



Vegetationsförändringar i en sydvästkånsk naturbetesmark

– kärleväxter som indikatorer på
miljöförändringar

Lisa Petersson

2014

Miljövetenskap

Examensarbete för masterexamen 30 hp

Lunds universitet

Vegetationsförändringar i en sydvästkånsk naturbetesmark

- kärlväxter som indikatorer på miljöförändringar

Lisa Petersson

2014

Examensarbete för masterexamen 30 hp, Lunds universitet

Handledare: Stefan Andersson, Biologiska institutionen, Lunds universitet

Abstract

This study investigates changes in the composition of vascular plants on a steep hill with rich grassland flora, situated within a large horse-grazed pasture, in southwestern Scania, Sweden. Abundance data for 149 plant species, collected within 220 square-meter plots in both 1982 and 2014, were related to a set of species indicator values (mostly Ellenberg values) as well as plot-specific data on slope aspect (northness and eastness) and percentage shrub cover, in order to identify possible drivers of changes in abundance and vegetation structure. Overall, the vegetation on the hill has become more trivial, with an increased abundance of weeds and species preferring moist and nitrogen-rich conditions and a decreased abundance of species with high conservation, e.g. pasque flower *Pulsatilla vulgaris* and mountain clover *Trifolium montanum*; however, only a few species have been lost entirely over the 32-year period. Judging from results from ordination analyses, the vegetation composition has become more spatially heterogeneous and more strongly dominated by differences in shrub cover, a natural consequence of the dense thickets of shrubs now found in parts of the study area. The results are used to discuss possible conservation measures such as thinning of shrubs and increasing grazing pressure to prevent tall, competitive species from excluding others.

Innehållsförteckning

Inledning.....	1
Naturbetesmarker – en hotad vegetationstyp	1
Om användandet av indikatorer	2
Syfte och frågeställningar	2
Metod	3
Undersökningsområde.....	3
Träd- och busktäckning.....	6
Inventering av kärlväxter.....	6
Beskuggning.....	8
Arter utanför rutorna.....	8
Artbestämning.....	8
Hantering av ”besvärliga” arter	8
Två olika databaser	8
Omräkning av täckningsgrad	9
Statistiska analyser på artnivå.....	9
Ordination av växtsamhällen	10
Höjd.....	10
Väderstreck.....	11
Skugga.....	11
Resultat	12
Täckningsgrad för buskar och träd.....	12
Abundansförändringar	12
Abundansförändring i relation till indikatorvärden	15
Ordinationer	16
Topografi och beskuggning.....	17
Diskussion.....	17
Ökad busk- och trädtäckning.....	18
Arter som ökat eller minskat	18
Förändringar på samhällsnivå.....	19
Naturvårdsaspekter	20
Slutsatser	21
Tackord.....	21
Referenser.....	22
Bilaga 1	26
Bilaga 2	27

Inledning

Naturbetesmarker – en hotad vegetationstyp

De svenska naturbetesmarkerna kännetecknas av ett mycket rikt växt- och djurliv (Naturvårdsverket 2014a) och under goda förhållanden kan det finnas minst 30 olika växtarter på en enda kvadratmeter (Länsstyrelsen Skåne 2011). Det är ett stort antal i jämförelse med andra habitatstyper (Öster 2006). Det är inte heller ovanligt att det ingår rödlistade arter i denna vegetationstyp (Naturvårdsverket 2014a). Ett av skälen till den stora artrikedomen, är att det kan finnas så många olika mikromiljöer inom en och samma betesmark. På sydsidan av en backe är klimatet helt annorlunda än på norrsidan och buskar och träd ger en varierad tillgång på ljus och fuktighet. Tramp från hovar och klövar skapar blottor i grässvålen där frön kan gro. Den stora variationen av mikromiljöer utgör tillsammans med betet ett hinder för konkurrensstarka, högvuxna växter att ta över samtidigt som det blir möjligt för en stor mängd örter och gräs att överleva och samsas på små ytor (Öster 2006; Länsstyrelsen Skåne 2011).

Under 1900-talet har det svenska kulturlandskapet genomgått stora förändringar (Helgeson 2013). Övergången till ett mer intensivt jordbruk har inneburit att många före detta naturbetesmarker plöjts upp, skogsplanterats eller låtits växa igen passivt på grund av utebliven hävd (Naturvårdsverket 2014a). Idag utgör naturbetesmarkerna i Skåne endast 1 % av vad de gjorde på 1700-talet. Följden av detta har blivit en dramatisk nedgång för många av de vilda växter som tidigare karaktäriserade odlingslandskapet. Att bevara de resterande naturbetesmarkerna har därför kommit att bli en viktig uppgift, både för naturvården i Skåne (Helgeson 2013) och i det nationella arbetet för bevarandet av den biologiska mångfalden. Ett skyddande av naturbetesmarkerna bidrar till att uppfylla de nationella miljökvalitetsmålen ”Ett rikt odlingslandskap” och ”Ett rikt växt- och djurliv”. Bevarandearbetet ligger också i linje med åtaganden enligt EU:s Art- och habitatdirektiv, Konventionen om biologisk mångfald och Europeiska Landskapskonventionen (Naturvårdsverket 2014a).

Övergödningen till följd av fosfor- och kväveföroreningar och försurande svavelutsläpp är ytterligare en orsak till att arter minskar, speciellt i sydvästra Sverige (Naturvårdsverket 2012). Försurningen har drabbat framförallt skogslandskapet (Naturvårdsverket 2014b), men effekter i form av urkalkade ytlager har även konstaterats på ursprungligen kalkhaltiga sand- och moränområden med öppen vegetation i östra Skåne (Tyler 2007). En ändrad markkemi orsakar i första hand förändringar i markens organismsamhällen, men kan också påverka växtsamhället. Både försurning och nitrifiering förändrar relationerna mellan olika arter. En vanlig konsekvens är att konkurrensstarka arter ökar sin dominans medan konkurrenssvaga arter försvinner (Diekmann m.fl. 1999). Studier av kärlväxter på kalkrik öppen mark i nordöstra Tyskland (Diekmann m.fl. 2014) visar att försurning och kvävetillförsel inte påverkat artrikedomen nämnvärt, effekterna syns tydligast genom förändringar i sammansättningen av arter. Framförallt arter som har sin tyngdpunkt på torr öppen gräsmark har minskat. Många av de som minskat mest, är arter med ett högt bevarandevärde för naturvården.

Det har gjorts flera svenska studier där floraförändringar relateras till miljöpåverkan, bland annat i Skåne där man har tillgång till data från två stora landskapsinventeringar (Tyler & Olsson 1997; Tyler 2012; Tyler & Olsson 2013a,b; Tyler m.fl. 2014). Ökad tillgång på kväve förklarar mycket av floraförändringarna under 1900-talet, men denna faktor tycks ha fått en underordnad betydelse de senaste årtiondena. Det finns indikationer på att värmekrävande arter har ökat medan arter som kräver mycket ljus, däribland många hävdberoende växter, troligen har minskat. En statistiskt säkerställd minskning konstaterades för sammanlagt 33 taxa (Tyler 2012), inklusive flera arter som är vanliga på naturbetesmarker, t ex. darrgräs, åkervädd, brudbröd, fåltarv och gullusern (*Briza media*, *Knautia arvensis*, *Filipendula vulgaris*, *Cerastium arvense*, *Medicago sativa* subsp. *falcata*).

Om användandet av indikatorer

I tusentals år har människan använt sig av vilda djur och växter för att tolka naturen och dess förändringar. Olika arter har fungerat som indikatorer för valet av boplats och för att hitta lämplig mark till åkrar, jakt och bete (Zonneveld 1983). Som bred vetenskaplig metod utvecklades användandet av indikatorer någon gång på 1960-talet. Sedan dess har fältet breddats både avseende vilka typer av miljöer som analyseras och vilka taxonomiska grupper som används i analyserna. Det kanske mest kända användningsområdet inom ekologi och miljövärd är metoden att använda mossor och lavar för att mäta luftföroreningar (Holt & Miller 2010).

Heltäckande studier av biologiska värden på en stor geografisk skala, är tidskrävande och kostsamma. Det har därför blivit allt vanligare att använda indikatorer som en ersättning för omätbara biologiska värden och miljötillstånd (Öster 2006), inte minst inom naturvärden för att upptäcka om ett ekosystem håller på att utarmas (Cuffney & Qian 2013).

Syftet med sådana analyser är att upptäcka om en miljö är utsatt för någon form av stress (Holt & Miller 2010). Stressen kan vara av rent abiotisk karaktär, t.ex. förändrad temperatur eller fuktighet (Zonneveld 1983), eller spegla någon förändring i antropogen aktivitet, som ökad förorening och ändrad markanvändning (Holt & Miller 2010). I den senare kategorin ingår även system för att övervaka effekten av biotiska förändringar kopplade till djurs bete, gödning och tramp (Zonneveld 1983). Principen för metoden är, att när en arts respons till en miljövariabel är känd, så kan förekomsten eller avsaknaden av arten användas för att bedöma tillståndet i miljön (Lawesson m.fl. 2000).

