

Lunds Universitets Naturgeografiska Institution

Seminarieuppsatser Nr. 73

**En studie av landskapsindex för kvantifiering av rumsliga
landskapsmönster**

Anna-Karin Rasmusson



2000
Department of Physical Geography,
Lund University
Sölvegatan 13, S-221 00 Lund,
Sweden



ABSTRACT

A need to develop methods for quantifying the landscape in means of improving the monitoring of the biological diversity has become more necessary in recent years. Landscape indices are one way of quantifying the landscape. The method gives an opportunity to treat data statistically and to compare the patterns on different scales.

The aim of the paper is to evaluate two indices, a shape index and a diversity index. The shape index(S) is further calculated as two equations, considering the area dependency (S1-index) and the lack of area dependency (S2-index), respectively. The indices are further calculated in two different scales for analyzing the sensitivity to variation of the patch shape. In order to see if areas with a dominant land cover have a specific index value, the indices were also calculated for three subsets: An agricultural area, a pasture area and a forested area. CIR - aerial photographs and TM satellite imagery for Sillaröd and surroundings, eastern Scania, were classified. The areas and perimeters of the patches in the classified images were calculated.

The shape indices show a variation between the existing land cover types. The trends between S1 and S2 differ though: The S1-index shows a high value for patches with a small interior area while the S2-index shows a high value for patches with a complex edge. Though the indices can be difficult to interpret, together they can show the variation in patch size and shape of the landscape. Calculations of standard deviation and area enhance the result interpretation. The diversity index varies with different landscapes, with higher values in landscape of more even spread land cover types and lower values in landscapes containing a few and dominant land cover types. The diversity index can be useful in monitoring the biological diversity when controlling the heterogeneity of the landscape.

The diversity index describes the three subsets satisfyingly, but the shape index is less useful for identifying various biotopes. In deciding between using CIR aerial photographs and satellite imagery, classifying time and the aim of the study should be considered. When monitoring a small area, data with finest grain available should be used, in this case CIR - aerial photographs. When analyzing bigger spatial patterns, satellite imagery is a good alternative.

A biological inventory in the field area would have given the study a more practical application. The quantified analyses could have been compared with true qualitative data. Still, landscape indices are a meaningful tool in monitoring and decision-making of the ecological landscape.

FÖRORD

Examensarbetet (20 poäng) ingår som sista kurs och del i utbildningsprogrammet matematisk-naturvetenskaplig utbildning (160 poäng) vid Naturgeografiska institutionen, Lunds universitet. Godkänt examensarbete ger författaren titeln Filosofie Magister i ämnet Naturgeografi. Handledare för examensarbetet var FD Karin Hall.

Uppsatsen riktar sig främst till naturgeografer med intresse för ekologisk teori, men även till ekologer med intresse för nya metodiktillämpningar inom ekologi.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

ABSTRACT.....	1
FÖRORD	2
1. INLEDNING	5
2. SYFTE	7
3. BAKGRUND	9
3.1 Landskapsekologins grunder.....	9
3.2 Landskapsekologisk terminologi.....	10
3.3 Struktur, funktion och förändring.....	10
3.4 Landskapsekologiska teorier	11
3.4.1 Den ö-biogeografiska teorin.....	11
3.4.2 Metapopulationsteorin.....	12
3.4.3 Konnektivitetsteorin.....	12
3.5 Patcher	12
3.5.1 Patchens storlek och form	12
3.5.2 Patchens gränsskikt	13
3.5.3 Patchens orientering.....	14
3.6 Landskapsdiversitet.....	14
3.7 Landskapsindex	15
3.8 Skala.....	16
4. BESKRIVNING AV ARBETSOMRÅDET	17
5. MATERIAL OCH METODIK	19
5.1 Material	19
5.2 Klassificering av IR-flygbilder	19
5.3 Klassificering av satellitbilden.....	20
5.4 Noggrannhetsutvärdering.....	20
5.5 Landskapsindex	20
5.5.1 Formindex.....	20
5.5.2 Diversitetsindex	21

6. RESULTAT	23
6.1 Formindex	23
6.1.1 Hela landskapet	23
6.1.2 Åkerbygden	24
6.1.3 Mellanbygden	25
6.1.4 Skogsbygden	26
6.2 Diversitetsindex	28
7. DISKUSSION	29
7.1 Formindex	29
7.1.1 Hela landskapet	29
7.1.2 Åkerbygden	29
7.1.3 Mellanbygden	29
7.1.4 Skogsbygden	30
7.1.5 Sammanfattningsvis för formindexet	30
7.2 Diversitetsindex	31
7.3 Landskapsindex och skala	32
8. SAMMANFATTNING OCH SLUTSATS	35
9. REFERENSER	37
APPENDIX A	41
APPENDIX B	42
APPENDIX C	43
APPENDIX D	44
APPENDIX E	46

1. INLEDNING

Biologisk mångfald innebär variationsrikedom bland alla levande organismer i alla miljöer, på land och i vatten. Den grundläggande förutsättningen för bevarandet av biologisk mångfald är genom att bevara ekosystemen i den miljö de utvecklas. Frågan om biologisk mångfald lyftes till en högre politisk nivå genom FNs konferens om miljö och utveckling i Rio 1992. Sverige godkände konventionen om biologisk mångfald och har därmed förbundit sig att ta hänsyn till bevarande och hållbart utnyttjande. Åtgärder skall vidtas för att undvika skadliga effekter idag och i framtiden. Utveckling av snabba och noggranna metoder för landskapsanalys, det vill säga övervakning av landskap och biologisk mångfald, har därför mycket hög internationell prioritet. Även länsstyrelserna i Sverige prioriterar metodutvecklingen i sin planeringsverksamhet (Cousins och Ihse, 1998).

På grund av landskapsanalysens komplexitet har behovet av att kvantifiera landskapets ekologiska egenskaper vuxit fram. Geografin kan här ge ett viktigt bidrag till ekologin genom att ge en tidseffektiv överblick över landskapet, dess olika ekosystem och sammansättning (Ihse, 1994). En metod för kvantifiering av landskap är med så kallade *landskapsindex*.

Landskapsindex beräknas oftast från klassificerade markanvändningsdata i geografiska informationssystem (GIS). Indexen ger en möjlighet att statistiskt analysera data och jämföra landskapets mönster på olika skalor. Omfattande internationella forskningsstudier visar goda möjligheter att med landskapsindex förklara landskapets ekologiska struktur, som i sin tur påverkar organismers funktion i landskapet (Gustafson, 1998; Hulshoff, 1995; Turner, 1990).

2. SYFTE

I uppsatsen appliceras geografisk metodik på ekologisk teori. Den övergripande målsättningen med arbetet är att fördjupa kunskapen inom det tvärvetenskapliga ämnesområde som utvecklas i gränsskiktet mellan geografi och ekologi. Uppsatsen har följande delmål:

- **Utvärdera internationellt utvecklade landskapsindex för undersökning av hur väl dessa beskriver ett svenskt landskap:** I studien ingår ett diversitetsindex, som beskriver de olika markanvändningsklassernas relativa storleksutbredning samt ett formindex, som beräknar en individuell *patches* ("markanvändningsyta") form. Formindexet beräknas på två sätt, beroende på om patchens storleksberoende inkluderas eller ej.
- **Jämföra landskapsindexen för olika svenska landskapstyper; åkerbygd, mellanbygd samt skogsbygd** i de bägge skalorna. Jämförelsen görs för att undersöka om en viss naturtyp i ett begränsat område kan erhålla ett specifikt värde. Detta skulle i såfall vara till stor nytta vid landskapsövervakning.
- **Jämföra landskapsindexens informationsinnehåll med avseende på olika skalor.** Eftersom ett landskaps form och fragmentering förändras med skalan, påverkas även indexresultaten. Indexen beräknas därför både för IR-flygbild och satellitbild för undersökningar av skalans påverkan.

3. BAKGRUND

Landskapsekologin är en relativt ny del av naturgeografin i Sverige. Uppsatsen inleds därför med ett kapitel om grundläggande landskapsekologisk teori.

3.1 Landskapsekologins grunder

Landskap kan observeras från många olika perspektiv: estetiskt, arkitektoniskt och ekologiskt. Enligt Forman och Godron, 1986 kan landskap definieras som ett heterogent landområde, det vill säga ett kluster av samverkande ekosystem (appendix A) som upprepas i liknande form över området. Ett landskap består av åtskilliga biotoper (appendix A) (Ihse, 1994). Enligt definition av Turner och Gardner, 1991 varierar landskapets storlek från ett till tusen hektar. Även om områden med en diameter på mindre än ett hundratal meter över landskapet anses vara för litet, kan landskapsekologins principer tillämpas på alla skalor (Forman och Godron, 1986). Flygbilder används ofta till att beskriva landskapets ekosystem och dess gränser (Ihse, 1994).

Ekologin i ett landskap beskriver växternas och djurens samspel i omgivningen både genom biotiska och abiotiska faktorer. Samspelet mellan faktorerna är komplext. Varje organism påverkas inte enbart av den abiotiska omgivningen, utan utövar även en påverkan på landskapet. Växt- och djurpopulationer har olika kriterier som måste uppfyllas av omgivningen. Konkurrens uppstår därmed mellan olika populationer (appendix A), till stor del om föda och habitat för djur samt vatten, näringsämnen och ljus för växter. Två populationer kan framgångsrikt utnyttja varandra, medan i andra situationer är den ena populationen den andras föda. Alla populationer som är på ett eller annat sätt länkade till varandra utgör ett samhälle. De abiotiska faktorerna påverkar därmed till stor del grundförutsättningarna för landskapets utseende. De biotiska faktorerna medverkar till landskapets förändring genom tiden (Smith och Smith, 1998).

Landskapsekologin sätter de ekologiska begreppen i en vidare rums- och tidsskala. Landskapsekologi beskrivs som ekologisk geografi, det vill säga ett geografiskt sätt att se på landskapet och dess ekologiska funktioner. Fördelning och utbredning förklaras med kartor. Ekologin kompletterar geografin genom att sätta specifika ekologiska värden till geografernas linjer och punkter. En analys kan därmed göras av mönster, flöden och funktioner som sker i landskapet. Den moderna landskapsekologin har till största del studerat djur och deras spridning. Mycket litet är gjort med utgångspunkt från växtsamhällen (Ihse, 1994).

De grundläggande dragen för landskapsekologin uppkom på 1950-talet från europeiska traditioner av regional geografi och växtekologi (Dramstad *et al.*, 1996; Forman och Godron, 1995). Mellan 1950- och 1980-talen tillkom flera viktiga komponenter till landskapsekologin, vilket medförde att vetenskapen kunde sättas samman. Termen landskapsekologi började användas när flygbilder alltmer utnyttjades i större utsträckning. Fokus blev på särskilda rumsliga mönster i en del av landskapet, där ekosystem samverkade med dess fysiska omgivning. Landskapsarkitektur och –planering började att integreras i landskapsekologin under perioden. Sedan ungefär 1980 har landskapsmosaikerna stått i centrum. Idag används landskapsekologin både i mer naturliga landskap och i områden med stor mänsklig påverkan, det vill säga även i bebyggda områden (Dramstad *et al.*, 1996).

Landskapsekologins integrering i markanvändningsplanering och –åtgärder har påbörjats. Ämnet utvecklas även mot en mer teoretisk forskning mot ekologiska processer. En stor

mängd praktiska tillämpningar utvecklas kontinuerligt. Det senaste decenniet har modeller alltmer tillämpats inom landskapsekologin. Modeller är nödvändiga för landskapsstudier eftersom experimenten ofta inte kan genomföras i den nödvändiga rumsliga eller temporala skalan. Länknigen mellan GIS och fjärranalys till modeller påbörjades i början av 1990-talet och ett stort antal funktionella modeller har byggts (Turner och Gardner, 1991). I Sverige finns goda möjligheter att studera kulturlandskapets förändring i modern tid med hjälp av flygbilder. Speciellt IR-färgbilder är utmärkta för att ge en ekologisk detaljkunskap och för att följa både kvantitativa som kvalitativa förändringar av såväl landskapet som olika biotoper. Satellitbilder används främst för att studera förändringar i markanvändning de senaste 20 åren (Ihse, 1994).

3.2 Landskapsekologisk terminologi

Ett stort antal termer används inom landskapsekologin. Vissa är ständigt återkommande och bör därför definieras:

Landskapets största beståndsdel är *matrixet*, det vill säga ekosystemet i bakgrunden eller den vanligast förekommande markanvändningstypen i landskapet, karaktäriserad av ett utbrett marktäckte, hög konnektivitet och/eller stor kontroll över landskapsdynamiken (Forman, 1995). En *patch* består av en relativt homogen yta som skiljer sig från sin omgivning, som till exempel en skogsdunge eller en asfalterad yta. Utseendet på patcher kan variera, som stora eller små, runda eller avlånga, eller raka eller veckade gränser (Forman, 1995). I uppsatsen delas patcher upp efter markanvändningstyp. Eftersom ingen tillräckligt bra svensk motsvarighet finns för termen, används den engelska termen i uppsatsen. För att få ett flytande språk försvenskas termen.

En smal remsa av en specifik markanvändningstyp, som skiljer sig ifrån omgivande markanvändningstyper, kallas *korridor*. Korridorer har åtskilliga viktiga funktioner, inklusive som spridningsväg, barriärer och habitat (appendix A) (Forman, 1995). Åar, floder och trädalléer anses som viktiga spridningsvägar medan vägar, järnvägar och kraftledningar är exempel på barriärer (Dramstad *et al.*, 1996). *Konnektivitet* är ett mått på hur väl kontinuerligt ett nätverk av korridorer eller ett matrix är. Funktionell konnektivitet visar hur en yta är förbunden för en viss process, som för ett djur som förflyttar sig genom olika typer av landskapselement (Forman, 1995). *Mosaik* är benämningen på mönstret av patcher, korridorer och matrix (Forman, 1995).

3.3 Struktur, funktion och förändring

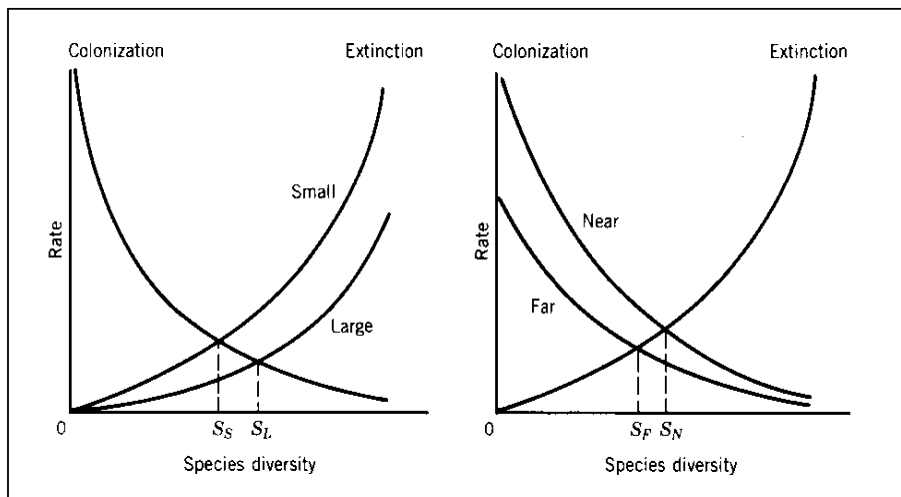
Tre landskapsegenskaper som är speciellt viktiga att ta hänsyn till är struktur, funktion och förändring (Forman och Godron, 1986). Med *struktur* menas de rumsliga förhållanden mellan olika ekosystem, det vill säga spridningen av energi, materia och arter i förhållande till storlek, form, antal, sort och sammansättning på landskapets komponenter. *Funktion* omfattar samspelet mellan de olika rumsliga landskapskomponenterna. *Förändring* visar förändringen i struktur och funktion av den ekologiska mosaiken genom tiden och används mycket inom landskapsekologin (Turner och Gardner, 1990). Strukturförändringarna kan innebära förändringar i antalet patcher, patchstorlek samt antal och typ av spridningsbarriärer (Dunn *et al.*, 1991). De tre grundläggande egenskaperna är starkt relaterade till varandra. Genom att studera en av dem, är det även möjligt att få information om de andra egenskaperna (Goosens *et al.*, 1993).

