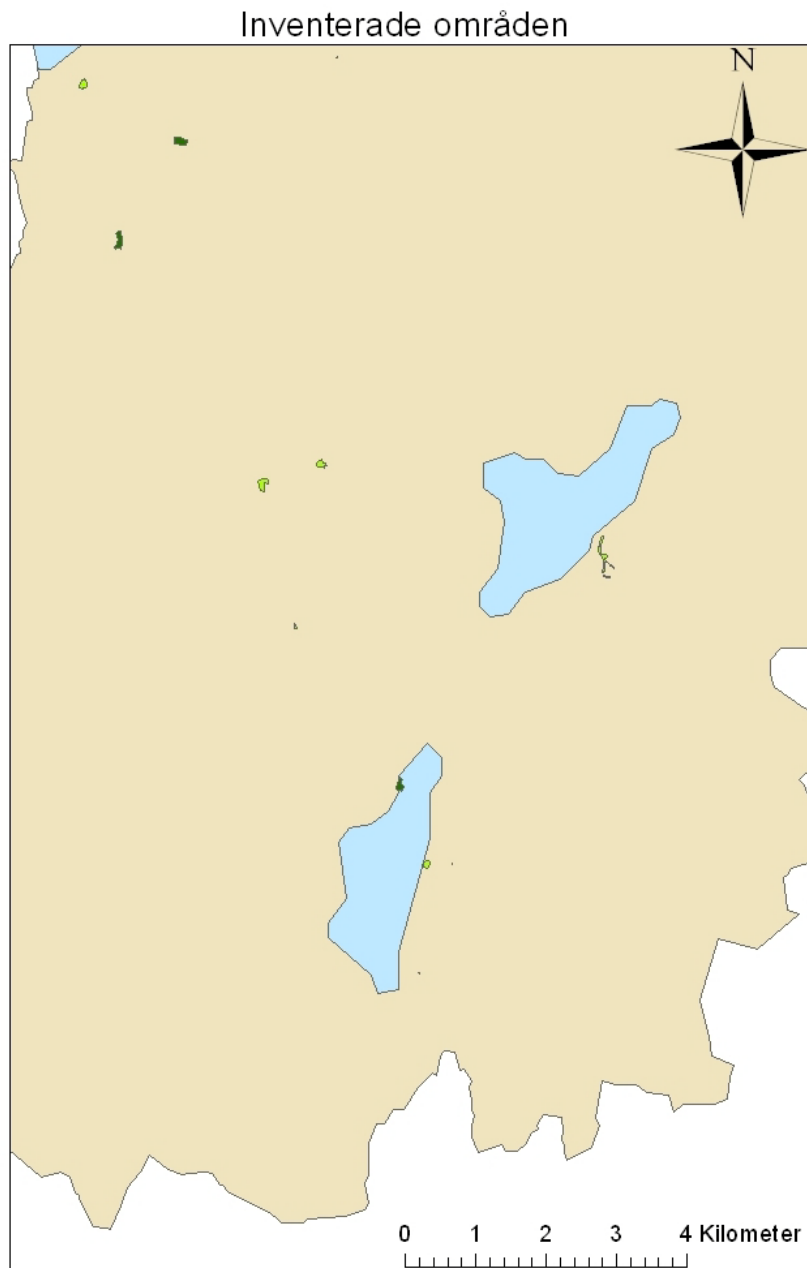


Figur 6 a. Den mellersta delen av biosfärskandidatområdet med ädellövskog och ädellövförekomst i de inventerade områdena.

