

Träd och buskar i jordbrukslandskapet

Värden och hot – en litteraturgenomgång



Foto: Erik Sjödin

CBM:s skriftserie nr 24
Weronika Axelsson Linkowski
Roger Svensson

Träd och buskar i jordbrukslandskapet

Värden och hot – en litteraturgenomgång

**Weronika Axelsson Linkowski
Roger Svensson**

Träd och buskar i jordbrukslandskapet Värden och hot – en litteraturgenomgång
CBM:s skriftserie nr 24
Weronika Axelsson Linkowski, Roger Svensson
Form: Roger Svensson
© 2009 Centrum för biologisk mångfald
ISSN: 1403-6568
ISBN: 978-91-89232-35-8

Förord

Under lång tid har träd och buskar i våra slätter- och betesmarker diskuterats, både vad gäller värden och hotbild. Denna diskussion har nu intensifierats genom att dessa marker erhåller ekonomiska EU-stöd och Sverige har stora problem att övertyga byråkraterna i Bryssel om att vi även i framtiden vill ha marker med ganska stort innehåll av träd och buskar.

Under 7 år har det pågått ett stort forskningsprogram, kallat ”HagmarksMistra”, som har studerat naturbetesmarkerna med utgångspunkter både från jordbruket och naturvården. Resultaten från programmet har publicerats i den populärvetenskapliga boken ”Mångfaldsmarker”.

Ett av delprojekten har handlat om träd och buskar och vilken funktion de har i våra naturbetesmarker. Det huvudsakliga arbetet har varit konkreta forskningsprojekt inom ett doktorandprojekt. Men forskningsprojekt blir ju alltid relativt snävt avgränsade och söker kunskap mera på djupet än på bredden. Som ett komplement ingår denna litteraturstudie för att bredda bilden av träd och buskar. Den beaktar både vetenskaplig och mer populär litteratur och den spänner inte bara över naturvetenskap, utan den belyser även historia, etnobiologi, liksom vad vi kan få ut av målningar och intervjuer.

Grovarbetet har utförts av Weronika Axelsson Linkowski, med stöd av Roger Svensson.



<i>Bakgrund</i>	1
<i>Träd och buskar förr</i>	3
Källor till kunskap och slutsatser om träd och buskar förr	4
Kartor och kartbeskrivningar	4
Pollendiagram och andra paleobotaniska källor	7
Samtidsskildringar	7
Landskapslagar och liknande	9
Etnobiologisk kunskap och äldre handböcker	10
Intervjuer, hörsägen	11
Målningar och fotografier	12
Slutsatser utifrån historiska skeenden, förändringar etc.	14
Slutsatser utifrån gamla artlistor	17
Slutsatser utifrån dagens förekomst av arter och strukturer	17
Historiska referenslandskap i andra delar av Europa	18
Några sammanfattande källkritiska problem	18
<i>Träd och buskar idag</i>	19
Var i landskapet finns träd och buskar med höga naturvärden?	19
Hagmarkens träd och buskar	21
Gårds- och parkmiljöer	21
Alléer	21
Hamlade träd	23
Effekter av träd och buskar i jordbrukslandskapet	25
Träd och buskar som substrat för djur och växter	25
Igenväxning	31
Effekter på fältskiktets arter	32
Buskars och trädets etablering	33
Effekter på markkemi	35
Effekter på markfaunan	36
Lokal fragmentering	36
Träd och buskar som boplats m.m.	37
Träd och buskar som biologiskt kulturarv	39
Träd och buskar i ett historiskt skötselsammanhang	42
Hur kan historisk kunskap kombineras med dagsläget?	42
Historisk och biologisk äkthet	42
Uppdelning i skogs- och jordbrukslandskap	43
<i>Litteratur</i>	45

Träd och buskar i jordbrukslandskapet

Värden och hot – en litteraturgenomgång

Bakgrund

Dagens jordbrukslandskap är ett resultat av traditionellt brukande under lång tid, med varierande intensitet, kombinerat med modern markanvändning, som ofta inneburit ökad intensitet och minskning eller förlust av olika markslag. Naturvärden försöker idag ofta efterlikna det man tror var traditionell skötsel. I dessa strävanden har ofta jordbrukslandskapets träd och buskar av flera orsaker kommit i kläm. Både buskar och träd betraktas som igenväxningsvegetation. Vidare har skötsel och restaurering under de senaste decennierna fokuserat på grässvålen och dess arter, och i det sammanhanget har träd och buskar oftast ansetts vara skadliga konkurrenter till markens och fältskiktets organismer. Slutligen har träd och buskar i jordbrukslandskapet, med undantag för gamla hagmarksträd, knappast ansetts vara en bristvara – igenväxande jordbruksmark finns överallt! Miljöersättningsystemets kriterier har också bidragit till en negativ syn på träd och buskar i jordbrukslandskapet. Åtgärdsplanerna för betesmark med tilläggsersättning har varit ett redskap för att åstadkomma röjningar, i vissa län i relativt stor omfattning.

Idag märks en viss motreaktion mot röjningsivern, men huvudfrågorna kvarstår: Vilka värden har träd och buskar i jordbrukslandskapet, hur hotas dessa värden och på vilket sätt hotar träd och buskar andra värden? För att kunna belysa problemet måste det struktureras i ett antal olika frågor, exempelvis:

- 1) Hur har träd och buskar förekommit och nyttjats i det traditionella jordbrukslandskapet?
- 2) Vilka särskilda egenskaper och kvaliteter har träd och buskar i jordbrukslandskapets hävdade marker jämfört med i skog och igenväxningsmarker?
- 3) På vilket sätt är träd och buskar ett hot mot andra värden i jordbrukslandskapet?

I dag ses igenväxning av före detta hävdade marker som ett av de största naturvårdsproblemen (Brunsberg 1974, Ekstam et al. 1988, Ekstam & Forshed 1992, 1996). Så har det inte alltid varit. Antalet betesdjur var som högst under första hälften av 1900-talet (1930-talet) (Mattson 1985). Vid 1900-talets början, i naturvårdens begynnelse, var det snarare den hårda hävden som betraktades som ett hot. Flera naturreservat bildades i syfte att låta områden växa fritt. Ett exempel är Vårdsätra naturpark i Uppsala. Området blev naturreservat 1912, betesdjuren togs bort, hävden upphörde och området började växa igen. Detta gjordes för att studera växtlighetens förändring på en löväng under fri utveckling. Professor Rutger Sernander, en av våra första växtekologer, skriver angående Vårdsätra löväng i Uppsala: ”Alltså, skall en löväng bevaras som sådan, måste den gamla slätter- och lövbrottskulturen uppehållas” (Sernander 1934). Sernander och många samtida naturvårdare har ofta anklagats för att vara okunniga om hävdens betydelse, men bildandet av igenväxningsreservat är snarare ett uttryck för vad som var sällsynt och hotat på den tiden.

Idag är betydelsen av att hävda de traditionella betesmarkerna väl känd, men i och med att betesmarkerna kommit att alltmer uppmärksammas har ofta buskar och träd bara setts som begynnande igenväxning och inte alltid tillskrivits något värde för den biologiska mångfalden. Särskilt gäller det träd och buskar som inte uppenbart är av hagmarkskaraktär. Men ibland lyfts även

trädens och buskarnas värden fram (se t.ex. Appelqvist et al. 2001, Appelqvist & Svedlund 1998, Lennartsson & Hoflin 2003).

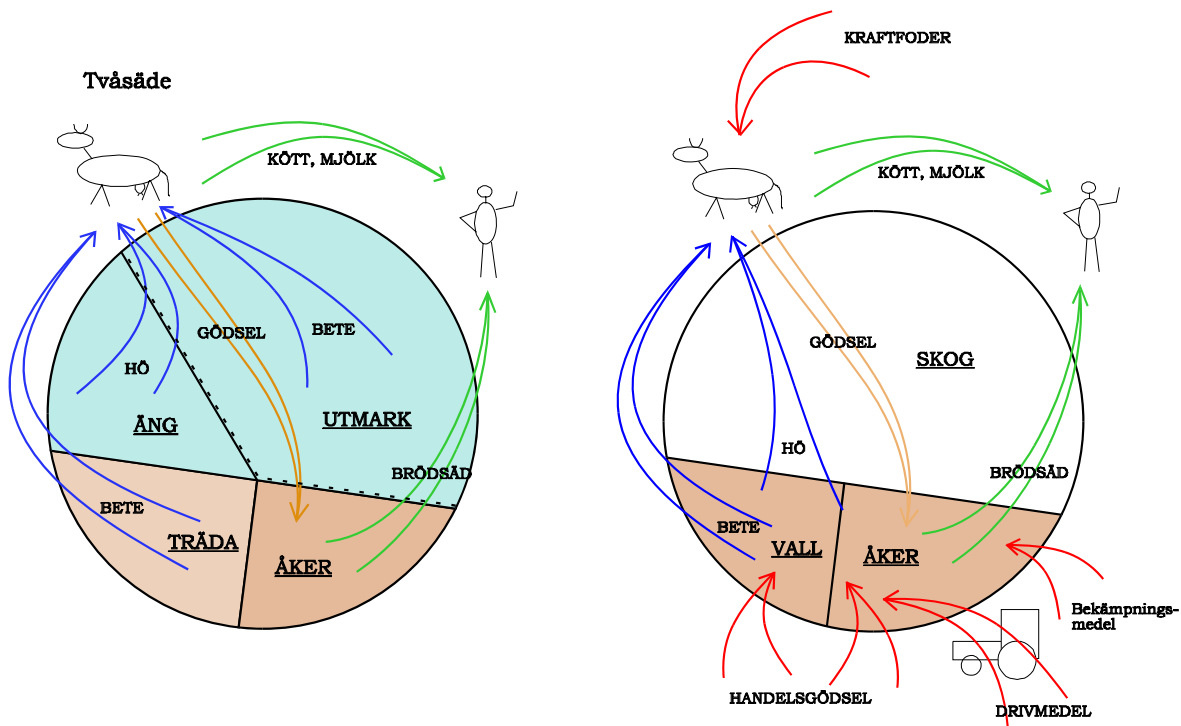


Ängsmark med ett artrikt och varierat inslag av träd och buskar. Bråbo, Småland. Foto: Roger Svensson

I riksantikvarieämbetets skriftsamling "Råd till skötsel av värdefulla natur- och kulturmiljöer" (Riksantikvarieämbetet 1995) står att brukaren skall spara de buskar och träd som "traditionellt gynnats". Samtidigt rekommenderas att man för att skydda de olika kulturmiljöerna skall röja bort alla slyuppslag och ringbarka träd som ger rotskottsuppslag. Det anges inte närmare vilka traditionella arter det rör sig om. Även regelverket för miljöersättningar bidrar till att träd och buskar minskar i betesmarker. Brukaren kan förlora miljöersättning om det finns för mycket buskar kvar (Jordbruksverket 2004), men i praktiken knappast genom att ta bort för mycket. Detta innebär en uppenbar risk att, bokstavligen, hellre fälla än fria. I kontrast till de vanligen förenklade reglerna och rekommendationerna för röjning i jordbrukslandskapets biotoper står kunskapen om den biologiska betydelsen av träd och buskar. I det moderna jordbrukslandskapet finns stora mångfaldsvärden knutna till en variation i landskapet i relativt liten skala, till exempel på vägkanter, åkerholmar och enstaka buskar och träd. Den enskilde brukaren kan genom sin hantering av dessa småbiotoper avsevärt öka eller minska förutsättningarna för biologisk mångfald (Weibull et al. 2003). Skötselöreskrifterna för betesmarker är framför allt utformade för att gynna artrikedomen av kärlväxter. Korrelationsstudier mellan olika viktiga organismgrupper (fåglar, fjärilar, humlor, dyngbaggar, jordlöpare, kärlväxter) har visat att det som är bra för kärlväxterna inte behöver vara bra för de andra organismgrupperna (Söderström et al. 2001b, Vessby et al. 2002). Söderström et al. (2001b) rekommenderar därför att en noggrann analys av de biologiska värden som är knutna till träd och buskar alltid görs innan beslut tas om att röja till förmån för kärlväxterna.

Träd och buskar förr

Det landskap vi ser idag är en produkt av tidigare markanvändning. Olika tidsepoker har i större eller mindre utsträckning lämnat spår efter sig (Aronsson 1993, Emanuelsson 2003, Eriksson 1998, Eriksson et al. 2002, Fjellstad & Dramstad 1999, Lindborg et al. 2005, Lindborg & Eriksson 2004b). Landskapet är således inte statiskt utan där sker ständigt dynamiska processer. I takt med att människors behov har ändrats har förutsättningarna för olika arter ändrats (Svensson et al. 1993). Hur mycket landskapet har förändrats beror på faktorer som krig, befolkningsökningar och även mode, som exempelvis de stora alléplanteringarna från 1700-talet (Eliasson 2002). Under 1900-talet står jordbruksrationaliseringar för de största förändringarna (Lindborg & Eriksson 2004b). Den mest genomgripande förändringen var införandet av konstgödning och fossila drivmedel. Då försvann behovet av ogödslade betes- och slåttermarker för foderproduktion eftersom åkrarna kunde producera både hö och andra grödor (Mattson 1985). I denna sammanställning avser termen traditionell tiden före mer allmänt användande av konstgödning och fossila drivmedel.



Som framgår av den vänstra figuren byggde det traditionella odlingsystemet på ett närings- eller energiflöde från ogödslade slåtter- och betesmarker (s.k. naturliga fodermarker, blått i figuren) till åkermarken (brunt). Den biomassa vi människor inte direkt kan utnyttja omvandlades således av betande djur bl.a. till gödsel, som i sin tur utgjorde näring för odling av ätliga grödor. Djuren betade på utmarken, som genom stängsel (streckad linje) skildes från den s.k. inöemarken, d.v.s. åker och äng (slåttermark). Systemet uppstod när fasta åkrar blev vanliga under järnåldern, och bestod i princip ända tills fossila energikällor kunde börja nyttjas i stor skala, huvudsakligen efter 1945. Då blir, enligt den högra figuren, jordbruket alltmer beroende av tillskott utifrån. (Efter Tommy Lennartsson)

Jordbruks- och skogspolitiken, som syftar till ökad produktion, leder till ett allt mer tudelat landskap med öppna åkrar, igenväxande trädbärande fodermarker och sluten skog. Samtidigt försöker man med olika miljöstödd motverka försämringarna och stödja åtgärder som bevarar biologisk mångfald knuten till det traditionella jordbrukslandskapet (Jordbruksverket 2004, Overud & Lennartsson 2004). Gränserna mellan jordbruksmark och skogsbruksmark är numera mycket tydliga, medan skogen, träden och buskarna var en integrerad del av hushållningen i det traditionella jordbruket. Lövängen och skottskogen bidrog inte bara med hö utan även med lövfoder, brännved och grenar till slöjd och stolpar (Persson & Forshed 1982, Slotte 1993, 1997a, 1997b, 1999, 2000). De hamlade träden och hagmarksträden bidrog genom att vara solexponerade och långlivade till att skapa livsmiljöer för en rad krävande bark- och vedorganismer (Appelqvist et al. 2001, Hultengren et al. 1997). Det minskade behovet av slåttermarker gjorde att de snabbt växte igen med sly och träd. Många av de växter och djur som är beroende av solexponerade grova träd är idag rödlistade (Gärdenfors 2005), vilket tilldrar sig naturvårdens intresse.

Källor till kunskap och slutsatser om träd och buskar förr

Genom att ta reda på hur mycket träd och buskar det traditionellt fanns i landskapet, var de fanns och hur de sköttes kan lokalt anpassade skötselöreskrifter utformas. Hur får man då reda på hur det har sett ut? Vilka olika källor till kunskap finns det att tillgå?

Kartor och kartbeskrivningar



Laga skifteskarta, Örbäck, Karbenings socken 1844.

I Sverige finns en unik samling av kartor och dokument, som klarat sig undan krig och förstörelse (Tollin 1991). De äldsta är från 1630-talet och visar var husen, hägnaderna, åkrarna och ängarna var belägna. En detaljerad genomgång av de svenska kartorna ges av Jansson (1993) och Tollin (1991). Till kartorna finns en tillhörande textbeskrivning som beskriver betesmarkernas kvalitet

och utmarkernas bestånd av timmer och gärdselvirke (Andersson 1999, Tollin 1991). Textdelen till kartorna tar ibland upp lövtäkt men skiljer inte på olika slags lövtäkt, exempelvis genom hamling eller från en skottskogsäng (Aronsson et al. 2001). På 1700-talet ritades nya geometriska kartor som inte bara tog med inägomarken utan även utmarken och där fick bärande träd (ek, hassel och bok) särskilda symboler (Tollin 1991).

Vid skiftena, omkring 1800 och framåt, upprättades ett stort antal kartor och ägobeskrivningar till grund för fördelningen av mark. Dessa beskrivningar är detaljerade med avseende på markslag och markanvändning eftersom de skulle användas för att dela upp marken rättvist. Särskilt arealen ängs-, betes- och åkermark var av stor betydelse eftersom dessa markslag var skattepliktiga (Eliasson 1997, 2002, Lannér 2003). Skifteskartor används ofta då man söker klarlägga den historiska markanvändningen (Eliasson 2002, Lagerås 2002, Lannér 2007, Vestbö Franzén 2002), men de visar således främst var olika slags inägomark låg i landskapet. Olika typer av utmark redovisas mycket mer sällan och med lägre noggrannhet. Träd och buskar förekom troligen i stor utsträckning på utmarken. En storskifteskarta från 1778 över utmarken tillhörande Bjälebo by, Bråbygden Kalmar län, visar att utmarken nyttjades främst för skogsbete, våtmarksslätter, svedjebruk, lyckodling och lövtäkt. Kartan över inägomarken visar att bönderna i byn var boskapskötare och markanvändningen domineras av slätter- och betesmarker (Myrdal-Runebjer 2003).

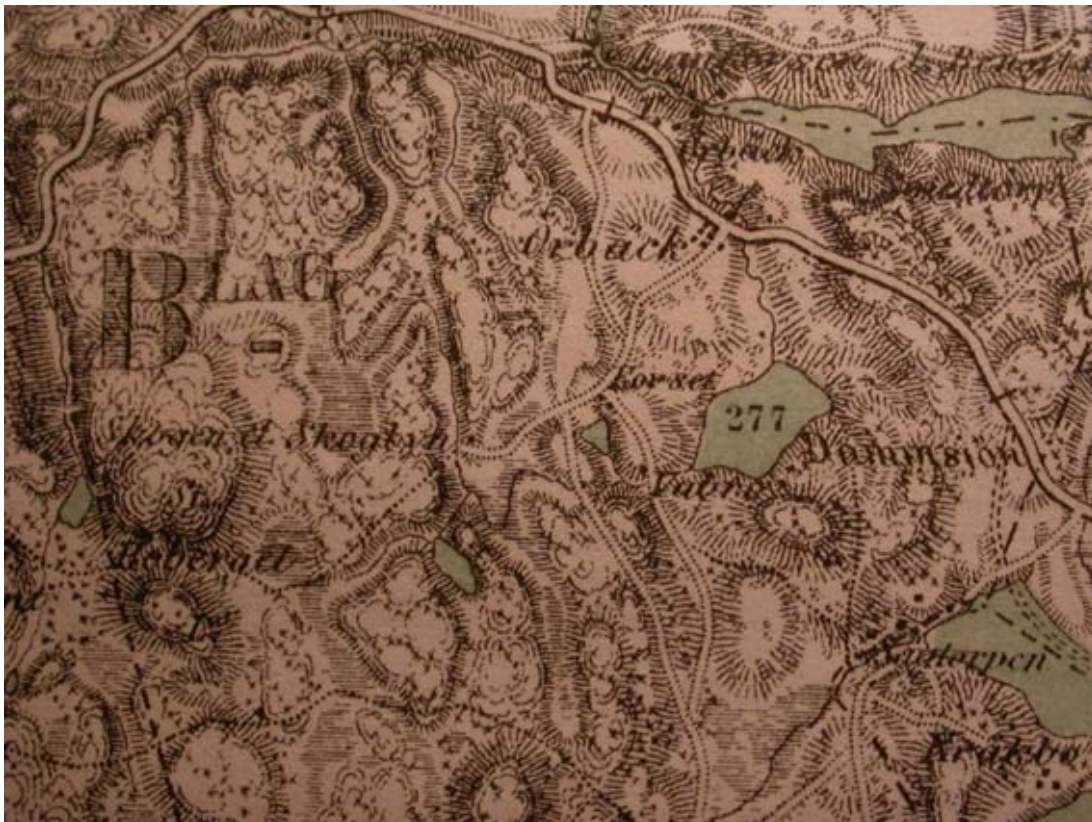
På en karta från 1701 över småländska höglandet noteras att utmarken var ”uthuggen till fälle, utan slätter”. Fälle (här)= svedjebruk för att främja grästillsväxt. Vidare redovisas att det växer tall, gran och en på utmarken och att det inte var någon större skillnad mellan utmarkens och inägomarkens trädskikt (Vestbö Franzén 2002). Inte heller visar skifteshandlingarna hur de olika ägoslagen egentligen såg ut. Därför är det svårt att hitta tillräckligt detaljerade uppgifter över antal och typ av träd och buskar i markerna. Buskarna var inte av tillräckligt ekonomiskt värde



Inom rekreationsområdet Tinnerö i Linköping, är de största mångfaldsvärdena knutna till de många och grova ekarna som även ger området en karaktäristisk landskapsbild. Notera att en ek ramlat och övergått till död ved, även det en värdefull miljö för många arter. Foto: Roger Svensson

vare sig för bonden eller staten och skadade inte heller markerna. Därför karterades de inte eller beskrevs separat. Förekomst av ek och bok noterades däremot noga därför att de tidvis varit i kronans ägo och var ekonomiskt värdefulla (Eliasson 2002).