För kärlväxter finns ett flertal olika system med indikatorarter utarbetade, och några av dessa har sedan länge använts som ett komplement i analyser av floraförändringar. Det kanske mest kända är Ellenbergs indikatorvärden, som beskriver olika växtarters ståndortskrav vad gäller pH, kvävetillgång, fuktighet, ljus, temperatur, kontinentalitet och salttolerans (Ellenberg m.fl. 1991; Lawesson m.fl. 2000; Ellenberg & Leuschner 2001). Ellenbergvärden har använts för att identifiera orsaker till miljöförändringar över hela Europa, bl.a. i Tyskland (Diekmann m.fl. 2014), Storbritannien (Duprè m.fl. 2010; Smart m.fl. 2013), Nederländerna och Ukraina (Dzwonko 2001). Liknande studier har utförts i Sverige, bl.a. i Skåne (Diekmann m.fl. 1999; Oredsson 2000; Tyler & Olsson 2013), Småland (Diekmann m.fl. 1999), Uppland och på Öland (Duprè m.fl. 2002). I Sverige har man även utarbetat indikatorvärden som beskriver kärlväxters tolerans för bete och annan markstörning (t.ex. Ekstam & Forshed 1997; Tyler & Olsson 2013b) och bevarandevärde inom naturvärden (t.ex. Tyler & Olsson 2013a).

Syfte och frågeställningar

I det här arbetet studeras kärlväxtfloran i en naturbetesmark i sydvästra Skåne. Studien utgår från två vegetationsanalyser, den ena utförd 1982 (S. Andersson, opubl. data) och den andra utförd 2014 av mig själv, med utgångspunkt från observationen att betesmarken tycks vara stadd i igenväxning, trots en oförändrad markanvändning. Syftet är att ta reda på hur floran förändrats och vad förändringarna kan ha för orsaker. Särskilt fokus ligger på att identifiera förändringar med hjälp av indikatorvärden och att genom en s.k. ordinationsanalys klarlägga vilka ekologiska faktorer som lokalt påverkar artsammansättningen i de två inventeringarna. Följande frågeställningar behandlas i studien:

- 1) Hur har täckningsgraden för buskar och träd förändrats?
- 2) Hur har abundansen för olika arter i kärlväxtfloran förändrats?
- 3) Finns det något samband mellan abundansförändringar och indikatorvärden för fuktighet, kväve, ljus, pH och markstörning?
- 4) Hur har fördelningen av skyddsvärda respektive triviala kärlväxtarter förändrats?

5) Överensstämmer förändringarna med de förändringar som registrerats i Skåne som helhet under 1900-talet?

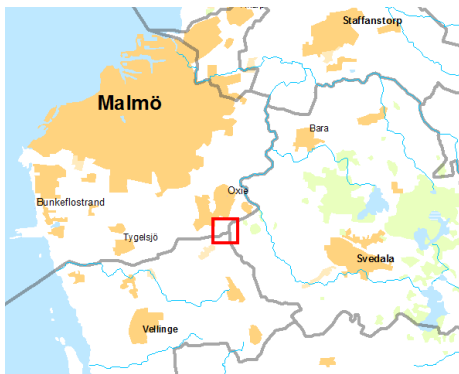
6) Vilka effekter har topografin och beskuggningen från träd och buskar på vegetationens sammansättning? Har dessa effekter förändrats mellan de två inventeringarna?

Det huvudsakliga målet med studien är att ta reda på om och hur områdets flora har påverkats av förändringar i växtmiljön, men det finns också en förhoppning att resultaten ska kunna användas som ett underlag vid beslut som rör framtida naturvårdsinsatser i området.

Metod

Undersökningsområde

Undersökningsområdet utgörs av en 17 m hög kulle strax sydost om Oxie i Malmö kommun (Figur 1). Det inventerade området är 0,85 ha stort och har sin mittpunkt på koordinaterna 55°31'36,984"N, 13°6'22,503"E, (SWEREF 99). Högsta punkten är belägen 60 m över havet (© Lantmäteriet i2012/901).



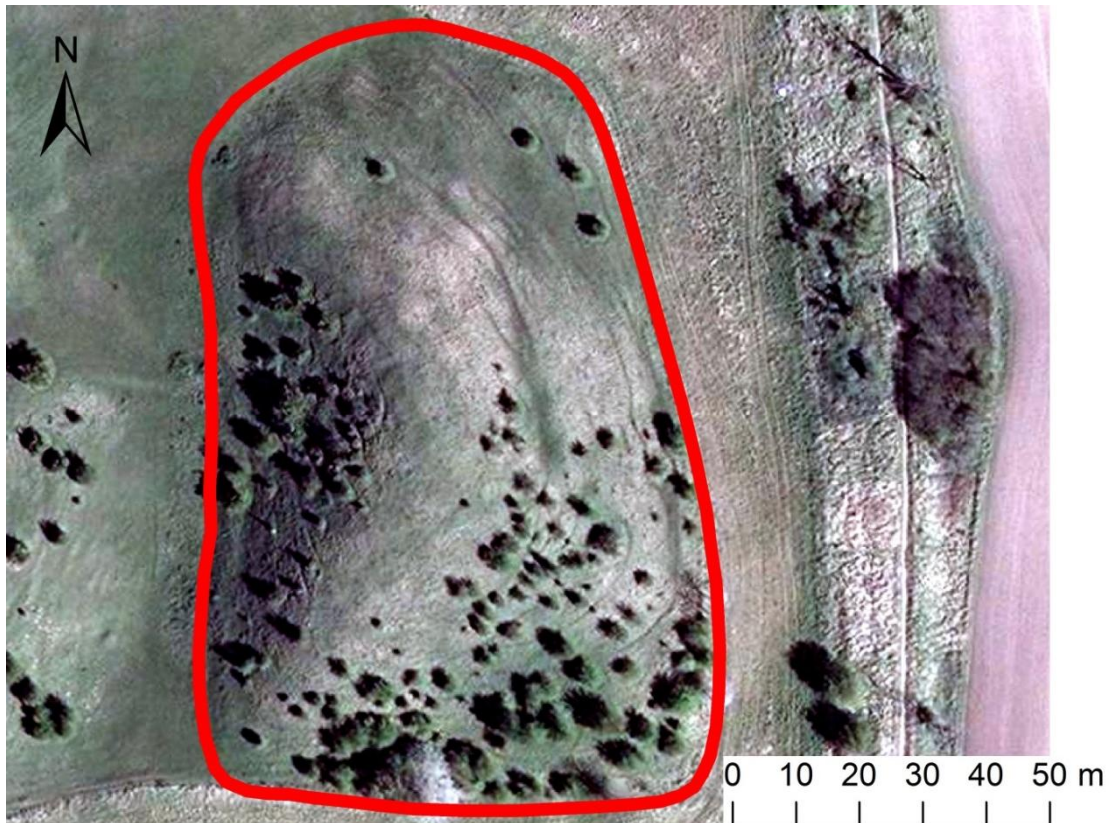
Figur 1. Området med den inventerade kullen ligger i sydöstra delen av Malmö kommun. Det rödmarkerade området utgör ytterkanterna till kartan i Figur 2. © Lantmäteriet, i2014/764

Kullen kallas Lilla Smörstack och namnet finns sedan 1933 registrerat i ortsnamnsregistret (Institutet för språk och folkminnen 2014). Namnet Smörstack är betydligt äldre än så och en lite större kulle, belägen strax söder om Lilla Smörstack (Figur 2), finns utritad med texten "Kallad Smörstack" redan på kartan över geometrisk avmätning från 1702 (© Lantmäteriet i2012/901). I protokollet från storskiftet 1806 tillskrivs både Lilla och Stora Smörstack kategorin för marktypen finare hård- och sidvallsängar. Idag ingår Lilla Smörstack i en 13,4 ha stor betesmark, kallad Käglinge hästbacke, medan Stora Smörstack har övergått i skogsmark (© Lantmäteriet i2012/901). Det mesta av Käglinge hästbacke (med undantag av Lilla Smörstack och ytterligare några små delområden) utgörs av ett f.d. grustäktområde (se nedan). Hela betesmarken tillhör gården Björka (© Lantmäteriet i2012/901). På gården finns ett ridcenter med uthyrning av stallplatser (Björka ryttaförening 2014). Vid tidpunkten för undersökningen gick tolv hästar på bete på Käglinge hästbacke, ungefär samma antal som när hela området inventerades i slutet på 1970-talet. Mycket av vegetationen på Lilla Smörstack bedömdes då tillhöra kategorin stäppartad torräng eller "stäppäng" (Andersson 1980).



Figur 2. Undersökningsområdet (rödmarkerat) utgör den sydöstra delen av Käglinge hästbacke (ljusgrönt) och gränsar till åkermark (gult). 150 meter söder om undersökningsområdet finns Stora Smörstack som idag är skogsmark (mörkgrönt). I norr gränsar Käglinge hästbacke till Rönneback golfbana och i kartans nedre del syns Arriesjön-Risebjär naturreservat. © Lantmäteriet, i2014/764.