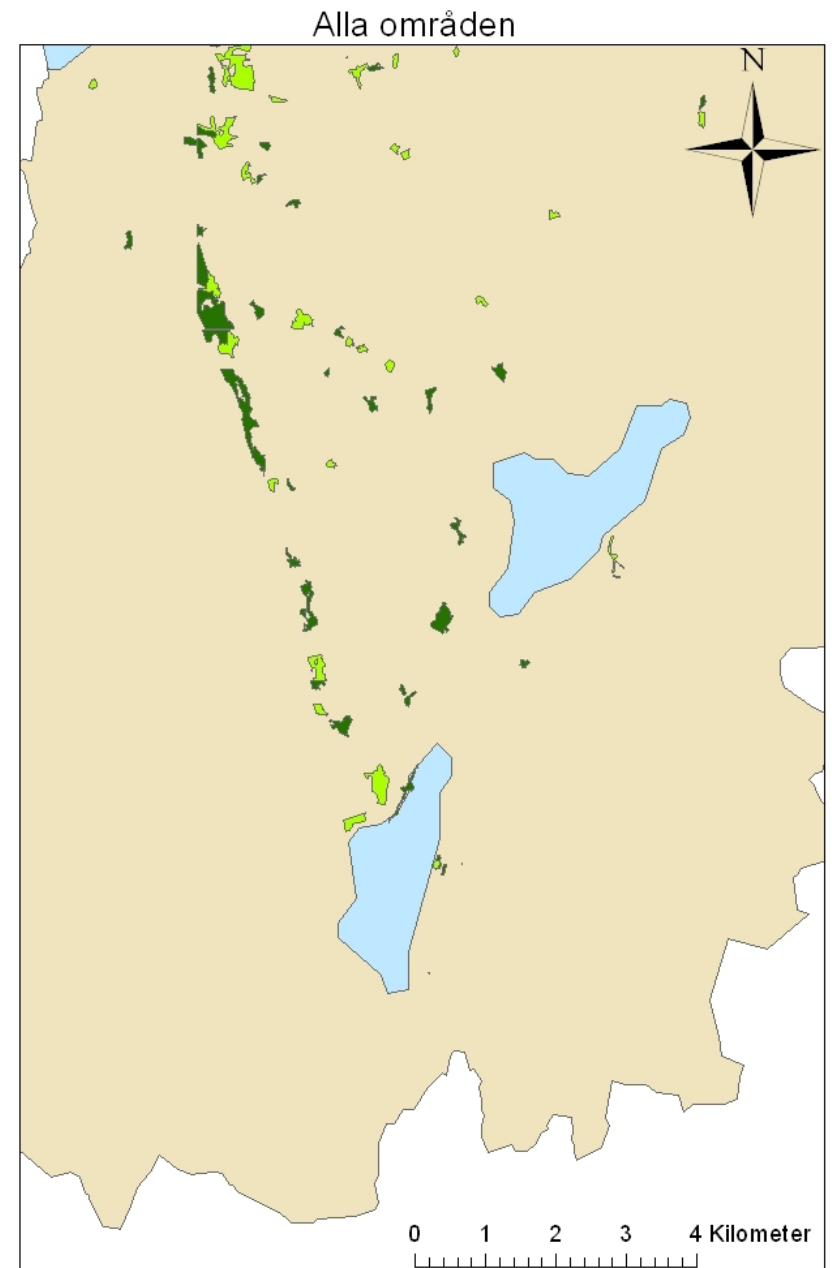


Figur 6 b. Den mellersta delen av biosfärskandidatområdet med ädellövskog och ädellövförekomst i både de inventerade områdena och områdena från flygbildstolkningen.





Figur 7 a. Den södra delen av biosfärskandidatområdet med ädellövskog och ädellövförekomst i de inventerade områdena.



Figur 7 b. Den södra delen av biosfärskandidatområdet med ädellövskog och ädellövförekomst i både de inventerade områdena och områdena från flygbildstolkningen.

## 6. Diskussion

Miljöer med ädellövträd utgör en mycket viktig naturtyp för den biologiska mångfalden i Östra Vätterbranterna. GIS karteringen i denna studie visar att det också är en relativt ovanlig naturtyp, då den utgör mindre än 1 procent av det totala biosfärsområdet sett till de inventerade områdena och knappt 3 procent om områdena från flygbildstolkningen räknas med. Om enbart ädellövskog studeras är förekomsten ännu mindre, 0,16 procent för de inventerade områdena och 1,15 procent med alla områden medtagna.

Vad gäller källorna så är de inventerade områdena en säkrare källa eftersom metoden är mer exakt och mindre subjektiv än fjärranalys. De inventerade områdena utgörs också i stor grad av nyckelbiotoper som generellt kan förmodas ha höga naturvärden. Data från flygbildstolkningen kan inkludera mer ren produktionsskog av ädellöv som har mindre värden ur naturvårdssynpunkt.

Resultaten av fractal dimension tyder på att formerna på patcherna inte är så komplexa och därmed att kanteffektens inverkan inte är så stor. Resultatet motsäger en rent visuell analys av vektorskikten där många patcher ser ut att ha komplexa och oregelbundna former. Dock är det svårt att avgöra vad som räknas som komplext och vad som räknas som enkla former visuellt utan att ha en referensram att gå efter. Konverteringen till raster kan vara en del av förklaringen till resultatet av fractal dimension beräkningarna då en del komplexitet förloras vid konvertering från vektorformat till rasterformat. Det är inte helt klart hur värdena ska tolkas i och med det men de indikerar på att arter som föredrar kärnhabitat inte påverkas negativt i någon högre grad. Någon undersökning av valda artgruppers påverkan av kanteffekten har inte kunnat utföras då ingen litteratur hittats om det.