3.4 Landskapsekologiska teorier

Landskapsekologin har utvecklats, enligt Ihse, 1994, till stor del från tre olika teorier:

3.4.1 Den ö-biogeografiska teorin

MacArthur och Wilson, 1967 observerade på flera öar i Stilla Havet sambandet att öar nära fastlandet består av flera arter än öar som ligger mer isolerade från fastlandet. Det observerades även att stora öar innehåller flera arter än de små öarna. De utvecklade en teori, som förklarade dessa mönster i form av kolonisering och utdöende (figur 1). Artantalet på ön representerar balansen mellan graden av kolonisering och graden av utdöende. Öar nära ett fastland har större möjlighet att koloniseras jämfört med mer avlägsna öar. Fastlandet har därmed en funktion som en artkälla ("source") (appendix A), medan ön fungerar som en artsink (appendix A), det vill säga individer migrerar till ön från fastlandet. Koloniseringsgraden är högre på större öar än på mindre öar, på grund av det större målet för potentiella kolonistörer. Sannolikheten för att artdensiteten i habitatet inte har nått sin bärkraft ("carrying capacity") (appendix A) är större på de större öarna. Risken för utdöende är högre på de små öarna än de större, där populationen är större. En stor risk på de mindre öarna är även genetisk utarmning (appendix A). Även nya öar har lägre artrikedom än äldre öar (Forman och Godron, 1986).



Figur 1. Vänster diagram visar antalet arter för stora (S_L) respektive små öars (S_S) förhållande mellan graden av kolonisering och utdöende. Höger diagramr visar samma förhållande för öar som ligger isolerade från (S_F) respektive nära fastlandet (S_N). Ursprungligen från MacArthur och Wilson, 1967 (Forman och Godron, 1986).

Enligt den öbiogeografiska jämviktsteorin är därmed öns area, isolering och ålder de stora begränsande faktorerna för arters kolonisering och utdöende, och därmed för artantalet (Forman, 1995). Öarna har sedan utvecklats i teorin att även innefatta symboliska öar, det vill säga patcher, till exempel en lövskogsdunge omgiven av åker (Ihse, 1994). Många studier påvisar den stora betydelsen av öns area. Isoleringseffekten stöds även av flertalet studier, medan öns ålderseffekt är minst dokumenterad. Åtskilliga studier efter teorin genomfördes stöder teorin, medan andra studier har visat på markant avvikande mönster. Modellen har applicerats på land med begränsad framgång. Problem med att testa modellen är den begränsade kunskapen om utdöendekvoter, svårigheten med att eliminera andra stora variabler samt svårigheter att göra lämpliga experiment (Forman och Godron, 1986).

3.4.2 Metapopulationsteorin

Metapopulationsteorin beskriver hur en samling fragmenterade patcher av samma markanvändningstyp inom nära avstånd trots allt kan uppfattas som en enda enhetlig patch (Ihse, 1994). Från varje patch sker ut- och invandring och fungerar därmed som subpopulationer (appendix A), som därmed är ihoplänkade av individernas rörelser. Detta kallas för metapopulation. Öar som ligger nära varann är därför bättre än öar som ligger långt borta (Smith och Smith, 1998). Terrestra patcher, till skillnad från havsöar, påverkas även av omgivningen. Om landskapet blockerar rörelsen till och från patchen kan artsammansättningen förändras i patchen genom att risken för inavel ökar. Den biologiska mångfalden riskeras därmed (Hanski, 1999).

3.4.3 Konnektivitetsteorin

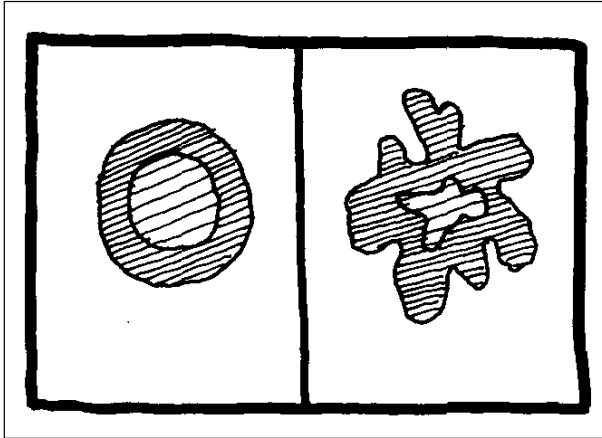
Konnektivitetsteorin beskriver hur landskapsmönstren bildar en ekologisk infrastruktur i ett nätverk med korridorer eller ”stepping stones” (appendix A) mellan öarna. En konnektivitet uppstår, vilket gör att populationerna i de olika patcherna inte isoleras och därmed riskerar genetisk utarmning (Forman och Godron, 1986). Med ”stepping stones” menas mindre patcher, som visserligen ligger isolerade från varandra, men inom ett avstånd som möjliggör arternas rörelse från en patch vidare till nästa (Dramstad *et al.*, 1996). Storleken på ”stepping stones” är relaterade till storleken på individen som använder nätverket. Konnektivitetsteorin används i mycket forskning på norra hemisfären, speciellt vid antropogena strukturer som häckar och staket. Konnektivitet används även som ett verktyg för att förstå metapopulationens betydelse (Haines-Young *et al.*, 1993).

3.5 Patcher

Landskapet består till stor del av patcher. Dessa är till en viss grad isolerade. Isoleringsgraden påverkar de förekommande arterna. Uppkomsten av vegetationspatcher brukar delas upp i fyra olika orsaker. Den första typen, restpatcher, uppkommer när en förut mer utbredd markanvändningstyp minskar till mindre isolerade ytor, som till exempel skogsdungar i åkerlandskapet. Introducerade patcher, det vill säga nya områden som inte fanns ursprungligen i landskapet räknas som en annan orsak (till exempel ny bebyggelse på landsbygden). Mer naturliga uppkomster till patcher är störningar i landskapet genom bränder och stormar, samt naturresurser som isoleras på grund av närliggande förändringar av biotiska eller abiotiska faktorer, exempelvis våtmark omgiven av bebyggelse (Dramstad *et al.*, 1996).

3.5.1 Patchens storlek och form

Fastän få data finns tillgängliga, anses en stor patch totalt innehålla fler arter än åtskilliga små. Skillnaden kommer ifrån att alla patcher har ungefär samma innehåll av kantarter, medan de stora patcherna oftast innehåller känsliga innandömesarter (Forman och Godron, 1986). Om en stor patch delas i två mindre patcher, leder det till minskning i antal och storlek hos innandömesarternas populationer, medan en ökning sker för brynarternas populationer (Dramstad *et al.*, 1996).

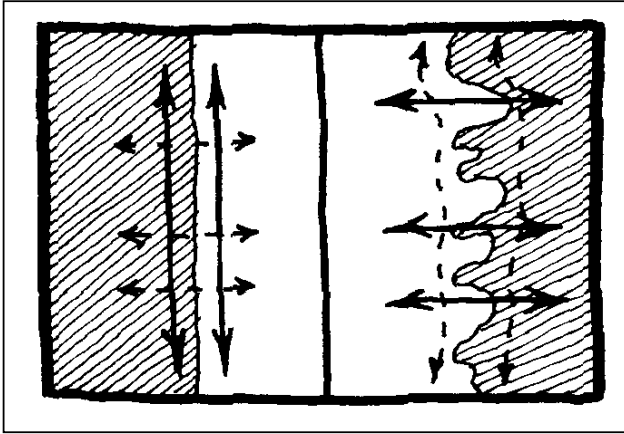


Figur 2. En isodiametrisk patch (till vänster) har en större relativ inandömesstorlek än en oregelbundet formad patch (till höger) (Dramstad *et al.*, 1996).

Det finns inte så mycket dokumenterat om effekterna av formen på en patch. Studier görs kontinuerligt för att försöka påvisa sambandet mellan patchens form och arternas dynamik. En isodiametrisk patch, som en cirkel eller kvadrat, består till största del av inandöme medan en rektangulär patch av samma area har proportionellt mindre inandöme och mycket mer bryn. En smal patch av samma area som den kvadratiske, kan så gott som endast bestå av bryn. Detsamma gäller för en oregelbundet formad patch med stor perimeter(omkrets) i förhållande till dess area (figur 2) (Forman och Godron, 1986). Fenomenet kallas bryneffekt. Bryneffekten påverkas av mängden bryn tillgänglig, det vill säga dess längd och bredd samt graden av kontrast mellan intilliggande patcher. Ju större kontrasten är mellan dessa, desto större anses artantalet bli (Smith och Smith, 1998). Den dendritiska formen (förgrening), är till stor del associerad med transport och konnektivitet, till exempel längs åar och gröna korridorer. Transporten påverkas av gränsernas form och landskapselementens funktion, det vill säga flödet till och från det omgivande matrixet (Forman och Godron, 1986).

3.5.2 Patchens gränsskikt

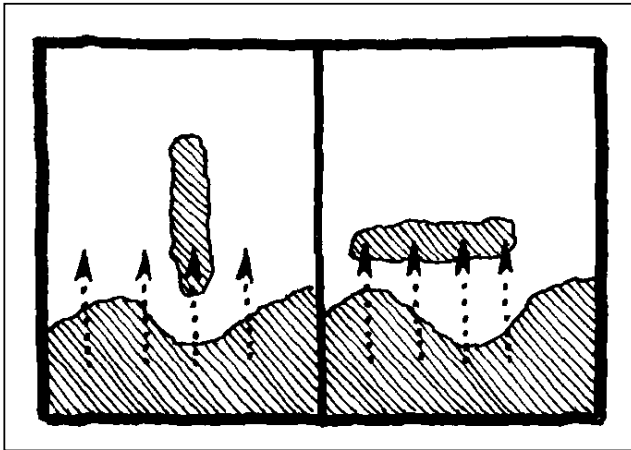
Formen på patchens gränsskikt kan påverka arternas ut- och invandring från patchen. De flesta naturliga gränser är veckade; komplexa och mjuka, medan människan tenderar att göra gränserna raka; enkla och hårda. Den rundade eller kompakta form med raka gränser, det vill säga med minimal perimeter/area-kvot, förekommer hos system där det är viktigt med bevarande av resurser som energi, materia eller organismer (Forman och Godron, 1986). Organismerna rör sig längs med gränsen. En veckad gräns, med en hög perimeter/area-kvot i motsats till en isodiametrisk patch, förekommer i system med stora mängder av utbyte av energi, materia eller organismer med dess omgivning. De mer veckade gränsskiktens uppmuntrar till rörelser över gränsen, se figur 3 (Dramstad *et al.*, 1996; Forman och Godron, 1986). Patchbryn kan vara skarpt definierade, men är i flesta fall graderade. Den kan variera i bredd från ett fåtal meter till tiotal meter. Ju skarpare gräns mellan två ekosystem, desto större är sannolikheten att organismerna rör sig längs med gränsen, istället för vinkelrätt mot den (Dramstad *et al.*, 1996)



Figur 3. En rak, ofta antropogen, gräns mellan två olika patcher medför en ökning i organismers förflyttning längs med patchgränsen, medan en mer naturlig och veckad patchgräns medför en ökad förflyttning över patchgränsen (Dramstad et al., 1996).

3.5.3 Patchens orientering

Patchens orientering är viktig för arternas spridning och jakt på föda. En långsträckt patch som är parallell med arternas rörelseriktning från en källa drar sannolikt till sig färre individer än om patchen är orienterad vinkelrät mot rörelseriktningen. Exempel på detta kan vara när insekter eller vertebrater rör sig genom en skog eller fåglar som flyger över skogen för att leta efter föda. De har en större chans att hitta en avlång glänta som är vinkelrät mot deras rörelseriktning än en rund glänta, se figur 4. Om den avlånga gläntan ligger parallell med deras färdriktning, kan födoplatsen missas helt. Både patchens form och orientering är därmed viktig i spridningen av djur och växter över ett landskap (Forman och Godron, 1986).



Figur 4. En avlång patch som är orienterad vinkelrät mot organismens rörelseriktning har en större sannolikhet att innehålla ett större antal arter än en patch som ligger parallell med rörelseriktningen (Dramstad et al., 1996).

3.6 Landskapsdiversitet

Landskapsmönstret kan studeras genom att analysera diversiteten per areaenhet eller patch i landskapet (Odum och Turner, 1990). En hög grad av heterogenitet i ett landskap, oavsett om heterogeniteten orsakats av naturliga eller antropogena orsaker, resulterar i att stora patcher ersätts med fler mindre patcher. Följden blir att arter som trivs med innandömeshabitat, som råder i stora patcher, minskar. Ett sådant landskap innehåller emellertid en stor mängd av brynarter och stöder vidare arter som lever i fler än ett ekosystem för fortplantning, föda och vila. Den totala artdiversiteten är därför hög, eftersom flera ekosystem blir representerade med sin specifika artsammansättning. Bevarande av de känsliga innandömesarterna är svårt att

genomföra eftersom dessa minskar med högre fragmenteringsgrad (se appendix A) (Forman och Godron, 1986).

Vid en hög grad av homogenitet, det vill säga en dominerande markanvändningsklass i landskapet, är därmed den totala diversiteten mindre. Åkerlandskap är generellt i denna kategori. Dessa skiljer sig dock från andra större patcher, på grund av det avancerade bruket av jorden. Pesticider, utdikning av våtmarker och alltmer avancerade jordbruksmetoder har medfört en minskning i artdiversitet i åkerlandskapet det senaste århundradet. Särskilt fågelarterna är hårt drabbade (Naturvårdsverket, 1994). Vägbyggen och kraftledningar har, i motsats, medfört en ökning i fragmentering av landskapet, vilket påverkat antalet inandömesarter (van Dorp och Opdam, 1987).

Diversitetskonceptet har tillämpats på många olika sätt för olika arter. Artdiversitetsmått som ofta används är artrikedom, det vill säga antalet olika arter i ett specifikt område, samt jämvikten av artrikedomen. Genom att sätta ihop vetenskapen om artdiversiteten med geometrin av biotiska samhällen, bildas landskapsdiversitetskonceptet (Odum och Turner, 1990).

3.7 Landskapsindex

Ett vidare tillvägagångssätt för att analysera mönstren i landskapet är användningen av landskapsindex. Indexen används för att kvantifiera landskapets struktur och sammansättning. Informationen används vidare för att kunna dra slutsatser om ekologiska processer i landskapsmosaikerna eller som en grund för att utvärdera bevarandevärde för specifika strukturmönster. Med hjälp av dessa analyser kan förändringsstudier över landskapets struktur genomföras (Musick och Grover, 1991; Haines-Young och Chopping, 1996). Försök att kvantifiera de ekologiska processerna har gjorts under en lång tid, men det är först sedan slutet av 1980-talet som försök att kvantifiera den rumsliga strukturen har gjorts. Nu finns det hundratals kvantitativa mått på landskapsmönstret. Enligt Gustafson, 1998 präglas forskningen av ett snabbt stigande intresse för mått och övervakning av mönster och processer på landskapsnivå.