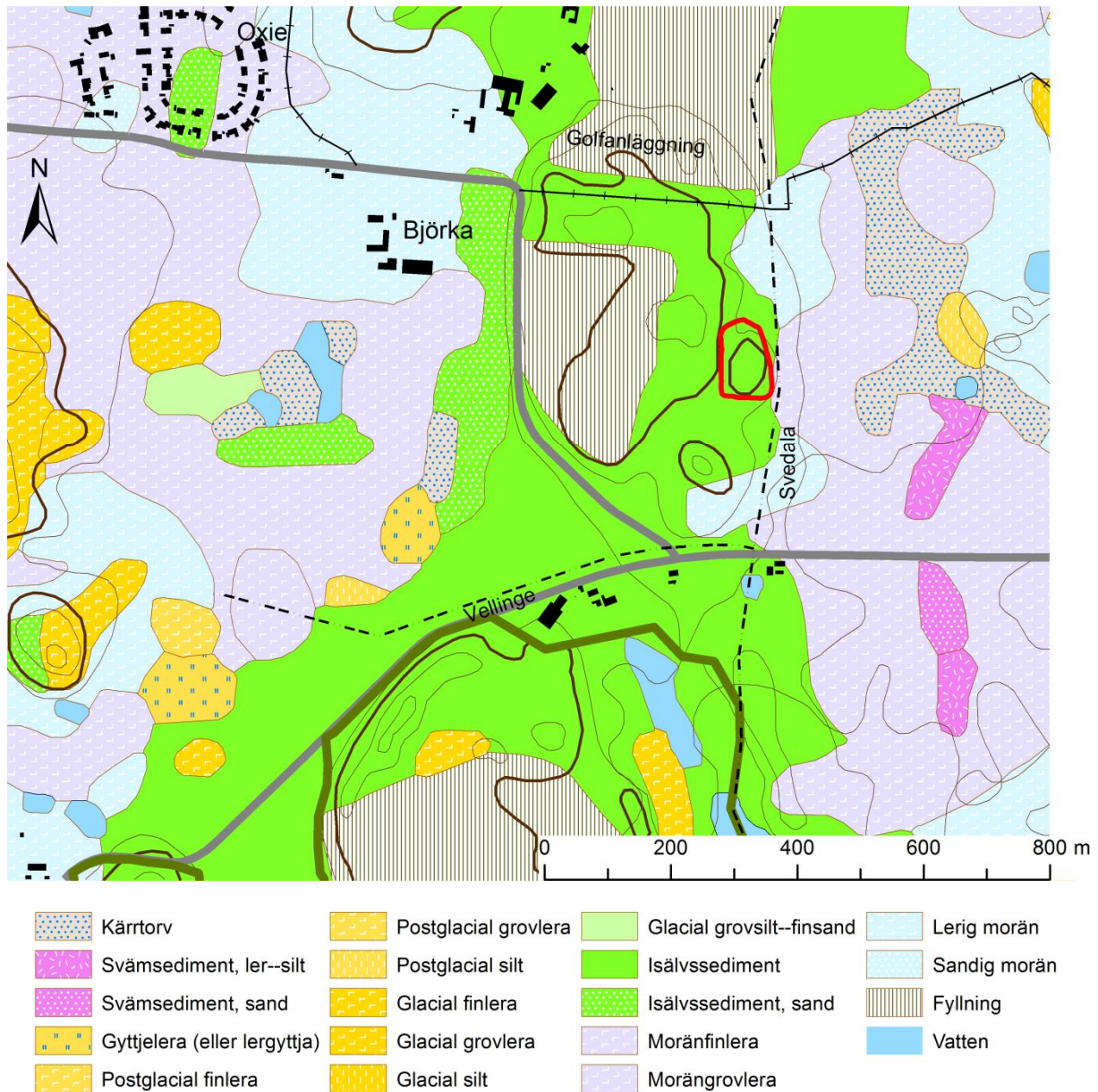
Undersökningsområdet omges delvis av åker, som låg i träda vid tiden för undersökningen. På de branta sluttningarna i väst, syd och sydost växte rikligt med hagtorn *Crataegus* spp. (Figur 3) och vid kullens fot i söder fanns en tät och högvuxen dunge med framförallt hagtorn, slån *Prunus spinosa* och sötkörsbär *P. avium*. På den flacka sluttningen som sträcker sig norrut fanns tydliga spår av hästbete. I övrigt fanns inte mycket spår av hästarna på kullen, annat än vid de upptrampade stigarna i söder och längs med stängslet ut mot åkern. Däremot fanns tydliga spår av kaniner, i form av uppätta blomställningar av framförallt backsippa, rotfibbla och åkervädd (*Pulsatilla vulgaris*, *Hypochaeris radicata*, *Knautia arvensis*) uppe på kullen. Betesmarken ingår idag inte i något reservatsskydd, men finns med i Malmö stads naturvårdsplan (Andersson & Wedelin 2012).



Figur 3. På flygfotot över undersökningsområdet går det att urskilja områdena med buskar och träd © Lantmäteriet, i2014/764.

Undersökningsområdet befinner sig i gränsområdet mellan Söderslätt och sydvästra Skånes backlandskap. Landskapet präglas därför av ett slättlandskap med inslag av kullar, dalar och småsjöar (Nylén m.fl. 2013). Berggrundsytan består av dankalksten som bildades under paleocen-eocen (för 65-62 miljoner år sedan). Jordlagret ovan berggrunden utgör resultatet av flera inlandsisars och isälvars påverkan på landskapet. Medan det platta Söderslätt formats av kalkrik morän från retirerande ismassor har formationerna i backlandskapet bildats under tider av stillastående is (dödis). Under isens tjockare delar trycktes marken ner och sänkor, så kallade dödisgropar, bildades. Flera av småvattnen som finns i området idag (Figur 4), utgör rester av sådana bildningar. Lilla Smörstack och andra kullar i området består till stor del av sand och grus som avsattes från smältvattnet när dödisgroparna fortfarande var isfyllda (Broström 2009).

Det har bedrivits täktverksamhet på tre platser i närheten av undersökningsområdet (Figur 4): i norr där det nu ligger en golfanläggning (Jacobsson 2009), i hela västra delen av Käglinge hästhage (Sundnér 1973) och vid Risebjär i söder, där nu Arriesjön-Risebjärs naturreservat ligger (Nylén m.fl. 2013). Samtliga täkter är idag igenfyllda.



Figur 4. Undersökningsområdet utgör en del av ett större sammanhängande stråk med sorterade isälvssediment. Flera av småvattnen på kartan har uppstått ur dödisgropar. © Lantmäteriet, i2014/764.

Träd- och busktäckning

En översiktskarta över samtliga buskar och träd framställdes med hjälp av flygfoto från 2013 och aktuella höjddata för buskskiktet (© Lantmäteriet, i2014/764). Därefter kontrollerades kartan i fält och ytterligare uppgifter om träd och buskar med en höjd över 75 cm fördes in på kartan. Träden och buskarna på kartan omvandlades till polygoner i ArcMap 10.2 (ESRI, Redlands, Kalifornien, USA). Polygonernas täckningsgrad beräknades och jämfördes med motsvarande information från 1982 års inventering (S. Andersson, unpubl. data).

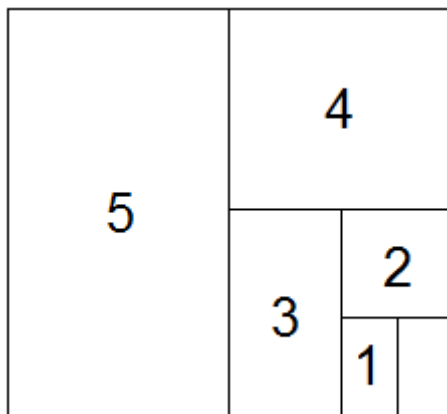
Inventering av kärlväxter

Inventeringen utfördes mellan 20 maj och 1 juli 2014 med en metodik som i så hög grad som möjligt efterliknade den som användes 1982 (S. Andersson, muntligen). Kullen delades in i 33 transekter som

var och en utgick från den högsta punkten och slutade vid kullens fot, längs elstängslet runt åkern på öst- och sydsidan eller i övergången till den mer triviala gräsmarken på f.d. täktmark norr och väster om kullen (Figur 3). Transekterna löpte runt hela kullen och numrerades medurs med utgång från den transekt som sträckte sig i rakt nordlig riktning. De kvadratmeterstora vegetationsrutorna fördelades längs med varje transekt med samma avstånd som i den förra undersökningen. Till hjälp användes kompass, måttband och en kvadratmeter stor träram. Totalt analyserades 220 rutor. Eftersom det till en början var osäkert om jag skulle hinna inventera alla rutorna, började jag med alla transakter som hade udda nummer och tog därefter de som hade jämna nummer.