Saura et al (2008) fann vid en undersökning av ett antal skogslandskap i Spanien med hjälp av flera formindex, varav fractal dimension var ett, ett samband mellan komplexiteten på patchernas former och den biologiska mångfalden i skogarna. Resultaten visade att de skogslandskap där patcherna hade mer komplexa former också uppvisade högre biologisk mångfald än de skogar där patchernas former var mindre komplexa. Saura et al (2008) kopplar detta till graden av mänsklig påverkan i skogslandskapen, då patcher skapade av människan har enklare former än de skapade av naturliga processer. Resultaten av fractal dimension i denna studie av ädellövskogen i Östra Vätterbranterna indikerar på att patchernas former är relativt enkla och det ger ett motsägande resultat mot vad studien av Saura et al (2008) visade, då det bevisligen finns en hög biologisk mångfald i ädellövskogen i Östra Vätterbranterna. Östra Vätterbranterna är däremot inte på något sätt orört av människan utan är till största delen ett område som brukas både genom skogsbruk och jordbruk (Jonsson, 2004). Detta kan vara en del av förklaringen till att fractal dimension indikerar på relativt enkla former på patcherna. Möjligtvis hade den biologiska mångfalden varit ännu högre om området hade varit brukat av människan i mindre grad, i alla fall när det gäller skogslandskapet där naturskog har en högre biologisk mångfald än skog som nyttjas för virkesproduktion (Niklasson och Nilsson, 2005).

Beräkningarna av euclidian nearest neighbour index gav ett mycket långt medelavstånd för ädellövskogen i de inventerade områdena. Det betyder att denna skog som är dokumenterat värdefull också har en hög grad av isolering mellan patcherna. Om också förekomst av ädellövskog tas med minskar avstånden och är då i medeltal ungefär 280 meter och det är ett avstånd som många arter klarar att sprida sig över. Dock blir det problem med sådana avstånd för de arter som är svårspridda och det är negativt då de ofta är de mest hotade.

Om områdena som bedömts vara ädellövskog från flygbildstolkningen också tas med är medel ENN på nästan exakt 300 meter, men det är viktigt att komma ihåg att den ädellövskogen som tolkats från flygbilder kan vara ren produktionsskog utan lika höga naturvärden. Det är helt enkelt inte dokumenterat vilka värden som finns i de ädellövskogarna på samma sätt som i de inventerade skogarna. När alla ädellövområden tas med både från de inventerade områdena och flygbildstolkningen sjunker medelvärdet på ENN ner till 200 meter. Det är ett avstånd som enligt Ranius och Hedin (2000) till och med svårspridda hålträdslevande skalbaggar kan sprida sig över och detta bör kunna gynna bevarandet av även svårspridda arter, och därmed den biologiska mångfalden som helhet.

Winfree et al (2005) testade hur väl enkla index som används för att beskriva konnektivitet, däribland nearest neighbour index, förutsåg två olika djurarters förflyttning mellan patcher. Resultaten visade att de enkla indexen hade en låg förutsägelse av de verkliga förflyttningarna av individer mellan patcher i de testade landskapen. Slutsatserna Winfree et al (2005) drog ur studien var att det krävs mer detaljerad biologisk information för att ett index ska kunna beskriva spridning och kolonisation som stämmer bra överens med verkligheten, och detta leder till ett ifrågasättande av nyttan med att använda enkla index såsom euclidian nearest neighbour index. På denna grund kan resultaten av ENN för ädellövmiljöerna i Östra Vätterbranterna ifrågasättas till vilken grad de förutsäger verkliga ekologiska processer såsom möjlighet till spridning och kolonisation mellan patcher.

Connectance index gav låg konnektivitet när landskapet testades för 200 meter, som är ett kort spridningsavstånd som valdes med hänsyn till de arter av insekter som lever i hålträd efter Ranius och Hedin (2000). Resultatet indikerar på att det är svårt för de här insekterna och andra arter med korta spridningsavstånd, till exempel snäckor, att kunna sprida sig mellan patcher och därmed att framgångsrikt kolonisera nya patcher. Resultatet kan tyda på att det finns risk för isolering av populationer av de svårspridda arterna.

Sammanställningen av de rödlistade arterna i Östra Vätterbranternas biosfärskandidatområde av Jonsson (2004) är sex år gammal. Därför kan antalet rödlistade arter som nu finns i Östra Vätterbranterna vara annorlunda. Det kan ha tillkommit fler arter som hittats senare eller blivit rödlistade sedan dess. En del arter som då var rödlistade är nu livskraftiga och finns inte med på 2010 års rödlista. Alla arter som denna studie är inriktad på är dock fortfarande rödlistade enligt SLU (2010).