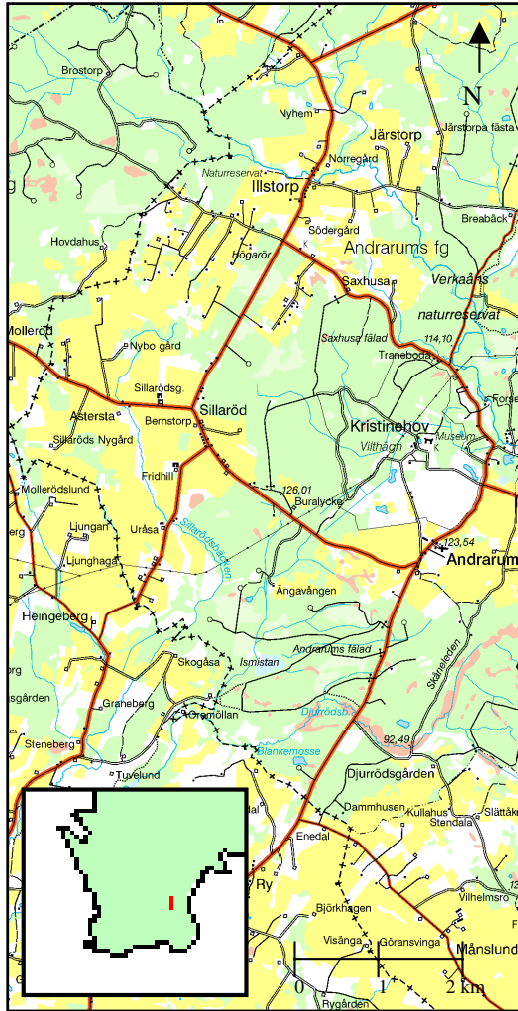
O'Neill *et al.*, 1988 gjorde den första studien baserad på tre index, som beräknade landskapets dominans samt olika patchers angränsning och formkomplexitet. Turner *et al.*, 1989a, utvecklade indexen ytterligare, men började använda ett FORTRAN-program, kallat SPAN, som har underlättat och förhöjt utvecklingen av många index. SPAN-programmet har sedan utvecklats och justerats till otaliga index. Gustafson och Parker, 1992 utökade SPAN-programmet i deras HISA-program (Habitat Island Spatial Analysis) till att bland annat inkludera angränsning och storlek för patchens inandöme och bryn. Det program som anses, enligt Haines-Young och Chopping, 1996 ha mest utförliga index är FRAGSTATS gjord av McGarigal och Marks, 1995.

Ett formindex visar exempelvis formen på patchen, som i sin tur kan relateras till ekologiska processer som föregår i och omkring patchen. Det enklaste formindexet är att dividera patchens perimeter med dess area (Haines-Young och Chopping, 1996). Ett diversitetsindex visar sammansättningen av olika markanvändningstyper i landskapet. Ju fler markanvändningstyper som är representerade i landskapet samt är jämnt utspridda, desto högre blir diversiteten (Naturvårdsverket, 1994).

3.8 Skala

Strukturen och funktionen hos ett landskap kan uppfattas olika vid olika skalor, vilket gör det viktigt för observatören att välja en skala som är lämplig för studien. I uppsatsen betyder finskalig en hög detaljrikedom medan grovskalig betyder en lägre detaljrikedom. Skillnader bör även göras mellan upplösning ("grain") och utsträckning ("extent"). Graden av upplösning jämfört med utsträckning påverkar landskapsmönstren olika. Med upplösning menas storleken på det minsta objekt som kan ses i landskapet (Turner *et al.*, 1989b). Begreppet utsträckning är det observerade landskapets area. En ökning i utsträckning medför även en ökad möjlighet för större objekt att kunna representeras (Turner och Gardner, 1991). Det är även viktigt att veta att begreppen heterogenitet och homogenitet är skalberoende eftersom dessa beskriver hur individuella markanvändningskomponenter eller processer samverkar i landskapet (Allen och Hoekstra, 1991). Observationer av landskapsfunktioner, som flödet av organismer, är också skalberoende. Om intresse finns för övervakning av en specifik art, är det relevant att ha artens skalperspektiv för att kunna förstå dess patchstruktur och funktion (Turner och Gardner, 1991).

4. BESKRIVNING AV ARBETSOMRÅDET



Figur 5. Gröna kartan (1:50 000) över arbetsområdet.

Arbetsområdet ligger i omgivningen av Sillaröd på Österlen, väster om Brösarp. Storleken på området är ungefär 58 km² och sträcker sig mellan cirka 1379629-1385050 i östlig riktning och 6172065-6182785 i nordlig riktning (Rikets nät, RT90 2.5 gon V), se figur 5.

Området består av till största del åkermark, vilket till stor del förekommer i sydöstra delen av området. Ett större skogsområde är beläget i nordvästra delen. En del av Verkaåns naturreservat finns med i områdets östra del. Landskapet i Verkaåns dalgång har fortfarande kvar en hel del av den mångformighet som präglade äldre tiders landskap. Åkrarna var tidigare fuktig slättermark (Emanuelsson *et al.*, 1985). Små betesmarker med bevarade stengården är belägna i västra delen av området. Området har en liten förekomst av vatten, som består till största del av små sjöar eller konstgjorda dammar.

Bebyggelse består av orterna Andrarum, Sillaröd och Illstorp samt utspridda gårdar och hus. Områdets historia karaktäriseras av Andrarums alunbruk, som var en stor industri mellan 1632 och 1912. För att kunna driva aluntillverkningen avverkades större delen av den omgivande skogen, den så kallade Verkalinjen (Emanuelsson *et al.*, 1985). Slottet Christinehof uppfördes i närheten av bruket och dess ägor drivs än idag som en fideikommiss.

Detta innebär att de jordegendomar som tillhör Christinehof inte får avstyckas och säljas. För dessa områden har det därför inte skett mycket förändringar (Andersson, 1974).

5. MATERIAL OCH METODIK

5.1 Material

Följande material har använts:

- IR-flygbilder (13g, 14g från 2d5g och 15h från 2d5h), fotograferingstillfälle 1997-07-10, skala 1:30 000.
- Landsat TM-scen, registreringstillfälle 1999-07-11.
- Ekonomiska kartan från 1974 i pappersformat, kartblad 2d5g – Kristinehov, skala 1:10 000. Projektion: RT90 2,5 gon V (Rikets nät).
- Röda kartan i digitalformat, skala 1:250 000. Projektion: RT90 2,5 gon V (Rikets nät).
- Differentierad GPS vid noggrannhetsutvärderingen.
- Programvara: PCI, ArcView och EXCEL.

5.2 Klassificering av IR-flygbilder

De tre IR-flygbilderna scannades in. För beskrivning av tillvägagångssätt vid scanning, se PCI Geomatics, 1998. Upplösningen bestämdes till två meter per pixel. Flygbilderna importerades separat till PCI som tre databaser. Dessa korrigerades sedan geometriskt till Ekonomiska kartan 2d5g – Kristinehov från 1974 via nearest neighbour resampling. Bilderna integrerades därefter till en enda databas i PCI XPACE. Eftersom ingen modul för ortorektifiering fanns tillgänglig, uppkom förskjutningar i de bågiga skarvarna mellan flygbilderna (se appendix B).

Flygbilden klassificerades i PCI ImageWorks i grupperna lövskog, barrskog, åkermark, betesmark, vatten och kalhygge. Små trädgångar upp till större sammanhängande skogsområden klassificerades till lövskog respektive barrskog. Åkermark definierades som all odlad barmark där plogfårar kunde identifieras eller bestod av en jämn textur. Betesmark definierades som de områden som har en ojämn textur, det vill säga barmark frekvent täckt med vegetation av olika storlekar (buskar etc.). Vattenklassen bestod av både konstgjorda och naturliga dammar och sjöar. De klassificerade kalhyggesområdena utgjordes av ytor som fortfarande bestod av till största del barmark, med enstaka solitärträd och fältvegetation. Kalhyggesområdena hade en karaktäristisk blåaktig färg i både flyg- och satellitbild.

För att kunna hålla en landskapsekologiskt relevant diskussion klassificerades flygbilden och satellitbilden i samma klasser. För felkällor vid klassificering, se appendix B. Den fina upplösningen medförde även att skugga från träd och bebyggelse med mera blev representerade som hela pixlar. Skugga räknades i första stadiet som en egen klass. Eftersom skugga kunde separeras från enskilda träd, blev de spektrala signaturerna för mogen åker, betesmark och lövskog liknande varandra, vilket medförde en dålig separabilitet. Klassificeringsresultatet redigerades därmed efteråt för att bättre överensstämma med verkligheten. Skugga från barrskog redigerades manuellt till barrskogsklassen. Övrig skugga omklassificerades därefter till lövskog, vilket medförde en överrepresentation av pixlar klassificerade som lövskog. I arbetsområdet ingick inga större samhällen, utan bebyggelsen bestod mest av enstaka utspridda gårdar och hus. Eftersom bebyggelse var svår att klassificera (bestod mest av skugga) samt inte kunde urskiljas i satellitbilden togs dessa därmed bort i redigeringen. Bilden filterades sedan med ett typvärdesfilter (3 x 3 pixlar) som lämnade små linje- och punktelement, till exempel gröna korridorer och dammar, orörda. På grund av det geometriska fel som uppstod vid ihopsättningen av flygbilderna, skärmdigitaliserades vägar in från Röda kartan. Vektorsegmentet rasterades sedan till bildplanet och blev en ny markanvändningsklass. Totalt sju markanvändningsklasser skapades.

5.3 Klassificering av satellitbilden

TM-banden grönt, rött och NIR (TM2, TM3 och TM4) användes. Satellitscenen korrigerades geometriskt till Röda Kartan i digitalformat med nearest neighbourhood resampling. Satellitbilden klassificerades i samma klasser som flygbilden, med en godkänd separabilitet. Satellitbilden avgränsades sedan till det område som flygbilderna täcker. Eftersom vattenklassen i arbetsområdet endast bestod av små sjöar eller konstgjorda dammar uppvisade inte någon pixel den spektrala signatur som vatten brukar ha. "Bitmap"-segment, bestående av de skärmdigitaliserade sjöarna, kopierades därmed över från flygbilden till satellitbilden. Dessa tillsattes sedan till bildplanet i redigering efter klassificeringen. Sjöarnas storlek var i genomsnitt inte större än en pixel i satellitbilden. Bilden filtrerades sedan med ett typvärdesfilter (3 x 3 pixlar) där vattenklassen bevarades orörd. Bilden redigerades ytterligare genom att små polygoner (ej större än nio pixlar) omklassificerades till störst intelligande polygon. Vägarna i Röda Kartan lades till och rasterades till bildplanet.

Kartor för klassificerad flygbild och satellitbild visas i appendix E.

5.4 Noggrannhetsutvärdering

De klassificerade bilderna noggrannhetsutvärderades genom sampling i fält med hjälp av en differentierad GPS. Totalt 129 punkter togs i området genom vägsampling. För flygbilden uppnåddes en klassificeringsnoggrannhet på 74.4 %, medan för satellitbilden beräknades motsvarande till 62.0 %. Noggrannhetsmatriser presenteras i appendix C.

5.5 Landskapsindex

Klassificerad fjärranalysdata exporterades till ArcView för beräkning av perimeter och area för varje polygon samt antalet polygoner inom varje markanvändningsklass. Värdena exporterades därefter till EXCEL för beräkning av landskapsindex. Studien omfattar två huvudtyper av landskapsindex – formindex och diversitetsindex.

5.5.1 Formindex

Det formindex som studerats utgår från varje patchs form och baseras på förhållandet mellan patchens area och perimeter. Indexet är hämtat från Hulshoff, 1995. Formindexet beräknades på två olika sätt, beroende på om indexets storleksberoende medtogs eller ej. Flera andra formindex anses vara härledda från dessa och formindexet är jämförbart med ett formkomplexitetsindex, som använts av O'Neill *et al.*, 1988 och Turner, 1987.

Det första formindexet (S1) beräknar medelvärdet av kvoten mellan perimeter och patcharea för varje markanvändningstyp och är storleksberoende:

$$S1 = 1 / N_{i1} \times \sum (l_i / a_i)$$

; där N_{i1} är antalet patcher i markanvändningstypen i karta 1, l_i perimetern och a_i area för varje patch i markanvändningstyp i . Indexet mäter genomsnittlig perimeter/area-kvot för varje markanvändningstyp. Ett högt S1-värde indikerar relativt många patcher med litet inandöme.

Det andra indexet (S2) baseras på att en isodiametrisk form, det vill säga en fyrkantig eller rund form, innehåller störst inandöme (Forman och Godron, 1986). S2 är ett mått på avvikelserna från denna isodiametriska form för varje patch. Resultatet blev ett genomsnitt av patchernas formindex för varje markanvändningstyp:

$$S2 = 1 / Ni1 \times \sum (li / 4\sqrt{ai})$$

; vilken är en justerad formel från Forman och Godron, 1986 ($S=li/2\sqrt{ai\pi}$), som använde sig av vektordata. Formeln justerades därför till ovanstående, för att passa rasterdata. Samma parametrar gäller även här som för ovanstående formel. Om landskapet består av isodiametriska patcher, blir värdet på S2 lågt och går mot 1.00. Ju mer S2 avviker från 1.00, desto mindre isodiametrisk form har patchen.

5.5.2 Diversitetsindex

Diversitetsindexet (H) är ett mått på diversitet och är ursprungligen baserad på informations-teori beskriven av Shannon och Weaver, 1962 men är vidareutvecklad, bland andra, av Turner och Ruscher, 1988:

$$H = - \sum_{k=1}^m (P_k) \log(P_k)$$

; där P_k är andelen av landskapet i markanvändningsklassen k , och m är antalet observerade markanvändningsklasser. Ju högre värde som beräknas för H, desto högre är diversiteten i det observerade landskapet. Lägsta värde, då endast en markanvändningsklass förekommer, är 0. Det högsta värdet, med tanke på de sju markanvändningsklasser som används är 0.85, när dessa sju klasser är jämnt fördelade i yta över landskapet.

Samtliga index beräknades för hela landskapet för flyg- respektive satellitbild, men även för tre mindre områden i respektive bild; *åkerbygd*, bestående av stora ytor åkermark, med inslag av gröna korridorer och betesmark; *mellanbygd*, bestående av stor andel betesmark, men även åker- och skogsmark; samt *skogsbygd*, dominerande av löv- och barrskog. Delområdena är markerade i figur E1 och E2. Se tabell D4 för delområdenas storlek.

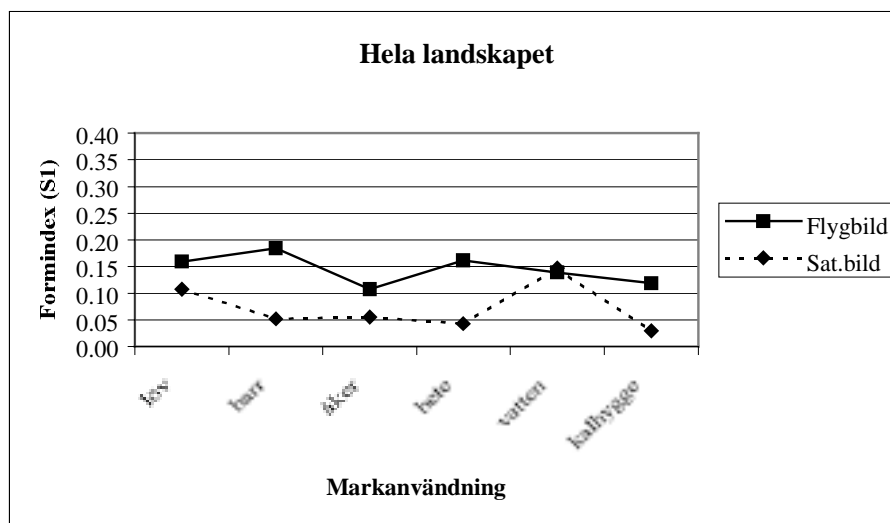
6. RESULTAT

6.1 Formindex

De två formindexen S1 och S2 beräknades parallellt, men redovisas i separata diagram. För indexens värden, standardavvikelser samt area och antal patcher för de olika markanvändningsklasserna, se appendix D (tabeller D1-D6).