I ett exempel från Tinnerö-området, söder om Linköping, visas hur en digitaliserad form av den geometriska avmätningsskarta från 1704 kan användas tillsammans med dagens förekomster av höga naturvärden (Myrdal-Runebjer 2003). Samkörningen visar den historiska markanvändningens betydelse för skapandet av höga naturvärden. Kartan från 1704 anger hela inägomarken som ängsmark och det finns bokstäver som refererar till ängarnas produktivitet och beskaffenhet. Förekomsten av ek tas alltid upp. De mest värdefulla områdena beskrivs som ängsmark med "stor ymighet av ek, hassel, rönn, asp och lind". Nästa karta som används vid jämförelsen är en häradslista från 1870 vilken visar att nästan hela ängsmarken är uppodlad. De tidigare lövträdsbeväxta impedimenten från 1704, utgörs 1870 av ängs- och hagmark. Den ekonomiska kartan från 1947 visar att markanvändningen har varit i stort sett oförändrad sedan 1870. Ekonomiska kartan från 1983 visar ett drastiskt förändrat landskap där mycket av åkermarken är igenlagd. Dagens naturvärden är bland annat knutna till lövträd och förekomsten av rödlistade arter sammanfaller med de områden som 1704 beskrevs ha "stor ymighet av ek, hassel, rönn, asp och lind" (Myrdal-Runebjer 2003).



Generalstabskarta, Örbäck, Västmanland.

En annan samling kartor som beskriver hur markerna såg ut förr är de militära kartorna som började produceras i början av 1800-talet. Denna kartläggning fortgick fram till år 1979. De ger

ingen direkt beskrivning av markanvändningen, men istället nämns faktorer viktiga vid förflyttning av militära enheter såsom fördelningen löv- och barrträd, våtmarker och höjdskillnader (Jansson 1993, Lagerås 2002, Tollin 1991).

Pollendiagram och andra paleobotaniska källor

Genom att kombinera äldre kartmaterial med pollenanalyser kan man få en förhållandevis god bild av hur det kan ha sett ut i landskapet (Lagerås 1997, 2002). Pollen från buskar indikerar glest trädskikt, och pollen från ljuskrävande gräs och örter indikerar glest träd- och buskskikt. Pollenmängd är svårare att tolka, eftersom lövträd som står ljust producerar mer pollen än lövträd i skogen (Lagerås 2002). Mycket pollen kan därför både betyda många träd som står tätt eller få träd som står ljust (Vera 2000). Större växtdelar som frön är en viktig arkeologisk källa till kunskap om vad som växte vid, eller transporterades till människans bosättningar. Teoretiskt skulle sådana makrofossil kunna säga mycket om vilka slags ängar som skördades, och vad som skördades på dem, men materialet är dåligt utnyttjat ur den aspekten (Riksantikvarieämbetet 1994).

Vid tolkningen av kartor och beskrivningar till dessa måste man iaktta en viss försiktighet. Kartan och beskrivningen producerades i ett särskilt syfte, exempelvis för att belysa ägandeförhållanden eller för att inventera ek- och bokbestånd. Hur beskrivningar och verkligheten skiljer sig åt studerades på Hallands Väderö, i en studie där träden åldersbestämdes och jämfördes med de sex ägobeskrivningar som finns att tillgå från 1808 och fram till 1913 (Lannér 2003). Kartorna beskriver marken som öppen respektive beskogad. Det visade sig att på bördig mark togs färre träd upp i de historiska dokumenten än vad som faktiskt växte där. Detta troligen eftersom träden där representerade odlingshinder på en eftertraktad mark, tänkt som åker eller äng. Stenig och mager mark benämns som skog trots att det i realiteten fanns färre träd där än på ängarna. Detta eftersom träden där var det enda av ekonomiskt värde på marken (Lannér 2003).

Sammanfattningsvis har kartor diskuterats åtskilligt utifrån källkritisk synpunkt. Det vore värdefullt att göra en analys som belyser de olika kartornas användbarhet för att beskriva sådana detaljer i landskapet som träd och buskar.

Samtidsskildringar

Det viktigaste syftet med slåttermarkerna var att producera vinterfoder. Eftersom tillgången på gödsel var knapp och endast användes på åkrarna, tärde bortförandet av näring på ängarnas näringskapital. Det fanns dock andra lösningar än att gödsla för att förbättra ängens avkastningsförmåga. Röjningsbruk har praktiserats över hela Sverige. Genom att gallra, röja och tukta träd och buskar ökades markens produktivitet. Den bakomliggande mekanismen är att de träd- och buskrötter som blir överflödiga när kronan beskärs, dör och förmultnar varvid näringsämnen frigörs. Detta kallas röjgödslingseffekt (Ekstam et al. 1988). Under upplysningstiden funderade de lärde mycket över hur detta fungerade. För Linné och andra låg svaret framförallt i förhållandet mellan ljus och skugga.



Alvena lindäng, Gotland. Foto: Urban Emanuelsson

”Där hasselen växte lagom tätt och lagom rumt, såg man det härligaste gräs, att man härav kunde sluta, det hasselen ingalunda förbränner gräset. Men varest fälten emellan hasselbuskarna vore mycket stora, där var gräset smått, som intet ägde hasselskuggan.”

(Linné om ängar på Sydgotland 8/7 1741, (von Linné 1745) från (Ekstam et al.1988).

Grundförutsättningar för röjningsbruket var att alltid spara en viss mängd träd och buskar för nästa röjning och att satsa på arter som tål upprepad beskärning. I Magnus Mentzers lärobok från 1727, ”Swenska åkermannen”, kan man läsa att det är nyttigt att lämna kvar buskar som vide, jolster, sälg och al och tukta dem.

”Ty om desse trävaxter aldeles utrotas, så minskar Höväxten, hwilken wäl triwes och tiltager emellan desse buskar, allenast de ej äro förtäte, widt tiltagna, och öferskyla större delen af ängen, på hwilken händelse de måste förminskas, och om något lämnas, däraf höväxten har sin skugga, hälst emedan brede wid de afhugna buskars rötter blifwer gemenligen både tiokare och längre gräs, än på sielfwa släta och platta ängsmarken.”

Mentzer (1727) från (Ekstam et al. 1988)



Hamlade träd i stenrösen, Bråbygden, Småland. Foto: Marie Byström

Genom att hamla och tukta träden uppnås samma röjgödslingsseffekt som när man röjer (Ekstam et al. 1988). När Linné beskriver växterna på ängarna var det sällan högträd som han beskrev:

"Storängen"...."var den mest övervuxen med mans höga hasselbuskar, så att emellan dem syntes liksom små torg, kamrar och labrynter, ja, hade de allenast på sidorna varit klippte av en trädgårdsmästare, hade Flora allt här vunnit i sin vilda fågring, som någonsin konsten i den härligaste trädgård. Ekarne upplyfte allena sina höga kronor över desse låga hasslar, såsom cypresser ibland Viburnum."

Linné om Storängen på Kinnekulle i Västergötland 20/6 1746, (von Linné 1747) från (Ekstam et al. 1988)

Landskapslagar och liknande

Skötsel av trädbärande marker behandlas i viss mån i landskapslagar och ordningar (Frödin 1954, Holmbäck & Wessén 1979). Skogklädda utmarker har inte nyttjats till aktiv virkesodling förrän under det senaste seklet. Modern virkesproduktion kräver i princip täta bestånd som driver upp rakstammiga, höga träd, och skapar därmed ljusfattiga biotoper med helt annorlunda ekologiska förhållanden jämfört med traditionella betesskogar. Även i traditionella skogar var träden viktiga, men de efterfrågade produkterna var helt andra än i modern produktionsskog, och dessa fanns

ofta i större mängder i den glesa jämfört med den slutna skogen. Exempel är bär, ollon och nötter, kådrika tjärtallar, senväxta stammar och grenar till verktyg, eller självkrokiga grenar till båtbygge (Aronsson & Matzon 1987, Olsson 1992, Persson & Forshed 1982). Det är troligt att skogklädda utmarker i viss mån aktivt sköttes för att gynna självhushålllets produkter, vilket troligtvis bidrog till att gynna gamla grova träd i exponerade miljöer. Eftersom det blir mindre bete under träd, torde träd- och buskskiktet på betesmarker traditionellt hållits tillbaka med aktiva åtgärder (Frödin 1954). Därutöver bidrog ved-, virkes- och gärdselhuggning, kolning, tjärbränning o.s.v. till att ytterligare skapa glesa skogar med solexponerade träd- och vedsubstrat. Utmarkens dubbla funktion som betesmark och levande ved- och virkesförråd kan möjligen ha stått i motsatsförhållande till varandra. Med alltför mycket träd växte inget gräs och alltför intensivt bete avskogade markerna på sikt. Intressant är att det lagom beskogade landskap som måste ha varit bäst för hushållningen antagligen också var det mest värdefulla för biologisk mångfald (Linkowski & Lennartsson 2004).

Ek och bok var tillsammans med bland annat hassel och apel skyddade som ”bärande” träd (Mattson 1985). Särskilt produktionen av bok- och ekollon tycks ha varit den allra viktigaste resursen i södra Sveriges ädellövskogar. Under medeltiden var nötter, ek- och bokollon en ytterst värdefull livsmedelsresurs, både direkt och som foder till ollonsvin (Frödin 1954, Kardell & Kardell 1996). Landskapslagarna ägnar ollonproduktionen stort utrymme och böterna för att olovligen hugga en ollonek var många gånger högre än för andra trädslag (Holmbäck & Wessén 1979, Lundberg 1952). Från Trögds härad i Uppland finns en hel lagtext, den s.k. Tröghbolagen som behandlade ollonskogarna (Lundberg 1952). Ollonskogar var värdefulla och det var den enda typ av betesmark där antalet djur begränsades. En ollonkogs storlek angavs med hur många svin den kunde föda ett ollonår – exempelvis en fyrtio svins ollonkog. I regel var ollonskogen inhägnad så att inga obehöriga svin kunde komma in (Kardell & Kardell 1996). Under medeltiden fanns det fortfarande gott om fritt flygande honungsbin i skogarna. Bina behövde ihåliga träd och de trivdes särskilt väl i ekskogar. Ofta förekom biskötsel parallellt med ollonsvin (Husberg 1994).

Etnobiologisk kunskap och äldre handböcker

Vilka buskar som fanns i gårdarnas omgivning går i viss mån att utläsa ur dels etnobiologiska beskrivningar, dels äldre praktikor. Båda behandlar nyttan och användningen av exempelvis olika buskar (t.ex. Johnsson 1931). Lantbrukspraktikor som exempelvis de som Arrhenius och Lindqvist skrev (flera upplagor, t.ex. en från 1904) kan räknas dit. Bland annat kan man hitta recept på olika typer av nödfoder som djurägaren kunde koka ihop för att stärka sina djur och göra mjölken smakligare. Rönnbark insamlades under vintern och lades i stora kar i vilka man hällde kokhett vatten. Brygden sades vara synnerligen smaklig och bra för kreaturen, i synnerhet hästarna (Johnsson 1931).

I råd nr 699 i Arrhenius & Lindqvists lantbrukspraktika (1904) rekommenderas att buskar och träd skall vara kvar i betesmarkerna när höskörden blir högre och kreaturen har någonstans att söka skydd. Råd till jordbrukare ihopsamlade av Johnsson (1931) berättar om hur beteshagar företrädesvis skulle placeras i anslutning till rinnande vatten eller nära åar eller sjöar. Vidare hade jordbrukaren att tillse att beteshagen inte var alltför skogbevuxen, i all synnerhet av tall, gran och enbuskar, emedan gräsväxten härigenom förkvävdes. Däremot vore det nyttigt om någon lövskog, helst av lind, al, hägg, hassel och sälg förefanns. I brist härpå kunde barrträd på vissa ställen kvarlämnas som skydd till boskapen. Träden skulle vid lämpliga tillfällen uppkvistas och

då skulle kvistarna helst lämnas kvar som skydd för gräset och först då gräset vuxit upp ur kvisthögarna skulle riset bortföras (Johnsson 1931). Vidare skulle växter som stormhatt, sprängört, bolmört, ramslök, åkermynta, penninggräs och flugsvamp utrotas emedan dessa skadade boskapen eller förskämde mjölken (Johnsson 1931). Vidare nämndes att endast en dålig skogsägare lät sina djur svälta, ty bark av i synnerhet rönn, asp, tall och gran var lämpliga som kreatursföda. Efter avslutat skördearbete kunde man även ta en riklig lövskörd (Johnsson 1931).

Etnobiologiska beskrivningar och böcker om traditioner och sedvänjor kan vara en källa för att kunna precisera vad som avses med dagens rekommendationer att man skall lämna träd och buskar som traditionellt gynnats (Riksantikvarieämbetet 1995). Å andra sidan tycks ofta buskar ha haft en funktion relativt oberoende av art, och det är möjligt att Riksantikvarieämbetets rekommendation kan gälla nästan alla slags buskar. Buskar för husbehov planterades ofta nära huset, exempelvis hade varje gård i Sydsverige åtminstone en fläderbuske, oftast fler, för saft- och teproduktion (Persson & Forshed 1982).

Sammanfattningsvis är etnobiologisk kunskap mest kvalitativ och behandlar användningen av naturprodukter. Det vore möjligen värdefullt att analysera befintlig kunskap med avseende på var i landskapet vissa ekologiskt intressanta träd och buskar förekom.

Intervjuer, hörsägen

En uppenbar källa till kunskap om hur landskapet såg ut är äldre personers berättelser, liksom bondedagböcker. Genom att intervjua ett antal bönder i Bråbygden i Småland kunde Peterson (2005) konstatera att trädens nuvarande placering är ett verk av slumpen. Ingen av de intervjuade bönderna hade varit med om eller hört talas om att man planterade träd med flit i ängs- eller betesmarkerna. Snarare var det så att om ett träd växt upp höggs ett annat av samma slag ner. På så vis hade man hela tiden nästan samma antal träd men individerna och placeringen varierade (Peterson 2005).

Ofta måste olika källor kombineras för att ge en korrekt bild. Exempelvis står de flesta hamlade träden i Bråbygden idag i betesmark (Peterson 2005), vilket skulle kunna tolkas som att detta markslag är det viktigaste för hamlade träd i området. Historiska kartor visar emellertid att dessa områden mest är gammal ängsmark. Traditionell betesmark har färre hamlade träd idag, och kartmaterialet visar således att det var ängsmarken som var tyngdpunkten för hamlade träd. Intervjuer tillför emellertid ytterligare en dimension. Många av de gamla hamlade träden som befann sig på utmarken höggs ner under andra världskriget, då det behövdes mycket ved (Slotte 1999). En av bönderna i studien sade att ”då blev det städad i skogen” (Peterson 2005). De flesta hamlade träden på utmarkerna var björk, vilka saknades på inägorna. I Bråbygden idag hamlas endast lind och ask i naturvårdssyfte, men tidigare nyttjades även al, apel, asp, björk, ek, sälg och vide (Peterson 2005).

Hur träd förekom i odlingsrösen och åkerholmar varierade mycket mellan de olika gårdarna i Bråbygden, utan några fasta normer. Det resulterade i allt från stora solitära träd till rösen och holmar som var helt fria från träd och buskar (vissa ansåg att det såg skräpigt ut annars). Några gårdar hade utrymme för hallon och krusbär ute på rösen och holmar. Dessa buskar sågs inte gärna i ängar eftersom de där konkurrerade med det begärliga höet samt gjorde skörden besvärligare. Ingen av bönderna säger sig dock ha varit med om att någon aktivt planterat ut bärbuskar, utan snarare var det ett val att inte ta bort dem om de börjat växa där (Peterson 2005).

Däremot var det vanligt att man planterade ut humle. Det fanns också mycket frukträd ute på åkerholmarna, men de var inte heller planterade (Peterson 2005).



Odlingsrösen i Bråbygd med många arter av träd och buskar, liksom många olika former av dem. Så långt kreaturen når tillåts inga skott att bli särskilt höga, här är det hassel och lind som tuktats. Foto: Roger Svensson

Peterson (2005), påpekar dock att minnen kan vara mycket variabla och färgade av tyckanden. Av intervjuade brukare på Söderön och i Gräsö skärgård i Uppland var det bara en tredjedel som ansåg att man bedrivit hamling på gården, detta trots att träden tydligt visade att hamling förekommit under de senaste 40 åren (Upplandsstiftelsen, opublicerade data).

Målningar och fotografier

Målningar kan ge ett intryck av hur landskapet såg ut i förr i tiden. I Olaus Magnus bok "Historia över de Nordiska Folken" (Magnus 1555) beskrivs kortfattat hur man använde löv som foder. Kapitlet inleds med en bild av ett sidhamlat träd och hästar som utfodras med löv, vilket visar att bruket att hamla löv är gammalt (Haeggström 1996).

Det finns även bilder på hamlade träd i kyrkorna runt om i Sverige, bl.a. Johannes Rosenrods målning i Tensta kyrka (ca 1437) som visar sidhamlade träd kring Adam som timrar och plöjer (Slotte 1992). En äldre men osäker källa är en bild i en almanacka från år 1399, där tre av månadsbilderna kan föreställa lövtäkt (Slotte 2000). När det gäller målningar kan man givetvis inte

vara säker på hur verklighetstrogen tavlan är, eftersom landskapet tolkas genom en konstnärs ögon, som i sin tur var färgade av samtidens landskapsuppfattning. Många konstnärer satte ihop olika europeiska landskap, exempelvis Bruegel (ca 1525-1569) och Norges nationalmålare Hans Fredrik Gude (1825-1903). Med tanke på att målningar är våra tidigaste kunskapsbilder, vore det värdefullt om deras användbarhet kunde utvärderas, exempelvis vad gäller träd och buskar.



Johannes Rosenrods kalkmålning Adam Plöjer (1437) i Tensta kyrka, som visar sidhamlade träd kring Adam som plöjer. Bild från Historiska museet.