För de mulmlevande insekterna begränsas deras utbredning av mängden lämpliga hålträd. Detta har inte undersökts i studien och i produktionsbestånd av ädellövskog kan man tänka sig att de lämpliga substraten är få. Hagmarker är ofta de platser där de lämpliga substraten hittas

för skalbaggar då de träd som lämnas där ofta är tillräckligt gamla för att bilda mulm (Niklasson och Nilsson, 2005). En del insekter kräver också värme som uppstår i solbelysta träd, så i ett slutet bestånd kan de ha svårt att hitta lämpliga substrat (SLU, 2010). Detta är ytterligare habitatkrav som inte har tagits hänsyn till i studien. För att ytterligare kartlägga dessa svårspredda insekters möjligheter att fortleva vore det lämpligt att utföra ytterligare studier där de övriga habitatkraven utöver ädellöv tas hänsyn till. I denna studie kan det dock förväntas att de inventerade områdena är de som har de mest verklighetsöverensstämmande resultaten då det här finns många nyckelbiotoper där oftast inte bedrivs intensiv produktion och att därmed fler träd lämnas att bli gamla.

De rödlistade arter av snäckor som lever i ädellövmiljöer i Östra Vätterbranterna har möjligtvis ännu kortare spridningsavstånd vad gäller aktiv spridning än insekterna som lever i hålträd (Edenhamn et al, 1999; Jonsson, 2004). Eftersom de kräver en fuktig miljö så är den slutna ädellövskogen den miljö där de förmodas finnas och det gör att antalet lämpliga patcher är mindre än om de också skulle trivas där skogen är mindre sluten (SLU, 2010). Att låta fuktiga ädellövskogsområden lämnas till fri utveckling är den bästa åtgärden för bevarandet av snäckorna. Det är därför mycket viktigt att de områden där de finns i dagsläget skyddas. Insatserna bör inriktas på mikromiljön där snäckorna lever. Konnektivitetsstudier är kanske inte så tillämpningsbara när det gäller bevarandet av snäckorna.

Svårigheterna med att hitta vetenskapliga källor om de rödlistade arternas spridningsförmåga har varit en begränsning i studien. Då spridning och kolonisation är så komplexa ekologiska processer som påverkas av många olika faktorer kommer det alltid vara en förenkling att dra generella slutsatser om en enskild arts spridningsförmåga (Edenhamn et al 1999). Att dra slutsatser om arters spridningsförmåga utifrån andra arter med liknande habitatkrav innebär ytterligare en förenkling. Det är en för framtiden viktig fråga att studera hotade arters spridningsförmåga närmare, då kunskap om den gör att sannolikheten att kunna vidta framgångsrika åtgärder på landskapsnivå för deras bevarande ökar. Resultaten från beräkningarna av ENN kan tänkas bli användbara i framtiden då de kan jämföras med spridningsavstånd för arter som inte finns med i denna studie.

En ytterligare intressant utökning av studien vore att undersöka ädellövskogens utveckling över tid. Har den blivit mer fragmenterad eller mindre? Har en area förlust skett och fortsätter den att ske? Intressant är också att veta om det finns planer på att öka mängden skyddad skog för att öka de hotade arternas chanser till fortlevnad i Östra Vätterbranterna. När det gäller de områden som bedömts som ädellövskog eller ädellövförekomst från flygbildstolkningen vore det intressant att ta reda på vilka områden som utgörs av produktionsskog och vilka som får utvecklas mer fritt, då detta är en stor avgörande faktor för dessa patchers kvalitet som habitat för många arter. Detta på grund av bristen på grövre död ved och äldre träd i produktionsskog som sänker dess lämplighet som habitat för alla arter som är beroende av dessa substrat (Niklasson och Nilsson, 2005).

Vad resultaten innebär för den biologiska mångfalden i Östra Vätterbranterna blir olika beroende på om man ser till enbart ädellövskogen eller också till ädellövförekomst. Även

vilka källor som räknas med påverkar den övergripande bedömningen av tillståndet för ädellövslogen i Östra Vätterbranterna. Om enbart de inventerade områdena räknas med så ser resultaten inte positiva ut för bevarandet av de mest hotade arterna och därmed den biologiska mångfalden som helhet. Ett argument att bara se till de inventerade områdena är att naturvärdena där är dokumenterade och i allmänhet höga. Ett argument mot att bara räkna med de inventerade områdena är att många områden med ädellövslog och ädellövförekomst missas som kommer fram om också flygbildstolkningen tas med. Om flygbildstolkningen räknas med ser situationen för den biologiska mångfalden genast mindre nedslående ut.