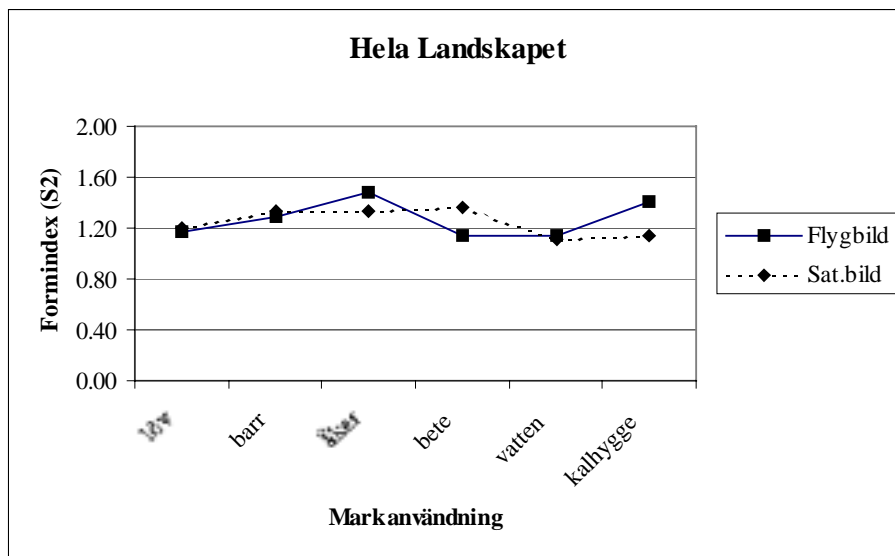
6.1.1 Hela landskapet

För hela landskapet har flygbilden högre S1-formindex än satellitbilden, med undantag för vattenklassen (figur 6). Standardavvikelsen är högre för flygbilden än för satellitbilden, 0.145 respektive 0.072 (tabell D1). Flygbilden har högst S1-värde för barrklassen (0.184) och lägst för åkerklassen (0.107), medan satellitbilden har ett högre S1-värde för vatten- och lövklasserna (0.147 respektive 0.107).



Figur 6. Formindex (S1), det vill säga medelvärdet för varje markanvändnings area/perimeter-kvot, för hela landskapet.

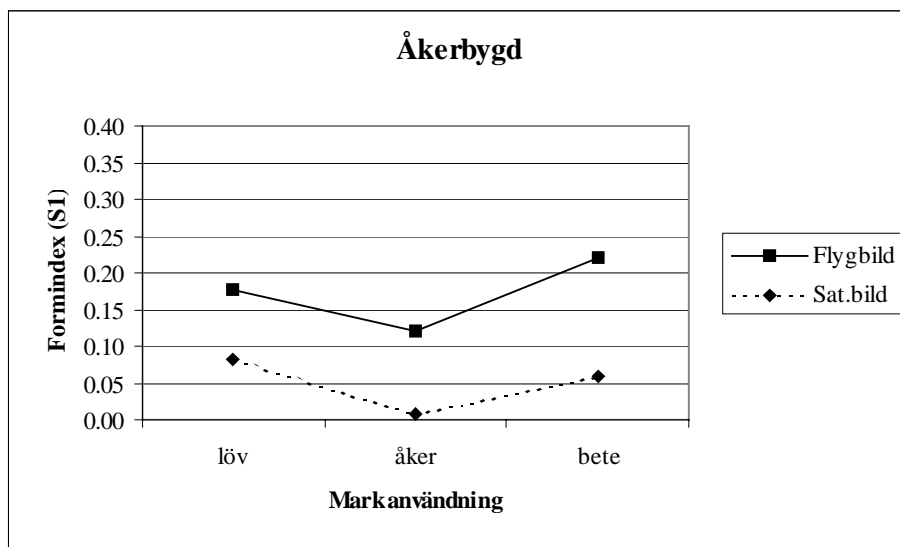
För det andra formindexet, S2, ligger värdena för de bägge bilderna närmare varandra (figur 7). Standardavvikelsen för flygbilden är högre än för satellitbilden, 0.149 respektive 0.109 (se tabell D2). Åkerklassen har högst S2-index i flygbilden (1.482), medan betesklassen har högst värde i satellitbilden (1.364). Korrelationskoefficienten mellan S1- och S2-indexen är, med 95 % konfidensintervall, -0.650 (p-värde= 0.163) för flygbilden och -0.571 (p-värde=0.237). Det finns därmed inget signifikant samband mellan de bägge.



Figur 7. Formindex för hela landskapets samtliga markanvändningsklasser, med utgångspunkt från en isodiametrisk patch.

6.1.2 Åkerbygden

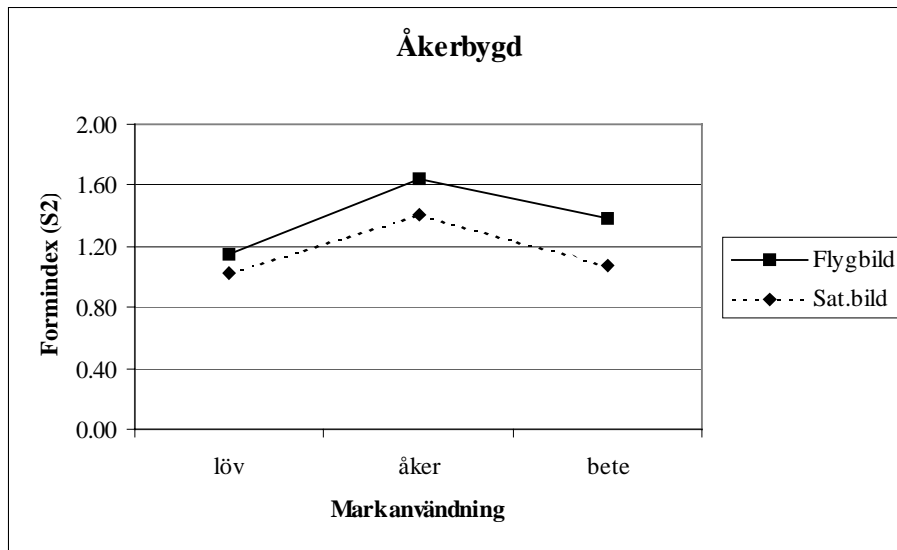
Endast tre olika markanvändningar noteras för satellitbilden och flygbilden över åkerbygden (figur 8). Vid beräkning av det första formindexet, S1, har flygbilden högre formindex än satellitbilden för samtliga förekommande markanvändningar. En högre standardavvikelse mellan medelvärdena kan noteras i flygbilden (0.050) jämfört med standardavvikelsen för satellitbilden (0.038) (se tabell D1). Åkerklassen innehar det lägsta värdet för de bägge skalorna (0.120 respektive 0.008). Betesklassen har högst formindex för flygbilden (0.220) medan löv klassen har motsvarande för satellitbilden (0.083).



Figur 8. Genomsnittlig area/perimeter-kvot per markanvändningsklass, beräknad för åkerbygden.

För det andra formindexet (S2) har, som för S1-indexet, flygbilden högre värden än satellitbilden för samtliga förekommande markanvändningsklasser (figur 9). Här har åkerklassen emellertid högst formindex för bägge skalor (1.647 respektive 1.405), medan

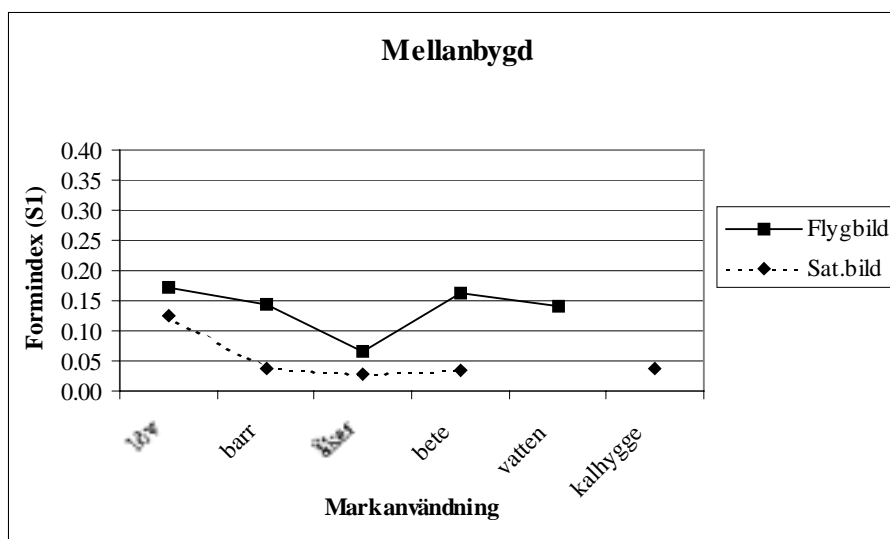
lövklasserna har lägst värde för flygbilden och satellitbilden (1.145 samt 1.031). Standardavvikelsen är högre för flygbilden jämfört med satellitbilden, 0.251 respektive 0.203 (tabell D2). Korrelationskoefficienten mellan satellitbildens S1- och S2-index beräknas till -0.981 (p -värde= 0.124) med 95 % konfidensintervall, medan flygbildens index hade en korrelationskoefficient på -0.591 (p -värde= 0.598). Det finns därmed inget signifikant samband mellan S1- och S2-indexen för åkerbygden.



Figur 9. Genomsnittlig area/perimeter-kvot per markanvändningsklass, beräknad för åkerbygden. Indexet utgår från en isodiametrisk patch.

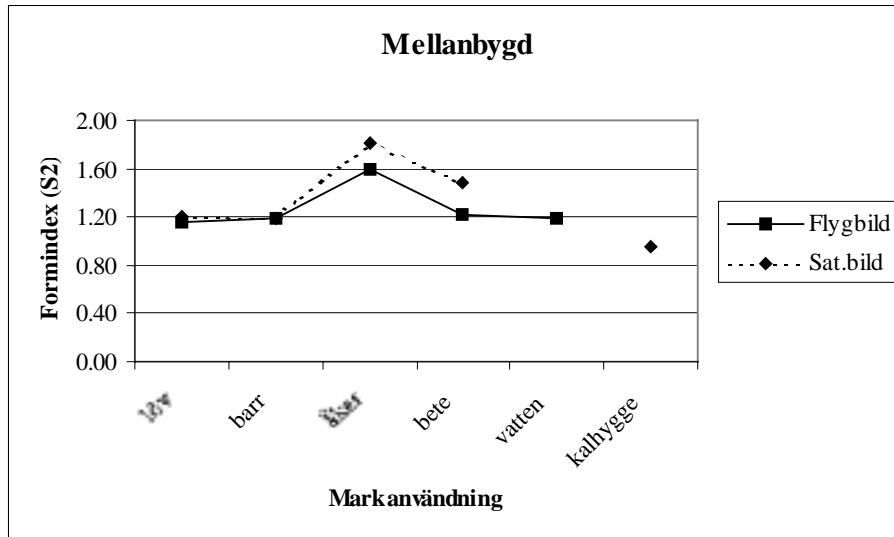
6.1.3 Mellanbygden

För mellanbygden kan vardera fem markanvändningsklasser noteras för respektive klass. För flygbilden saknas kalhyggesklassen medan för satellitbilden förekommer inte vattenklassen med i diagrammet. Antalet polygoner är högre för flygbilden än för satellitbilden, 250 respektive 36 polygoner, se tabell D6.



Figur 10. Genomsnittlig area/perimeter-kvot per markanvändningsklass, beräknad för mellanbygden.

I beräkning av S1-indexet kan ett högre indexvärde noteras för flygbilden än för satellitbilden för samtliga markanvändningsklasser (figur 10). Åkerklassen har lägst formindex i flygbilden (0.066), medan löv klassen har högst värde i satellitbilden (0.125). Standardavvikelsen mellan de olika markanvändningsklasserna för de bägge bilderna är 0.042 för flygbilden samt 0.041 för satellitbilden (se tabell D1).

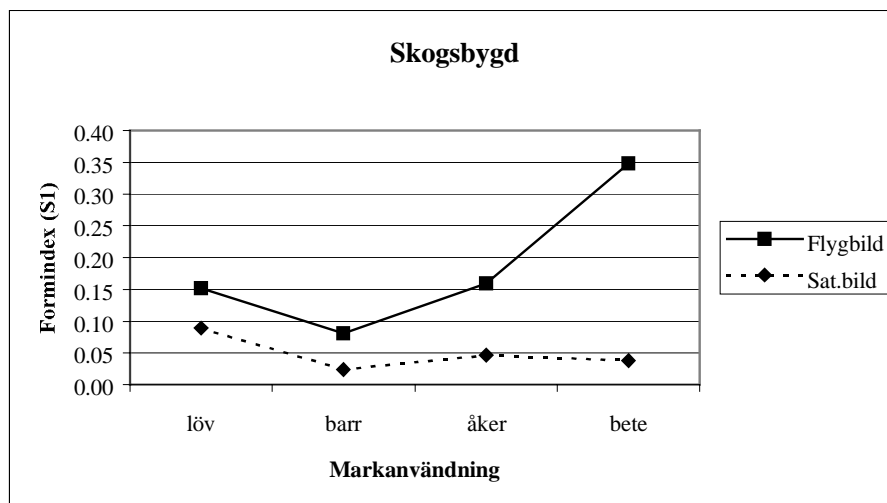


Figur 11. Genomsnittlig area/perimeter-kvot per markanvändningsklass, beräknad för mellanbygden. Indexet utgår från en isodiametrisk patch.

I figur 11 visar S2-indexet motsatt trend mot ovanstående. Korrelationskoefficienten, med 95 % konfidensintervall, är för flygbilden -0.954 (p -värde= 0.012) och för satellitbilden -0.290 (p -värde= 0.636). Sambandet mellan S1- och S2-indexet är signifikant för flygbilden, medan satellitbildens inte är signifikant. Satellitbilden uppvisar här högst formindex för markanvändningsklasserna, förutom för barrklassen (1.191 för flygbilden samt 1.186 för satellitbilden). Åkerklassen för bägge skalorna har högst värde (1.586 för flygbilden respektive 1.806 för satellitbilden), medan kalhygge har lägst index i satellitbilden (0.946). Standardavvikelsen för medelvärdena är högre för satellitbilden än för flygbilden (0.179 för flygbilden samt 0.330 för satellitbilden) (tabell D2).