För några rutor stämde inte avståndet mellan toppen och elstängslet med det tidigare uppmätta avståndet. Antingen beror det på att transekterna inte utgått från exakt samma höjdpunkt, eller också har stängslet vid något tillfälle flyttats åt ena eller andra hållet. För att det inte skulle uppstå en skev fördelning av rutor i kantzonen, så lades alltid den sista rutan i transekten intill stängslet (som i den tidigare studien) och i de fall avståndet skiljde sig från det tidigare uppmätta, antecknades det nya avståndet. Vid ett fåtal tillfällen stämde avståndet så dåligt att de sista två rutorna skulle ha placerats alltför tätt, eller att den sista skulle behövt placeras ute på åkern. Sådana rutor utelämnades och ströks samtidigt från det gamla datamaterialet.

Täckningsgraden för örter och halvgräs bedömdes enligt Hult-Sernander-du Rietz 5-gradiga logaritmiska skala (Lawesson m.fl. 2000) (Figur 5), en enkel och snabb metod som också användes under inventeringen 1982. För gräsarter *Poaceae* var det ofta svårt eller för tidskrävande att uppskatta täckningsgraden, särskilt innan vipporna eller axen kommit fram ur bladslidorna. Därför noterades endast förekomst eller avsaknad för respektive gräsart.



Figur 5. De olika nivåerna av täckningsgrad i en ruta, enligt Hult-Sernander-du Rietz 5-gradiga logaritmiska skala.

Endast de växter som var rotade innanför rutans ram fördes till protokollet. Ett undantag gjordes för växter vars växtsätt är sådant att de utgör en stor närvaro i rutan trots att de inte är rotade i den. Ett grässtrå som vikts in i rutan räknades alltså inte, men däremot en bladrosett från en ogräsmaskros så länge en del av den befann sig innanför ramen. Eftersom täckningen bedömdes subjektivt, finns det en uppenbar risk att bedömningarna skilde sig åt mellan de två inventeringarna (Nilsson 1992). Längre ner i texten beskrivs hur jag försökt kompensera för detta problem i analyserna.

För att möjliggöra vissa analyser och underlätta tolkningen av resultaten omvandlades varje täckningsgradsvärde (1-5) till ett värde på en linjär procentskala, beräknat som medelvärdet av den minsta och största procentuella täckningen som omfattas av täckningsgradsvärdet: 1 \approx 4,7%, 2 \approx 9,4%, 3 \approx 18,8%, 4 \approx 37,5% och 5 \approx 75,0%.

Beskuggning

I de fall en provyta skuggades av grenar från någon buske, noterades buskens artillhörighet och hur mycket av ytan som beskuggades (i procent). Det innebär att det för vissa rutor finns två uppgifter för samma art, dels som växande i rutan (täckningsgrad enligt ovan) och dels som skuggande faktor (procentuell täckning).

Arter utanför rutorna

Några av arterna från 1982 saknades i provrutorna, men observerades i enstaka exemplar på ytor mellan rutorna. De står skrivna inom parentes i kategorin ”försvunna och nya arter”. Detsamma gäller för nya arter som inte påträffades 1982, men som finns dokumenterade från kullen under 1970-talet (Andersson 1980).

Artbestämning

Fältprotokollet baserades på artlistan från inventeringen 1982, men även ”nyttillkomna” arter registrerades. Till hjälp med artbestämningen användes ”*Den nya nordiska floran*” (Mossberg & Stenberg 2010) och ”*Krok-Almquist Svensk flora - Fanerogamer och kärlekryptogamer*” (Jonsell & Jonsell 2012). Växter som inte gick att bestämma i fält samlades in och pressades för senare identifiering med hjälp av min handledare. De svenska och vetenskapliga namnen i det här arbetet följer nomenklaturen i Dyntaxa (2013).

Hantering av ”besvärliga” arter

Eftersom arterna utvecklades olika snabbt kunde det vara problem att identifiera vissa arter i början på säsongen. Framförallt rödven *Agrostis capillaris* visade sig vara svår att upptäcka i början av fältarbetet. När det andra varvet av inventeringen (transekter med jämna nummer) påbörjades gick det lättare. För att komma ifrån problemet med att rödven saknas i många av de tidiga rutorna, ströks alla uppgifter om rödven från transekter med udda nummer (de som inventerades första varvet). I många fall var det svårt att skilja på unga, vegetativa skott av åkervädd och rödklint *Centaurea jacea*. För att undvika skevheter i resultaten orsakade av felbestämningar, gjordes samma justering för dessa arter.

Flera av hagtornbuskarna som växer på kullen visade sig vara hybrider mellan trubbhagtorn *Crataegus monogyna* och rundhagtorn *C. laevigata* eftersom samma buske kunde ha blommor med både ett, två och intermediära (y-formade) stift. Den stora mängden blomlösa ungpantor i vissa rutor försvårade också artbestämningen. Av dessa skäl bestämdes alla hagtornar endast till släkte. Ellenbergs indikatorvärden för ovan nämnda hagtornarter ligger väldigt nära varandra, varför ett medelvärde beräknades över arterna.

I det ursprungliga datamaterialet från 1982 fanns uppgifter för både backsmultron *Fragaria viridis* och smultron *F. vesca*. Det råder stor osäkerhet om de senare uppgifterna verkligen avser smultron, eftersom dessa till stor del baserades på vegetativa exemplar (S. Andersson, muntligt). Avsaknaden av typiska smultronindivider 2014 föranledde att alla uppgifter från 1982 slogs samman och behandlades som backsmultron.

Samtliga blommande exemplar av foderlusern *Medicago sativa* hade klart gula blommor, och borde därför tillhöra den inhemska underarten gullusern *M. sativa* subsp. *sativa*. Det går dock inte att utesluta genetisk inblandning från den i området vanliga mellanlusern *M. sativa* subsp. *x varia*, eftersom många individer inte blommade. Därför används foderlusern som ett samlingsnamn för samtliga påträffade exemplar.

Två olika databaser

Eftersom gräsarterna endast registrerats utifrån förekomst/avsaknad kunde de inte användas i analyser av täckningsgrad. Istället sammanställdes ytterligare en databas, omfattande samtliga arter, där även

halvgräsens, örternas och buskarnas 5-gradiga täckningsgrad reducerats ner till förekomst/avsaknad. Hädanefter använder jag termerna ”täckningsgrad” och ”förekomstdata” för att skilja de två dataseten från varandra. De två typerna av data kan antas bidra med olika information och tillsammans ge en mer komplett bild än varje enskilt dataset: analyser av täckningsgrad bör ge större vikt till förändringar i högfrekventa (vanliga) arters abundans, medan analyser av förekomstdata bör vara mer känsliga för förändringar som beror på att det tillkommer eller försvinner lågfrekventa (sällsynta) arter. Analyser av förekomst/avsaknad har också fördelen att eliminera den subjektivitet som bedömningen av täckningsgrad innebär.

Omräkning av täckningsgrad

Inför vissa jämförelser gjordes en omräkning av varje arts täckningsgrad (medelvärde över alla provytor) för att ytterligare kompensera för de skillnader i bedömning av täckningsgrad som kan ha funnits mellan de två inventeringarna. Denna omräkning bestod i att först beräkna täckningsgraden för en hypotetisk ”medelart” under respektive inventering (medelvärde av samtliga arters täckningsgrad) och sen subtrahera detta värde från varje arts täckningsgrad (Tyler m.fl. 2014). Resultatet blir ett relativt värde som visar hur mycket den enskilda arten skiljer sig från medelarten under den aktuella inventeringen. Jämförelser av omräknade värden mellan två inventeringar ger en mer rättvisande bild av eventuella förändringar i täckningsgrad ifall medelarten skiljer sig mellan de två inventeringarna (pga någon generell skillnad i bedömning av täckningsgrad).

Statistiska analyser på artnivå

Den artbaserade analysen består av två delar. I den första delen jämförs arternas abundans (mätt som täckningsgrad eller förekomst) mellan de två inventeringarna och i den andra delen relateras varje arts abundansförändring till ett antal indikatorvärden för arten. I det senare fallet mäts sambanden med Spearmans icke-parametriska rangkorrelationskoefficient (ρ), dels pga avvikelser från normalfördelning (abundansdata) och dels p.g.a. att alla indikatorer utgörs av ordinala variabler (rankade klasser). Korrelationsanalyserna utfördes med SPSS version 22 (IBM, Tulsa Oklahoma, USA).

Indikatorvärdena i denna studie utgörs i första hand av Ellenbergvärden för ljus, temperatur, fuktighet, pH och kväve. Värdena är angivna på en skala mellan 1 och 9, med undantag för fuktighet vars skala sträcker sig till 12. Värdena kommer från en databas sammanställd av Tyler m.fl. (2014), där grunddata hämtats från Karrer & Wiederman (2014), som anpassat Ellenbergvärdena till österrikiska förhållanden. I det här arbetet har det gjorts ett tillägg för vattenpilörtens landlevande form *Polygonum amphibium* var. *terrestre* (data från Karrer & Wiederman 2014).