Denna typ av landskapsekologiska studier är tillämpbara inom naturvård främst genom att ge en överblick på landskapsnivå om tillstånd för naturtyper som är av intresse för bevarandet av hotade arter. Genom att tillföra mer biologisk kunskap kan metapopulationsstudier utföras som ger en starkare koppling till de ekologiska processerna. Genom att sammanföra ett landskapsekologiskt synsätt med metapopulationsteori och bevarandebiologi kan denna vetenskapliga gren utvecklas till något mycket användbart för den praktiska naturvården.

## 7. Slutsats

Studien har lett till att ädellövmiljöernas utbredning i biosfärskandidatområde Östra Vätterbranterna har sammanställts från olika källor, både inventeringar och flygbildstolkning. Landskapsindexen konkretiserar i siffror de spatiala karaktärerna som ädellövslogen har i landskapet och ger diskussionsunderlag till hur de ekologiska processerna kan påverkas av dem. Slutsatser som kan dras från studien är att ädellövslog, särskilt den med dokumenterat höga naturvärden (inventerade områden) förekommer i liten mängd proportionellt sett i biosfärskandidatområdet. Tillsammans med ädellövförekomst blir områdena fler. I Östra Vätterbranterna finns en hög biologisk mångfald i alla sorters ädellövmiljöer, dock har de olika miljöerna olika artsammansättning och många arter är knutna till specifika substrat i sin miljö, till exempel hålträdd eller död ved. Det är därför viktigt att se till varje enskild typ av ädellövmiljö, dess kvalitet som habitat för de hotade arterna samt hur man bäst ska bevara de arter som lever i den.

För att kunna ha användning av den här typen av landskapsekologiska studier, framför allt beräkningarna av konnektivitet, krävs mer kunskap om de hotade arternas spridningsförmåga. Resultaten av fractal dimension var svårtolkade men indikerar på en relativt liten kanteffekt hos patcherna. Hur valda artgrupper påverkas av detta har inte undersökts närmare.

Sammanfattningsvis kan studien ge en överblicksbild av tillståndet för ädellövslogen i Östra Vätterbranterna på landskapsnivå och har på så sätt uppfyllt sitt syfte. Det krävs dock ytterligare studier och mer kunskap om framför allt spridningsförmåga hos de hotade arterna för att kunna bedöma tillståndet för ädellövslogen i Östra Vätterbranterna ur bevarandesynpunkt.

## 8. Referenser

Edenhamn, P. Ekendahl, A. Lönn, M. Pamilo, P. 1999. Spridningsförmåga hos svenska växter och djur. Naturvårdsverket rapport 4964.

Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. NATURE Vol. 396, 5 November 1998. pp 41-49

Hanski, I. 2001. Spatially realistic theory of metapopulation ecology. Naturwissenschaften (2001) 88: 372–381

Jonegård, S. 2010. Skogsstyrelsen Jönköpings distrikt. Tfn.: +46 (0)36-19 62 02. Fax +46 (0)36-71 82 39. E-post: simon.jonegard@skogsstyrelsen.se

Jonsson, P. 2004. Östra Vätterbranternas naturvärden – arter, miljöer och dellandskap. [[http://www.lansstyrelsen.se/NR/rdonlyres/F8607E1A-2C7A-4347-872C-20CCA9DB5511/0/2004\\_35\\_webb.pdf](http://www.lansstyrelsen.se/NR/rdonlyres/F8607E1A-2C7A-4347-872C-20CCA9DB5511/0/2004_35_webb.pdf)]. Hämtad 2010-04-14

Jordbruksverket. 2009. Ladda ner kartskikt.

[<http://www.sjv.se/etjanster/etjanster/tuva/laddanerkartskikt.4.2ce1c8ad1213e6b28d48000866.html>]. Hämtad 2010-03-29.

Klinkenberg, B. 2010. Lab 2: Exploring Fragstats.

[<http://www.geog.ubc.ca/courses/geog471/labs/lab2.htm>]. Hämtad 2010-04-19

Krebs, C. J. 2009. Ecology. Pearson Education.

Lantmäteriet. 2010. Gratis digitala Sverigekartor – Presentation.

[[http://www.lantmateriet.se/templates/LMV\\_Page.aspx?id=9082](http://www.lantmateriet.se/templates/LMV_Page.aspx?id=9082)]. Hämtad 2010-04-23.

Lundqvist, H. 2010. GIS-samordnare Länsstyrelsen i Jönköpings län. E-post:

henrik.lundqvist@lansstyrelsen.se

Länsstyrelsernas GIS-tjänster. 2010. [<http://gis.lst.se/lstgis/>]. Hämtad 2010-03-29

MaB Sverige. 2009. Den officiella hemsidan för svenska MaB.