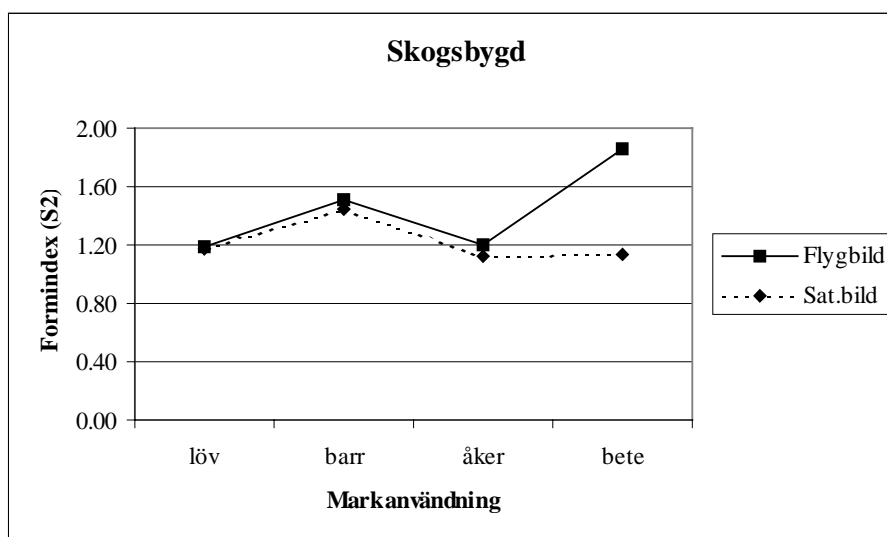
6.1.4 Skogsbygden

Skogsbygden visar, som åkerbygden, samma markanvändningsklasser för de bägge skalorna. S1-formindexet visar högre värde för flygbilden än för satellitbilden, se figur 12 och tabell D1. Flygbilden har ett högre standardavvikelse än satellitbilden (0.114 jämfört med 0.028), med högsta S1-index för betesklassen (0.348). Det lägsta indexvärdet uppnås dock i bägge klasser hos barrklassen (0.081 för flygbilden, 0.024 för satellitbilden). Enligt areaberäkningar är betesklassen den markanvändningsklass med näst minst areal i flygbilden, men med högst antal polygoner (tabell D5 respektive D6).



Figur 12. Genomsnittlig area/perimeter-kvot per markanvändningsklass, beräknad för skogsbygden.

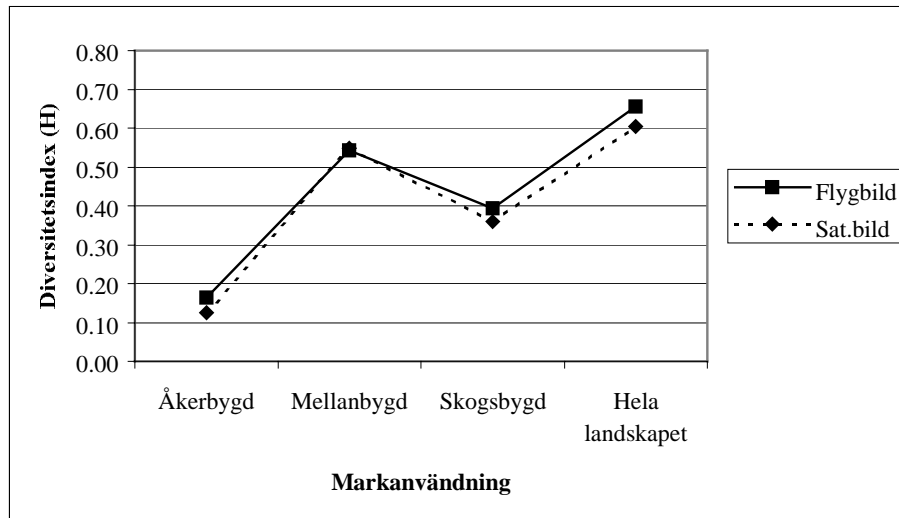
För det andra formindexet, S2, har även här flygbilden ett något högre formindex än satellitbilden för samtliga markanvändningsklasser (figur 13). Det högsta värdet innehas av flygbildens betesklass (1.864), medan barrklassen har näst högst värde (1.511). Lägsta värden har åkerklassen för de bägge skalorna samt betesklassen i satellitbilden. Flygbilden har högre standardavvikelse än satellitbilden (0.321 respektive 0.153) (tabell D2). Korrelationskoefficienten mellan de bägge formindexen, med 95 % konfidensintervall, är 0.695 (p-värde=0.305) för flygbilden och -0.504 (p-värde=0.496). Det finns inget signifikant samband mellan de bägge formindexen för de bägge skalorna.



Figur 13. Genomsnittlig area/perimeter-kvot per markanvändningsklass, beräknad för skogsbygden. Indexet utgår från en isodiametrisk patch.

6.2 Diversitetsindex

Flygbildens och satellitbildens kurvor följs åt vid jämförelse av de olika bygderna (figur 14). Åkerbygden har lägst diversitetsindex (0.164 för flygbild, 0.125 för satellitbild) medan mellanbygden har den högsta, 0.542 respektive 0.549). Skogsbygden har ett värde mellan dessa på 0.394 för flygbilden och 0.359 för satellitbilden. Endast i åkerbygden ingår vägklassen.



Figur 14. Diversitetsindex för samtliga beräknade områden.

För hela landskapet har flygbilden ett högre diversitetsindex än satellitbilden, 0.656 respektive 0.605. Antalet polygoner för flygbilden är 6981 stycken respektive 1410 stycken för satellitbilden, se tabell D6. Vid jämförelse av de olika skalorna för de olika bygderna, har flygbilden högre diversitet för åker- och skogsbygd, medan satellitbilden har en marginellt högre diversitet i mellanbygden. Åkerklassen har störst area i de bägge bilderna för hela landskapet medan vatten är den minsta markanvändningen (tabell D5).

7. DISKUSSION

7.1 Formindex

7.1.1 Hela landskapet

Vid jämförelse av hela landskapet, skiljer de bägge skalorna sig mer åt i S1-indexet än i S2-indexet. Det beror på S1-indexets storleksberoende, vilket betyder att indexet visar andelen innandöme jämfört med bryn, enligt Hulshoff, 1995. Små patcher får därmed ett högre formindex än större patcher. I flygbilden, som har en finare upplösning än satellitbilden, blir därför de minsta patcherna lättare representerade än i satellitbilden. Dessa ytor, som inte kan klassificeras i satellitbilden, medför en höjning av S1-indexets medelvärde i flygbilden. Anledningen till det höga S1-värdet för vattenklassen i satellitbilden beror på att ytorna är små, med ett litet innandöme. Åkerklassen i flygbilden får på samma sätt ett lägre S1-index än övriga till stor del på grund av att klassen består av större patcher med stort innandöme. Detta gäller generellt för samtliga områden i flygbildens skala.

För det andra formindexet (S2) finns ingen tydlig skillnad mellan de bägge skalorna. Anledningen kan vara att indexet utgår, oavsett storlek, från en isodiametrisk patch. Detta medför att patcher behandlas utifrån sin perimeters komplexitet. De minsta enheterna i bilderna, som består av endast en pixel, får då samma värde som en isodiametrisk form. På så sätt får en markanvändning som består till stor del av mindre och utspridda patcher ett lägre formindex än större patcher. Ju större patchen är, desto större är sannolikheten till längre och därmed mer komplex perimeter. Satellitbilden har, till exempel, ett högre S2-index än flygbilden. Detta beror på att endast de större betespatcherna kan bli klassificerade i flygbilden, vilket ger därmed ett högre S2-index. Flygbildens betesklass består till största del av små patcher, vilket ger ett lägre medelvärde.

7.1.2 Åkerbygden

För de bägge formindexen har flygbilden högre värden än satellitbilden. De bägge skalorna följs åt för de markanvändningar som finns representerade. Anledningen till den markanta skillnaden mellan flygbildens och satellitbildens S1-värden beror på samma orsak som ovanstående, det vill säga flygbildens finare upplösning. Små biotoper i det annars homogena landskapet kan inte klassificeras i satellitbilden. Åkerklassen dominerar i storlek för området med större sammanhängande polygoner (se tabell D4 och D5). Klassen får därmed ett högre S2-index än lövklassen, eftersom den senare består av, till stor del, mindre polygoner.

7.1.3 Mellanbygden

Mellanbygden är den mest komplexa bygden av de tre. Klassificeringsproblematiken är störst i sådana områden med en blandning av skog och öppen mark. Motsvarande markanvändningsklasser är inte representerade för de bägge skalorna i bygden. En jämförelse görs ändå mellan de bägge skalorna. För S1-indexet ses samma trend som ovan, med ett högre formindex för flygbilden. Satellitbildens värden är relativt jämna förutom lövklassens höga värde. Det höga värdet tyder på en högre fragmenteringsgrad hos lövklassen än hos övriga klasser i satellitbilden. Flygbildens låga S1-index för åkerklassen visar att klassen består av större patcher i området. De bägge skalorna är känsliga för lövklassens högre fragmenteringsgrad, men för betesklassen är satellitbilden betydligt mindre känslig än flygbilden. Detta beror på att majoriteten av betespatcherna i området är små, vilket medför att dessa inte kan registreras i satellitbilden. Troligen har de små betespatcherna klassificerats till åker eller lövskog.

För S2-indexet har satellitbilden högre värden än flygbilden för de gemensamma markanvändningsklasserna. Eftersom S2-indexet visar ett högre värde för större patcher och satellitbilden har större patcher än flygbilden, blir resultatet följdaktligen. I figur 6 redovisas därför åkerklassen som den klass med störst patcher, vilket överensstämmer med tabell D4. Den negativa korrelationskoefficienten mellan flygbildens formindex visar ett signifikant värde, vilket betyder att de bägge indexen visar motsatta värden under samma förhållande. Höga S1-index respektive låga S2-index indikerar förekomsten av små polygoner.

7.1.4 Skogsbygden

För skogsbygden kan likadant förhållande mellan flygbilden och satellitbilden noteras som för hela landskapet samt åkerbygden. Satellitbildens S1-index har låg standardavvikelse för samtliga representerade markanvändningsklasser, medan flygbilden har en högre standardavvikelse, till stor del på grund av betesklassens höga index. Detta kan bero på att flygbilden, med finare upplösning, kan registrera gläntor i skogen som sedan klassificeras till betesmark. Betesklassens areal är fördelad på små polygoner inuti stora polygoner tillhörande barr- och lövklasserna. I och med indexets storleksberoende får de mindre betespolygonerna ett högre formindex. Vid analysering av S2-indexet, kan ett relativt högt värde noteras även här för betesklassen. Det visar att betesklassen har den mest komplexa form av de förekommande markanvändningsklasserna i skogsbygden. Indexen visar tillsammans att betesklassen är den klass med minst innandöme, men även med mest komplex form.

7.1.5 Sammanfattningsvis för formindexet

Resultaten för de bägge formindexen skiljer sig åt. Det förekommer inget signifikant samband mellan de bägge, förutom för flygbildens mellanbygd. Formindexen beskriver därmed inte samma ekologiska begrepp. S1-indexet visar ett högt värde för patcher som har litet innandöme, medan S2-indexet visar hur pass komplex perimetern är. Inget av de bägge indexen ger värden som visar både en patches innandöme och dess perimeters komplexitet. Uppenbart är emellertid att de två formindexen tillsammans ger god information om strukturmönstret och att dessa index bör användas som komplement till varandra. Formindexen uppvisar variationer mellan olika markanvändningsklasser och enklare former får generellt specifika värden; ett lågt S1-värde motsvarar ett högt S2-värde. Med största sannolikhet kan S1-indexet ensamt vara användbart vid fragmenteringsstudier.

Standardavvikelsen av de två formindexen visar variationen i patchstorlek och –form. En indikation av vilken landskapstyp som råder i landskapet ges därmed. Stora standardavvikelser betyder ett heterogent landskap med stora och små patcher med stora skillnader i form (Hulshoff, 1995). Någon trend för att med indexen undersöka om delområdena får specifika värden förekommer inte. Indexen är inte konstruerade för att beskriva ett helt landskap utan för att beskriva patchform och –storlek. Ingen viktning ges till specifika markanvändningsklasser. Tillsammans med areaberäkningar och kunskap om antalet markanvändningsklasser i undersökningsområdet kan formindexet ändå ge en indikation om området har hög eller låg biodiversitet.

Flygbilden visar, förutom för mellanbygden, större standardavvikelser för de andra landskapen än satellitbilden, vilket skulle kunna hjälpa en landskapsanalys något. En avvägning mellan klassificeringstid och resultat måste göras. Formindexet påverkas av storleken på arbetsområdet, det vill säga när utsträckningen har minskat, och upplösningen är oförändrad. Ett mindre område får ett homogent utseende. Samtidigt har patcherna i satellitbilden enklare

former på grund av grövre upplösning än flygbilden. Resultatet blir lägre formindex för satellitbilden, det vill säga storleken på arbetsområdet har en betydelse.

Enligt Forman, 1995, ska ett formindex vara lätt att beräkna, arbeta över hela området samt tydligt och kvantitativt skilja mellan olika former. Patchers form är antagligen den svåraste egenskap att kvantifiera. Indexen bör därför behandlas med försiktighet. Finast möjliga skala bör användas, vilket är speciellt viktigt vid mätning av brynlängd och patchform. En patch med veckad form i grov upplösning, får med finare upplösning en rak kantform (Haines-Young och Chopping, 1996). Eftersom ett index inte kan skilja mellan alla olika formvariationer, är det därför viktigt att välja de komponenter som är av störst ekologisk användning. Mer än ett dussin formindex använder area- och/eller perimeterberäkningar för att indikera hur mycket en form avviker från en cirkel. Tyvärr kan ingen av indexen visa om avvikelser beror på graden av utsträckning, veckning, kontrast eller en kombination av några av dessa (Forman, 1995)

7.2 Diversitetsindex

Enligt resultatet i figur 14 skiljer sig diversiteten åt mellan de olika bygderna för både flyg- och satellitbild. Åkerbygden består av större homogena fält med inslag av gröna korridorer, betesmarker och dammar. Mellanbygden har däremot en betydligt högre diversitet, med både inslag från skog och åkermark. Enligt indexet bör därför fler arter (åtminstone brynararter) förekomma här. Det finns ingen lika stor och dominerande markanvändningsklass som i åkerbygden, utan mellanbygdens area är mer jämnt fördelad mellan de förekommande markanvändningsklasserna. Detta ger en minskad inandömesstorlek, som i sin tur ger ett minskat antal inandömesarter som är känliga för bryn. Totala antalet arter borde ändå vara högre. Skogsbygden har ett indexvärde mellan dessa, vilket innebär att den innehåller fler markanvändningstyper, och mindre dominerande markanvändningsklasser än åkerbygden, men samtidigt lägre diversitet än mellanbygden. Ju större och homogenera skogsområden, desto lägre blir värdena för diversitetsindexet. En riklig förekomst av gläntor medför därmed högre diversitetsindex.

Genom att begränsa undersökningsområdet till vissa naturtyper, kan ett specifikt indexvärde för varje naturtyp beräknas på försök. Ovanstående resultat indikerar att åkerbygder har lägst diversitetsindex. Åkerbygder med högre diversitetsindex innebär en minskad dominans till fördel för andra markanvändningstyper. En naturtyp med ett högt diversitetsindex indikerar därmed ett område med totalt hög biodiversitet, vilket hjälper miljöövervakare att förstå i vilket geografiskt område åtgärder bör sättas in. Indexet visar dock inte hur de olika markanvändningarna är placerade i området, vilket är en förutsättning för att ett landskaps artspridning och funktion ska bibehållas. Samma indexvärde erhålls för ett område med få och stora patcher, som för ett område med lika stor area per markanvändningstyp men med många och små patcher. Fragmenteringsgraden förklaras därmed inte av indexet. Diversitetsindexet visar inte heller vilken markanvändning som är den dominerande. Musick och Grover, 1991 föreslår att ett mönsterindex som inte kan skilja mellan två olika landskapsmosaiker kan anses som ofullständigt. I den aktuella studien valdes de olika bygderna ut medvetet. Om arbetsområdet inte är tillräckligt välkänt fås dock en uppfattning om dominerande markanvändningstyp om diversitetsindexet analyseras tillsammans med areaberäkningar för varje markanvändning.

När hela landskapet omfattas av undersökningen ökar diversitetsindexet. Sannolikheten för högre variation ökar med en ökning av arbetsområdets utsträckning. Dessutom blir samtliga förekommande markanvändningar representerade, vilket de inte blir i något av delområdena.