Förutom Ellenbergvärden använde jag indikatorvärden som speglar ”markstörning”, vilken i sin tur kan kopplas till hävdberoende och successionsstadium (Tyler m.fl. 2014). Denna faktor mäts med en 9-gradig skala (Tabell 6, Bilaga 1) men enligt rekommendation från Tyler m.fl. (2014) har kategorierna 2-3, 4-5, 6-7 och 8-9 slagits samman.

Som ett komplement till de ekologiska indikatorvärdena användes ett index som uttrycker en arts naturvårdsvärde, beräknat enligt en formel som utvecklats av Tyler m.fl. (2014). Faktorer som vägs in i formeln är hur vanlig eller sällsynt arten är i Skåne, hur länge den funnits där, hur dess frekvens förändrats under 1900-talet och i vilken nationell hotkategori den ingår (Tabell 5, Bilaga 1). Skalan går från 0 till >350. Arter med mycket låga värden är antingen sådana som invandrat sent och snabbt spridit sig (däribland invasiva arter) eller arter som funnits under en lång tid, men som ökat kraftigt under 1900-talet. De arter som tilldelats högst värde är sådana som minskat kraftigt det senaste århundrandet, är nationellt hotade och kräver akuta naturvårdsinsatser för sin fortlevnad (Tyler & Olsson 2013a).

Några växter har inte bestämts till art och finns därför inte med i analyser där arters abundans relateras till indikatorvärden. Detta gäller för back-/vårförgätmigej, björnbär, daggekåpa, rosor, mjuk-/sparnäva, ogräs- och sandmaskrosor, och några starrarter (*Myosotis ramosissima/stricta*, *Rubus subgen.*

Rubus, *Alchemilla*, *Rosa*, *Geranium molle/pusillum*, *Taraxacum sect. Taraxacum*, *Taraxacum sect. Erythrosperma*, *Carex*). Ibland saknades en eller flera indikatorvärden för en art, med följd att korrelationsanalyserna baseras på olika antal arter.

Ordination av växtsamhällen

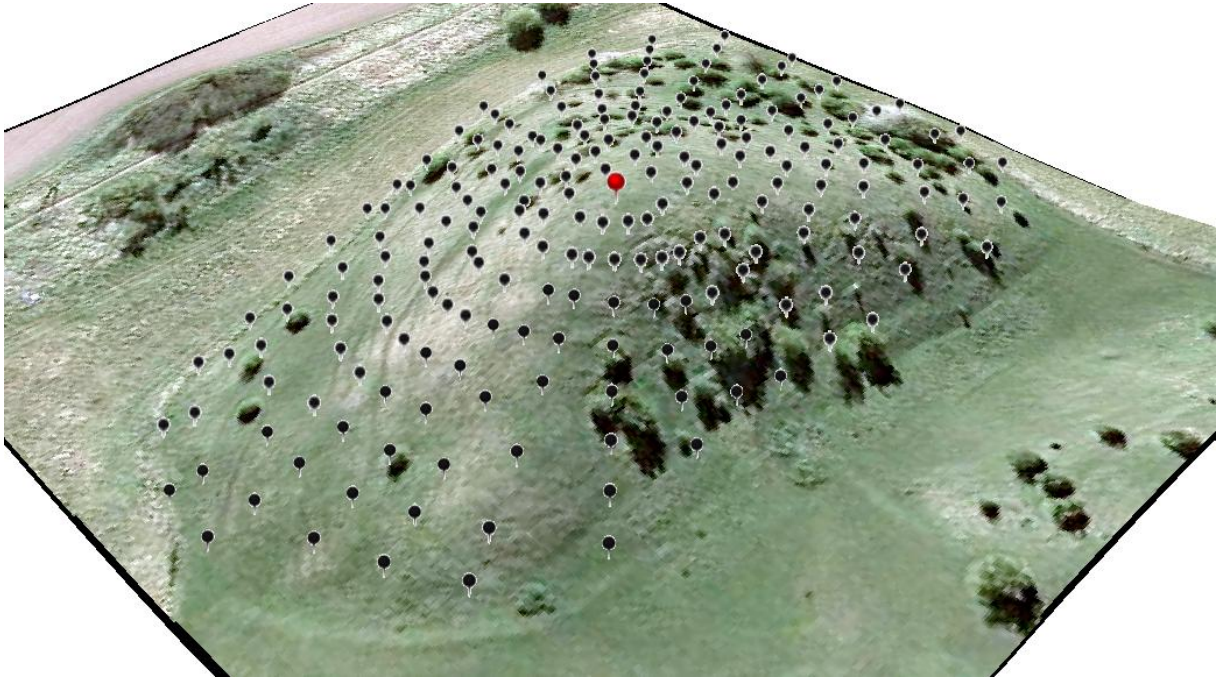
Förutom de artbaserade analyserna gjordes ordinationsdiagram baserade på samtliga arter för att jämföra vegetationen i olika provytor, såväl inom som mellan inventeringarna. Metoden som användes kallas på engelska Detrended Correspondence Analysis (DCA) och utfördes med programmet PAST 3 (Paleontologica Electronica, Oslo, Norge). Fördelarna med DCA som ordinationsmetod är att den är särskilt anpassad för att analysera abundansdata på artnivå och att den innehåller ett beräkningssteg som sprider ut punkterna (provutorna) i diagrammet så att det inte uppstår svårlästa klusterbildningar (Hammer 2014). I metoden ingår en funktion som förhindrar "hästskoeffekter", dvs. att provytor i variationens ytterkanter dras mot varandra och bildar en båge som inte speglar det sanna avståndet mellan extrema provytor (Milberg m.fl. 2003).

En DCA ger inte bara en grafisk bild av variationen i artsammansättning utan anger också hur mycket av variationen som förklaras av de olika ordinationsaxlarna (egenvärden). Det blir lika många ordinationsaxlar som det finns arter (i detta fall 125), men ofta förklarar den första och andra axeln så mycket av variationen att provytorna kan plottas i endast två dimensioner utan att alltför mycket av informationen förloras (Lawesson m.fl. 2000).

En ordinationsaxel med högt egenvärde speglar ofta förekomsten av en ekologisk gradient i det område som studeras (Lawesson m.fl. 2000). Denna aspekt undersöktes genom att beräkna Spearmans korrelationskoefficient mellan provytornas placering längs en viss ordinationsaxel och tre variabler som antogs kunna upphov till ekologiska gradienter i denna studie: höjdläge, väderstreck och beskuggning från träd och buskar. Abundansdata från de två inventeringarna analyserades separat så att eventuella förändringar i gradientmönstret kunde påvisas. De olika faktorerna presenteras nedan.

Höjd

För att fastställa ett höjdvärde för varje provruta (Figur 6) användes programmen ArcCatalog, ArcMap 10.2 samt ArcScene (ESRI, Redlands, Kalifornien, USA). Höjddata och kartmaterial är hämtat från Lantmäteriet (© i2012/901). Höjdinformationen som används är ett utdrag från laserscanningen "Ny nationell höjdmodell" (NNH) som genomfördes av Lantmäteriet mellan 2009 och 2013 (Lantmäteriet 2011). För x- och y-koordinater används projektionen SWEREF 99 TM och för z-koordinater höjdprojektionen RH 2000.



Figur 6. Höjden för centrum i varje ruta beräknades i en 3D-modellering i ArcScene.

Väderstreck

Riktningen för transekterna angavs till en början i en cirkulär skala (antal decimalgrader för vinkeln mot första transekten räknat medurs). Detta innebär att transekter som vetter mot norr (och borde påverkas av samma solinstrålning) antingen kan få mycket höga eller låga gradtal beroende på om de är riktade något till vänster eller höger från nordlinjen. För att ge ett mer rättvisande mått på väderstrecket gjordes därför den cirkulära skalan om till två linjära skalor, en som uttrycker "nordlighet" (sinus för vinkeln i radianer) och en som uttrycker "östlighet" (cosinus för vinkeln i radianer), enligt Lawesson m.fl. (2000). De två måtten varierar på en skala mellan -1 och 1.