[<http://biosfaromrade.org/mab2009/>]. Hämtad 2010-05-18

Mac Arthur, R. H. Wilson, E. O. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press.

[<http://www.google.com/books?hl=sv&lr=&id=a10cdkywhVgC&oi=fnd&pg=PR7&dq=island+biogeography+macarthur+wilson&ots=Re92BDUhAI&sig=TH8Nf6QBeTL7AfGM2mOBUAz5w4Q#v=onepage&q&f=false>]

McGarigal, K. S. A. Cushman, M. C. Neel, and E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps.

[[www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html)]. Hämtad 2010-04-07

Miljömålsrådet. 2009. Miljömålen - i halvtid, de facto 2009. Naturvårdsverket

- Niklasson, M. Nilsson, S. G. 2005. Skogsdynamik och arters bevarande. Studentlitteratur.
- Ranius, T. Hedin, J. 2000. The Dispersal Rate of a Beetle, *Osmoderma eremita*, Living in Tree Hollows. *Oecologia*, Vol. 126, No. 3 (2001), pp. 363-370
- Rutledge, D. 2003. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? DOC Science Internal Series 98. Department of Conservation, Wellington.
- Saura, S. Torras, O. Gil-Tena, A. Pascual-Hortal, L. 2008. Shape Irregularity as an Indicator of Forest Biodiversity and Guidelines for Metric Selection. Ur: R. Laforzezza et al. (eds.). *Patterns and Processes in Forest Landscapes*. Springer Science+Business Media B.V.
- Skogsstyrelsen. 2009.  
[<http://www.skogsstyrelsen.se/episerver4/templates/SNormalPage.aspx?id=35962>]. Hämtad 2010-04-14
- SLU. 2010. Artdatabanken.  
[<http://snotra.artdata.slu.se/artfakta/GetSpecies.aspx?SearchType=Advanced>]. Hämtad 2010-04-14
- Turner, M. G. 1989. Landscape Ecology: The Effect of Patter on Process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 1989:20:171-197
- Weimarsson, A-S. 2009. Korta fakta om Vättern.  
[[http://www.lst.se/jonkoping/projektwebbar/fiskaiavattern/Fakta+om+Vattern/Korta\\_fakta\\_om\\_Vattern.htm](http://www.lst.se/jonkoping/projektwebbar/fiskaiavattern/Fakta+om+Vattern/Korta_fakta_om_Vattern.htm)]. Hämtad 2010-05-18
- Wiens, J. A. 2002. Central Concepts and Issues of Landscape Ecology. Ur: Gutzwiller, K. J. (ed.). *Applying landscape ecology in biological conservation*. –Springer-Verlag.  
[<http://www.google.com/books?id=ihPAb5pxiH0C&printsec=frontcover&dq=Applying+Landscape+Ecology+in+Biological+Conservation&lr=&hl=sv&cd=1#v=onepage&q=&f=false>]
- Winfrey, R. Dushoff, J. Crone, E. E. Schultz, C. B. Budny, R. V. Williams, N. M. Kremen, C. 2005. Testing Simple Indices of Habitat Proximity. *The American Naturalist* vol. 165, no. 6 pp 707-717
- Östra Vätterbranternas biosfärområde. 2009.  
[[http://www.ostravatterbranterna.se/index.php?option=com\\_content&view=section&layout=blog&id=4&Itemid=28](http://www.ostravatterbranterna.se/index.php?option=com_content&view=section&layout=blog&id=4&Itemid=28)]. Hämtad 2010-05-10

Lunds Universitets Naturgeografiska institution. Seminarieuppsatser. Uppsatserna finns tillgängliga på Naturgeografiska institutionens bibliotek, Sölvegatan 12, 223 62 LUND. Serien startade 1985. Uppsatserna är även tillgängliga på <http://www.geobib.lu.se/>

The reports are available at the Geo-Library, Department of Physical Geography, University of Lund, Sölvegatan 12, S-223 62 Lund, Sweden.