Vid jämförelse av de bägge skalorna visar flygbilden ett något högre diversitetsindex än satellitbilden. Detta betyder att små patcher, som trädgångar i åkermarken eller gläntor i skogen, kunde klassificeras i flygbilden, medan satellitbildens upplösning är för grov för att registrera detta. Samma skalproblematik som för formindexet uppstår här. Vid användning av diversitetsindex innebär det att satellitbilden har mindre förmåga att registrera små patcher i de olika bygderna. Å andra sidan följs de två kurvorna åt och beskriver de olika bygderna på ett liknande sätt, vilket tyder på att en satellitbild kan därmed lika bra användas med lika gott resultat som en flygbild vid beräkning av diversitetsindex. Satellitbildens kapacitet att täcka större områden medför en ökning av dess fördelar. Enligt Haines-Young och Chopping, 1996 är diversitetsindex känsliga för förekomsten av ovanliga patchtyper samt upplösningen, vilket medför att försiktighetsmått måste vidtas när utseendet på landskapsmosaikerna definieras.

7.3 Landskapsindex och skala

Ovanstående resultat visar att både landskapets upplösning och utsträckning har en stor betydelse för analyser av landskapets mönster och därmed även för landskapsindexen. Turner *et al.*, 1989a experimenterade med att variera upplösning och utsträckning av landskapsdata för att observera effekten på den rumsliga datan vid analysering av landskapsmönstret. Förändring av skaldefinitionen, från upplösning till utsträckning, kan få viktiga kvalitativa och kvantitativa följder. Studien visade även att landskapsdatans ursprungliga skala kan ha påverkan på resultatet (Turner *et al.*, 1989a). Information förloras i data med grövre upplösning, och mindre förekommande och mer fragmenterade patchtyper i landskapet försvinner medan mer dominerande markanvändningstyper ökar (Mladenoff *et al.*, 1997). Det är därför viktigt att definiera både upplösning och utsträckning (Turner, 1990). Finskaliga detaljer i landskapsstrukturen är viktiga vid bestämning av djurarters rörelser vid större skalor (Gardner *et al.*, 1989). Storskaliga mönstermått kan vara användbara för att upptäcka stora temporala förändringar men är mindre användbara för att differentiera rumsliga mönster inom en patch. Ekologiska problem behöver ofta interpoleras från finskalig till grovskalig analys. Det är därför viktigt att utveckla metoder som bevarar information med skalförändringar (Turner och Ruscher, 1989).

Upplösningen bör vara två till fem gånger mindre än det minsta objekt av intresse. Arbetsområdet bör vara två till fem gånger större än det största objekt av intresse (O'Neill *et al.*, 1996). Skalproblemen är ofta beroende av vilken data som är tillgänglig, och vilken grad dessa representerar arbetsområdets geografi. Den rumsliga skalan är den sista betänkligheten i många studier fastän det ofta är skalan som bestämmer egenskaperna av resultaten (Meentemeyer och Box, 1987). Det är ofta av intresse att undersöka indexens känslighet för variation hos heterogeniteten. Neutrala modeller har använts mycket inom detta (Gardner och O'Neill, 1991).

Landskapsindex beräknas även ofta över mindre områden, så kallade "subsets". Patcherna i kanten av området påverkas genom att patchernas kanter blir tvärt avklippta. Indexen blir starkt påverkade eftersom utsträckningen på delområdet är liten jämfört med patchstorleken, enligt Gustafson, 1998. Hänsyn har inte tagits till detta i uppsatsen. Genom att begränsa satellitbildens utsträckning med flygbildens area, försvann en viktig parameter i undersökningen. Satellitbilden kompenserar sin dåliga upplösning med sin stora utsträckning. För

att kunna jämföra indexens skalberoende var detta tyvärr oundvikligt. Flera olika skalor borde även ha undersökts, för att se om trenden i indexens skalpåverkan är densamma för ytterligare skalor.

8. SAMMANFATTNING OCH SLUTSATS

Inom landskapsekologin eller den ekologiska geografin används geografiska metoder (inklusive fjärranalys och GIS) för studier av landskapets ekologiska innehåll samt för studier av sambandet mellan landskapets struktur och funktion. Utveckling av snabba och noggranna metoder för övervakning av landskap och dess biologiska mångfald är av hög prioritet såväl i Sverige som i övriga delen av Europa och i USA. Ett särskilt stort behov gäller utveckling av metoder för kvantifiering av landskapsstrukturer. De senare åren har internationell forskning alltmer samlats runt landskapsekologin och möjligheterna att kvantifiera och beskriva landskapsstrukturer via så kallade landskapsindex. Även i Sverige har forskning och utvecklingsarbete inom detta område erhållit ökad uppmärksamhet.

Uppsatsarbetet fokuserar gränsområdet mellan geografi och ekologi. Den övergripande målsättningen med arbetet är att fördjupa kunskapen inom detta tvärvetenskapliga ämnesområde för svenska förhållanden. Följande tre delmoment kan identifieras:

- studier av hur två internationellt ofta använda huvudtyper av landskapsindex beskriver ett svenskt landskap.
- studier av hur dessa landskapsindex varierar mellan olika svenska landskapstyper.
- studier av hur skalan påverkar landskapsindexen.

Resultaten visar att:

- **De två studerade landskapsindexen (formindex och diversitetsindex) beskriver det undersökta svenska landskapet väl.**
De bägge formindexen (varav ett är storleksberoende) uppvisar en variation mellan de studerade markanvändningsklasserna. Trenderna för indexen skiljer sig dock åt. Det storleksberoende indexet(S1) visar ett högt värde för patcher som har liten innandömesstorlek, medan det andra formindexet(S2) visar ett högt värde för patcher med komplex perimeter. De bägge formindexen visar därmed ibland motsatta trender och kan vara svårtolkade. Intressant är emellertid att de tillsammans visar variationen i landskapets patchstorlek och –form och bör därför användas samtidigt. Standardavvikelse- och areaberäkningar hjälper analyseringen avsevärt för de bägge formindexen. Diversitetsindexet varierar med olika naturtyper, med ett högre värde i områden med jämnare utspridda markanvändningsklasser och ett lägre indexvärde i områden med få och dominerande markanvändningsklasser. De olika markanvändningsklassernas utbredning och fragmentering i landskapet beskrivs dock inte. Resultaten tyder på att diversitetsindexet kan vara användbart vid övervakning av biologisk mångfald och för kontroll av heterogeniteten i landskapet. Av hittills publicerad internationell litteratur har inget landskapsindex producerats som självständigt beskriver landskapsmönstret men vid tillämpning av ett fåtal index tillsammans kan emellertid landskapet beskrivas tillfredsställande. Detta är något som framkommer även i den aktuella studien.

- **Diversitetsindexet skiljer tydligt mellan olika svenska landskapstyper medan formindexen är mindre känsliga för variationer i landskapstyp.**
Diversitetsindexet beskriver de tre delområdena bra kvantitativt och är konstruerad för att kvantifiera diversiteten i ett landskap. Formindexet beskriver inte de olika naturtyperna lika bra då det beräknar varje markanvändningsklass genomsnittliga form och ger därmed inte den överblick som krävs för att analysera ett landskap. Det kan ändå vara intressant att notera att antalet markanvändningsklasser är som lägst i åkerbygden. Tillsammans med areaberäkningar ges en indikation hur pass diverst undersökningsområdet är.
- **Landskapsindexen är känsliga för skalnivån.**
Vid val mellan flygbilder och satellitbilder för framställning av indexen bör klassificeringstiden läggas in som en avvägning. Klassificering av flygbilder är ett tidsödande moment, men ger samtidigt mycket högre noggrannhet än satellitbilder. Flygbilder är det klassiska fjärranalysverktyget vid landskapsanalys, eftersom undersökningsområdet oftast hålls vid en lokal eller regional skala. Med texturklassificeringsmoduler, kan en högre noggrannhet uppnås hos satellitbilden, som är att föredra på grund av dess större utsträckning. Det slutliga valet beror på målsättningen med arbetet. Vid övervakning av ett litet område bör finast möjliga skala användas, det vill säga flygbilder i detta fallet. Vid analys av större rumsliga mönster är satellitbilder det bästa alternativet.

Resultaten tyder på att det finns goda förutsättningar att använda landskapsindex för kvantifiering av svenska landskap. Teorier och metoder från geografin och ekologin kan därmed integreras för framgångsrik övervakning och kartläggning av svenska landskap samt dess biologiska diversitet. En biologisk inventering i arbetsområdet hade emellertid kunnat ge arbetet en mer praktisk utformning genom att jämförelser mellan artrika respektive artfattiga områden hade kunnat jämföras med indexresultaten. Det kvantitativa synsättet hade då kunnat jämföras med faktiska fältobservationer. På så sätt hade indexens tillämpbarhet kunnat utvärderats ordentligt. Nu kunde endast ett teoretiskt resonemang föras. Vidare hade indexen kunnat studeras med utgångspunkt från specifika arter i olika storlekar, till exempel en jämförelse mellan skalbagge, kanin och dovhjort. Detta är av intresse eftersom form och storlek på olika patcher är skalberoende av organismens storlek och rörelsemönster.

Integrering av landskapsekologi i resursskötsel är svårt att genomföra och än så länge finns ingen standardiserad nationell metod för övervakning av biologisk mångfald, enligt Cousins och Ihse, 1998. För att kunna uppnå en standardiserad metod och för att till fullo förstå landskapsindexens beskrivning av landskap vore det av mycket stort intresse att den nu presenterade uppsatsen uppföljs av studier som närmare analyserar sambandet mellan landskapets struktur och landskapets funktion för olika organismer i olika skalor. Studier av landskapsdynamik via modellering av landskaps fragmenteringsgrad över olika tidsintervall är ett framväxande forskningsområde. I sådana modeller utgör landskapsindex en viktig parameter (Turner och Gardner, 1991). Först när kopplingen mellan indexvärde och funktion är helt klarlagd är det möjligt att implementera landskapsindex i modeller för vidare studier av landskapsdynamik samt för övervakning och modellering av biologisk mångfald.

9. REFERENSER

- Allen, F.H. och Hoekstra, T.W., 1991. *Role of Heterogeneity in Scaling of Ecological Systems Under Analysis*. I J., Kolasa och S.T.A., Pickett (red.). Ecological Heterogeneity. Ecological Studies 86, Analysis and Synthesis. s. 47-68. Springer Verlag. New York.
- Andersson, P.G., 1974. *Alun och ark, kalk och krut – kring fyra gamla skånska bruk*. Natur och kultur. Stockholm.
- Cousins, S.A.O. och Ihse, M., 1998. *A methodological study for biotope and landscape mapping based on CIR aerial photographs*. Landscape and Urban Planning, vol. 41, s. 183-192.
- Dramstad, W.E., Olson, J.D. och Forman, R.T.T., 1996. *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning*. Harvard University Graduate School of Design. Washington D.C..
- Dunn, C.P., Sharpe, D.M., Guntenspergen, G.R., Stearns, F. och Yang, Z., 1991. *Methods for Analyzing Temporal Changes in Landscape pattern*. I M.G., Turner och R.H., Gardner (red.). Quantitative Methods in Landscape Ecology. Ecological Studies 82, Analysis and Synthesis. s. 173-198. Springer Verlag. New York.
- Emanuelsson, U., Bergendorff, C., Carlsson, B., Lewan N. och Nordell, O. (red.), 1985. *Det skånska kulturlandskapet*. Signum. Lund.
- Forman, R.T.T., 1995. *Land Mosaics – The ecology of landscape and regions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Forman, R.T.T. och Godron, M., 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, Inc.. New York.
- Gardner, R.H., O'Neill, R.V., Turner, M.G. och Dale, V.H., 1989. *Quantifying scale-dependent effects of animal movement with simple percolation models*. Landscape Ecology, vol. 3, nr. 3/4, s. 217-227.
- Gardner, R.H. och O'Neill, R.V., 1991. *Pattern, Process and Predictability: The Use of Neutral Models for Landscape Analysis*. I M.G., Turner och R.H., Gardner (red.). Quantitative Methods in Landscape Ecology. Ecological Studies 82, Analysis and Synthesis. s. 289-308. Springer Verlag. New York.
- Goosens, R., Ongena, T., D'Haluin, E. och Larnoe, G., 1993. *The use of remote sensing (SPOT) for the survey of ecological patterns, applied to two different ecosystems in Belgium and Zaire*. I R.H., Haines-Young, D.R., Green och S.H., Cousins (red.). Landscape Ecology and GIS. s. 147-160. Taylor & Francis Ltd.. London.
- Gustafson, E.J., 1998. *Quantifying Landscape Spatial Pattern: What is the State of the Art?*. Ecosystems, vol. 1, nr. 2, s. 143-156.
- Gustafson, E.J. och Parker, G.R., 1992. *Relationships between land cover proportion and indices of landscape spatial pattern*. Landscape Ecology, vol. 7, nr. 2, s. 101-110.
- Haines-Young, R. och Chopping, M., 1996. *Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes*. Progress in Physical Geography, vol. 20, nr. 4, s. 418-445.
- Haines-Young, R., Green, D.R. och Cousins, S., 1993. *Landscape ecology and spatial information systems*. I R.H., Haines-Young, D.R., Green och S.H., Cousins (red.). Landscape Ecology and GIS. s. 3-8. Taylor & Francis Ltd.. London.

- Hanski, I., 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press. Oxford.
- Hulshoff, M.R., 1995. *Landscape indices describing a Dutch landscape*, Landscape Ecology, vol. 10, nr. 2, s. 101-111.
- Ihse, M., 1994. *Kulturlandskapets ekologiska värden och dess förändring*. I T. Hägerstrand, J.O. Mattson, G. Törnqvist och R. Åhman (red.). Svensk geografisk årsbok. Sydsvenska Geografiska Sällskapet. Lund.
- MacArthur, R.H. och Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University. Princeton.
- MacGarical, K. och Marks, B.J., 1995. I Haines-Young, R. och Chopping, M., 1996. *Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes*. Progress in Physical Geography, vol. 20, nr. 4, s. 418-445.
- Meentemeyer, V. och Box, E.O., 1987. *Scale effects in landscape studies*. I M.G. Turner (red.), Landscape Heterogeneity and Disturbance. s. 15-34. Springer Verlag. New York.
- Mladenoff, D.J., Niemi, G.J. och White, M.A., 1997. *Effects of changing landscape pattern and U.S.G.S. land cover data variability on ecoregion discrimination across a forest-agriculture gradient*. Landscape Ecology, vol. 12, s. 379-396.
- Musick, H.B. och Grover, H.D., 1991. *Image texture measures as indices of landscape pattern*. I M.G., Turner och R.H., Gardner (red.). Quantitative Methods in Landscape Ecology. Ecological Studies 82, Analysis and Synthesis. s. 77-103. Springer Verlag. New York.
- Naturvårdsverket, 1994. *Biologisk mångfald i Sverige - en landstudie, Monitor 14*. I C. Bernes (red.). Naturvårdsverket. Solna.
- Odum E.P. och Turner, M.G., *The Georgia Landscape: A Changing Resource*. I I.S., Zonnenveld och R.T.T, Forman (red.). Changing Landscapes: An Ecological Perspective. s 137-164. Springer Verlag. New York.
- O'Neill, R.V., Hunsaker, C.V., Timmins, S.P., Jackson, B.L., Jones, K.B., Riitters, K.H. och Wickham, J.D., 1996. *Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale*. Landscape Ecology, vol. 11, nr. 3, s. 169-180.
- O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Garner, R.H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zygmunt, B., Christensen, S.W., Dale, V.H. och Graham, R.L., 1988. *Indices of landscape pattern*. Landscape Ecology, vol. 1, nr. 3, s. 153-162.
- PCI Geomatics, 1998. *ImageWorks, version 6.3 EASI/PACE*. PCI Geomatics. Ontario.
- Shannon, C.E. och Weaver, W., 1962. I Hulshoff, M. R., 1995. *Landscape indices describing a Dutch landscape*, Landscape Ecology, vol. 10, nr. 2, s. 101-111.
- Smith, R.L. och Smith, T.M., 1998. *Elements of ecology*, 4:e uppl. The Benjamin/Cummings Publishing Company Inc.. Menlo Park.
- Turner, M.G., 1987. *Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of three transition models*. Landscape Ecology, vol. 1, s. 29-36.
- Turner, M.G., 1990. *Spatial and temporal analysis of landscape patterns*. Landscape Ecology, vol. 4, nr. 1, s. 21-30.
- Turner, M.G., Dale, V.H. och Gardner, R.H., 1989b. *Predicting across scales: Theory development and testing*. Landscape Ecology, vol. 3, nr. 3/4, s. 245-252.