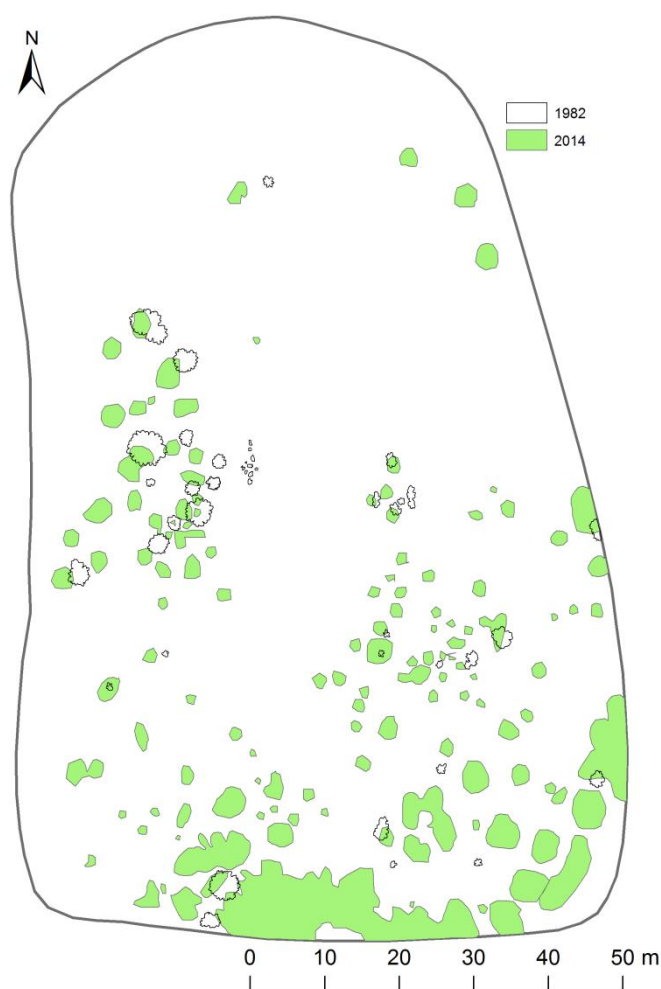
Skugga

Denna faktor beräknades genom att summera de artspecifika värden för procentuell täckning som beskrivs under rubriken "Beskuggning". I de fall flera arter av buskar och träd skuggade provytan kunde den sammanlagda skuggeffekten överstiga 100%, men i så fall sattes värdet till 100%. Eftersom det inte finns några uppgifter på hur enskilda provytor beskuggades 1982 (mycket få rutor beskuggades under detta år) har denna faktor bara inkluderats i analyser av 2014 års data.

Resultat

Täckningsgrad för buskar och träd

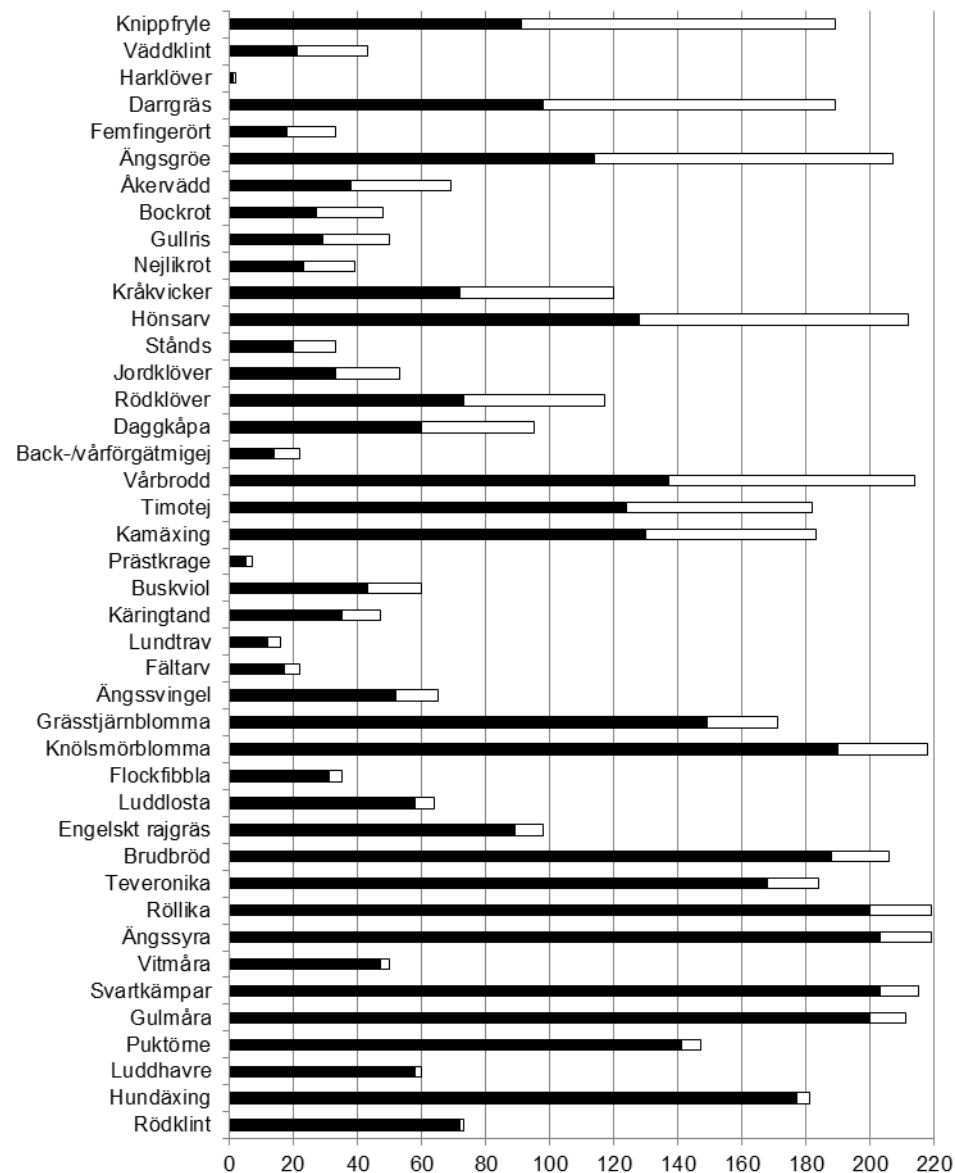
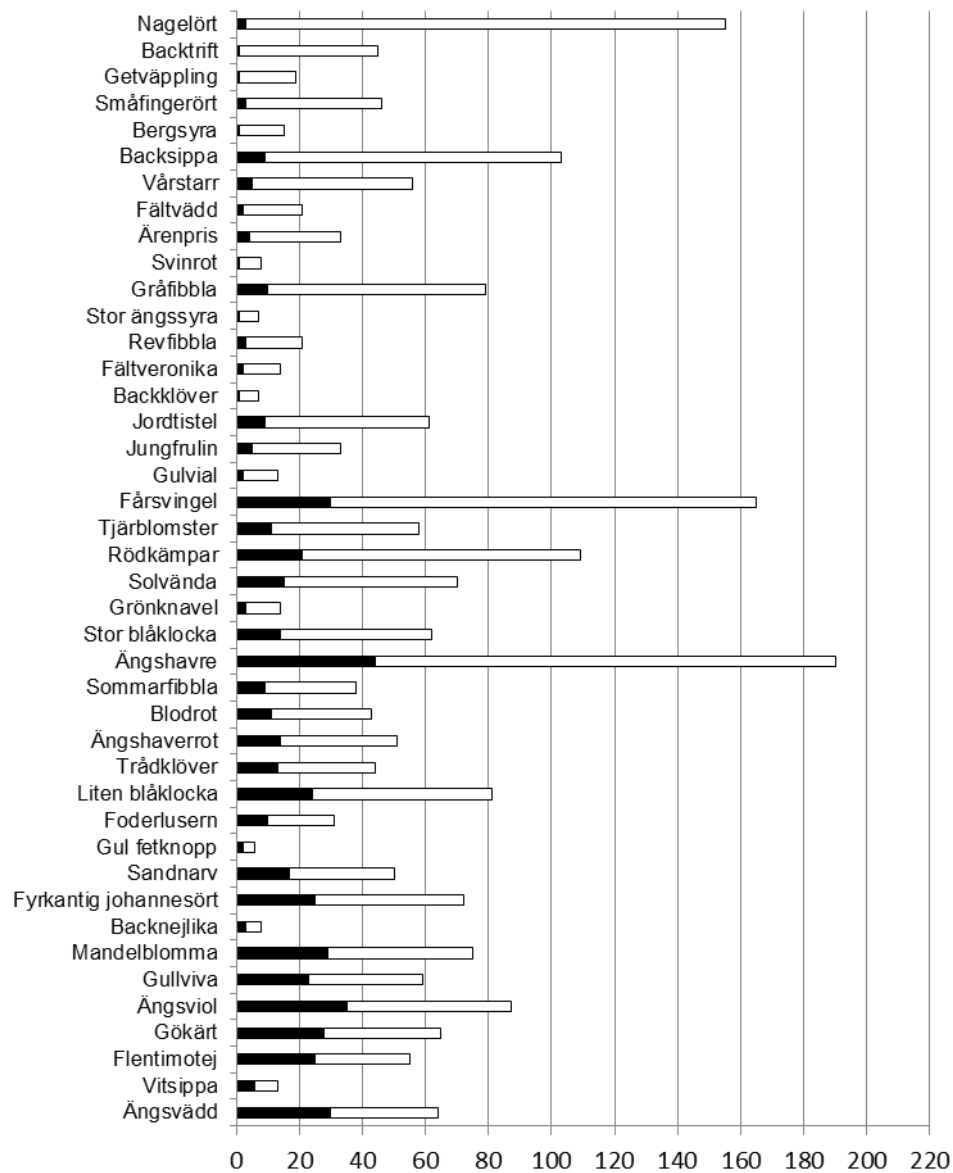
I Figur 7 presenteras en karta som visar hur utbredningen av träd och buskar förändrats mellan de två inventeringarna. Den sammanlagda täckningsgraden har ökat från 12,7 m² år 1982, till 69,7 m² år 2014, och de största ökningarna har skett på kullens sydsida, speciellt i kanten mot åkern. Man kan ana en viss förskjutning av läget för vissa buskar när man jämför mellan de två åren, sannolikt beroende på den enklare manuella karteringsmetod som användes 1982 (S. Andersson, muntl.).