En säkrare källa till kunskap om hur träd och buskar var fördelade i landskapet är fotografier. Många duktiga fotografer dokumenterade landsbygden utifrån olika perspektiv, exempelvis Mårten Sjöbeck (Gren 1998) och Lorentz Bolin (Bolin 1944). Båda var oroliga över att det traditionella kulturlandskapet var på väg att försvinna och fotograferade vad de kallade "ett landskap vars skönhet omedvetet framskapats genom människans inverkan" (Bolin 1944). Fotografierna visar att lövtäkt ofta bedrivits i ångar (Sjöbeck 1934). Genom att jämföra gamla fotografier med dagens situation kan man på ett tydligt sätt visa förändringar i landskapet (Lennartsson et al. 1996), och därigenom få vägledning för hur en restaurering kan göras. Träd och buskar är tydliga på fotografierna, och med goda ekologiska kunskaper kan man även tolka in många "osynliga" ekologiska förhållanden i bilderna, exempelvis vad gäller hävd (Lennartsson et al. 1996).

Tidiga flygfoton visar tydligt hur öppet landskapet var eftersom bilderna togs uppifrån och visar trädens täckning. I en norsk studie som studerade den epifytiska floran på stammar av hamlade askar i olika grad av igenväxning jämfördes olika tidsperioder för ett område med hjälp av flygbilder (Moe & Botnen 2000). År 1962 var hela området öppen löväng och flygfotot visar tydligt

det småskaligt heterogena, mer eller mindre öppna landskapet. På bilden 30 år senare syns hur olika områden i olika grad slutit sig, med granplantering som det mest slutna. Uppdelningen mellan jord- och skogsbruksmark är mycket tydlig (Moe & Botnen 2000). Vid restaurering av betesmarker i Uppland används regelmässigt de första flygfotografierna från ca 1945 (Upplandsstiftelsen, T. Lennartsson, muntligen).



Wiks slott med tillhörande park och anslutande trädbestånd med framför allt ek. Foto: Tommy Lennartsson

Sammanfattningsvis kan mark- och flygfotografier vara vår viktigaste källa till kunskap om träd och buskars utbredning i landskapet. De källkritiska problemen borde vara rätt små, fränsett att det ofta är svårt att veta exakt var bilden är tagen. Någon samlad studie, inriktad på träd och buskar har dock såvitt känt inte utförts.

Slutsatser utifrån historiska skeenden, förändringar etc.

Även om den lokala befolkningens storlek, organisation och behov av försörjning varit det som direkt påverkat landskapet, finns i bakgrunden alltid politik, mode, turism m.fl. indirekta faktorer som alla bidragit till att skapa landskapets utseende. Exempelvis har närheten till icke livsmedelsproducerande befolkningscentra, som städer, haft stor betydelse för bondens villkor (Löfgren 1976).

Den 28 oktober 1830 upphörande ekskyddet i Sverige, och dispositionsrätten för ek släpptes fri (Eliasson 2002). Innan dess hade ekarna varit kronans egendom och noggrant inventerats genom århundraden, varför det finns detaljerade uppgifter på hur mycket ek det funnits i olika landsändar. I och med frisläppandet kunde var och en själv bestämma vad de ville göra med ekarna, ta ner

dem eller låta dem vara kvar. Det berättas om flera jordägare som fällde alla sina ekar för att de inte litade på att kronan inte skulle ta tillbaka dem igen (Hultengren 1994a). För att kompensera kronan för förlusten av ekvirke anlades ekplanteringar, bland annat på Visingsö, för att säkerställa flottans behov av ektimmer till båtbyggande. Dessa träd är nu avverkningsmogna, men flottan har vänligt men bestämt sagt att de inte längre är intresserade.



Ekhage vid Wiks slott, Uppland. Foto: Tommy Lennartsson

Genom skogs- och lantbruksrådgivning har olika intressen genom tiderna styrt jordbrukarnas markanvändning. Exempelvis utgav Skogsvårdsföreningen i början av 1900-talet en serie skrifter om hur man bör sköta skogen (Björkbom 1907, Björkbom & Schager 1913). I skriften om skogsbetet poängteras vikten av att betesfreda skogarna som en förutsättning för god skogsskötsel (Björkbom 1907). Att djur gick på skogen var oförenligt med god skogsproduktion.

Kampanjer för att hugga ut gamla krokiga hamlade träd ur skogen under andra världskriget bidrog både till vedförsörjning och skogsvård, och resulterade i att mängden hamlade lövträdsrelikter minskade i skogarna (Peterson 2005). Bristen på gärdsgårdsvirke föranledde å andra sidan kampanjer för träd och buskar i jordbrukslandskapet. Enbuskar användes ofta till gärdsgårdsstötar (Persson & Forshed 1982). För att få fina raka stötar stammades enbuskarna upp och man försökte säkra en kontinuerlig tillgång av unga enar. När taggråd och elstängsel började användas förlorade enarna sin betydelse. Stora enar fick stå kvar men de små röjdes bort vilket

ledde till att det på sina håll finns mest stora enar kvar i hagarna (Peterson 2005). En modern "kampanj" som fått stor effekt på landskapet är miljöersättningssystemet. I en intervjuundersökning bland regionala tjänstemän som arbetar med åtgärdsplaner och kontroller uttrycktes en allmän oro över att betesmarker och andra markslag röjs och sköts på ett alltför enhetligt sätt (Overud & Lennartsson 2004). Till detta bidrar schablonmässiga anvisningar och pressat tidschema för att skriva åtgärdsplaner, samt, enligt de intervjuade länsstyrelserna, oflexibla regler för skötseln (Overud & Lennartsson 2004).



Hagmarkerna kallades en tid för "ett dåligt mellanting mellan skog och åker", ett synsätt som inte alls gäller idag. Bråbo, Småland. Foto: Roger Svensson

Olika strategier inom skogs- och jordbruk har orsakat motverkande opinioner (Antrop 2005). Många ekar avverkades på grund av en sådan motreaktion när ekskyddet upphörde (Eliasson 2002). Den starka reaktionen mot upphörd hävd och igenväxning av ängs- och hagmarker skulle på motsvarande sätt kunna leda till en brist på träd och buskar i ängs- och hagmarkerna.

De första skogsreservaten med aktivt skött skog var de jaktparker som adeln anlade. Där sköttes skogen för att bli så bra som möjligt för jakten (Antrop 2005). Dessa parker undantogs från produktivt skogsbruk. Exempelvis har Białowieżaskogen i nordöstra Polen varit kronans park från 1500-talet fram till 1798, och därför bevarats i relativt ohugget skick. Skogen blev nationalpark 1921 och har bevarats som ett forskningsreservat (Bernadzki et al. 1998). I Sverige skapades naturparker vilka skyddades genom restriktioner i användandet, exempelvis Ålstensparken (södra Bromma) i vilken "inga vägar för vagnar eller velocipeder komma att upptagas eller att över huvudet taget få finnas; den ökade gångtrafiken tillgodoses genom ett lämpligt kompletterande av de ursprungliga stigarna" (Sernander 1929). I takt med den ökande rörligheten hos turismen i och med industrialiseringen, inrättades diverse reservat med annat än naturvårdsyfte, exempelvis skydd för områden med fåglar, växter och utsikter ("pleasant places" i England 1885, Antrop

2005). Dessa platser hade inte alltid höga naturvärden utan reserverades för rekreation. Ännu i dag skyddas enstaka kuriositeter, som exempelvis en tall med uppåtväxande grenar (UNT 9 mars 2004).

Slutsatser utifrån gamla artlistor

Genom att studera gamla artlistor och kombinera dem med kännedom om arters biotopkrav kan man bilda sig en uppfattning om hur det såg ut när platsen inventerades. Linnés och hans lärjungars artlistor ger en bild av landskapet för mer än 200 år sedan (Jerling 1998). Erik Almquists avhandling om Upplands vegetation och flora ger en motsvarande bild från 1920-talets Uppland (Almquist 1929). Med kännedom om framförallt kärlväxternas miljökrav och på grund av deras måttliga livslängd kan man få en bra uppfattning om hur förutsättningarna har varit inom ett område. En ek kan finnas kvar i ett område långt efter det att ekens livsförutsättningar blivit försämrade, men med ledning av örtfloran kan man lätt se ifall eken vid besökstillfället växte i en lund eller hagmark. Även Linnés namnsättning av växterna visar hur växterna växte på hans tid; tillhörde de lunden – *nemorosus*, eller ängen – *pratensis* (Sernander 1934).

Ett källkritiskt problem är att veta ifall arter verkligen har samma ekologiska spännvidd idag (basen för vår kunskap om arter) som förr (den kunskap som vi vill skaffa oss). Exempelvis har fältgentianan *Gentianella campestris* idag sin tyngdpunkt i öppna, torra och kalkrika betesmarker (Lennartsson & Svensson 1996). Gamla fynduppgifter och populationsstudier visar dock att förr fanns de flesta populationerna i friskare mark, ofta slåttermarker och i glesa skogsbeten. Förändringen beror dels på att det endast är vissa marker som ännu hävdas, dels på att gentianorna under perioder av ohävd trängts tillbaka till de torraste platserna (Lennartsson 2000, Lennartsson & Svensson 1996).

Slutsatser utifrån dagens förekomst av arter och strukturer

De tillförlitligaste källorna till kunskap om senare tiders förekomst av träd i ängs- och hagmark är de träd och buskar som står där idag. De avslöjar genom sin ålder och sitt växtsätt dels hur länge det funnits träd på platsen, dels hur omgivningen sett ut när de växte upp (Lannér 2003, 2007, Peterson 2005). Kronans form och ansättning (inklusive eventuella döda grenvarv) avslöjar åtskilligt om hur öppet det varit runt träden under olika tidsperioder. Detta gäller även inslag av levande eller döda lågträd (som apel, hagtorn etc.) och buskar. Särskilt enbuskar försvinner mycket långsamt och kan stå kvar som "skelett" under lång tid.

Tydliga åldersklasser av träd och buskar påvisar etableringsfaser, kanske orsakade av hävduppehåll och andra dynamiska förlopp (Lannér 2003). Bondens detaljkontroll över träd och buskar har framhållits av bland annat Sjöbeck (Carlsson 2002). Träden och buskarna skulle av bonden ha utplacerats i landskapet för att åstadkomma en ideal balans mellan sol och skugga för optimal höproduktion. De idag befintliga träden avslöjar dock ofta att träden etablerat sig där det varit svårt att slått eller beta t.ex. på stenig mark (Carlsson 2002), eller under perioder när hävden varit svag eller obefintlig. Det senare kan indikera att hävduppehåll förekommit då och då i många marker. En alternativ tolkning är att hävden rent allmänt var så svag att träd och buskar kunde etablera sig, men att de normalt hölls efter med röjning. Jämnåriga bestånd av träd och buskar skulle i så fall ha uppkommit ifall man under någon period underlåtit att röja.



Kvarliggande enbuske som minner om öppna och betade marker. Foto: Urban Emanuelsson

Historiska referenslandskap i andra delar av Europa

Medan de flesta västeuropeiska länder omvandlats minst lika mycket som Sverige, finns i Östeuropa ännu kulturlandskap där träd och buskar är en integrerad del av jordbruket. Bland de viktigaste exemplen för svenskt vidkommande är Rumänien, som har många arter gemensamma med Sverige. Så vitt känt har sådana historiska referenslandskap aldrig analyserats från ett västeuropeiskt naturvårdsperspektiv, eller med avseende på betydelsen av och innehållet av träd och buskar.

Några sammanfattande källkritiska problem

- Det är svårt att detektera dynamik.
- De träd och buskar som finns i landskapet kan vara rester efter större förekomster eftersom de träd och buskar som tagits bort oftast inte lämnat några spår (även om stubbar kan vara relativt långlivade).
- Historiska källor presenterar ögonblicksbilder med glesa och ojämna intervall.
- Variationen mellan bönder och landsändar är svår att komma åt.
- När historia kunnat kontrolleras mot verkligheten har den historiska källan ofta visat sig vara ofullständig vad gäller träd och buskar.

Sammanfattningsvis finns träd och särskilt buskar i små rumsliga (de tar var för sig liten plats) och timliga skalor (de är relativt kortlivade och ofta resultatet av kortvariga hävdförändringar) som är svåra att komma åt med historiska källor. Man kan därför komma till mycket olika resultat beroende på vad man letar efter, eller vad man försöker bevisa. Historiska källor kan

således ge vägledning, men knappast vara ett facit för hur dagens jordbrukslandskap skall skötas eller utformas. Detta särskilt som dagens landskap i sin helhet på många punkter ofta skiljer sig från de historiska tidsskikt vi får inblick i.



Byn Botiza i Rumänien, ett exempel på ett historiskt referenslandskap med en relativt stor andel träd och buskar som utgör en självklar del i utnyttjandet av landskapet. Foto: Tommy Lennartsson

Träd och buskar idag

Var i landskapet finns träd och buskar med höga naturvärden?

Om man anser att träd och buskar bör ha en begränsad utbredning i betesmarker och vissa andra av jordbrukslandskapets biotoper, kan man ställa sig frågan var de hör hemma. Beträffande träden kan svaret vara enkelt – skogen. Det finns dock en uppenbar komplikation till detta enkla svar, nämligen att ljusst växande träd, i betesmarker, bryn, skogsbeten etc. får helt andra kvaliteter än träd i skog. Det beror på att då de står ljusst kan det bildas speciella substrat, t.ex. grova långlivade grenar, grov bark och grova, med tiden ihåliga stammar. Såväl grova grenar som stam, bark och stamhåligheter utgör livsmiljöer för specialiserade insekter, svampar, lavar m.fl. som nästan helt saknas på träd som växt upp i skogen (Aronsson et al. 2001). Hela 90 % av de skalbaggar som lever på ek är knutna till solexponerade substrat (Gärdenfors 1994).

Buskar och lågräd som apel *Malus domestica*, hagtorn *Crataegus* spp., olvon *Viburnum opulus*, hassel *Corylus avellana*, rönn *Sorbus aucuparia*, *Prunus*-arter och *Salix*-arter etc. klarar inte konkurrensen i slutna skog (Vera 2000). De kan därför uppträda i utdragna igenväxningssuccessioner, naturliga eller antropogena bryn, eller i biotoper som hålls öppna genom exempelvis bete (Sarlöv Herlin & Fry 2000). I de två senare biotoperna kan de uppnå hög ålder och grova

dimensioner, medan de i successioner är av mer tillfällig karaktär. Många av de träd som är associerade med öppna biotoper har svårt att nyetablera sig i uppvuxen skog på grund av bristande ljus (Sarlöv Herlin & Fry 2000, Vera 2000). I Skåne har bryn och häckar av olika bärande träd av tradition gynnats för att ge bättre förutsättningar för viltet (Sarlöv Herlin & Fry 2000).

Även träd och buskar som skulle kunna klara sig i skogen bildar helt andra vedsubstrat i öppna lägen, och hyser där påfallande stort antal krävande och rödlistade arter (Appelqvist & Svedlund 1998, Gärdenfors 2005). Detta gäller för så gott som alla trädslag. Buskar som växer i utmarksbeten kan bli mycket gamla och får grövre veddimensioner och en succession av olika vedtyper inom busken. Regelbundet beskurna hasslar i lövängar blir också gamla men producerar lite gammal eller död ved. Skötsel föreskrifter som rekommenderar att hasselbuskarna skall kapas jäms med marken med 8-10 års mellanrum (Hultengren 1994b), är ofta hävdhistoriskt korrekta, men får negativa effekter ur ett mångfaldsperspektiv. Ljust växande buskar blommar tidigare och rikligare jämfört med buskar i slutna bestånd, och erbjuder därmed mer pollen, nektar och frukter (för fler referenser se Appelqvist & Svedlund 1998, Linkowski et al. 2004a, 2004b, Westrich 1996).



Stora hasselbuskar uppvisar en stor variation av olika dimensioner av både levande och död ved. Foto: Tommy Lennartsson

Då marker och bryn växer igen förändras livsförutsättningarna snabbt, och redan efter bara några år försvinner de mest ljuskrävande organismerna (Ljungberg 2002).

Hagmarkens träd och buskar

Traditionellt finner vi hagmarkens träd och buskar i hagarna och i slåttermarkerna. Dessa marker bildade tidigare en funktionell enhet. Hagen gav sommarfoder och på ängarna producerades största delen av vinterfodret (Almgren et al. 1984). På ängen hade träden och buskarna en viktig funktion som markförbättrare (röjgödslingseffekt) och ljusreglerare (gav grässvålen skydd mot uttorkning). Ett lämpligt avstånd mellan träd- och buskgrupper är 10-30 m. Träden och buskarna skuggar då inte gräset för mycket (Gustawsson 1976). Hagmarksträden och buskarna står ofta soligt, antingen som solitärer eller i mindre grupper, ofta i anslutning till stenblock eller rösen där det har varit svårt att slå med lie eller att betesputsas (Almgren et al. 1984).

Gårds- och parkmiljöer

I åkerbygder förekommer gamla träd ofta i gårdsmiljöer och andra anlagda trädmiljöer. Vårdträdet planterades på gårdstomten för att skydda och vaka över gårdens välfärd (Hultengren 1994b). Trädet planterades ofta vid något speciellt tillfälle, exempelvis då gården byggdes. Att skada vårdträdet kunde i folktron vara farligt, vilket gör att de träd som finns kvar kan vara mycket gamla. Äldre lövträdsbestånd finns ofta vid slott, bruk och herresäten. Dessa bestånd kan vara mycket gamla och planterades då det omgivande landskapet för övrigt var skoglöst pga. järnbruksverksamhet eller jordbruk (Almgren et al. 1984). Många värdefulla träd finns också i våra offentliga park- och stadsmiljöer. Dessa sköts nästan alltid utan någon hänsyn till de biologiska värdena (T. Lennartsson muntligen). Enstaka kommuner, t.ex. Lund, har framgångsrikt ändrat inriktning på sin parkskötsel men utgör hittills ett undantag.

Alléer

Alléerna är ofta den sista resten av tidigare rika förekomster av solexponerade träd i jordbrukslandskapet (Riksantikvarieämbetet 1995, Vägverket 2004). Alléerna anlades framförallt under barocken (ungefär 1600-talet och en bit in på 1700-talet, Olsson & Jakobsson 2005). Under den tidiga barocken planterades alléer av ask, alm, lönn, ek och skogslind, medan under senbarocken parklinden blev modeträd (Sernander 1929). Närmast godsens och i parken användes oftast ett enda trädslag, så kallade enartsalléer. Träden skulle harmoniera med godsmiljön och beskars ofta. Längre bort från godsens fick träden oftast växa fritt och där planterades de arter som växte bäst och som fanns att tillgå, då uppstod så kallade blandalléer (Olsson & Jakobsson 2005). Genom att alléer tidigare oftast föryngrats successivt genom åren kan de ha en obruten kontinuitet av solexponerade träd ända ner till det 1600-, 1700- eller 1800-talslandskapet i vilket de en gång anlades (Vägverket 2004). Detta kan göra alléer till extremt artrika trädbiotoper. I lind- och blandalléerna vid Ekolsunds slott i Uppland påträffades exempelvis ca 30 rödlistade vedskalbaggar (Jonsell 2004). Nästan lika många finns i anslutande alléer på vägverkets mark (Eriksson et al. 2003). Dessa två studier påpekar områdets mycket höga naturvärde och kontrasteras av vägverkets biotopklassning av allén som varande av medelvärde (Vägverket 2004). Avverkning av alléer i föryngringssyfte kan således innebära att de trädlevande arterna i ett slag försvinner från hela landskapsavsnitt. Detta gör att möjligheten för återkolonisering av den nyplanterade allén är närmast obefintlig (Olsson & Jakobsson 2005).