- Turner, M.G. och Gardner, R.H., 1991. *Quantitative Methods in Landscape Ecology: An Introduction*. I M.G., Turner och R.H., Gardner (red.). *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Ecological Studies 82, Analysis and Synthesis. s. 3-16. Springer Verlag. New York.
- Turner, M.G., O'Neill, R.V., Gardner, R.H. och Milne, B.T., 1989a. *Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern*. *Landscape Ecology*, vol. 3, nr. 3/4, s. 153-162.
- Turner, M.G. och Ruscher, C.L., 1988. *Changes in landscape patterns in Georgia, USA*. *Landscape Ecology*, vol. 1, nr. 4, s. 241-255.
- van Dorp, D. och Opdam, P.F.M., 1987. *Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities*. *Landscape Ecology*, vol. 1, s. 59-73.

APPENDIX A

Ekologiska definitioner

Biotop = Ekologisk term för ett litet område som försörjer sitt eget distinkta artsamhälle. En specifik markanvändning kan innehålla flera olika biotoper (Forman, 1995).

Carrying capacity = Inom habitatet är inte plats och resurser oändliga, det vill säga när populationsdensiteten ökar, ökar därmed konkurrensen om resurserna inom habitatet. Den minskade tillgången på resurser medför en minskning i populationen, antingen genom mindre fortplantning eller ökad mortalitet, eller bägge. Resultatet blir att populationstillväxten minskar med ökad densitet i habitatet. Nivån när populationstillväxten minskar kallas "carrying capacity" (K). Vid K är populationen, teoretiskt sett, i jämvikt, varken ökande eller minskande. En kurva visande denna är logaritmisk (Smith och Smith, 1998).

Ekosystem = En relativt homogen yta av organismer som samverkar med dess omgivning. Fastän termen kan appliceras i vilken skala som helst, utgår generellt ekosystemsdefinitionen från en patch, korridor eller ett matrixområde inom ett landskap (Forman, 1995).

Fragmentering = Uppbrytningen av ett habitat, ekosystem eller markanvändningstyp till mindre områden. Det anses vara en av de största rumsliga processer vid förändringar av markanvändning (Forman, 1995).

Genetisk utarmning = Genpoolen för populationen (se nedan) innehåller för lite variation, vilket ökar sannolikheten att recessiva gener kommer fram. Detta ger med tiden en försämring i populationens konkurrensförmåga (Smith och Smith, 1998).

Habitat = En lokal för en organism där samtliga miljöfaktorer är inom toleransgränsen, och är därför lämplig för organismen. Habitatet kan beskrivas i flera olika skalor, från under den lilla stenen till en hel kontinent (Smith och Smith, 1998).

Population = En grupp av potentiellt korsande individer, som samverkar i både tid och rum. Definitionen utgår från att individerna i populationen tillhör samma art, och endast fortplantar sig inom arten (Smith och Smith, 1998).

Stepping stone = En ekologiskt lämplig patch, där ett objekt (till exempel djur) stannar temporärt innan fortsatt förflyttning längs en heterogen rutt (Forman, 1995).

Sink = Ett område där inflyttning är större än utflyttning av arter (Smith och Smith, 1998).

Source = Ett område där utflyttning är större än inflyttning av arter. Motsats till sink (Smith och Smith, 1998).

Subpopulation = En mindre population, som ingår i ett större nätverk av andra populationer som består av samma art. Ett stort utbyte sker mellan dessa. Ingår ofta som term i metapopulationsteorin (Forman och Godron, 1986).

APPENDIX B

Felkällor vid metodiken

Eftersom höjdskillnader inte kunde kompenseras i flygbilderna, uppstod en förskjutning i skarvarna mellan de olika flygbilderna. Om ortorektifierade IR-flygfoton, eller ORTHO-modulen i PCI hade funnits tillgängliga, hade förskjutningen kunnat undvikas. Ett något liten förskjutning hade säkert funnits kvar, eftersom de separata flygbilderna hade olika GCP-fel innan ihopsättningen.

Klassificering mellan bete och åker är svårt, både manuellt och med hjälp av klassificeringsmodul. I klassificeringen för satellitbilden förekommer svår separabilitet mellan mogen åker, betesmark och ung lövskog. Egentligen borde betesklassen utgöras av flera mellanklasser i flygbilden, men klassificeringen hade inte kunnat utföras i satellitbilden.

På grund av upplösningen, men även på grund av för låg klassificeringsnoggrannhet, har inte samtliga markanvändningsklasser kunnat registreras i mellanbygden. För mellanbygden har betesklassen blivit klassificerad till kalhygge i satellitbilden, på grund av klassernas närliggande spektrala signaturer. Kalhygge klassificerades till större del som bete i satellitbilden för hela landskapet. De sjöar som klassificerades i flygbilden var för små för att kunna klassificeras i satellitbilden. Ytorna som klassificerades till skugga, borde ha klassificerats till underlagsklassen istället för till lövskog.

Bebyggelse har en stor betydelse inom landskapsekologin, och borde därför ha fått utgöra en klass. För att kunna klassificera flygbilden och satellitbilden i samma klass togs bebyggelse bort i flygbilden. I undersökningsområdet förekommer lite bebyggelse, bestående mest av enstaka hus och gårdar. Husen hade inte påverkat indexen eftersom genomsnittet för patchformen beräknas.

Klassificeringen av flygbilderna var tidskrävande. Redigeringen av den klassificerade flygbilden tog cirka tre veckor (120 h). En digitalisering av flygbilden, antingen från digitaliseringsbordet eller direkt på skärmen, hade antagligen varit effektivare.

Landskap beskrivs traditionellt som tematiska kartor. Det är väldokumenterat att många ekologiska och miljöförhållanden bäst beskrivs som gradienter (Gustafson, 1998). Fjärranalys-datan har behandlats som tematiska kartor i uppsatsen.

APPENDIX C

Noggrannhetsutvärdering:

Tabell C1. Flygbilden. Klassificeringsnoggrannhet: 74,4 %.

	Åker	Bete	Löv	Barr	Kalhygge	Vatten	Totalt	User acc. (%)	EC (%)
Åker	29	1	-	1	-	-	31	93.5	6.5
Bete	18	10	3	4	-	-	35	28.6	71.4
Löv	3	1	23	4	1	-	32	71.9	28.1
Barr	3	-	7	17	-	-	27	63.0	37.0
Kalhygge	-	-	-	-	1	-	1	100.0	0.0
Vatten	1	-	1	1	-	0	3	0.0	100.0
Totalt	54	12	34	27	2	0	129		
Prod. acc. (%)	53.7	83.3	67.6	63.0	50.0	-			
EO (%)	46.3	16.7	32.4	37.0	50.0	-			

Tabell C2. Satellitbilden. Klassificeringsnoggrannhet: 62,0 %.

	Åker	Bete	Löv	Barr	Kalhygge	Vatten	Totalt	User acc. (%)	EC (%)
Åker	27	2	2	-	-	-	31	87.1	12.9
Bete	10	20	2	3	-	-	35	57.1	42.9
Löv	1	4	24	2	1	-	32	75.0	25.0
Barr	1	-	5	21	-	-	27	77.8	22.2
Kalhygge	-	-	-	-	1	-	1	100.0	0.0
Vatten	-	-	-	-	-	3	3	100.0	0.0
Totalt	39	26	33	26	2	3	129		
Prod. acc. (%)	69.2	76.9	72.7	80.8	50.0	100.0			
EO (%)	30.8	23.1	27.3	19.2	50.0	0.0			

Vågräta markanvändningsklasser är punkter tagna från de klassificerade bilderna. Lodräta är då punkter tagna i fält med hjälp av differentierad GPS.

User Accuracy = Noggrannheten hos punkterna tagna i fält.

Error of Commission (EC) = Andelen fel i punkterna tagna i fält (100 – User Accuracy)

Producer Accuracy = Noggrannheten hos den klassificerade kartan.

Error of Omission (EO) = Andelen fel i punkterna från den klassificerade kartan (100 – Producer Accuracy).

APPENDIX D

Tabell D1. Formindex S1 för hela landskapet samt de olika delområdena.

	Hela-flyg	Hela-sat.	Åker-flyg	Åker-sat.	Mellan-flyg	Mellan-sat.	Skog-flyg	Skog-sat.
Löv	0.160	0.107	0.176	0.083	0.172	0.125	0.152	0.089
Barr	0.184	0.052	-	-	0.144	0.037	0.081	0.024
Åker	0.107	0.055	0.120	0.008	0.066	0.028	0.160	0.046
Bete	0.161	0.043	0.220	0.059	0.162	0.033	0.348	0.038
Vatten	0.139	0.147	-	-	0.141	-	-	-
Kalhygge	0.118	0.029	-	-	-	0.037	-	-
STD	0.145	0.072	0.050	0.038	0.042	0.041	0.114	0.028

Tabell D2. Formindex S2 för hela landskapet samt de olika delområdena.

	Hela-flyg	Hela-sat.	Åker-flyg	Åker-sat.	Mellan-flyg	Mellan-sat.	Skog-flyg	Skog-sat.
Löv	1.164	1.193	1.145	1.031	1.154	1.202	1.185	1.172
Barr	1.289	1.333	-	-	1.191	1.186	1.511	1.448
Åker	1.482	1.332	1.647	1.405	1.586	1.806	1.199	1.129
Bete	1.136	1.364	1.379	1.080	1.224	1.487	1.864	1.134
Vatten	1.140	1.115	-	-	1.187	-	-	-
Kalhygge	1.411	1.147	-	-	-	0.946	-	-
STD	0.149	0.109	0.251	0.203	0.179	0.330	0.321	0.153

Tabell D3. Diversitetsindex för hela landskapet samt de olika delområdena.

	Flygbild	Sat.bild
Åker	0.164	0.125
Mellan	0.542	0.549
Skog	0.394	0.359
Hela	0.656	0.605
STD	0.212	0.217

Tabell D4. Area (km²) för hela landskapet samt de olika delområdena.

	Hela-flyg	Hela-sat.	Åker-flyg	Åker-sat.	Mellan-flyg	Mellan-sat.	Skog-flyg	Skog-sat.
Väg	0.72	9.35	0.02	0.02	-	-	-	-
Löv	14.29	0.96	0.07	0.01	0.66	0.29	0.48	1.19
Barr	10.86	13.25	-	-	0.09	0.13	1.06	0.48
Åker	20.35	25.49	1.33	1.43	0.45	0.72	0.01	0.03
Bete	9.04	7.73	0.04	0.07	0.47	0.45	0.18	0.08
Vatten	0.08	0.01	-	-	0.00	-	-	-
Kalhygge	2.27	0.84	-	-	-	0.01	-	-
Totalt	57.59	57.62	1.46	1.53	1.67	1.60	1.73	1.77

Tabell D5. Area i % för hela landskapet samt de olika delområdena.

	Hela-flyg	Hela-sat.	Åker-flyg	Åker-sat.	Mellan-flyg	Mellan-sat.	Skog-flyg	Skog-sat.
Väg	1.25	16.23	1.13	1.44	-	-	-	-
Löv	24.81	1.66	4.53	0.36	39.32	17.81	27.94	66.92
Barr	18.85	22.99	-	-	5.44	8.39	61.61	27.04
Åker	35.33	44.24	91.47	93.48	27.06	45.02	0.30	1.64
Bete	15.69	13.41	2.87	4.73	27.97	28.13	10.15	4.40
Vatten	0.14	0.01	-	-	0.21	-	-	-
Kalhygge	3.93	1.45	-	-	-	0.64	-	-
Totalt	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

Tabell D6. Antal patcher för hela landskapet samt de olika delområdena.

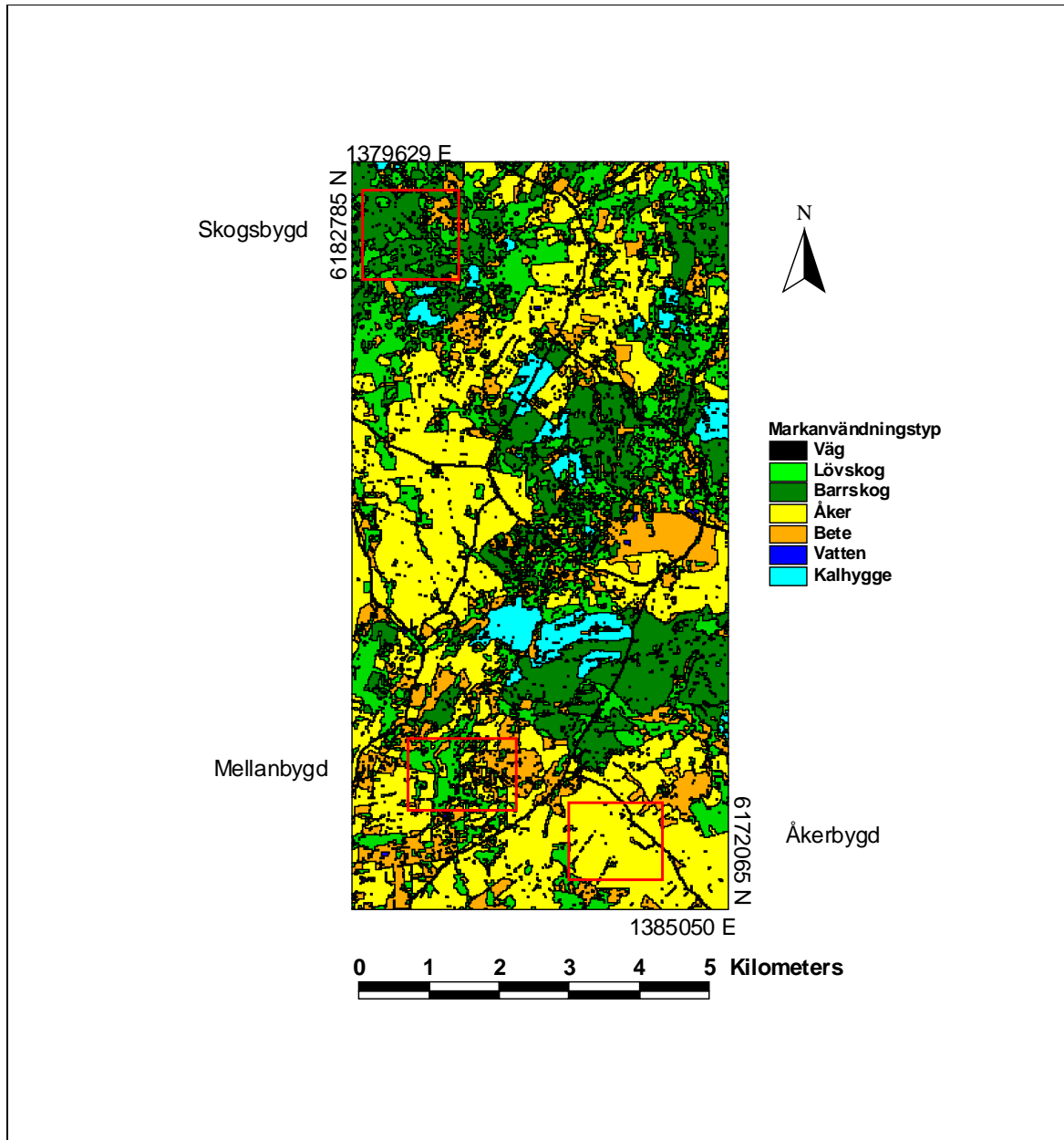
	Hela-flyg	Hela-sat.	Åker-flyg	Åker-sat.	Mellan-flyg	Mellan-sat.	Skog-flyg	Skog-sat.
Väg	590	485	20	18	-	-	-	-
Löv	2971	108	43	2	95	16	91	29
Barr	587	446	-	-	31	7	17	4
Åker	271	138	4	2	19	4	3	3
Bete	2454	204	9	4	102	8	98	4
Vatten	43	7	-	-	3	-	-	-
Kalhygge	65	22	-	-	-	1	-	-
Totalt	6981	1410	76	26	250	36	209	40