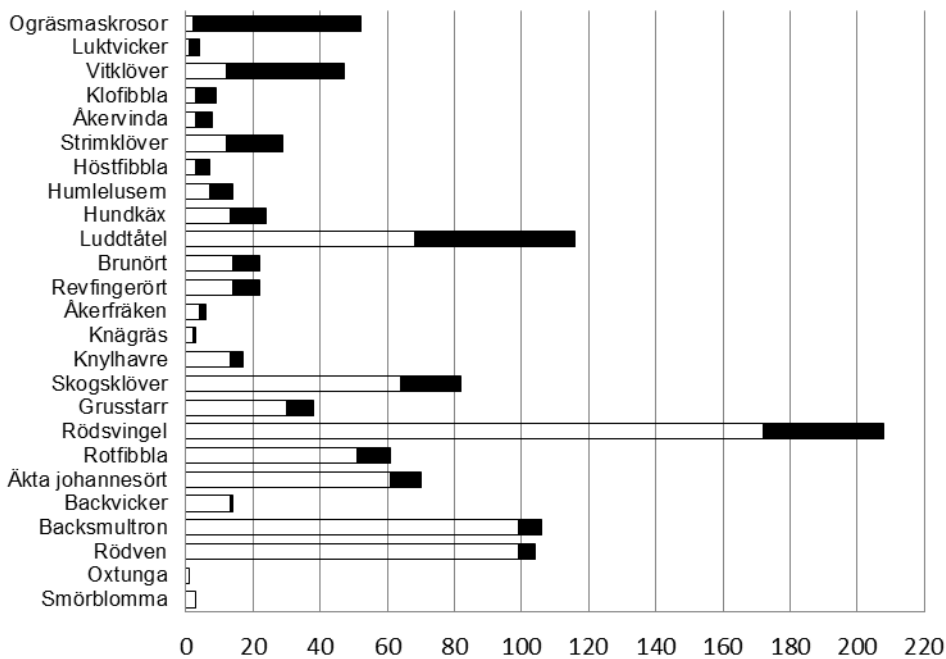
Figur 7. Utbredningen av buskar och träd 1982 (markerade med svart kant) och 2014 (markerade i grönt). Baserat på tidigare fältdata (S. Andersson, opubl. data) och flygfoto © Lantmäteriet, i2014/764.

Abundansförändringar

Figurerna 8-10 visar abundansförändringar för samtliga arter i undersökningen. Resultatet presenteras i liggande staplar, där den ljusa stapeln visar abundansen för 1982 och den mörka stapeln abundansen för 2014. Längden på varje stapel (från baslinjen räknat) visar i hur många provrutor en art påträffats de olika åren. Först redovisas resultatet för arter som har minskat (Figur 8), därefter arter som ökat eller vars abundans är oförändrad (Figur 9). Slutligen redovisas de arter som försvunnit eller tillkommit (Figur 10). För information om förändringar i täckningsgrad, se Tabell 7 (Bilaga 2).



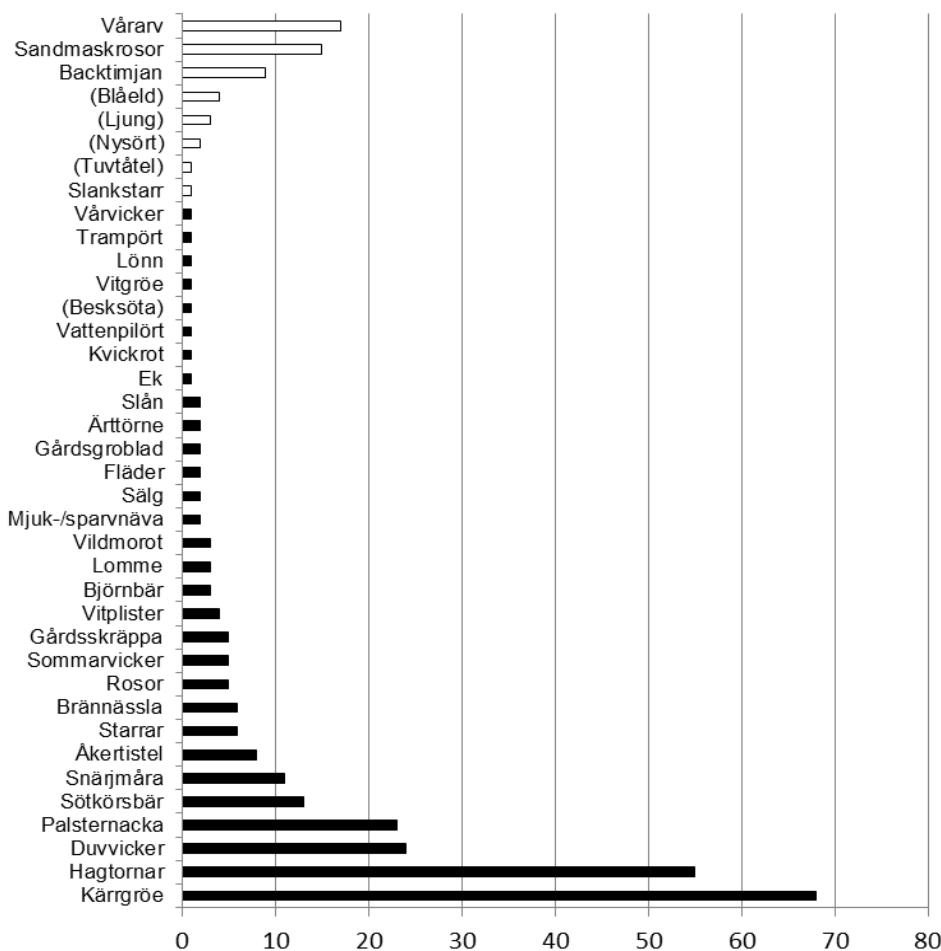
Figur 8. Arter med minskad abundans, i storleksordning där arter som procentuellt minskat mest kommer först. Staplarna visar i hur många rutor som arterna påträffades de olika åren. Det sammanlagda antalet rutor är 220 för båda åren. Den ljusa stapeln visar abundansen för 1982 och den mörka stapeln visar abundansen för 2014 (från baslinjen räknat).



Figur 9. Arter med ökad eller oförändrad abundans, i storleksordning där arter som procentuellt ökat mest kommer först. Staplarna visar i hur många rutorna arterna påträffades de olika åren. Det sammanlagda antalet rutorna är 220 för båda åren. Den ljusa stapeln visar abundansen för 1982 och den mörka stapeln visar abundansen för 2014 (från baslinjen räknat).

Det sammanlagda antalet arter som ingår i båda inventeringarna är 149. Antalet arter har ökat från 119 år 1982, till 141 år 2014. Bland de 84 arter som minskat i abundans (Figur 8) kan nämnas den ettåriga växten nagelört *Draba verna* och flera typiska betesmarksarter som backtrift, getväppling, backsippa, vårstarr, fältvädd, ärenpris, gråfibbla, revfibbla och backklöver (*Armeria maritima subsp. elongata*, *Anthyllis vulneraria*, *Pulsatilla vulgaris*, *Carex caryophylla*, *Scabiosa columbaria*, *Veronica officinalis*, *Pilosella officinarum*, *Hieracium lactucella*, *Trifolium montanum*). Bland de jämförelsevis fåtaliga arter som ökat finns triviala växter som klofibbla, ogräsmaskrosor, vitklöver, hundkäx och åkerfräken (*Crepis tectorum*, *Taraxacum sect. taraxacum*, *Trifolium repens*, *Anthriscus sylvestris*, *Equisetum arvense*). Även några bryn- och betesmarksarter har ökat, t.ex. luktvicker och backvicker (*Vicia tenuifolia*, *V. cassubica*) respektive strimklöver och backsmultron (*Trifolium striatum*, *Fragaria viridis*).

Det fåtal arter som försvunnit, t.ex. backtimjan *Thymus serpyllus* (Figur 9) är alla exempel på ljuskrävande växter, eftersom deras Ellenbergvärde för ljus ligger mellan 6 och 9. Fyra arter, däribland nysört *Achillea ptarmica* och ljung *Calluna vulgaris* (satta i parentes), saknades i provrutorna men påträffades i enstaka exemplar mellan transekterna på kullens nordsida. Av arter som tillkommit (Figur 10) är det kärrgröe *Poa trivialis* som fanns i flest rutorna, 68 stycken. Ett annan stor förändring gäller hagtorn *Crataegus* sp., som registrerades i hela 55 rutorna (i första hand som fröplantor).