Report series started 1985. Also available at <http://www.geobib.lu.se/>

111. Tränk, L., (2005): Kadmium i skånska vattendrag – en metodstudie i föroreningsmodellering.
112. Nilsson, E., Svensson, A.-K., (2005): Agro-Ecological Assessment of Phonxay District, Luang Phrabang Province, Lao PDR. A Minor Field Study.
113. Svensson, S., (2005): Snowcover dynamics and plant phenology extraction using digital camera images and its relation to CO<sub>2</sub> fluxes at Stordalen mire, Northern Sweden.
114. Barth, P. von., (2005): Småvatten då och nu. En förändringsstudie av småvatten och deras kväveretentionsförmåga.
115. Areskoug, M., (2005): Planering av dagsutflykter på Island med nätverkanalys
116. Lund, M., (2005): Winter dynamics of the greenhouse gas exchange in a natural bog.
117. Persson, E., (2005): Effect of leaf optical properties on remote sensing of leaf area index in deciduous forest.
118. Mjöfors, K., (2005): How does elevated atmospheric CO<sub>2</sub> concentration affect vegetation productivity?
119. Tolleback, E., (2005): Modellering av kväveavskiljningen under fyra år i en anlagd våtmark på Lilla Böslid, Halland
120. Isacson, C., (2005): Empiriska samband mellan fältdata och satellitdata – för olika bokskogsområden i södra Sverige.
121. Bergström, D., Malmros, C., (2005): Finding potential sites for small-scale Hydro Power in Uganda: a step to assist the rural electrification by the use of GIS
122. Magnusson, A., (2005): Kartering av skogsskador hos bok och ek i södra Sverige med hjälp av satellitdata.
123. Levallius, J., (2005): Green roofs on municipal buildings in Lund – Modeling potential environmental benefits.
124. Florén, K., Olsson, M., (2006): Glacifluviala avlagrings- och erosionsformer i sydöstra Skåne – en sedimentologisk och geomorfologisk undersökning.
125. Liljewalch-Fogelmark, K., (2006): Tågbuller i Skåne – befolkningens exponering.
126. Irminger Street, T., (2006): The effects of landscape configuration on species richness and diversity in semi-natural grasslands on Öland – a preliminary study.
127. Karlberg, H., (2006): Vegetationsinventering med rumsligt högupplösande satellitdata – en studie av QuickBird-data för kartläggning av gräsmark och konnektivitet i landskapet.
128. Malmgren, A., (2006): Stormskador. En fjärranalytisk studie av stormen Gudruns skogsskador och dess orsaker.
129. Olofsson, J., (2006): Effects of human land-use on the global carbon cycle



- during the last 6000 years.
- 130 Johansson , T., (2006): Uppskattning av nettoprimärproduktionen (NPP) i stormfällan efter stormen Gudrun med hjälp av satellitdata.
- 131 Eckeskog, M., (2006): Spatial distribution of hydraulic conductivity in the Rio Sucio drainage basin, Nicaragua.
- 132 Lagerstedt, J., (2006): The effects of managed ruminants grazing on the global carbon cycle and greenhouse gas forcing.
- 133 Persson, P., (2007): Investigating the Impact of Ground Reflectance on Satellite Estimates of Forest Leaf Area Index
- 134 Valoczi, P. (2007): Koldioxidbalans och koldioxidinnehållsimulering av barrskog i Kristianstads län, samt klimatförändringens inverkan på skogen.
- 135 Johansson, H. (2007): Dalby Söderskog - en studie av trädarternas sammansättning 1921 jämfört med 2005
- 137 Kalén, V. (2007): Analysing temporal and spatial variations in DOC concentrations in Scanian lakes and streams, using GIS and Remote Sensing
- 138 Maichel, V. (2007): Kvalitetsbedömning av kväveretentionen i nyanlagda våtmarker i Skåne
- 139 Agardh, M. (2007): Koldioxidbudget för Högestad – utsläpp/upptag och åtgärdsförslag
- 140 Peterz, S. (2007): Do landscape properties influence the migration of Ospreys?
- 141 Hendrikson, K. (2007): Småvatten och groddjur i Täby kommun
- 142 Carlsson, A. (2008): Antropogen påverkan i Sahel – påverkar människans aktivitet NDVI uppmätt med satellit.
- 143 Paulsson, R. (2008): Analysing climate effect of agriculture and forestry in southern Sweden at Högestad & Christinehof Estate
- 144 Ahlstrom, A. (2008): Accessibility, Poverty and Land Cover in Hambantota District, Sri Lanka. Incorporating local knowledge into a GIS based accessibility model.
- 145 Svensson T. (2008): Increasing ground temperatures at Abisko in Subarctic Sweden 1956-2006
- 146 af Wählberg, O. (2008): Tillämpning av GIS inom planering och naturvård - En metodstudie i Malmö kommun.
- 147 Eriksson, E. och Mattisson, K. (2008): Metod för vindkraftslokalisering med hjälp av GIS och oskarp logik.
- 148 Thorstensson, Helen (2008): Effekterna av ett varmare klimat på fenologin hos växter och djur i Europa sedan 1950.
- 149 Raguz, Veronika (2008): Karst and Waters in it – A Literature Study on Karst in General and on Problems and Possibilities of Water Management in Karst in Particular.
- 150 Karlsson, Peggy (2008): Klimatförändringarnas inverkan på de svenska vägarna.
- 151 Lyshede, Bjarne Munk (2008): Rapeseed Biodiesel and Climate Change Mitigation in the EU.
- 152 Sandell, Johan (2008): Detecting land cover change in Hambantota district, Sri Lanka, using remote sensing & GIS.
- 153 Elgh Dalgren, Sanna (2008): vattennivåförändringar i Väneren och dess inverkan på samhällsbyggnaden I utsatta städer
- 154 Karlgård, Julia (2008): Degrading palsa mires in northern Europe: changing vegetation in an altering climate and its potential impact on greenhouse gas