Knuthamlad lind med stamhåligheter, i stadsmiljö. Foto: Tommy Lennartsson

Alléer har ett generellt biotopskydd enligt miljöbalken och får inte behandlas på ett sätt som skadar naturvärdena. Alléer måste dock förnygras och skötas av säkerhetsskäl. Beroende på vilken förnygrings- och skötselstrategi som förespråkas av exempelvis vägverket i olika regioner och kulturmiljöer i olika län, kan konflikter uppstå med biotopskyddet (Olsson & Jakobsson 2005). Vissa län fortsätter traditionen med successiv förnygring, medan kulturmiljövården i andra län anser att alléer av arkitektoniska eller andra skäl måste vara likåldriga (Olsson & Jakobsson 2005, T. Lennartsson, muntligen). Ibland framförs också, vanligen felaktigt, att det inte är möjligt med successiv förnygring. Det är ytterst angeläget att ta fram riktlinjer för skötsel och förnygring av alléer, som även beaktar alléernas biologiska värden och att stämma av dessa med allmän-giltiga värderingar baserade på kulturhistoria, estetik etc.



Förvuxen lindallé vid Ekolsunds slott, Uppland. Foto: Tommy Lennartsson

Hamlade träd

De äldsta träden i jordbrukslandskapet är många gånger de hamlade träd som ännu står kvar (Aronsson et al. 2001, Slotte 2000). Genom att kronan hållits liten minskar risken för att trädet skall brytas sönder genom vind- eller snöbrott. Ibland erbjuder de en flerhundraårig kontinuitet som miljö för växter och djur (Aronsson et al. 2001). Oftast hamlades de träd som stod på inägo-mark (Slotte 1999), men även träd på utmark användes. Ju längre norrut i Sverige desto vanligare var det att träden fälldes vid lövtäkt. Björken var utmarkernas vanligaste hamlingssträd (Aronsson et al. 2001). Det förekom även speciella s.k. ask- eller lindgårdar. Där gynnade eller planterade bonden ask eller lind för skörd av löv och av linbast till reptillverkning och flätarbeten (Aronsson et al. 2001).



Björken var utmarkernas vanligaste hamlingsträd. Nåtö, Åland. Foto: Tommy Lennartsson

En speciell form av hamlade träd i alléform är pilevallen, som främst förekommer i Skåne (Slotte 1999). Vitpil *Salix alba* stubbades 2-3 m upp och tjänstgjorde som vindskydd för åkrarna och som lövfoder till boskapen. Pilevallarna planterades längs med kanter till åkrar, ängar, längs vägar och ägo gränser (Olsson & Jakobsson 2005). Då jordbruket rationaliserades under 1900-talet avverkades pilevallarna i stor omfattning (Hultengren 1994a).

Effekter av träd och buskar i jordbrukslandskapet

Det finns många biologiska värden direkt knutna till träd och buskar, genom att de är substrat för exempelvis bark- och vedlevande lavar och mossor (Moe & Botnen 1997, 2000) samt vedlevande insekter (Eriksson et al. 2003, Hultengren 1994b, Hultengren et al. 1997, Ranius & Jansson 2000). Träd och buskar påverkar också växter och djur genom exempelvis skuggning (Joy & Young 2002, Kalapos & Mazsa 2001, Moro et al. 1997, Totland & Esaete 2002), betesskydd (Callaway 1992, Facelli & Temby 2002, Kuiters & Slim 2003, Rebollo et al. 2002), lä (El Bana et al. 2002, Kullman 2000) och genom gödslande påverkan (Facelli & Temby 2002, Joy & Young 2002, Moro et al. 1997).

Träd och buskar som substrat för djur och växter

Det är framför allt två faktorer som är avgörande för trädens biologiska värden: ljuset och åldern. Hagmarksträd förknippas oftast med gamla ädellövträd, främst ek, som fått bli symbol för stabilitet genom den klassiska sparbankseken (Eliasson 2002). Alla trädslag får, som nämnts, speciella kvaliteter om de får växa upp ljust och därigenom få "hagmarkskaraktär". Det beror på att de då kan utbilda grova, långlivade grenar och grov, med tiden eventuellt ihålig stam med grov bark.



Ekar i ett bryn riskerar att snabbt bli inväxta med bl.a. asp och måste frihuggas för att kunna överleva långsiktigt. Foto: Jörgen Wissman

I tät skog växer träden i stället på höjden med en tunnare, kvistrensad stam som resultat. Såväl grova grenar som stam, bark och stamhållighet utgör livsmiljöer för specialiserade insekter, svampar, lavar m.fl. som nästan helt saknas på högstammiga skogsträd (t.ex. Appelqvist & Svedlund 1998, Ehnström & Axelsson 2002, Gärdenfors 1994, Moe & Botnen 1997, 2000, Thor

& Arvidsson 1999). Grov bark kan hålla fuktigheten längre än tunnare bark vilket gör att fler lavar och mossor kan leva där (Moe & Botnen 1997, 2000).

Hagmarksträdens substrat är därtill mer långlivade än skogsträdens, eftersom grenar dör partiellt under en följd av år och själva träden ofta kan hålla jämna steg med stamröta och skador under mycket lång tid. Många av trädens mikromiljöer bildas först då träden är gamla, för ek ca 200 år (Hultengren et al. 1997). Om träden hamlas förlängs deras totala livslängd (Vera 2000). Askar som hamlas kan bli upp till 300-400 år gamla (enligt europeiska källor upp emot 500-1000 år gamla, Vera 2000). Om hamlade träd inte återhamlas växer grenarna och blir stora och tunga och träden kan brytas sönder (Aronsson et al. 2001, Moe & Botnen 1997, 2000, Slotte 1999).

Välskötta, hamlade träd bildar inga grova grenar, men kan i gengäld tillhandahålla stora mängder exponerade bark- och hålträdssubstrat per ytenhet, genom att stammar kan stå mycket tätare än om träden haft vida kronor (Slotte 2000).



Tätt bestånd med hamlade träd, Nåtö, Åland. Foto: Tommy Lennartsson

På solexponerade träd- och vedsubstrat finns den allra största andelen av den hotade biologiska mångfalden av alla människoskapade livsmiljöer (Gärdenfors 2005). Lavar och mossor på solbelysta hamlade askstammar bidrar med många arter till artrikedomen i det traditionella jordbrukslandskapet (Moe & Botnen 1997, 2000). Ask- och almbark har högt näringsinnehåll vilket kan stödja en rik lavflora medan lind- och björkbark är mindre gynnsam (Aronsson et al. 2001). Hagmarksträdens arter tycks dessutom kräva lång kontinuitet av träd både i tid och rum

för sin överlevnad (Nilsson et al. 2003, Ranius & Jansson 2000). Minskningen i antal och det ökande avståndet mellan de kvarvarande biotoperna med solexponerade träd gör att biotoperna ibland är övermättade – det finns under en övergångsfas fler arter än biotopen långsiktigt kan hålla, en s.k. utdöendeskuld (Lindborg & Eriksson 2004b). Inventeringar har visat att antalet arter per träd av hålträdslevande skalbaggar är högre i stora trädbestånd än i små, och att det beror på att skalbaggar inte kan överleva i små bestånd på längre sikt. Generellt är alltså ett träd som står i ett stort bestånd biologiskt mer värdefullt än ett träd som står isolerat eller i ett litet bestånd (Ranius 2002).

Även barrträd får hagmarkskvaliteter om de växer upp ljust. På betade moränmarker kan både tall och gran bilda hagmarksträd, med grov, solexponerad bark och grova grenar.



Även barrträd får hagmarkskvaliteter om de växer upp ljust. Foto: Roger Svensson



Gångar och kläckhål av granbarkgnagare *Microbregma emarginata*, som lever i grov granbark och därmed på granar som vuxit upp ljust. Foto: Tommy Lennartsson

Sådana träd erbjuder substrat för specialiserade arter (Appelqvist & Svedlund 1998, Ehnström & Axelsson 2002, Thor & Arvidsson 1999), av vilka många idag är rödlistade. Exempel är reliktbock *Nothorhina punctata*, i solexponerad tallbark, barrpraktbagge *Dicerca moestra*, i grova tallgrenar, åttafläckig praktbagge *Buprestis octoguttata*, i exponerade tallrötter, bronsbjon *Callidium coriaceum*, i döende senväxt gran, grönhjon *Callidium aeneum*, i döende grova grangrenar och granbarkgnagare *Microbregma emarginata*, i grov granbark.

Rent allmänt är död, solexponerad ved idag en bristvara både i skogs- och i jordbrukslandskapet (Appelqvist & Svedlund 1998, Ehnström & Axelsson 2002, Moe & Botnen 1997, Thor & Arvidsson 1999). Att enbart öka mängden död ved räcker inte som naturvårdsåtgärd, utan det är även nödvändigt att öka andelen exponerad ved, och sådan ved som bara uppkommer på exponerade träd och buskar.

Vedsvampar och vedinsekter knutna till gamla hagmarksträd är ett par av de största grupperna rödlistade arter i Sverige. De skapar i sin tur förutsättningar för andra arter, t.ex. hålbbyggande fåglar, och den mulmfauna som lever i mulmen i hålträdet. Steklar och vildbin utnyttjar vedinsekternas kläckhål som boplatser. Många vildbiarter bygger bon i ved, exempelvis i solexponerade lågor, torrträd och gamla timmerbyggnader med kläckhål av större skalbaggar (Westrich 1985, 1990, för svensk artlista se Linkowski et al. 2004a). Under medeltiden fanns det fortfarande gott om fritt flygande honungsbin i skogarna. Bina behövde ihåliga träd och de trivdes särskilt väl i ekskogar (Husberg 1994). Bisamhällen är fortfarande relativt vanliga i hålekar (T. Lennartsson muntligen).

Hagmarksträd är bland våra artrikaste biotoper men samtidigt de känsligaste på grund av att de är punktformiga (Zechmeister et al. 2003). Det är lätt att ett enskilt träd får stå tillbaka för t.ex. en vägdragnings - det är ju bara *ett enda* träd! Ekologiskt är det däremot en hel livsmiljö som försvinner för en mängd organismer. Det blir allt längre mellan de gamla träden i landskapet, vilket gör att spridningen av de trädberoende organismerna försvåras (Höjer 2004, Moe & Botnen 1997, Ranius 2002).

Många av de buskar och lågträd som är associerade med öppna biotoper har svårt att nyetablera sig i uppvuxen skog på grund av bristande ljus (Vera 2000). När de uppträder i igenväxnings-successioner, naturliga eller antropogena bryn och utmarksbeten där igenväxningen stoppats kan dock buskarna bli mycket gamla och får därmed särskilda kvaliteter för biologisk mångfald. I sådana miljöer börjar de utbilda grövre veddimensioner och succession av olika vedåldrar inom busken med ökat antal arter av lavar och skalbaggar (Nilsson et al. 1994). Genom att gynna hög diversitet av solexponerade träd och blommande buskar, t.ex. olika *Salix*-arter, rosor, vildapel och hagtorn i jordbrukslandskapet kan man öka antalet boplatser och födotillgången för vildbin (Kremen et al. 2002, Kwak et al. 1996, Nilsson et al. 1994). *Salix*buskar i riktigt varma miljöer, framförallt grustag och andra ås- och sandmiljöer blir påtagligt rikare på vedinsekter, med exempelvis smalpraktbaggar *Agrilus* spp. och långhorningar (T. Lennartsson muntligen).



Blommande sälg är en viktig födokälla för många insekter på våren. Foto: Roger Svensson

En studie från västra Polen som undersökte hur antalet biarter reagerade på ett mer intensifierat jordbruk, kunde visa att så länge andelen restbiotoper i landskapet inte understeg en tredjedel av vad det fanns då studien startade på 1960-talet, var antalet vildbiarter relativt oförändrat. Med restbiotoper menades exempelvis träddungar och bryn (Banaszak 1992).

Även svenska studier har visat att restbiotoper är av avgörande betydelse för jordbrukslandskapets arter (Cousins & Eriksson 2001, Weibull et al. 2000). Restbiotoperna kan vara i form av öar, såsom åkerholmar och träddungar, linjära miljöer, såsom diken, vägrenar och häckar liksom punktformiga objekt som enstaka träd (Dennis & Fry 1992). Majoriteten av bosökande humledrottningar hittades i sådana miljöer (Svensson et al. 2000). Restbiotopernas främsta ekologiska värde är att de hyser många av de växter som nektar- och pollenätande insekter är beroende av (Schneider et al. 2003). En avsevärd andel av denna resurs består av blommande träd och buskar. Frukter från dessa blommande träd och buskar är sedan en viktig näringskälla för både fåglar och däggdjur (Sarlöv Herlin & Fry 2000).

Sälg *Salix caprea* och gråvide *S. cineria* växer längs småvägar och diken, de blommar tidigt och är av största betydelse som första näringskälla för bin och humlor på våren (Svensson et al. 2000, Svensson 2002, Westrich 1996). Solbelysta buskar och bryn har allmänt många arter av insekter knutna till sig. I Sverige finns det exempelvis 55 fjärilsarter på hagtorn och 73 på slån (Appelqvist & Svedlund 1998). I England har antalet arter på fem *Salix*-arter summerats till 445 och på de två ekarterna till 421 och då är inte de vedlevande insekterna medräknade (Appelqvist & Svedlund 1998).



Blommande hagtorn gillas av pollenätande skalbaggar. Här står hagtorn tillsammans med många andra buskarter i en artrik åkerren på Öland. Foto: Roger Svensson

Blommande hagtorn och rönn drar till sig ett stort antal pollenätande skalbaggar, särskilt i miljöer som annars är blommfattiga. Deras blomningstid sammanfaller med kläckningen av många skalbaggar som övervintrar som larv eller puppa, exempelvis ett antal vedskalbaggar. Även blommande rosor nyttjas på samma sätt (T. Lennartsson muntligen). En alltför intensiv betesregim är negativ för exempelvis fjärilar och humlor på grund av minskad födoresurs (Söderström et al. 2001b) och blommande buskar blir då ännu viktigare. En studie från Tyskland visade att i en fruktträdsodling, kunde äppelträden kompensera vildbin och steklar då växtdiversiteten i markskiktet blivit utarmad på grund av utebliven hävd. Detta på grund av att träden erbjuder både en rik näringskälla och boplatser (kläckhål efter skalbaggar i död ved) (Steffan-Dewenter & Leschke 2003).

Blommande träd och buskar bidrar med näring och boplatser för bin (Steffan-Dewenter & Leschke 2003), vilket i sin tur bidrar till ökad pollination av exempelvis odlade växter (Kremen et al. 2002, Kwak et al. 1996, Williams 1996). Pollination betraktas vanligen som en s.k. ekosystemtjänst (Allen-Wardell et al. 1998).

Studier har visat att diversiteten av insekter ökade i samodlingar mellan jordbruksgrödor och valnötsträd (Akbulut et al. 2003, Stamps et al. 2002, Stamps & Linit 1998). I Kanada ökade diversiteten av insekter och fåglar om hybridpoppel samodlades med majs, vete och sojaböner (Thevathasan & Gordon 2004). Att odla under trädskärm, så kallad agroforestry, är en metod som bygger på den gamla lövängen och som framför allt används i varmare och torrare trakter. Träden skuggar grödan och bidrar genom ökad strukturell variation till att det finns fler naturliga fiender till skadeinsekter i närheten (Akbulut et al. 2003). Genom att odla grödor under trädskärm minskar därför tätheten av skadeinsekter (Stamps & Linit 1998). Å andra sidan hade åkerkanter i Norge som var tätt bevuxna med hallonsnår lägre tätheter av naturliga fiender till skadeinsekterna än åkerkanter utan hallonsnår. Detta till följd av att den djupa skuggan under hallonen minskade markskiktets strukturella variation och antalet marklevande insekter (Dennis & Fry 1992).

Igenväxning

Buskar i jordbrukslandskapet leder till snabbare igenväxning om hävden är svag eller röjning uteblir (Losvik 1999, Pykälä et al. 2005). Det beror dels på att mängden träd- och buskfrön ökar ute i gräsmarkerna på grund av att det finns träd och buskar där (Fry & Sarlöv Herlin 1997), dels på att djurspridda frön aktivt göms i marken under buskar och träd av nötskrikor och möss (Holl 2002, Kollmann & Scill 1996, Sarlöv Herlin & Fry 2000, Vera 2000), eller sprids med avföring av exempelvis fåglar som sitter i träd och vilar (Holl 2002). Träd- och buskskugga luckrar upp grässvålen och gör det lättare för frön att gro (Hansson & Fogelfors 2000, Pärtel et al. 1999). Det gäller både nya frön och frön som finns i fröbanken (Falińska 1999). I skuggan under buskarna kan det å andra sidan vara svårt för kärleväxter att gro och etablera sig. Lappvidebuskar *Salix lapponum* tar bort 79 % av solljuset (Totland & Esaete 2002). Många av de arter som kommer upp under träd- och buskskiktet är arter som hör till skogen eller ruderatmarker (Mitlacher et al. 2002) och som kan konkurrera ut gräsmarksarterna om de inte slåttas eller betas (Anthelme et al. 2001, Pykälä et al. 2005).

En annan orsak till snabbare igenväxning är att buskarna i sig expanderar. Igenväxningen gick snabbare i gamla lövängsmarker i Bergsslagen än på gamla åkrar (Dahlström et al. 1998). Skillnaden tillskrevs att det ursprungligen fanns mer buskar och lövträd på ängarna. Vidare visades att ängens växter i högre grad fanns kvar i de igenvuxna åkrarna och det vore därför

ekonomiskt och biologisk försvarbart att restaurera ängar på de gamla åkrarna istället för på de mer igenvuxna lövängarna (Dahlström et al. 1998), vilket vore mer historiskt korrekt. För att hindra igenväxning av lövängar krävs skötsel minst vart annat till vart tredje år (Cousins et al. 2002, Hansson & Fogelfors 2000).

I många betesmarker idag rekommenderas ett så högt betestryck att buskarna hålls tillbaka. Ett så hårt betestryck kan å andra sidan verka menligt på den kärlväxtflora man vill gynna (Lennartsson & Hoflin 2003). Traditionellt röjde brukaren bort de buskar och träd som expanderade på bekostnad av gräsmängden. Detta gjordes dels genom lövtäkt men även under vintern som skötselåtgärder i lövängen och hagen (Almgren et al. 1984). Under perioder med lägre betestryck expanderar buskarna, framför allt taggiga buskar som slån, rosor, hallon och björnbär. Av boskapen är det nästan bara getter som kan beta ner äldre grenar. Kor kan i viss mån äta de unga skotten och på så vis hålla tillbaka tillväxten och de kan genom tramp och brytskador minska omfånget av redan etablerade bestånd (Vera 2000).



Om det finns ett välutvecklat buskskikt i en betesmark, av t.ex. enbuskar, kan igenväxningen gå snabbt vid slappnande beteshävd. Foto: Urban Emanuelsson

Effekter på fåltskiktets arter

Som tidigare nämnts har träd och buskar i traditionella ängs- och betesmarker gynnats för att genom röjgödsling öka gräsproduktionen. Exempelvis rekommenderar lantbrukspraktikan (Arrhenius & Lindqvist 1904) att man lämnar kvar spridda träd och buskar som skugga åt djuren och till ökad gräsproduktion (råd nr. 699). Sådan traditionell skötsel av träd och buskar före-

kommer sällan idag. Istället röjs betesmarkerna för att träd och buskar konkurrerar med gräs och örter så att det blir mindre bete. Men påverkas även fåltskiktets arter negativt i takt med mindre betestillgång? Ett flertal studier visar att när man tar bort buskar och träd ökar kärllväxternas artdiversitet, antingen totalt sett eller andelen gräsmarksarter (Humphrey & Patterson 2000, Zobel et al. 1996). Många studier visar å andra sidan positiva effekter av buskar. Träd och buskar erbjuder inte bara betesskydd och skugga utan bidrar även till att öka den rumsliga variationen i landskapet (Gallardo 2003, Lindborg & Eriksson 2004b, Rousset & Lepart 1999, Siemann & Rogers 2003, Stamps et al. 2002, Zechmeister et al. 2003). Buskarna i betesmarkerna skapar småmiljöer för fler arter, samt betesrefugier för rena gräsmarksarter (Lindborg & Eriksson 2004a). Buskar (Callaway 1992, Facelli & Temby 2002) och taggiga kaktusar (Rebollo et al. 2002), skyddar växterna från bete och bildar småskaliga naturliga betesrefugier, vilket har stor betydelse för betesmarkernas artsammansättning (Milchunas & Noy-Meir 2002). Möjlighet att undkomma bete har visat sig ha betydelse för reproduktionen av kärllväxter och parasiteringsgrad av växtätande insekter (Pihlgren 2007).