APPENDIX E

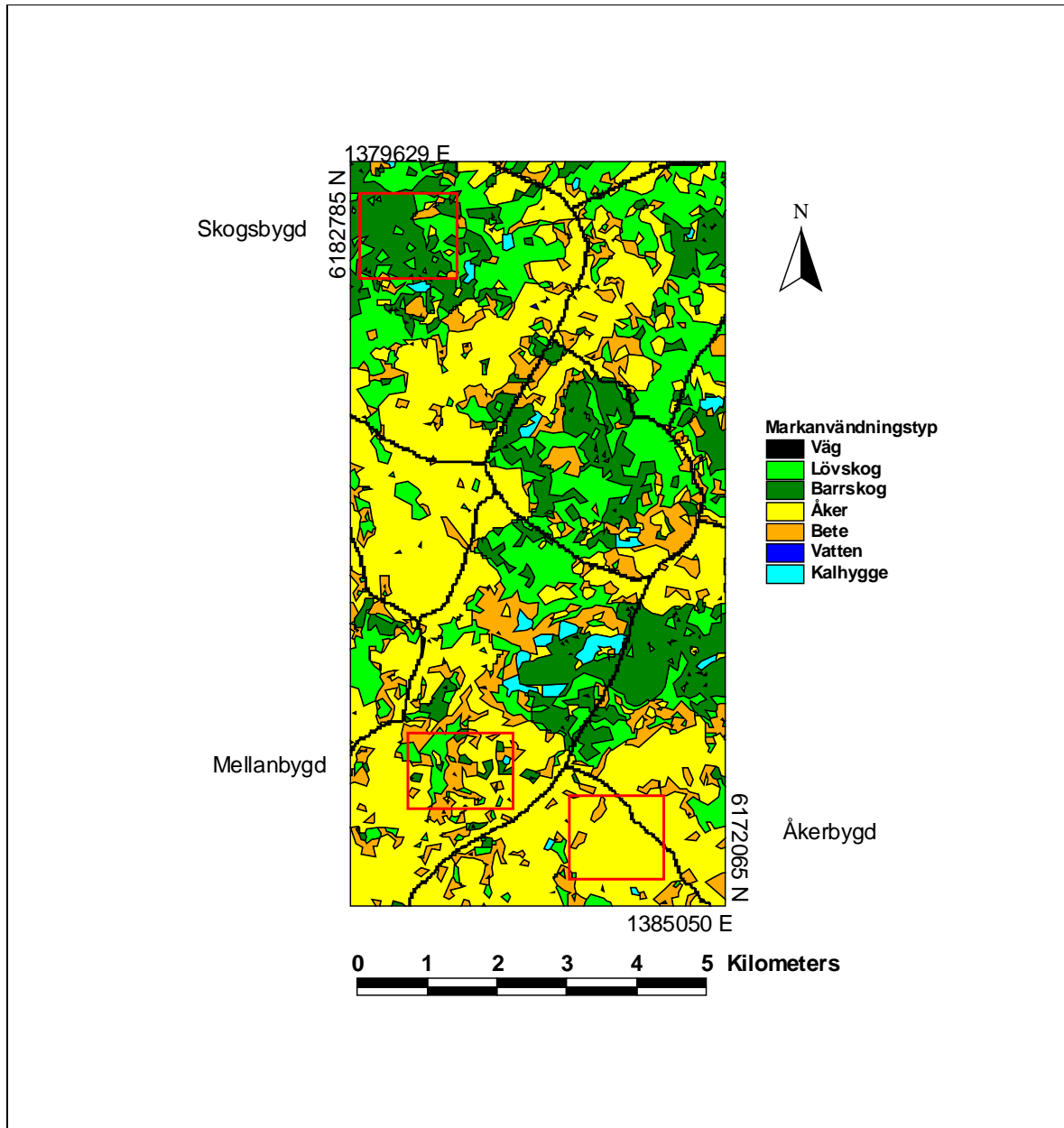
Figur E1 och E2 visar klassificerade flygbilder respektive satellitbild, där sedan information till landskapsindexen har hämtats. Koordinatsystem för kartorna är Rikets nät med projektionen RT90 2,5 gon V.

Tabell E1: Koordinater för de tre delområdena.

	Easting (m)	Northing (m)
Skogsbygd	1379780-1381173	6181058-6182330
Mellanbygd	1380477-1381991	6173488-6174548
Åkerbygd	1382748-1384081	6172489-6173639



Figur E1. Flygbilden.



Figur E2. Satellitbilden.

Lunds Universitets Naturgeografiska institution. Seminarieuppsatser. Uppsatserna finns tillgängliga på Naturgeografiska institutionens bibliotek, Sölvegatan 13, 223 62 LUND.

The reports are available at the Geo-Library, Department of Physical Geography, University of Lund, Sölvegatan 13, S-223 62 Lund, Sweden.

1. Pilesjö, P. (1985): Metoder för morfometrisk analys av kustområden.
2. Ahlström, K. & Bergman, A. (1986): Kartering av erosionskänsliga områden i Ringsjöbygden.
3. Huseid, A. (1986): Stormfällning och dess orsakssamband, Söderåsen, Skåne.
4. Sandstedt, P. & Wällstedt, B. (1986): Krankesjön under ytan - en naturgeografisk beskrivning.
5. Johansson, K. (1986): En lokalklimatisk temperaturstudie på Kungsmarken, öster om Lund.
6. Estgren, C. (1987): Isälvsstråket Djurfälla-Flädermo, norr om Motala.
7. Lindgren, E. & Runnström, M. (1987): En objektiv metod för att bestämma läplanterings läverkan.
8. Hansson, R. (1987): Studie av frekvensstyrd filtringsmetod för att segmentera satellitbilder, med försök på Landsat TM-data över ett skogsområde i S. Norrland.
9. Matthiesen, N. & Snäll, M. (1988): Temperatur och himmelsexponering i gator: Resultat av mätningar i Malmö.
- 10A. Nilsson, S. (1988): Veberöd. En beskrivning av samhällets och bygdens utbyggnad och utveckling från början av 1800-talet till vår tid.
- 10B. Nilson, G., 1988: Isförhållande i södra Öresund.
11. Tunving, E. (1989): Översvämning i Murcia provinsen, sydöstra Spanien, november 1987.
12. Glave, S. (1989): Termiska studier i Malmö med värmebilder och konventionell mätutrustning.
13. Mjölbo, Y. (1989): Landskapsförändringen - hur skall den övervakas?
14. Finnander, M-L. (1989): Vädrets betydelse för snöavsmältningen i Tarfaladalen.
15. Ardö, J. (1989): Samband mellan Landsat TM-data och skogliga beståndsdata på avdelningsnivå.
16. Mikaelsson, E. (1989): Byskeälvens dalgång inom Västerbottens län. Geomorfologisk karta, beskrivning och naturvärdesbedömning.
17. Nhilen, C. (1990): Bilavgaser i gatumiljö och deras beroende av vädret. Litteraturstudier och mätning med DOAS vid motortrafikled i Umeå.
18. Brasjö, C. (1990): Geometrisk korrektion av NOAA AVHRR-data.
19. Erlandsson, R. (1991): Vägbanetemperaturer i Lund.
20. Arheimer, B. (1991): Näringsläckage från åkermark inom Brååns dräneringsområde. Lokalisering och åtgärdsförslag.
21. Andersson, G. (1991): En studie av transversalmoräner i västra Småland.
- 22A. Skillius, Å., (1991): Water harvesting in Bakul, Senegal.
- 22B. Persson, P. (1991): Satellitdata för övervakning av höstsådda rapsfält i Skåne.
23. Michelson, D. (1991): Land Use Mapping of the That Luang - Salakham Wetland, Lao PDR, Using Landsat TM-Data.
24. Malmberg, U. (1991): En jämförelse mellan SPOT- och Landsatdata för vegetationsklassning i Småland.
25. Mossberg, M. & Pettersson, G. (1991): A Study of Infiltration Capacity in a Semi-arid Environment, Mberengwa District, Zimbabwe.

26. Theander, T. (1992): Avfallsupplag i Malmöhus län. Dränering och miljöpåverkan.
27. Osaengius, S. (1992): Stranderosion vid Löderups strandbad.
28. Olsson, K. (1992): Sea Ice Dynamics in Time and Space. Based on upward looking sonar, satellite images and a time series of digital ice charts.
29. Larsson, K. (1993): Gully Erosion from Road Drainage in the Kenyan Highlands. A Study of Aerial Photo Interpreted Factors.
30. Richardson, C. (1993): Nischbildningsprocesser - en fältstudie vid Passglaciären, Kebnekaise.
31. Martinsson, L. (1994): Detection of Forest Change in Sumava Mountains, Czech Republic Using Remotely Sensed Data.
32. Klintenberg, P. (1995): The Vegetation Distribution in the Kärkevagge Valley.
33. Hese, S. (1995): Forest Damage Assessment in the Black Triangle area using Landsat TM, MSS and Forest Inventory data.
34. Josefsson, T. och Mårtensson, I. (1995). A vegetation map and a Digital Elevation Model over the Kapp Linné area, Svalbard -with analyses of the vertical and horizontal distribution of the vegetation
35. Brogaard, S och Falkenström, H. (1995). Assessing salinization, sand encroachment and expanding urban areas in the Nile Valley using Landsat MSS data.
36. Krantz, M. (1996): GIS som hjälpmedel vid växtskyddsrådgivning.
37. Lindegård, P. (1996). VINTERKLIMAT OCH VÅRBAKSLAG. Lufttemperatur och kådflödessjuka hos gran i södra Sverige.
38. Bremborg, P. (1996). Desertification mapping of Horqin Sandy Land, Inner Mongolia, by means of remote sensing.
39. Hellberg, J. (1996). Förändringsstudie av jordbrukslandskapet på Söderslätt 1938-1985.
40. Achberger, C. (1996): Quality and representability of mobile measurements for local climatological research.
41. Olsson, M. (1996): Extrema lufttryck i Europa och Skandinavien 1881-1995
42. Sundberg, D. (1997): En GIS-tillämpad studie av vattenerosion i sydsvensk jordbruksmark.
43. Liljeberg, M. (1997): Klassning och statistisk separabilitetsanalys av marktäckningsklasser i Halland, analys av multivariata data Landsat TM och ERS-1 SAR.
44. Roos, E. (1997): Temperature Variations and Landscape Heterogeneity in two Swedish Agricultural Areas. An application of mobile measurements.
45. Arvidsson, P. (1997): Regional fördelning av skogsskador i förhållande till mängd SO₂ under vegetationsperioden i norra Tjeckien.
46. Akselsson, C. (1997): Kritisk belastning av aciditet för skogsmark i norra Tjeckien.
47. Carlsson, G. (1997): Turbulens och supraglacial meandering.
48. Jönsson, C. (1998): Multitemporala vegetationsstudier i nordöstra Kenya med AVHRR NDVI
49. Kolmert, S. (1998): Evaluation of a conceptual semi-distributed hydrological model – A case study of Hörbyån.
50. Persson, A. (1998): Kartering av markanvändning med meteorologisk satellitdata för förbättring av en atmosfärisk spridningsmodell.
51. Andersson, U. och Nilsson, D. (1998): Distributed hydrological modelling in a GIS perspective – an evaluation of the MIKE SHE model.
52. Andersson, K. och Carlstedt, J. (1998): Different GIS and remote sensing techniques for detection of changes in vegetation cover - A study in the Nam Ngum and Nam Lik catchment areas in the Lao PDR.

53. Andersson, J., (1999): Användning av global satellitdata för uppskattning av spannmålsproduktion i västafrikanska Sahel.
54. Flodmark, A.E., (1999): Urban Geographic Information Systems, The City of Berkeley Pilot GIS
- 55A. Lyborg, Jessica & Thurfell, Lilian (1999): Forest damage, water flow and digital elevation models: a case study of the Krkonose National Park, Czech Republic.
- 55B. Tagesson, I., och Wramneby, A., (1999): Kväveläckage inom Tolångaåns dräneringsområde – modellering och åtgärdssimulering.
56. Almkvist, E., (1999): Högfrekventa tryckvariationer under de senaste århundradena.
57. Alstorp, P., och Johansson, T., (1999): Översiktlig buller- och luftföroreningsinventering i Burlövs Kommun år 1994 med hjälp av geografiska informationssystem – möjligheter och begränsningar.
58. Mattsson, F., (1999): Analys av molnklotter med IRST-data inom det termala infraröda våglängdsområdet
59. Hallgren, L., och Johansson, A., (1999): Analysing land cover changes in the Caprivi Strip, Namibia, using Landsat TM and Spot XS imagery.
60. Granhäll, T., (1999): Aerosolers dygnsvariationer och långväga transporter.
61. Kjellander, C., (1999): Variations in the energy budget above growing wheat and barley, Ilstorp 1998 - a gradient-profile approach
62. Moskvitina, M., (1999): GIS as a Tool for Environmental Impact Assessment - A case study of EIA implementation for the road building project in Strömstad, Sweden
63. Eriksson, H., (1999): Undersökning av sambandet mellan strålningstemperatur och NDVI i Sahel.
64. Elmqvist, B., Lundström, J., (2000): The utility of NOAA AVHRR data for vegetation studies in semi-arid regions.
65. Wickberg, J., (2000): GIS och statistik vid dräneringsområdesvis kväveläckagebeskrivning i Halland
66. Johansson, M., (2000): Climate conditions required for re-glaciation of cirques in Rassepautasjtjåkka massif, northern Sweden.
67. Asserup, P., Eklöf, M., (2000): Estimation of the soil moisture distribution in the Tamne River Basin, Upper East Region, Ghana.
68. Thern, J., (2000): Markvattenhalt och temperatur i sandig jordbruksmark vid Ilstorp, centrala Skåne: en mättnings- och modelleringsstudie.
69. Andersson, C., Lagerström, M., (2000): Nitrogen leakage from different land use types - a comparison between the watersheds of Graisupis and Vardas, Lithuania.
70. Svensson, M., (2000): Miljökonsekvensbeskrivning med stöd av Geografiska Informationssystem (GIS) – Bullerstudie kring Malmö-Sturup Flyplats.
71. Hyltén, H.A., Ugglå, E., (2000): Rule-Based Land Cover Classification and Erosion Risk Assessment of the Krkonose National Park, Czech Republic.
72. Cronquist, L., Elg, S., (2000): The usefulness of coarse resolution satellite sensor data for identification of biomes in Kenya.
73. Rasmusson, A-K., (2000): En studie av landskapsindex för kvantifiering av rumsliga landskapsmönster.