- fluxes.
- 155 Dubber, Wilhelm and Hedbom, Mari (2008) Soil erosion in northern Loa PDR – An evaluation of the RUSLE erosion model
- 156 Cederlund, Emma (2009): Metodgranskning av Klimatkommunernas lathund för inventering av växthusgasutsläpp från en kommun
- 157 Öberg, Hanna (2009): GIS-användning i katastrofdrabbade utvecklingsländer
- 158 Marion Früchtl & Miriam Hurkuck (2009): Reproduction of methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions
- 159 Florian Sallaba (2009): Potential of a Post-Classification Change Detection Analysis to Identify Land Use and Land Cover Changes. A Case Study in Northern Greece
- 160 Sara Odelius (2009): Analys av stadsluftens kvalitet med hjälp av geografiska informationssystem.
- 161 Carl Bergman (2009): En undersökning av samband mellan förändringar i fenologi och temperatur 1982-2005 med hjälp av GIMMS datasetet och klimatdata från SMHI.
- 162 Per Ola Olsson (2009): Digitala höjddata och höjdsystem. Insamling av höjddata med fokus på flygburen laserskanning.
- 163 Johanna Engström (2009): Landskapets påverkan på vinden -sett ur ett vindkraftperspektiv.
- 164 Andrea Johansson (2009): Olika våtmarkstypers påverkan på CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O och CO<sub>2</sub> utsläpp, och upptag av N<sub>2</sub>.
- 165 Linn Elmlund (2009): The Threat of Climate Change to Coral Reefs
- 166 Hanna Forssman (2009): Avsmältningen av isen på Arktis - mätmetoder, orsaker och effekter.
- 167 Julia Olsson (2009): Alpina trädgränsens förändring i Jämtlands- och Dalarnas län över 100 år.
- 168 Helen Thorstensson (2009): Relating soil properties to biomass consumption and land management in semiarid Sudan – A Minor Field Study in North Kordofan
- 169 Nina Cerić och Sanna Elgh Dalgren (2009): Kustöversvämningar och GIS - en studie om Skånska kustnära kommuners arbete samt interpolationsmetodens betydelse av höjddata vid översvämningssimulering.
- 170 Mats Carlsson (2009): Aerosolers påverkan på klimatet.
- 171 Elise Palm (2009): Övervakning av gåsbete av vass – en metodutveckling
- 172 Sophie Rychlik (2009): Relating interannual variability of atmospheric CH<sub>4</sub> growth rate to large-scale CH<sub>4</sub> emissions from northern wetlands
- 173 Per-Olof Seiron and Hanna Friman (2009): The Effects of Climate Induced Sea Level Rise on the Coastal Areas in the Hambantota District, Sri Lanka - A geographical study of Hambantota and an identification of vulnerable ecosystems and land use along the coast.
- 174 Norbert Pirk (2009): Methane Emission Peaks from Permafrost Environments: Using Ultra-Wideband Spectroscopy, Sub-Surface Pressure Sensing and Finite Element Solving as Means of their Exploration
- 175 Hongxiao Jin (2010): Drivers of Global Wildfires — Statistical analyses
- 176 Emma Cederlund (2010): Dalby Söderskog – Den historiska utvecklingen
- 177 Lina Glad (2010): En förändringsstudie av Ivösjöns strandlinje
- 178 Erika Filppa (2010): Utsläpp till luft från ballastproduktionen år 2008
- 179 Karolina Jacobsson (2010): Havsisens avsmältning i Arktis och dess effekter

- 180 Mattias Spångmyr (2010): Global effects of albedo change due to urbanization
- 181 Emmelie Johansson & Towe Andersson (2010): Ekologiskt jordbruk - ett sätt att minska övergödningen och bevara den biologiska mångfalden?
- 182 Åsa Cornander (2010): Stigande havsnivåer och dess effekt på låglänta länder
- 183 Linda Adamsson (2010): Landskapsekologisk undersökning av ädellövskogen i Östra Vätterbranterna