Generellt tycks olika buskar påverka fåltskiktet på olika sätt. På den vattenbegränsade Mopane savannen i södra Afrika resulterade röjning av *Colophospermum mopane* i att antalet kärllväxter och gräsarter ökade i området medan samma sorts röjning av *Salvadora australis* resulterade i en artminskning. *S. australis* hade en positiv effekt på artrikedomen av kärllväxter och gräs genom att närings- och vattenhalten ökade i jorden (Smit 2003).

Inte bara boskap utan även mindre herbivorer, som kaniner och olika möss, har stor betydelse som betare. I en Chilensk studie visades exempelvis att buskar påverkade den småskaliga fördelningar av kärllväxter genom att buskarna hindrade kaniner att beta av växterna (Jaksic´ & Fuentes 1980). Att detta inte är en effekt av mikroklimatiska skillnader belystes genom att buskarna togs bort och betesskydd erbjöds med burar (Jaksic´ & Fuentes 1980). Buskar koncentrerar också frön genom att nötskrikor gömmer sina förråd i kanten av buskaget och genom att fåglar som äter bär och frukter sitter i buskarna för att äta, spana och vila (Grubb et al. 1996, Herrera 1984, Holl 2002, Kollman 1995, Vera 2000). Olika buskar kan vara olika attraktiva för fåglarna genom att de exempelvis har goda frön eller är arkitektoniskt lämpliga att sitta i. Därför ansamlas fler fågelspridda frön under hagtorn än under rosor, olvon och slån (Kollmann & Grubb 1999).

Buskars och trädets etablering

Ett engelskt ordspråk ”the thorn is mother to the oak”, visar hur stor betydelse taggiga buskar har för ekföryngring (Vera 2000). Dynamiken i buskspridning och trädföryngring är väldokumenterad och har studerats i en rad system (Vera 2000). Att taggbuskar skyddar trädplantor syntes tydligt på övergivna åkrar i södra Holland. Dessa hade varit övergivna och hästbetade i 27 år, och det var 20 gånger fler trädplantor i björnbärsbuskarna jämfört med ute i gräsmarken (Kuiters & Slim 2003). Överbetning var historiskt betraktat som det största hotet mot trädetablering i Sverige och övriga Europa (Björkbom 1907, Vera 2000). En äldre metod för att öka andelen träd i jordbrukslandskapet var att spara växande eller lägga lösa taggbuskar kring nyplanterade träd. I en lagtext från 1768 om skogen i New Forest i Storbritannien står att det var förbjudet att skada taggbuskar; brott mot lagen gav upp till 3 månaders straffarbete, och varje månad började med spöstraff (Vera 2000).



Hamlade träd av olika arter och många buskar ger en varierad struktur och stor variation i Steneryds ängar, Blekinge. Här kan lundarter leva några meter från den öppna torrmarksfloran. Foto: Roger Svensson.

Det finns många exempel på dynamiken mellan träd och buskar (Rousset & Lepart 2000). Buskar underlättar för träd att börja växa, men sedan dödar träderna buskarna genom att skugga dem. Buskarna kan, omvänt blomma upp i gläntor när träd dör (Callaway 1992, Vera 2000).

Spridda buskar av en *Juniperus communis* och buxbom *Buxbom sempervirens* underlättar för ekollon *Quercus humilis* att gro, genom fuktigare mikroklimat under buskarna. Buskarna skyddar de späda plantorna från sommartorka och fårbeta (Rousset & Lepart 2000). Tillväxten av ekplantorna är lägre under buskarna, på grund av lägre ljusinstrålning, än ute i gräsmarken, men när de väl vuxit igenom buskarna växer de desto snabbare. Buxbom skuggar mer och tillväxten av ekplantorna därunder är lägre än under enbuskarna (Rousset & Lepart 2000). Buxbom har ett tätare växtsätt och nötskrikan gräver därför ner ekollonen längre ut mot kanten av buxbombsbuskarna än hos enbuskarna (Rousset & Lepart 1999). I en annan studie på ek visades att groningen var högre ute i gräsmarken, men dödligheten var hög på grund av bete, vilket resulterade i mer ek i buskarna (Callaway 1992). Björnbär '*Rubus fruticosus*' coll och en *J. communis* kräver bar mineraljord för att gro (Vera 2000). Det får de om boskap trampar upp blottor eller mullvadar gör högar (DeSimone & Zedler 1999). I södra Kalifornien gynnas busk-etablering i gräsmarkerna av att jordekorrar gräver i marken, medan den i norra Kalifornien gynnas av mycket regn (DeSimone & Zedler 2001). I en Spansk studie placerades rosfrön dels under hagtornsbuskar och dels ute i gräsmarker. Av de högar som placerades ute i gräsmarken blev 20 % förstörda av tramp, jämfört med 0 % i buskarna. I buskarna var å andra sidan fröpredationen 58 %, jämfört med 0 % ute i gräsmarken. Nettoeffekten, av fröspredning, fröpre-

dation, etablering och tillväxt visade att det var bättre för rosfröna att hamna under en hagtorsbuske (Herrera 1984).

Lind är ett exempel på träd som etablerar sig bäst i skugga. Det krävs en viss beskuggning för att lind ska tillväxa optimalt och föryngring i gräsmark sker därför bäst under buskar eller träd (Vera 2000).

Det finns även exempel på buskar som hindrar trädetablering. I Appalachernas hardwood-skog växer en art av rhododendron *Rhododendron maximum*, vilken hindrar frögroning och tillväxt av träd från omgivningen. Mekanismerna bakom är att det blir skuggigt, att det ansamlas fler växtätare som äter trädfrön och plantor samt att rhododendronförnan kväver de uppkomna plantorna (Lei et al. 2002). Även stora träd som etablerat sig i rhododendronbuskarna påverkas negativt genom att de får lägre fröskörd (Lei et al. 2002).

Även buskar som växer tillsammans gynnas av varandra. En studie av stenros *Rosa canina* och hagtorn *Crataegus* spp. visade att rosen växte sig högre och fick mer frukt om den växte tillsammans med hagtorn. Det berodde på att rosens skott som är mjuka som unga skyddades av hagtornet mot bete. Rosorna satte även mer frukt i hagtorsbuskarna. Både ros och hagtorn är fågelspridda och det är därför viktigt att så många frukter som möjligt per individ äts av fåglarna. Rosor som växte i hagtorn fick en lägre andel frukt ätna eftersom fåglarna föredrar hagtorn, men eftersom rosor i hagtorn satte mer frukt blev det fler ätna totalt sett jämfört med de buskar som växte ensamma (Herrera 1984). I en fransk studie från en betad kalkplatå etablerades ekplantor endast i skydd av buskar oavsett hur nära det var till moder-eken (Kunstler et al. 2007).

Effekter på markkemi

I botaniska trädgården i Helsingborg planterades 1936 monokulturer av trädslagen ask, bok, alm, avenbok, gran och ek. Nästan 70 år senare undersöktes hur träden påverkat näringsinnehållet i marken (Oostra 2006). De olika trädslagen hade olika markpåverkan. Alm och gran band mest kol i marken; alm band kolet djupare ner i jordprofilen än gran och marken blev surast under gran (Oostra 2006). En studie från Medelhavsområdet Dehesa (torr gräsmark med spridda träd, t.ex. korkek) visade hur träden påverkade fördelningen av näringsämnen i jorden. Det fanns mest kväve i jorden under trädkronan (Gallardo 2003). En studie över hur två buskar, *Atriplex vesicaria* och *Maireana sedifolia* påverkar de annueller som växer under dem visade att *A. vesicaria* ökade halten total-kväve i marken vilket ökade annuellernas biomassa medan *M. sedifolia* å sin sida sänkte fosforhalten i marken (Facelli & Temby 2002). Träd med djupa rötter transporterar upp näring från djupare lager till ytan med hjälp av lövförnan (s.k. nutrient pumping, Glover & Beer 1986). Löv av ask bryts ner snabbare än gräs och frigör på så vis mer näringsämnen ytligt i ängen (Losvik 1999). Den ökade mängden lövförna bidrar även till att antalet dagmaskar ökar i närheten av träd, och dagmaskarna bidrar också till ökad näringsgenomströmning under träden (Thevathasan & Gordon 2004).

Mekanismerna bakom olika företeelser är ofta komplicerade. Linné påpekade att det fanns en magisk kraft i lunden vilket gjorde att ömtåliga växter kunde överleva (Sernander 1934). Under buskar i gräsmarker är det fuktigare, än i den öppna gräsmarken, dels på grund av att buskarna skuggar, dels på grund av att snön samlas i drivor i och kring buskarna (Vera 2000). En liknande mekanism underlättar för trädetablering i hårdare klimat som i fjällen. Snön samlas i drivor kring befintliga träd och buskar och skyddar på så vis mot vinterkylan, samtidigt som ökad fuktighet

och lä ger gynnsammare växtbetingelser för de träd och buskar som etablerar sig (Kullman 1993, 2000). I torra områden i Colorado, USA, ansamlas sand som kommer drivande med vinden kring *Opuntia*-kaktusen, vilket gör att det blir fuktigare i marken runt kaktusen (Rebollo et al. 2002). Träd på savannen i Kenya påverkar både den biologiska och kemiska miljön i sin skugga (Belsky et al. 1989, 1993a, b). På Sinaihalvön ansamlas vindburna sediment kring buskar och det bildas så kallade nebkhas, som är fuktigare och näringsrikare än omgivningarna där ett flertal örter förekommer som inte kan etablera sig i omgivningen (El Bana et al. 2002). Träd och buskar fångar upp luftburna partiklar, vilka sedan genom kron dropp och stamavrinning hamnar i jorden under trädet eller busken (Callaway et al. 1991, Fenn & Bytnerowicz 1997, Haworth & Mcpherson 1995). I områden med höga halter av luftburet kväve kan det resultera i avsevärd näringsanrikning under träden och buskarna (Bergkvist & Folkeson 1992, Fenn & Bytnerowicz 1997, Nilsson et al. 2006).

I gotländska ängar lämnas träd och buskar i rader vilket skyddar ängen från blåst som verkar uttorkande på gräsvegetationen (Croneborg 1997). Bryn och trädgångar planteras eller lämnas ofta som skydd mot frost då trädplanteringar anläggs (Fry & Sarlöv Herlin 1997), eller för att skapa lä vid odlingar (Loeffler et al. 1992). I jordbruksverkets skrift "Fåglar i odlingslandskapet" rekommenderas lantbrukarna att lämna dungar av träd och buskar på norrsidan om fågelvattnen för att ge lä (Dagernäs 1996). En ungersk studie visade att ljuskänsliga lavar och mossor endast växer i skuggan av enbuskar; ute i solen bränns de bort (Kalapos & Mazsa 2001).

Effekter på markfaunan

Det kan antas att träd och buskar i gräsmarker har stor betydelse också för den marklevande faunan, även om det är dåligt studerat. Man vet att olika fuktighet och vegetationshöjd ger olika jordlöparsamhällen (Rushton et al. 1990). Det finns mer gräshoppor i gräsmarker med lägre betetryck och mer buskar (Jauregui et al. 2008). Spindlar trivs i obetad stagg *Nardus stricta*. I den obetade vegetationen samlas förna vilket gynnar spindlarnas bytesdjur och följaktligen spindlarna själv. Kreaturstramp är negativt, dels eftersom spindlarnas nät förstörs, dels genom att förnan trampas ned i marken och på så vis försvinner snabbare (Dennis et al. 2001). Det finns fler arter av spindlar, jordlöpare och fåglar i gräsmarker på de brittiska öarna om det finns glesa bestånd av träd (Mcadam et al. 2007).

Lokal fragmentering

Träd och buskar minskar andelen och arealen grässvål i betesmark, och fragmenterar grässvålen (Cousins & Eriksson 2001). Fragmentering av gräsmarkerna sker genom att buskar bildar barriärer som hindrar rörelsemöjligheten för bland annat pollinerande insekter vilket leder till lägre frösättning, minskad utkorsning och sämre livskraft hos populationer av fältgentiana. Men då krävs ganska stora tätheter av buskar och upp till ca 25 % buskförekomst gav ingen negativ effekt (Lennartsson 2002). Vindspridda pollen och frön har svårare att ta sig mellan olika gräsmarker om de fångas av buskar (Cousins & Eriksson 2001). Detta leder i förlängningen till genetisk isolering av växtpopulationer och större risk för inavelseffekter och högre risk för slumpvisa utdöenden (Edenhamn et al. 1999).



Täta bestånd av träd och buskar kan fragmentera en betesmark, samtidigt som brynet skapar en varm miljö som är gynnsam för många insekter. Foto: Urban Emanuelsson

Träd och buskar som boplats m.m.

Fåglar

En fjärdedel av Sveriges fåglar hör till jordbrukslandskapet (Dagernäs 1996). En stor andel av jordbrukslandskapets minskande fågelarter kräver träd och buskar för att födosöka och bygga bo i (Pärt & Söderström 1999b). De fågelarter som minskat mest de senaste 25 åren är knutna till betesmarker i jordbrukslandskapet. De betesmarker där tätheten av rödlistade fåglar är störst är de som har minst 10 % busk- och trädtäckning och är belägna i jordbruksdominerat landskap (Pärt & Söderström 1999a, b).

I stammarna på hamlade träd uppstår ofta håligheter, vilka erbjuder boplatser för bland annat kattuggla, stare och flera mesarter (Dagernäs 1996). Stare tillhör de arter som minskar i jordbrukslandskapet. Staren är hålhäckande och genom att sätta upp holkar kan antalet starhäckningar ökas vilket visar att betesmarker är bra habitat för stararna men att det saknas boplatser (Smith & Bruun 2002). Studier av födosöksbeteenden hos starar har visat att de väljer att flyga längre sträckor om de kan födosöka på en betesmark (Bruun & Smith 2003). En 30-årig fågelstudie från västra Polen visar att de arter som minskat mest är arter som är beroende av ett öppet, varierat landskap. Tätheterna av de fågelarter som kräver träd är än så länge oförändrade, och detta

tolkades i studien som om det fortfarande fanns tillräcklig mängd skogsdungar och alléer kvar i landskapet (Kujawa 2002). På de brittiska öarna fann man fler fågelarter, både ”öppenmarksarter” och ”skogsarter” i gräsmarker med glesa bestånd av träd (Mcadam et al. 2007).

För de fågelarter som häckar i buskar har det stor betydelse vilken slags buske det är. Taggiga buskar representerade 70 % av de valda boplatserna för törnskator (Olsson 1995). I början av säsongen väljer törnskator slånbuskar, men senare på säsongen väljs enbuskar oftare vilket ger högre överlevnad av ungarna. Orsaken till detta är att skatorna också använder slån och rövar en högre andel törnskatebon i slån (Söderström 2001).

Träd och buskar kan således vara viktiga häckningsplatser för många fågelarter, men samtidigt gynnas rovfåglar och bopredatorer. Den största borövaren på fågelbon i buskar är skatan (Roos 2002, Roos & Pärt 2004, Söderström 2001). Skatorna har samma habitatval som törnskator och sitter i träd och spanar efter byten. Närheten till ett träd med skatbo minskar förekomsten av törnskatebon samt ökar risken att de blir rövade (Roos & Pärt 2004, Söderström 2001). När ett skatbo inte längre är använt flyttar det genast in törnskator i närheten (Roos & Pärt 2004).

Buskar och träd används inte bara som boplatser utan också som spaningsplatser för födosök, av bland annat ormvråk, törnskata, stare, buskskvätta och skata. Genom att sätta ut ”utsiktspinnar” i betesmarken ökade antalet häckande par av törnskator (Olsson 1995). I skötselrekommendationer från jordbruksverket skall träd som växer solitärt vid strandängar tas bort eftersom de erbjuder utsiktsplatser för skator att spana efter strandfågelbon (Dagernäs 1996).

Det stora flertalet träd och buskar i bryn är fågelspridda (Sarlöv Herlin & Fry 2000), genom att de är en viktig näringskälla för fåglarna (Dagernäs 1996). Nötskrikor använder buskar som ekollonförråd (Vera 2000), och hassel och ek är exempel på arter som sprids ut i gräsmarkerna genom att nötskrikor och möss gömmer deras frukter (Sarlöv Herlin & Fry 2000, Kollmann & Scill 1996). Naturligt uppkomna bryn och buskrader är vanligen artrikare och rumsligt mer heterogena än planterade. En teori är att det finns en positiv återkoppling genom att när fågelspridda arter växer upp attraheras fler fåglar som släpper fler frön (Sarlöv Herlin & Fry 2000).

Insekter, däggdjur m.fl

Träd- och buskbevuxna diken kan främja spridningen av djur mellan isolerade ängs- och hagmarker (Dennis 1992, Saville et al. 1997, Svensson et al. 2000). Att träd- och buskrader och liknande, nyttjas av djur märks också på att fågelbon på marken under buskar rövas av däggdjur, främst av gnagare som följer brynen och buskagen ut i hagmarkerna (Söderström et al. 1998). Rävångust *Cynictis penicillata* i Sydafrika är helt beroende av buskar för skydd och använder buskarna för att komma ut i gräsmarkerna för att söka föda (Popp et al. 2007). Flera studier har visat att fjärilar och humlor gärna flyger längs de bryn och buskrader som leder ut i landskapet (Dover & Fry 2001, Saville et al. 1997, Svensson et al. 2000). Detta kan dels vara en visuell attraktion av den blomrika resursen både i träd/buskskiktet och i gräset under (Dover & Fry 2001, Schneider et al. 2003), men kan även bero på att det är lättare att flyga i lä av buskarna (Dover & Fry 2001). Fjärilshannar patrullerar i solvarma bryn (Dover & Fry 2001). Fjärilar flyger gärna i anslutning till bryn (Schneider et al. 2003) och ansamlas i solvarma fickor och kring attraktiva buskar. Många biarter utnyttjar blommande buskar, stenrösen eller träd i bryn som mötesplatser (Westrich 1990). En blommande buske eller ett stort träd i ett solvarmt bryn

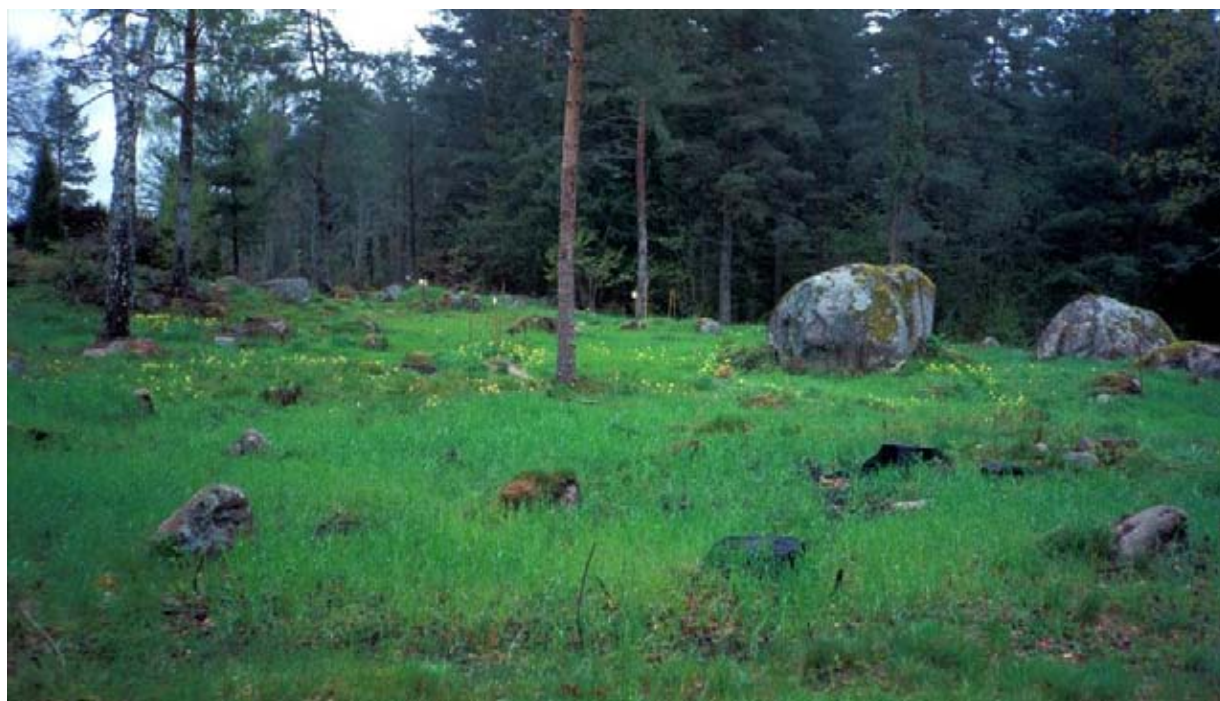
kan dra till sig insekter till parning från långt håll, en så kallad rendezvous-plats (Westrich 1990). Fällfångst av skalbaggar visade att det inte bara var förekomsten av död ved som påverkar antalet arter skalbaggar, 84% av alla skalbaggar fångades i skogsbrynen, speciellt om det var mjuka bryn (Wermelinger et al. 2007). Och därför är det viktigt att det finns både bryn och död ved om man vill gynna skalbaggar.

Träd och buskar som biologiskt kulturarv

Gamla träd kan ses inte bara som biologiska värdekärnor utan också som en del av det biologiska kulturarvet (Emanuelsson 2003). De står som traditionsbärare och visar på gamla tiders sedvänjor (Almgren et al. 1984). Allteftersom träd dör försvinner det biologiska kulturarvet, kulturspåren (Emanuelsson 2003). Därför är det viktigt att hålla träden vid liv genom att röja kring dem, underhållningsbeskära liksom att föryngrå träden, helst kontinuerligt så att det hela tiden finns träd i olika åldrar.

Utmarkens nyttjande

Elden var förr ett naturligt inslag i skogsdynamiken, vilket uppmärksammats mycket i skogsökologisk forskning på senare år (Wikars 1995, 2006, Wikars & Niklasson 2006, Wikars & Schimmel 2001). Senare användes elden i människans tjänst. Bränder användes som en betesbefrämjande åtgärd på en rad utmarker. Därutöver var svedjebruket en del i det traditionella självhushållet och en spridd markanvändning så länge skogen saknade alternativt värde. Svedjorna var i regel små, 0,5-1 tunnland och var alltid hägnade eftersom de oftast låg i betad utmark. Svedjebruket var som mest omfattande på 1800-talet och var som intensivast i södra Sverige (Kardell et al. 1980).



En liten svedja har anlagts av några entusiaster och svedjerågen börjar växa till. Gullvivorna har klarat elden och blommar. Foto: Roger Svensson

Under 1600- och 1700-talen och fram till ungefär 1860 var Sverige storproducent av pottaska till Europa. Trädslagen som användes för detta ändamål var oftast bok, asp eller björk som alla har hög mineralhalt. Pottaskebränningen krävde mycket arbete och var starkt skogsförbrukande (Larsson 1996).

Träkol som bönderna kolade var under lång tid en grundläggande förutsättning för den svenska järnproduktionen (Sjöberg 1996). För att producera träkol använde man oftast ungskog (Larsson 1996).

Tjära och beck (som är en restprodukt från tjärdestilleringen) blev under 1600-talet en av det svenska rikets största exportprodukter (Larsson 1996). Tjär- och beckframställningen innebar till en början en ganska måttfull skattning av skogsbestånden eftersom tjäran oftast brändes ur tallstubbar. När tjärproduktionen ökade på 1600-talet började man dock även att barka tallar varvid de stimulerades att bilda kåda i minst två år innan de fälldes. Det krävdes dessutom ved till att extrahera fram tjäran och sedan till att hålla grytorna kokande då tjäran destillerades (Larsson 1996).

Alla dessa verksamheter resulterade i en glesa skogar som ofta nyttjades till bete.

Träd och buskar i trädgränsen och fjällbjörkskogen

Den samiska tamrenskötseln är troligen flera tusen år gammal; helt säkert vet man att den existerade på 800-talet (Karlsson & Constenius 2005). Under lång tid nyttjades tamrenen enbart inom ramen för ett jakt- och fångstsamhälle (Lundmark 1982). Det var först under 1600- och 1700-talet som tamrenen blev en ekonomisk basresurs och människorna började knyta sin tillvaro till renhjordarna och deras produkter. Renarna vaktades dagligen och samerna flyttade tillsammans med hjordarna (Karlsson & Constenius 2005). Det nomadiska livet krävde flera boplatser (Olsson 1992) och samerna hade därför ett system av boplatser och renmjölkningvallar. Där fanns också rengården, hagar i närheten av bosättningen, där renarna samlades in för mjölkning (Emanuelsson 2003). Renbetet hade troligen en stark lokal påverkan på trädgränsen eftersom boplatserna ofta låg i närheten av trädgränsen där det fanns skydd från oväder samt ved och virke att tillgå.

Renens betesvanor skiljer sig avsevärt från andra tamdjurs. Under en betesdag rör sig renen över stora arealer istället för att systematiskt beta av ett mindre område (Warenberg 1984). Genom att människorna begränsade renens betesmönster skedde betet mer lokalt kring vistena (Emanuelsson 1987). Samerna använde också eld för att bränna bort ris från torrare marker i fjällbjörkskogen för att gynna förekomsten av gräs och lavar (Hörnberg et al. 1999). I slutet av 1800-talet övergick den intensiva renskötseln successivt till extensiv köttproduktion, vilket innebar att hjordarna inte behövde daglig övervakning (Karlsson & Constenius 2005, Emanuelsson 1987, Wallin & Aronsson 1998). Renskötsel av idag ger följaktligen ett mer utspritt renbete och mindre påverkan på fjällbjörkskogen (Emanuelsson 1987, Östlund et al. 2003). Numera är många av dessa tidigare öppna områden igenväxande.

Renbete har i flera studier visat sig hålla ner trädgränsen (Kumpula et al. 1998, Oksanen et al. 1995, Väisänen 1998, Cairns & Moen 2004). Detta tycks främst bero på effekter på fjällbjörkens tidigaste livsstadier. Bete och tramp av renar underlättar fröetableringen av både björk (Väre 2001) och tall (den Herder et al. 2003). Många frön kräver värme för att gro (Sonesson & Callaghan 1991) och genom bete och tramp minskar moss- och lav-täcket och marken blir

varmare (Olofsson et al. 2001, 2004). Samtidigt är de unga trädplantorna känsliga för bete (Moen & Oksanen 1998, Neuvonen et al. 2001).

Kring rengården och renmjölkningvallar kan man fortfarande se spår av mänskligt nyttjande på träden, såsom bomärken, tappar att hänga mjökspannarna på samt märken som visar var vinter- och sommarleder gick. Dessa spår är numer skyddade men lätta att missa (Emanuelsson 2003)

Fäbodbruket öppnade också fjällbjörksskogen och det traditionella användandet har i vissa fall ökat den biologiska mångfalden genom att nya nischer skapats och gynnat arter knutna till gräsmarker (Austrheim et al. 1999, Austrheim & Eriksson 2001, Olsson et al. 2000). Artsammansättningen utgörs dels av de arter som tillhör fjällbjörksskogen, dels av låglandsarter och alpina arter. Idag pågår en successiv igenväxning, vilket minskar utrymmet för störnings- och ljuskrävande arter. De återstående öppna gräsmarkerna i fjällbjörksskogen hyser en rad minskande arter för vilka Fennoskandia har ett europeiskt bevarandansvar (Olsson et al. 2000). Igenväxning av övergivna slåttermarker med fjällbjörk och vide minskar då renar betar där på våren (Eilertsen et al. 2002) eller sommaren (den Herder & Niemelä 2003). I en studie från Norge studerades artsammansättningen vid gamla fäbodan i fjällbjörksskogen med olika slag av tidigare och nuvarande markanvändning (Austrheim et al. 1999). Studien visade att antalet kärlväxter var större i de gamla utmarkerna (bete och slåtter) än i de gödslade inägorna bredvid fäbodarna. Av 148 arter fanns 13 enbart i inägorna och 62 enbart på utmarkerna. De arter som anses vara minskande fanns alla på utmarkerna (Austrheim et al. 1999). Dessa marker hävdas inte längre.



Kring gårdar, slott och herresäten finns ofta gamla träd som hyser en rik biologisk mångfald. Detta är Claude Monets trädgård i Giverny, Normandie, med en rik och varierande trädflora. Foto: Roger Svensson

Parker och planteringar

Drottningholms slott med byggnader och park är sedan 1991 med på Unescos världsarvslista över världens mest skyddsvärda kulturarv som ska bevaras för all framtid. Det är ett exempel på hur

kulturvård inte har kombinerats med biologiska hänsyn. Drottningholms alla byggnader, tillsammans med parken, utgör en samlad och väl bevarad svensk slottsmiljö från 1600- och 1700-talet, som förvaltas av Statens fastighetsverk. Lustträdgården är Sveriges förnämsta barockanläggning och ett kulturarv. Trädgården började anläggas på 1670-talet men det var först 1726 som alléerna var relativt kompletta. Då hade 846 holländska lindar planterats. Nu har en omfattande förnyelse av parken påbörjats. I etapp ett fälldes 168 träd och sju lämnades kvar som historisk vittnesbörd, dvs. 4 %. I etapp två fälldes 274 träd och 4 sparades, dvs. 1 %. I de efterföljande etapperna skall 160 respektive 144 träd fällas (för mer information om parken se www.sfv.se). Detta är ett tydligt exempel på hur kultur och natur inte kombinerats. Alléerna finns kvar men bara på några år har merparten av de gamla träden tagits bort och med dem alla de livsmiljöer som hör gamla träd till.

Till skillnad från Bråbygdens oplanerade fruktträdsförekomst (Peterson 2005), vittnar fruktträden i gränstrakterna mellan Skåne, Blekinge och Småland om en lång tradition av fruktträdsplantering, ympning och skötsel i hagmarkerna. De gamla fruktträden är nu i stor fara eftersom de dels inte klarar beskuggning, dels kräver skötsel för att inte grundstammarna skall ta över ymparna och på så vis utplåna både kultur- och trädgårdshistoria (Gunnarsson 1990).

Träd och buskar i ett historiskt skötselsammanhang

Hur kan historisk kunskap kombineras med dagsläget?

Det är angeläget att man utnyttjar den historiska kunskapen i bevarandearbetet. Men man får inte blunda för att det kan finnas olika ståndpunkter, beroende på vilken utgångspunkt man har. Utgår man från biologisk mångfald är den viktigaste aspekten hur den nuvarande biologiska mångfalden kan bevaras samt gynnas med hjälp av historisk kunskap. Detta innebär inte nödvändigtvis att återskapa historisk biologisk mångfald.

Träd- och buskproblematiken gäller oftast om vi skall ta bort dem. Lika viktigt kan dock vara att fråga sig hur vi skall få dit dem. Det kan kräva dynamik i skötseln och hur skall den i så fall se ut och i vilken tidsskala skall den ske?

Historisk och biologisk äkthet

Det är svårt att restaurera ett område då det ofta rymmer en rad olika möjligheter som kräver olika avvägningar. Skall respekten för det ursprungliga väga tyngre än respekten för ett nytt, sentida tillstånd? Hur avvägs hänsyn till nya funktioner mot historisk korrekthet? En seriös restaurering förutsätter att man från fall till fall gör en grundläggande och kompetent bedömning av de nuvarande naturvärdena i relation till de historiska förhållandena och även sätter in dem i ett större perspektiv.

En jämförande studie mellan kontinuerligt betade och restaurerade betesmarker visade att antalet arter totalt liksom antalet gräsmarksspecialister ökade med ökad andel träd och buskar (Lindborg & Eriksson 2004a). Detta föranledde författarna att ifrågasätta den negativa synen på träd- och buskförekomst i betesmarkerna som råder. De frågar sig vad som är syftet med restaureringarna, att efterlikna det träd- och busklösa utseende som betesmarkerna hade när nyttjandet var som intensivast, eller att försöka bevara de befintliga arterna (Lindborg & Eriksson 2004a)?

Ett område kan ha utvecklats till ett nytt stadium med högre naturvärden än det hade tidigare, exempelvis grova alsocklar i ett tidigare betat område. De tidigare betesgynnade arterna kan då helt ha försvunnit under igenväxningsperioden och de naturvärden som numer finns i området är helt knutna till grova alträd och skugga (ett exempel från T. Lennartsson muntligen).

Många av de områden som avsatts som värdefulla lövängar/skogar, exempelvis Vårdsätra naturpark, Dalby Söderskog och Białowieża, har på grund av uteblivet bete vuxit igen och ändrat karaktär. För Dalby Söderskog föreslogs exempelvis att klimaxsammansättningen skulle vara hasseldominerad, baserat på vilka arter som föryngrade sig i fältskiktet (Lindquist 1938). Senare studier har visat att andelen hassel minskat och fortsätter minska. Detta på grund av att hassel inte kan föryngra sig i djup skugga och att hassel på grund av sin låga höjd, alltid förlorar i konkurrens med högre träd (Vera 2000). Så är även fallet för ek som inte kan föryngra sig i skuggan. I de gamla betespräglade skogarna minskar hela tiden andelen ung ek och de enda som är kvar är äldre ekar som står relativt ljusst (Vera 2000).

Ytterligare ett exempel är Garphyttans nationalpark vilken avsattes som nationalpark redan 1909. Parken var en del av ett gammalt bergmanshemman där laga skifte inte genomfördes till fullo. Syftet med nationalparken var att bevara ett varierat odlingslandskap där särskilt de blomrika ängarna var en viktig del. Vid den tiden ansågs jordbrukets påverkan vara av ondo. Genom att fridlysa området skulle ängsblommorna skyddas från människor och kreatur. Ängarna skulle förbli oslagna och ännu vackrare. Men följden blev att ängar och betesmarker snabbt började växa igen. Ängs- och hagmarksväxter konkurrerades ut av granplantor och högväxande sly. På 1940-talet började man förstå att skönhetsvärdena bäst bevarades av den gamla bondekulturen. Åker- och tomtmarken röjdes upp och en årlig slåtter infördes. All gran togs bort från den tidigare ängsmarken medan lövträd och buskar lämnades kvar. Numera hålls markerna öppna med årlig slåtter i augusti när örterna blommat över. För att efterlikna den gamla skötseln har ett stort antal träd beskurets hårt och skotten som kommer upp beskärs med fem års mellanrum. I skötseln ingår också att gran hålls borta från det som tidigare var äng och hage (för mer information se: <http://www.t.lst.se/t/amnen/Naturvard/Naturreservat/Lekeberg/Garphyttans+nationalpark/>).

Uppdelning i skogs- och jordbrukslandskap

Lövängen tillhörde egentligen både skogs- och jordbrukslandskapet. Men ett sådant mellanting passar inte in i den svenska byråkratin. Detta resulterade i att skogsvårdslagstiftningen började kalla den ”illa skött hagmark” som inte producerade tillräckligt med ved (Romell 1964). Idag har vi en uppdelning i skogs- och jordbrukslandskap, förr var det inägo- och utmarkslandskap. Hur påverkar denna skillnad den biologiska mångfalden och träd- och buskproblematiken?

Gamla utmarksbeten har ofta stort inslag av gamla överståndare, vilket tyder på att man hellre tog ved och annat virke av klenare dimensioner. Det är troligt att skogklädda utmarker i viss mån aktivt sköttes för att gynna självhushållets produkter, vilket bidrog till att gynna gamla grova träd i exponerade miljöer.

I Sverige finns förhållandevis många stora träd bevarade. Därför har Sverige ett internationellt ansvar för att bevara jätteträden i ett långsiktigt perspektiv. Det förutsätter att bevarandeåtgärder sker samordnat inom vissa regioner för att gynnsam bevarandestatus ska kunna uppnås på nationell nivå eller i ett internationellt perspektiv (Höjer 2004).



Grova ädellövträd drar till sig biologernas intresse, både som levande och döda. Foto: Roger Svensson

Träd som står i stora bestånd är biologiskt mer värdefulla än träd som står i små bestånd eller enskilt (Ranius 2002). Därför är det viktigt att den långsiktiga planeringen av landskapet inte bara bör handla om att bevara kontinuitet och undvika åldersglapp. Den måste också åstadkomma en rumslig struktur som möjliggör överlevnad av så många arter som möjligt (Höjer 2004). Därför är det viktigt med s.k. utvecklingsmarker som ligger i närheten av förekomster av svårspredda arter som exempelvis läderbaggen *Osmoderma eremita* (Höjer 2004). Många av ekhagarna är relativt likåldriga och det kan leda till generations/kontinuitetsglapp och att höga naturvärden kan försvinna när träden dör och det inte finns några efterträdare. I sin rapport "Åtgärdsprogram för särskilt skyddsvärda träd i kulturlandskapet" rekommenderar Naturvårdsverket att man skall tillvarata förnyring eller plantera nya träd, men de har glömt buskarnas betydelse för träd-förnyring och biologisk mångfald. I rapporten nämns bara igenväxning som ett hot mot jätträderna (Höjer 2004) inte att trädförnyring av exempelvis ek gynnas av buskar (Rousset & Lepart 1999, 2000, 2002).

Litteratur

- Akbulut, S., A. Keten, & W. T. Stamps. 2003.** Effect of alley cropping on crops and arthropod diversity in Duzce, Turkey. *Journal of Agronomy and Crop Science* 189:261-269.
- Allen-Wardell, G., P. Bernhardt, R. Bitner, A. Burquez, S. Buchmann, J. Cane, P. A. Cox, V. Dalton, P. Feinsinger, M. Ingram, D. Inouye, C. E. Jones, K. Kennedy, P. Kevan, H. Koopowitz, R. Medellin, S. Medellin-Morales, G. P. Nabhan, B. Pavlik, V. Tepedino, P. Torchio, & S. Walker. 1998.** The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology* 12:8-17.
- Almgren, G., T. Ingelög, B. Ehnström, & A. Mörtnäs. 1984.** Ädellövskog, ekologi och skötsel. Skogsstyrelsen, Uddevalla.
- Almqvist, E. 1929.** Upplands vegetation och flora. Almqvist & Wiksell, Uppsala.
- Andersson, M. 1999.** Gåde by och häradsallmänningen Sneden - markanvändning, resursutnyttjande och vegetation. Upplandsstiftelsen. 1-25.
- Anthelme, F., J. L. Grossi, J. J. Brun, & L. Didier. 2001.** Consequences of green alder expansion on vegetation changes and arthropod communities removal in the northern French Alps. *Forest Ecology and Management* 145:57-65.
- Antrop, M. 2005.** Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning* 70:21-34.
- Appelqvist, T., R. Gimdal, & O. Bengtson. 2001.** Insekter och mosaiklandskap. *Entomologisk Tidskrift* 122:81-97.
- Appelqvist, T. & L. Svedlund. 1998.** Insekter i odlingslandskapet - Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet. Jordbruksverket.
- Aronsson, K.-Å. 1993.** Pollen evidence of Saami settlement and reindeer herding in the boreal forest of northernmost Sweden - an example of modern pollen rain studies as an aid in the interpretation of marginal human interference from fossil pollen data. *Review of Palaeobotany and Palynology* 82:37-45.
- Aronsson, M., J. Karlsson, & H. Slotte. 2001.** Hamling och lövtäkt - Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet. Jordbruksverket; Skogsvårdsstyrelsen.
- Aronsson, M. & C. Matzon. 1987.** Odlingslandskapet. LTs Förlag, Stockholm.
- Arrhenius, J. & C. A. Lindqvist. 1904.** Lantbrukspraktika, 10 ed. Beijers Bokförlags-Aktiebolag, Stockholm.
- Austrheim, G. & O. Eriksson. 2001.** Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains - patterns and processes at different spatial scales. *Ecography* 24:683-695.
- Austrheim, G., E. Gunilla, A. Olsson, & E. Grøntvedt. 1999.** Land-use impact on plant communities in semi-natural sub-alpine grasslands of Budalen, central Norway. *Biological Conservation* 87:369-379.
- Banaszak, J. 1992.** Strategy for conservation of wild bees in an agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment* 40:179-192.
- Belsky, A. J., R. G. Amundson, J. M. Duxbury, S. J. Riha, A. R. Ali, & S. M. Mwonga. 1989.** The effects of trees on their physical, chemical, and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. *Journal of Applied Ecology* 26:1005-1024.
- Belsky, A. J., S. M. Mwonga, R. G. Amundson, J. M. Duxbury, & A. R. Ali. 1993a.** Comparative effects of isolated trees on their undercanopy environments in high-rainfall and low-rainfall savannas. *Journal of Applied Ecology* 30:143-155.
- Belsky, A. J., S. M. Mwonga, & J. M. Duxbury. 1993b.** Effects of widely spaced trees and livestock grazing on understory environments in tropical savannas. *Agroforestry Systems* 24:1-20.
- Bergkvist, B. & L. Folkeson. 1992.** Soil acidification and element fluxes of a *Fagus sylvatica* forest as influenced by simulated nitrogen deposition. *Water, Air and Soil Pollution* 65:111-133.

- Bernadzki, E., L. Bolibok, B. Brzeziecki, J. Zajaczkowski, & H. Zybura. 1998.** Compositional dynamics of natural forests in the Bialowieza National Park, northeastern Poland. *Journal of Vegetation Science* 9:229-238.
- Björkbom, C. 1907.** Om skogsbetet. *Skogsvårdsföreningens Folkskrifter* 9:1-32.
- Björkbom, C. & N. Schager. 1913.** Om hagmarksskötsel och dess ekonomi. *Skogsvårdsföreningens Folkskrifter* 34:1-32.
- Bolin, L. 1944.** Bilder från det mellansvenska kulturlandskapet. Lantbruksförbundets Tidskriftsaktiebolag, Stockholm.
- Brunsborg, K. 1974.** Änget - en rest av det gamla kulturlandskapet. Skeninge boktryckeri AB.
- Bruun, M. & H. G. Smith. 2003.** Landscape composition affects habitat use and foraging flight distances in breeding European starlings. *Biological Conservation* 114:179-187.
- Cairns, D. M. & J. Moen. 2004.** Herbivory influences tree lines. *Journal of Ecology* 92:1019-1024.
- Callaway, R. M. 1992.** Effect of shrubs on recruitment of *Quercus douglasii* and *Quercus lobata* in California. *Ecology* 73:2118-2128.
- Callaway, R. M., N. M. Nadkarni, & B. E. Mahall. 1991.** Facilitation and interference of *Quercus douglasii* on understory productivity in central California. *Ecology* 72:1484-1499.
- Carlsson, Å. 2002.** Mårten Sjöbeck och ängarnas träd. *Svensk Botanisk Tidskrift* 96:301-305.
- Cousins, S. A. O., A. Eriksson, & D. Franzen. 2002.** Reconstructing past land use and vegetation patterns using palaeogeographical and archaeological data - A focus on grasslands in Nynäs by the Baltic Sea in south-eastern Sweden. *Landscape and Urban Planning* 61:1-18.
- Cousins, S. A. O. & O. Eriksson. 2001.** Plant species occurrences in a rural hemiboreal landscape: effects of remnant habitats, site history, topography and soil. *Ecography* 24:461-469.
- Croneborg, H. 1997.** Handbok för Gotländska ängshävdare. Länsstyrelsen i Gotlands län, Stockholm.
- Dagernäs, D. 1996.** Fåglar i odlingslandskapet - Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet. LRF; Sveriges Ornitologiska Förening; Jordbruksverket.
- Dahlström, A., S. -O. Borgegård, & H. Rydin. 1998.** Kärnväxtfloran på nedlagda ängar och åkrar vid torp i Kilsbergen efter 50 och 90 års igenväxning. *Svensk Botanisk Tidskrift* 92:225.
- den Herder, M., M. M. Kytoviita, & P. Niemelä. 2003.** Growth of reindeer lichens and effects of reindeer grazing on ground cover vegetation in a Scots pine forest and a subarctic heathland in Finnish Lapland. *Ecography* 26:3-12.
- den Herder, M. & P. Niemelä. 2003.** Effects of reindeer on the re-establishment of *Betula pubescens* subsp. *czerepanovii* and *Salix phylicifolia* in a subarctic meadow. *Rangifer* 23:3-13.
- Dennis, P. & G. L. A. Fry. 1992.** Field margins - can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 40:95-115.
- Dennis, P., M. R. Young, & C. Bentley. 2001.** The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 86:39-57.
- DeSimone, S. A. & P. H. Zedler. 1999.** Shrub seedling recruitment in unburned Californian coastal sage scrub and adjacent grassland. *Ecology* 80:2018-2032.
- DeSimone, S. A. & P. H. Zedler. 2001.** Do shrub colonizers of southern Californian grassland fit generalities for other woody colonizers? *Ecological Applications* 11:1101-1111.
- Dover, J. W. & G. L. A. Fry. 2001.** Experimental simulation of some visual and physical components of a hedge and the effects on butterfly behaviour in an agricultural landscape. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 100:221-233.
- Edenhamn, P., A. Ekendahl, M. Lönn, & P. Pamilo. 1999.** Spridningsförmåga hos svenska växter och djur, 1 ed. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Ehnström, B. & R. Axelsson. 2002.** Insektsgnag i bark och ved. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Eilertsen, S. M., I. Schjelderup, & S. D. Mathiesen. 2002.** Early season grazing effects on birch, grass, herbs and plant litter in coastal meadows used by reindeer: a short-term case study. *Rangifer* 22:123-131.
- Ekstam, U., M. Aronsson, & N. Forshed. 1988.** Ängar. LTs Förlag, Stockholm.

- Ekstam, U. & N. Forshed. 1992.** Om hävden upphör - kärleväxter som indikatorarter i ängs- och hagmarker. Naturvårdsverket, Solna.
- Ekstam, U. & N. Forshed. 1996.** Äldre fodermarker. Naturvårdsverket, Stockholm.
- El Bana, M. I., I. Nijs, & F. Kockelbergh. 2002.** Microenvironmental and vegetational heterogeneity induced by phytogenic nebkhas in an arid coastal ecosystem. *Plant and Soil* 247:283-293.
- Eliasson, P. 1997.** Från agrart utmarksbruk till industriellt skogsbruk - en långdragen historia, pp. 46-70. I L. Östlund [ed.], *Människan och skogen*. Nordiska museet, Lund.
- Eliasson, P. 2002.** Skog, makt och människor - En miljöhistoria om svensk skog 1800 - 1875. Lunds universitet, historiska institutionen, Malmö.
- Emanuelsson, M. 2003.** Skogens biologiska kulturarv - Att tillvarata föränderliga kulturvärden. Riksantikvarieämbetet, Västerås.
- Emanuelsson, U. 1987.** Human influence on vegetation in the Torneträsk area during the last three centuries. *Ecological Bulletins* 38:95-111.
- Eriksson, Å. 1998.** Regional distribution of *Thymus serpyllum*: management history and dispersal limitation. *Ecography* 21:35-43.
- Eriksson, O., S. A. O. Cousins, & H. H. Bruun. 2002.** Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of Vegetation Science* 13:743-748.
- Eriksson, P., G. Aronsson, & T. Lennartsson. 2003.** Naturinventering och förslag till skötsel av omgivningarna vid Ekolsunds slott. Upplandsstiftelsen, Uppsala.
- Facelli, J. M. 1994.** Multiple indirect effects of plant litter affect the establishment of woody seedlings in old fields. *Ecology* 75:1727-1735.
- Facelli, J. M. & D. J. Brock. 2000.** Patch dynamics in arid lands: localized effects of *Acacia papyrocarpa* on soils and vegetation of open woodlands of south Australia. *Ecography* 23:479-491.
- Facelli, J. M. & S. T. A. Pickett. 1991.** Indirect effects of litter on woody seedlings subject to herb competition. *Oikos* 62:129-138.
- Facelli, J. M. & A. M. Temby. 2002.** Multiple effects of shrubs on annual plant communities in arid lands of south Australia. *Austral Ecology* 27:422-432.
- Falińska, K. 1999.** Seed bank dynamics in abandoned meadows during a 20-year period in the Bialowieza National Park. *Journal of Ecology* 87:461-475.
- Fenn, M. E. & A. Bytnerowicz. 1997.** Summer throughfall and winter deposition in the San Bernardino Mountains in southern California. *Atmospheric Environment* 31:673-683.
- Fjellstad, W. J. & W. E. Dramstad. 1999.** Patterns of change in two contrasting Norwegian agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 45:177-191.
- Fry, G. L. A. & I. Sarlöv Herlin. 1997.** The ecological and amenity functions of woodland edges in the agricultural landscape, a basis for design and management. *Landscape and Urban Planning* 37:45-55.
- Frödin, J. 1954.** Uppländska betes- och slåttermarker i gamla tider - Deras utnyttjande genom landskapets fåbodväsen. Almqvist och Wiksells boktryckeri, Uppsala.
- Gallardo, A. 2003.** Effect of tree canopy on the spatial distribution of soil nutrients in a Mediterranean Dehesa. *Pedobiologia* 47:117-125.
- Glover, N. & J. Beer. 1986.** Nutrient cycling in two traditional Central-American agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 4:77-87.
- Gren, L. 1998.** Mårten Sjöbeck, Fotografier av ett svunnet kulturlandskap. Riksantikvarieämbetet, Lund.
- Grubb, P. J., W. G. Lee, J. Kollmann, & J. B. Wilson. 1996.** Interaction of irradiance and soil nutrient supply on growth of seedlings of ten European tall-shrub species and *Fagus sylvatica*. *Journal of Ecology* 84:827-840.
- Guevara, S., J. Meave, P. Morenocasasola, & J. Laborde. 1992.** Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in Neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science* 3:655-664.
- Gunnarsson, A. 1990.** Det trädgårdslika landskapet. Om äldre fruktodlingsformer. *Kulturmiljövård* 5-6:47-53.
- Gustawsson, K. A. 1976.** Ängen och hagen. Almqvist & Wiksell International, Lund.

- Gärdenfors, U. 1994.** Eken - utnyttjad av tusentals organismer, pp. 77-82, Ekfrämjandet 50 år. Ekfrämjandet, Lund.
- Gärdenfors, U. 2005.** Rödlistade arter i Sverige 2005 - The 2005 Red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Haeggström, C.-A. 1996.** Hamlade träd i konsten, pp. 159-186. I H. Slotte & H. Göransson [eds.], Lövtäkt och stubbskottsbruk. Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien, Stockholm.
- Hansson, M. & H. Fogelfors. 2000.** Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11:31-38.
- Haworth, K. & G. R. McPherson. 1995.** Effects of *Quercus emoryi* trees on precipitation distribution and microclimate in a semiarid savanna. *Journal of Arid Environments* 31:153-170.
- Herrera, C. M. 1984.** Seed dispersal and fitness determinants in wild rose: Combined effects of hawthorn, birds, mice, and browsing ungulates. *Oecologia* 63:386-393.
- Holl, K. D. 2002.** Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology* 90:179-187.
- Holmbäck, Å. & E. Wessén. 1979.** Svenska landskapslagar. Dalalagen, Västmannalagen. AWE / GEBERS, Stockholm.
- Hultengren, S. 1994a.** Träd i odlingslandskapet. Jordbruksverket.
- Hultengren, S. 1994b.** Träd i odlingslandskapet - Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet. Jordbruksverket.
- Hultengren, S., H. Pleijel, & M. Holmer. 1997.** Ekjättar - historia, naturvärden och vård. Naturcentrum AB.
- Humphrey, J. W. & G. S. Patterson. 2000.** Effects of late summer cattle grazing on the diversity of riparian pasture vegetation in an upland conifer forest. *Journal of Applied Ecology* 37:986-996.
- Husberg, E. 1994.** Honung, vax och mjöd: Biodlingen i Sverige under medeltid och 1500-tal. Göteborg.
- Höjer, O. 2004.** Åtgärdsprogram för särskilt skyddsvärda träd i kulturlandskapet. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Hörnberg, G., L. Östlund, O. Zackrisson, & I. Bergman. 1999.** The genesis of two *Picea-Cladina* forests in northern Sweden. *Journal of Ecology* 87:800-814.
- Jaksic, F. M. & E. R. Fuentes. 1980.** Why are native herbs in the Chilean matorral more abundant beneath bushes: microclimate or grazing? *Journal of Ecology* 68:665-669.
- Jansson, U. 1993.** Ekonomiska kartor 1800 - 1934. En studie av småskaliga kartor med information om markanvändning. Riksantikvarieämbetet, Stockholm.
- Jauregui, B. M., R. Rosa-Garcia, U. Garcia, M. F. WallisDeVries, K. Osoro, & R. Celaya. 2008.** Effects of stocking density and breed of goats on vegetation and grasshopper occurrence in heathlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123:219-224.
- Jerling, L. 1998.** Linnaeus' flora Kofsoensis revisited - floristic changes during 260 years in a small island of the Lake Mälaren. *Nordic Journal of Botany* 18:667-680.
- Johnsson, P. 1931.** Våra husdjur. Kulturhistoria, folketro och folksägen. Smålands tidningens tryckeri aktiebolag, Eksjö.
- Jonsell, M. 2004.** Inventering av vedskalbaggare i och runt Parnassen, Hjälstaviken (Uppsala län, Enköpings kommun). Upplandsstiftelsen.
- Jordbruksverket. 2004.** Stöd för miljövänligt jordbruk 2004.
- Joy, D. A. & D. R. Young. 2002.** Promotion of mid-successional seedling recruitment and establishment by *Juniperus virginiana* in a coastal environment. *Plant Ecology* 160:125-135.
- Kalapos, T. & K. Mazsa. 2001.** Juniper shade enables terricolous lichens and mosses to maintain high photochemical efficiency in a semiarid temperate sand grassland. *Photosynthetica* 39:263-268.
- Kardell, L., R. Dehlén, & B. Andersson. 1980.** Svedjebruk förr och nu. Rapport 20, SLU, Uppsala.
- Kardell, L. & Ö. Kardell. 1996.** Ollonsvin. Historia samt försök med skogsgrisar i Tagel. Inst. skoglig landskapsvård. SLU, Uppsala.
- Karlsson, A.-K. & T. Constenius. 2005.** Rennärningen i Sverige. 5 ed. Jordbruksverket, Jönköping.

- Kollman, J. 1995.** Regeneration window for fleshy-fruited plants during scrub development on abandoned grassland. *Ecoscience* 2:213-222.
- Kollmann, J. & P. J. Grubb. 1999.** Recruitment of fleshy-fruited species under different shrub species: Control by under-canopy environment. *Ecological Research* 14:9-21.
- Kollmann, J. & H.-P. Scill. 1996.** Spatial patterns of dispersal, seed predation and germination during colonization of abandoned grassland by *Quercus petraea* and *Corylus avellana*. *Vegetatio* 125:193-205.
- Kremen, C., N. M. Williams, & R. W. Thorp. 2002.** Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99:16812-16816.
- Kuiters, A. T. & P. A. Slim. 2003.** Tree colonisation of abandoned arable land after 27 years of horse-grazing: the role of bramble as a facilitator of oak wood regeneration. *Forest Ecology and Management* 181:239-251.
- Kujawa, K. 2002.** Population density and species composition changes for breeding bird species in farmland woodlots in western Poland between 1964 and 1994. *Agriculture Ecosystems & Environment* 91:261-271.
- Kullman, L. 1993.** Tree limit dynamics of *Betula pubescens* ssp *tortuosa* in relation to climate variability - Evidence from Central Sweden. *Journal of Vegetation Science* 4:765-772.
- Kullman, L. 2000.** Trädgränsen - en klimatindikator. *Fauna och Flora* 95:113-129.
- Kumpula, J., A. Colpaert, & M. Nieminen. 1998.** Reproduction and productivity of semidomesticated reindeer in northern Finland. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie* 76:269-277.
- Kunstler, G., J. Chadoeuf, E. K. Klein, T. Curt, M. Bouchaud, & J. Lepart. 2007.** Tree colonization of sub-Mediterranean grasslands: effects of dispersal limitation and shrub facilitation. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere* 37:103-115.
- Kwak, M. M., O. Velterop, & E. J. M. Boerrigter. 1996.** Insect diversity and the pollination of rare plant species, pp. 115-124. In A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, & I. H. Williams [eds.], *The conservation of bees*. Linnean Society Symposium Series 18 Academic press, San Diego, CA.
- Lagerås, P. 1997.** Den sydsvenska skogens historia och hur den den formats av människan och hennes husdjur, pp. 116-134. I L. Östlund [ed.], *Människan och skogen*. Nordiska museet, Lund.
- Lagerås, P. 2002.** Landskapsutveckling och markanvändning, pp. 32-57. I B. E. Berglund & K. Börjesson [eds.], *Markens minnen. Landskap och odlingshistoria på småländska höglandet under 6000 år*. Riksantikvarieämbetet.
- Lannér, J. 2003.** Landscape openness. A long-term study of historical maps, tree densities, tree regeneration and grazing dynamics at Hallands Väderö. Department of Landscape planning, Alnarp.
- Lannér, J. 2007.** Den trädbärande markens beskrivning i det historiska kartmaterialet - en källkritisk granskning av en ägobeskrivning från 1850. I U. Jansson [ed.], *Kartlagt land*. Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien, Solmed 40.
- Larsson, L.-O. 1996.** Skogsmarkens ökande exploatering under tidig modern historia, pp. 7-25. I B. Liljewall [ed.], *Tjära, barkbröd och vildhonung - Utmarkens människor och mångsidiga resurser*. Nordiska museet.
- Lenz, T. I. & J. M. Facelli. 2003.** Shade facilitates an invasive stem succulent in a chenopod shrubland in South Australia. *Austral Ecology* 28:480-490.
- Lei, T. T., S. W. Semones, J. F. Walker, B. D. Clinton, & E. T. Nilson. 2002.** Effects of *Rhododendron maximum* thickets on tree seed dispersal, seedling morphology, and survivorship. *International Journal of Plant Sciences* 163:991-1000.
- Lennartsson, T., S. Sundberg, & T. Persson. 1996.** Landskapets förändringar, pp. 51-89. I R. Fredriksson & M. Tjernberg [eds.], *Upplands fåglar - fåglar, människor och landskap genom 300 år*. Uppsala.

- Lennartsson, T. 2000.** Management and population viability of the pasture plant *Gentianella campestris*: the role of interactions between habitat factors. *Ecological Bulletins* 48:111-121.
- Lennartsson, T. 2002.** Extinction thresholds and disrupted plant-pollinator interactions in fragmented plant populations. *Ecology* 83:3060-3072.
- Lennartsson, T. & M. Hoflin. 2003.** Miljöersättningsrelaterade skötselproblem i naturbetesmarker. CBM; Upplandsstiftelsen.
- Lennartsson, T. & R. Svensson. 1996.** Patterns in the decline of three species of *Gentianella* in Sweden, illustrating the deterioration of semi-natural grasslands. *Symbolae Botanicae Upsalienses* 31:3:169-184.
- Lindborg, R., S. A. O. Cousins, & O. Eriksson. 2005.** Plant species response to land use change - *Campanula rotundifolia*, *Primula veris* and *Rhinanthus minor*. *Ecography* 28:29-36.
- Lindborg, R. & O. Eriksson. 2004a.** Effects of restoration on plant species richness and composition in Scandinavian semi-natural grasslands. *Restoration Ecology* 12:318-326.
- Lindborg, R. & O. Eriksson. 2004b.** Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85:1840-1845.
- Lindquist, B. 1938.** Dalby Söderskog. En skånsk lövskog i forntid och nutid. Svenska Skogsföreningens Förlag, Stockholm.
- Linkowski, W. I., B. Cederberg, & L. A. Nilsson. 2004a.** Vildbin och fragmentering. Jordbruksverket, Jönköping.
- Linkowski, W. I. & T. Lennartsson. 2004.** Traditionell kunskap och biologisk mångfald, pp. 302-330. I H. Tunón [ed.], Traditionell kunskap och lokalsamhällen - artikel 8j i Sverige. Centrum för biologisk mångfald, Uppsala.
- Linkowski, W. I., M. W. Pettersson, B. Cederberg, & L. A. Nilsson. 2004b.** Nyskapande av livsmiljöer och aktiv spridning av vildbin. Jordbruksverket.
- Ljungberg, H. 2002.** Våra rödlistade jordlöparens habitatkrav. *Entomologisk Tidskrift* 123:167-185.
- Loeffler, A. E., A. M. Gordon, & T. J. Gillespie. 1992.** Optical porosity and windspeed reduction by coniferous windbreaks in southern Ontario. *Agroforestry Systems* 17:119-133.
- Losvik, M. H. 1999.** Plant species diversity in an old, traditionally managed hay meadow compared to abandoned hay meadows in southwest Norway. *Nordic Journal of Botany* 19:473-487.
- Lundberg, B. 1952.** Tröghbolagh - Skogshushållning, territoriell indelning och skatt i Trögd under medeltiden. Upplands Fornminnesförenings Tidskrift 47:3:1-228.
- Lundmark, L. 1982.** Uppbörd, utarmning, utveckling. Det samiska fångstsamhällets övergång till rennomadism i Lule lappmark. Lund.
- Löfgren, O. 1976.** Fiskelägen och sjöfartsamhällen, pp. 100-142. I M. Hellspong & O. Löfgren [eds.], Land och stad. Liber Läromedel, Lund.
- Magnus, O. 1555.** Historia över de Nordiska Folken.
- Mattson, R. 1985.** Jordbrukets utveckling i Sverige. SLU, Uppsala.
- Mcadam, J. H., A. R. Sibbald, Z. Teklehaimanot, & W. R. Eason. 2007.** Developing silvopastoral systems and their effects on diversity of fauna. *Agroforestry Systems* 70:81-89.
- Mentzer, M. 1727.** Svenska åkermannen, det är: en wälment beskrifning om lantgods, des art och rätta beskaffenhet, med en utförlig underwisning om deras bruk och skiötsel, samt angående åker, äng, dikande, humblegårdar, och skogsrodningar... Stockholm.
- Milchunas, D. G. & I. Noy-Meir. 2002.** Grazing refuges, external avoidance of herbivory and plant diversity. *Oikos* 99:113-130.
- Mitlacher, K., P. Poschlod, E. Rosen, & J. P. Bakker. 2002.** Restoration of wooded meadows - a comparative analysis along a chronosequence on Öland (Sweden). *Applied Vegetation Science* 5:63-73.
- Moe, B. & A. Botnen. 1997.** A quantitative study of the epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* at Havrå, Osterøy, western Norway. *Plant Ecology* 129:157-177.
- Moe, B. & A. Botnen. 2000.** Epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* in four different habitats at Grinde, Leikanger, western Norway. *Plant Ecology* 151:143-159.

- Moen, J. & L. Oksanen. 1998.** Long-term exclusion of folivorous mammals in two arctic-alpine plant communities: a test of the hypothesis of exploitation ecosystems. *Oikos* 82:333-346.
- Moro, M. J., F. I. Pugnaire, P. Haase, & J. Puigdefabregas. 1997.** Mechanisms of interaction between a leguminous shrub and its understorey in a semi-arid environment. *Ecography* 20:175-184.
- Myrdal-Runebjer, E. 2003.** Det biologiska kulturarvet. Life; Skogsvårdsstyrelsen Östra Götaland; Skogsstyrelsen.
- Neuvonen, S., K. Ruohomäki, H. Bylund, & P. Kaitaniemi. 2001.** Insect herbivores and herbivory effects on mountain birch dynamics, pp. 207-222. In F. E. Wielgolaski [ed.], *Nordic mountain birch ecosystems. Man and the Biosphere series, vol. 27.* Parthenon Publishing group, New York.
- Nilsson, L. O., H. Wallander, E. Bååth, & U. Falkengren-Grerup. 2006.** Soil N chemistry in oak forests along a nitrogen deposition gradient. *Biogeochemistry* 80:43-55.
- Nilsson, S. G., U. Arup, R. Baranowski, & S. Ekman. 1994.** Trädbundna lavar och skalbaggar i ålderdomliga kulturlandskap. *Svensk Botanisk Tidskrift* 88:1-12.
- Nilsson, S. G., M. Niklasson, J. Hedin, G. Aronsson, J. M. Gutowski, P. Linder, H. Ljungberg, G. Mikusinski, & T. Ranius. 2002.** Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161:189-204.
- Oksanen, L., J. Moen, & T. Helle. 1995.** Timberline patterns in northernmost Fennoscandia. *Acta Botanica Fennica* 153:93-105.
- Olofsson, J., H. Kitti, P. Rautiainen, S. Stark, & L. Oksanen. 2001.** Effects of summer grazing by reindeer on composition of vegetation, productivity and nitrogen cycling. *Ecography* 24:13-24.
- Olofsson, J., S. Stark, & L. Oksanen. 2004.** Reindeer influence on ecosystem processes in the tundra. *Oikos* 105:386-396.
- Olsson, A. 1992.** Kulturmiljövård i skogen. Skogsstyrelsens Förlag, Jönköping.
- Olsson, E. G. A., G. Austrheim, & S. N. Grenne. 2000.** Landscape change patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960-1993. *Landscape Ecology* 15:155-170.
- Olsson, P. & Å. Jakobsson. 2005.** Alléhandboken. Regionmuseet Kristianstad.
- Olsson, V. 1995.** "Slaktarfåglar", Varfågeln och Törnskatan i Sverige. *Vår Fågelvärld* 3:11-20.
- Oostra, S. 2006.** Om lunden - Bidrag till kännedom om begreppet lund och om lunden som företeelse. *Acta Universitatis agriculturae Sueciae* 2006:25.
- Overud, S. & T. Lennartsson. 2004.** Skötsel och restaurering av betes- och slåtterängar. En sammanställning av den regionala naturvårdens kunskaper och erfarenheter. Jordbruksverket; Naturvårdsverket; Riksantikvarieämbetet.
- Pages, J. P. & R. Michalet. 2003.** A test of the indirect facilitation model in a temperate hardwood forest of the northern French Alps. *Journal of Ecology* 91:932-940.
- Persson, O. & N. Forshed. 1982.** Från al till tall. LTs förlag, Stockholm.
- Peterson, A. 2005.** Has the generalisation regarding conservation of trees and shrubs in Swedish agricultural landscapes gone too far? *Landscape and Urban Planning* 70:97-109.
- Pihlgren, A. 2007.** Small-scale structures and grazing intensity in semi-natural pastures. Effects on plants and insects. *Acta universitatis agriculturae Sueciae* 2007:13.
- Popp, A., M. Schwager, N. Blaum, & F. Jeltsch. 2007.** Simulating the impacts of vegetation structure on the occurrence of a small mammalian carnivore in semi-arid savanna rangelands. *Ecological Modelling* 209:136-148.
- Pykälä, J., M. Luoto, R. K. Heikkinen, & T. Kontula. 2005.** Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6:25-33.
- Pärt, T. & B. Söderström. 1999a.** Conservation value of semi-natural pastures in Sweden: Contrasting botanical and avian measures. *Conservation Biology* 13:755-765.
- Pärt, T. & B. Söderström. 1999b.** The effects of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Biological Conservation* 90:113-123.

- Pärtel, M., R. Kalamees, M. Zobel, & E. Rosen. 1999.** Alvar grasslands in Estonia: variation in species composition and community structure. *Journal of Vegetation Science* 10:561-570.
- Ranius, T. 2002.** Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biological Conservation* 103:85-91.
- Ranius, T. & N. Jansson. 2000.** The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation* 95:85-94.
- Rebollo, S., D. G. Milchunas, I. Noy-Meir, & P. L. Chapman. 2002.** The role of a spiny plant refuge in structuring grazed shortgrass steppe plant communities. *Oikos* 98:53-64.
- Rejmanek, M. & E. Rosen. 1992.** Influence of colonizing shrubs on species-area relationships in Alvar plant-communities. *Journal of Vegetation Science* 3:625-630.
- Riksantikvarieämbetet. 1994.** Arkeologi på väg – undersökningar för E18. Riksantikvarieämbetet, rapport 1994:52. Uppsala.
- Riksantikvarieämbetet. 1995.** Värdefulla natur- och kulturmiljöer i jordbrukets miljöstud.
- Romell, L.-G. 1964.** Hemlöst hagbruk och lagenliga låtsashagar. *Sveriges Natur* 55:132-138.
- Roos, S. 2002.** Functional response, seasonal decline and landscape differences in nest predation risk. *Oecologia* 133:608-615.
- Roos, S. & T. Pärt. 2004.** Nest predators affect spatial dynamics of breeding red-backed shrikes (*Lanius collurio*). *Journal of Animal Ecology* 73:117-127.
- Rousset, O. & J. Lepart. 1999.** Shrub facilitation of *Quercus humilis* regeneration in succession on calcareous grasslands. *Journal of Vegetation Science* 10:493-502.
- Rousset, O. & J. Lepart. 2000.** Positive and negative interactions at different life stages of a colonizing species (*Quercus humilis*). *Journal of Ecology* 88:401-412.
- Rousset, O. & J. Lepart. 2002.** Neighbourhood effects on the risk of an unpalatable plant being grazed. *Plant Ecology* 165:197-206.
- Rushton, S. P., M. D. Eyre, & M. L. Luff. 1990.** The effects of scrub management on the ground beetles of oolitic limestone grassland at Castor Hanglands National Nature Reserve, Cambridgeshire, UK. *Biological Conservation* 51:97-111.
- Sarlöv Herlin, I. & G. L. A. Fry. 2000.** Dispersal of woody plants in forest edges and hedgerows in a southern Swedish agricultural area: the role of site and landscape structure. *Landscape Ecology* 15:229-242.
- Saville, N. M., W. E. Dramstad, G. L. A. Fry, & S. A. Corbet. 1997.** Bumblebee movement in a fragmented agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment* 61:145-154.
- Schneider, C., J. Dover, & G. L. A. Fry. 2003.** Movement of two grassland butterflies in the same habitat network: the role of adult resources and size of the study area. *Ecological Entomology* 28:219-227.
- Sernander, R. 1929.** Våra parkträd, deras skötsel och vård - Föredrag vid Uppsala trädgårdssällskap den 17 mars 1929. Stockholm.
- Sernander, R. 1934.** Linné och lövängen. *Sveriges Natur* 1934:55-75.
- Siemann, E. & W. E. Rogers. 2003.** Changes in light and nitrogen availability under pioneer trees may indirectly facilitate tree invasions of grasslands. *Journal of Ecology* 91:923-931.
- Sjöbeck, M. 1934.** Lövsågen och människan. *Sveriges Natur* 1934:76-91.
- Sjöberg, M. 1996.** Utmarkernas resursfördelning - Träkol och järn ur ett socialt perspektiv, pp. 42-61. I B. Liljewall [ed.], Tjära, barkbröd och vildhonung - Utmarkens människor och mångsidiga resurs. Nordiska Museet.
- Slotte, H. 1992.** Muralmålning visar lövtäkt på 1400-talet i Uppland. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86:271-273.
- Slotte, H. 1993.** Hamlingsträd på Åland. *Svensk Botanisk Tidskrift* 87:283-304.
- Slotte, H. 1997a.** Hamling - historisk tillbakablick och råd för naturvetare. *Svensk Botanisk Tidskrift* 91:1-21.
- Slotte, H. 1997b.** Lövtäkt - en landskapsdanande verksamhet, pp. 104-115. I L. Östlund [ed.], Människan och skogen. Nordiska museet, Lund.

- Slotte, H. 1999.** Lövtäkt i Sverige 1850-1950, metoder för täkt, torkning och utfodring med löv samt täktens påverkan på landskapet. Inst. för landskapsplanering, SLU, Uppsala.
- Slotte, H. 2000.** Lövtäkt i Sverige och på Åland. Metoder och påverkan på landskapet. Acta Universitatis Agriculturae Suecicae, Agraria 236:1.
- Smit, G. N. 2003.** The importance of *Salvadora australis* in relation to tree thinning in preserving herbaceous plants in a semi-arid *Colophospermum mopane* savanna. Journal of Arid Environments 55:483-501.
- Smith, H. G. & M. Bruun. 2002.** The effect of pasture on starling (*Sturnus vulgaris*) breeding success and population density in a heterogeneous agricultural landscape in southern Sweden. Agriculture Ecosystems & Environment 92:107-114.
- Sonesson, M. & T. V. Callaghan. 1991.** Strategies of survival in plants of the Fennoscandian tundra. Arctic 44:95-105.
- Stamps, W. T. & M. J. Linit. 1998.** Plant diversity and arthropod communities: Implications for temperate agroforestry. Agroforestry Systems 39:73-89.
- Stamps, W. T., T. W. Woods, M. J. Linit, & H. E. Garrett. 2002.** Arthropod diversity in alley cropped black walnut (*Juglans nigra* L.) stands in eastern Missouri, USA. Agroforestry Systems 56:167-175.
- Steffan-Dewenter, I. & K. Leschke. 2003.** Effects of habitat management on vegetation and above-ground nesting bees and wasps of orchard meadows in Central Europe. Biodiversity and Conservation 12:1953-1968.
- Svensson, B. 2002.** Foraging and nesting ecology of bumblebees (*Bombus* spp.) in agricultural landscapes in Sweden. Acta universitatis agriculturae Sueciae, Agraria 318.
- Svensson, B., J. Lagerlöf, & B. G. Svensson. 2000.** Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (Hymenoptera : Apidae) in an agricultural landscape. Agriculture Ecosystems & Environment 77:247-255.
- Svensson, R., M. Wigren-Svensson, & T. Ingelög. 1993.** Hotade åkerogräs: biologi och bevarande i allmogeåkrar. Databanken för hotade arter, WWF, LRF, Borås.
- Söderström, B. 2001.** Seasonal change in Red-backed Shrike *Lanius collurio* territory quality - the role of nest predation. Ibis 143:561-571.
- Söderström, B., T. Pärt, & E. Linnarsson. 2001a.** Grazing effects on between-year variation of farmland bird communities. Ecological Applications 11:1141-1150.
- Söderström, B., T. Pärt, & J. Ryden. 1998.** Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. Oecologia 117:108-118.
- Söderström, B., B. Svensson, K. Vessby, & A. Glimskär. 2001b.** Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. Biodiversity and Conservation 10:1839-1863.
- Thevathasan, N. V. & A. M. Gordon. 2004.** Ecology of tree intercropping systems in the North temperate region: Experiences from southern Ontario, Canada. Agroforestry Systems 61:257-268.
- Thor, G. & L. Arvidsson. 1999.** Rödlistade lavar i Sverige - Artfakta. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Tollin, C. 1991.** Ättebackar och ödegården. De äldre lantmäterikartorna i kulturmiljövården. Riksantikvarieämbetet.
- Totland, O. & J. Esaete. 2002.** Effects of willow canopies on plant species performance in a low-alpine community. Plant Ecology 161:157-166.
- Vera, F. W. M. 2000.** Grazing ecology and forest history. Columns Design Ltd, Reading.
- Vessby, K., B. Söderström, A. Glimskär, & B. Svensson. 2002.** Species-richness correlations of six different taxa in Swedish seminatural grasslands. Conservation Biology 16:430-439.
- Vestbö-Franzén, A. 2002.** Odlinglandskapets organisation i Öggestorp, Rommelsjö och Axlarpp, pp. 95-126. I B. E. Berglund & K. Börjesson [eds.], Markens minnen. Landskap och odlingshistoria på småländska högländet under 6000 år. Riksantikvarieämbetet.
- von Linné, C. 1745.** Öländska och Gotländska resa - förättad år 1741, redigerad av C-O v Sydow.
- von Linné, C. 1747.** Västgöta-Resa - förättad år 1746.

- Vägverket. 2004.** Alléinventering Uppsala län. Vägverket.
- Väisänen, R. A. 1998.** Current research trends in mountain biodiversity in NW Europe. *Pirineos* numeros 151-152:131-156.
- Väre, H. 2001.** Mountain birch taxonomy and floristics of mountain birch woodlands, pp. 35-46. In F. E. Wielgolaski [ed.], *Nordic mountain birch ecosystems. Man and Biosphere vol. 27.* Parthenon Publishing group, New York.
- Wallin, J.-E. & K.-Å. Aronsson. 1998.** Mittåkläppen - markanvändning och vegetationsförändringar under två årtusenden, pp. 183-195. I S. Anttila & P.-Å. Vikman [eds.], *Forskning och förvaltning för hållbar utveckling i landets fjällområden.* Fjällforskningsinstitutet, Östersund.
- Warenberg, K. 1984.** Några viktiga renbetesväxter i vårbetet. Lantbruksstyrelsen.
- Weibull, A. C., J. Bengtsson, & E. Nohlgren. 2000.** Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23:743-750.
- Weibull, A. C., O. Östman, & A. Granqvist. 2003.** Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation* 12:1335-1355.
- Wermelinger, B., P. F. Fluckiger, M. K. Obrist, & P. Duelli. 2007.** Horizontal and vertical distribution of saproxylic beetles (Col., Buprestidae, Cerambycidae, Scolytinae) across sections of forest edges. *Journal of Applied Entomology* 131:104-114.
- Westrich, P. 1985.** Wildbienen - Schutz in Dorf und Stadt. *Arbeitsblätter zum Naturschutz in Bad.-Württ.* 1-24.
- Westrich, P. 1990.** Die Bienen Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart.
- Westrich, P. 1996.** Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats, pp. 1-16. In A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, & I. H. Williams [eds.], *The conservation of bees. Linnean Society Symposium, Series 18,* Academic press, San Diego, CA.
- Wikars, L.-O. 2006.** Åtgärdsprogram för bevarande av brandinsekter i boreal skog. Rapport 5610. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Wikars, L.-O. & M. Niklasson. 2006.** Behovet av brand i skogen. Skogsstyrelsen.
- Wikars, L. O. 1995.** Clear-cutting before burning prevents establishment of the fire-adapted *Agonum quadripunctatum* (Coleoptera: Carabidae). *Annales Zoologici Fennici* 32:375-384.
- Wikars, L. O. & J. Schimmel. 2001.** Immediate effects of fire-severity on soil invertebrates in cut and uncut pine forests. *Forest Ecology and Management* 141:189-200.
- Williams, I. H. 1996.** Aspects of bee diversity and crop pollination in the European Union, pp. 63-80. In A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, & I. H. Williams [eds.], *The conservation of bees. Linnean Society Symposium, Series 18,* Academic press, San Diego, CA.
- Zechmeister, H. G., A. Tribsch, D. Moser, J. Peterseil, & I. Wrbka. 2003.** Biodiversity 'hot spots' for bryophytes in landscapes dominated by agriculture in Austria. *Agriculture Ecosystems & Environment* 94:159-167.
- Zobel, M., M. Suurkask, E. Rosén, & M. Pärtel. 1996.** The dynamics of species richness in an experimentally restored calcareous grassland. *Journal of Vegetation Science* 7:203-210.
- Östlund, L., T. S. Ericsson, O. Zackrisson, & R. Andersson. 2003.** Traces of past Sami forest use: An ecological study of culturally modified trees & earlier land use within a boreal forest reserve. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18:78-89.