Figur 10. Försunna arter (ljusa staplar) och nyttillkomna arter (mörka staplar). Observera att skalan avviker från den i föregående figur. Arter inom parentes är lågfrekventa arter som fanns i området utan att påträffas i provytorna.

Abundansförändring i relation till indikatorvärden

Arternas abundansförändringar visar en tydlig koppling till deras Ellenbergvärden för kväve, både avseende täckningsgrad och förekomst (Spearman's rho ≈ 0.40 , Tabell 1), dvs det är i första hand kvävegynnade arter som ökat mellan de två inventeringarna. Förändringarna kan också kopplas till indikatorvärdet för fuktighet (störst ökning för fuktälskande arter), men i detta fall bara för förekomstdata (Spearman's rho = 0.24). Det finns inget signifikant samband som går att koppla till ljus, temperatur, pH eller indikatorvärdet för markstörning/hävdberoende. Däremot korrelerar förändringarna med naturvårdsvärde och abundansförändring i Skåne som helhet. Med andra ord, en art som minskat mycket i denna undersökning har som regel högt naturvårdsvärde och minskar i hela Skåne (Tabell 3).

Tabell 1. Sambandet mellan en arts abundansförändring 1982-2014 och ett antal indikatorvariabler, baserat på täckningsgrad eller förekomst och mätt som Spearman's rho.

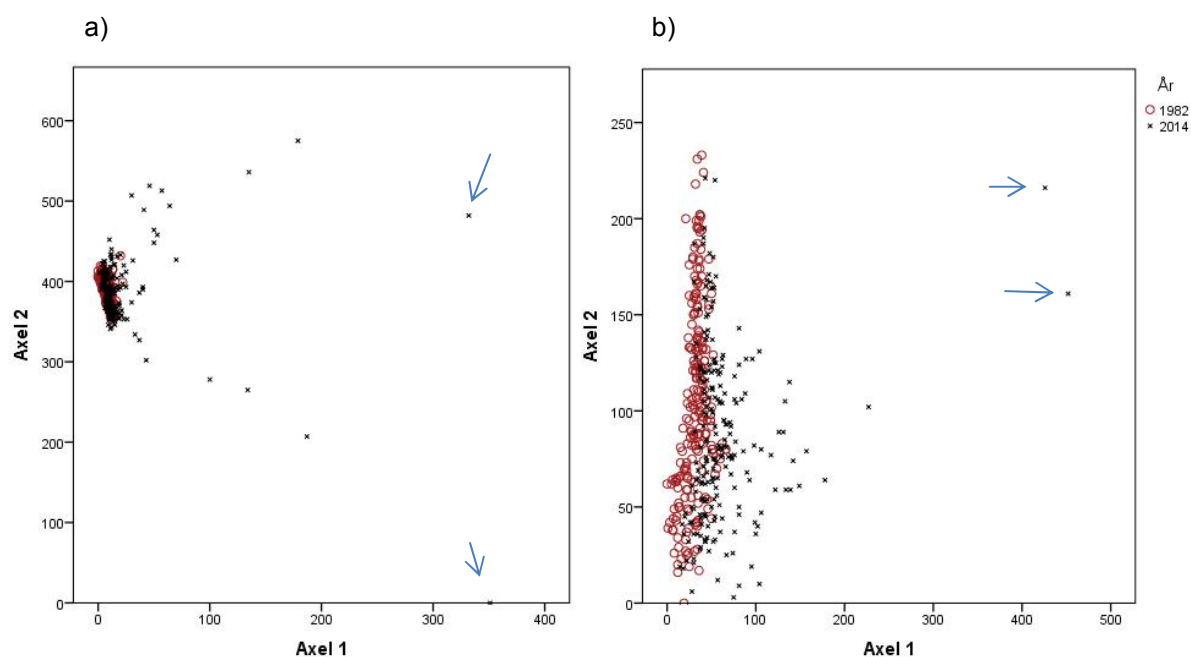
Indikator	Täckningsgrad	Förekomst
Ljus	,010	-,046
Temperatur	,118	,138
Fuktighet	,061	,239 **
pH	,061	,103
Kväve	,405 ***	,399 ***
Störning	,108	,163
Naturvårdsvärde	-,189 *	-,256 **
Förändring i Skånes flora	,406 ***	,317 ***

n = 76-118, * p < 0,05, ** p < 0,01, *** p < 0,001

Ordinationer

I Figur 11 presenteras provrutornas placering längs de två första ordinationsaxlarna från analyser av täckningsgrad och förekomstdata, och i Tabell 2 redovisas ordinationsaxlarnas betydelse (egenvärde). Resultatet är en jämförelse av artsammansättningen i samtliga rutor från båda inventeringarna. Provrutor från samma år tenderar att vara mer lika varandra än rutor från olika år, men överlappningen är stor och det finns en tydlig trend att variationen mellan rutorna blivit större i den senare undersökningen. Det syns tydligast i Figur 11b, som bygger på förekomst, men går även att skönja i Figur 11 a, som baseras på täckningsgrad. Det är särskilt två rutor, båda från 2014 års undersökning, som avviker (pekas ut med pilar). Dessa rutor har vardera endast tre arter. Rutan längst ner (de nedre pilarna i Figur 11 a och b) innehåller björnbär, brännässla *Urtica dioica* och snärjmåra *Galium aparine* och ingen av dessa fanns i någon ruta 1982 (Figur 10). Effekten förstärks när man tar hänsyn till täckningsgraden (Figur 11 a) som i det här fallet var den högsta möjliga för både björnbär och brännässla (värdet 5). I den andra av de mest avvikande rutorna (de övre pilarna) finns brännässla, nejlikrot *Geum urbanum* och fläder *Sambucus nigra*, varav den senaste också är ny för området.

Olikheterna mellan inventeringarna är tydligast längs den första (starkaste) ordinationsaxeln, medan den andra axeln beskriver variationen i växtsamhällen inom respektive inventering (analyseras separat nedan). Förutom ovan nämnda arter, bidrar även följande arter till separationen mellan de två inventeringarna (första axeln): vitplister, slån, sötkörbär, besksöta, gårdsskräppa, hundkäx, palsternacka, slån och åkervinda (*Lamium album*, *Prunus spinosa*, *P. avium*, *Solanum dulcamara*, *Rumex longifolius*, *Anthriscus sylvestris*, *Pastinaca sativa*, *Convolvulus arvensis*). Dessa arter tillhör den kategori av arter som tillkommit eller ökat sin abundans jämfört med 1982.



Figur 11. Placering av provtytor längs första och andra ordinationsaxeln från DCA, baserad på artsammansättningen 1982 (röda ringar) och 2014 (svarta kryss). Figuren visar resultatet av analyser baserade på a) täckningsgrad och b) förekomst. Rutorna med de mest avvikande växtsamhällena har markerats med pilar.

Tabell 2. Egenvärde för de fyra första ordinationsaxlarna från DCA, baserat på antingen täckningsgrad eller förekomst.

Axel	Täckningsgrad	Förekomst
1	,71	,33
2	,33	,21
3	,20	,10
4	,17	,09

Topografi och beskuggning

Tabell 5 och 6 presenterar resultaten från en separat DCA för varje inventering, med fokus på eventuella vegetationsgradienter. Samtliga undersökta miljöfaktorer – höjd, nordlighet och östlighet – kan på olika sätt kopplas till hur provrutornas artsammansättning såg ut 1982 (Tabell 3). Provytornas nordlighet, är starkt korrelerad med första DCA-axeln, och är därför den gradient som i det här fallet tycks ha störst betydelse för artsammansättningen. Rutans placering i höjddled bidrar både till andra och tredje DCA-axeln. Längs den tredje axeln finns samtliga faktorer representerade, men det mesta av artsammansättningen förklaras av rutans östlighet.

Tabell 3. Sambandet mellan de tre första DCA-axlarna från 1982 års data och tre olika miljöfaktorer, mätt som Spearman's rho. Analysen baseras på antingen täckningsgrad eller förekomst.

Faktor	Täckningsgrad			Förekomst		
	Axel 1	Axel 2	Axel 3	Axel 1	Axel 2	Axel 3
Höjd	-,130	-,352 ***	,359 ***	,145*	-,435 ***	-,412 ***
Nordlighet	,805 ***	-,086	-,178 **	-,783 ***	-,176 **	,364 ***
Östlighet	-,041	-,139 *	-,579 ***	,145 *	,026	,690 ***

n=220, * p < 0,05, ** p < 0,01, *** p < 0,001

I analyserna av provrutornas artsammansättning 2014 (Tabell 4) tillkommer beskuggning som en miljöfaktor, eftersom sammanlagt 29 rutor hamnade vid en buske eller ett träd under denna inventering. Beskuggningen påverkade artsammansättningen på så sätt att den första DCA-axeln också blev en "skugg-gradient" och det mesta av "nordlighetseffekten" hamnade på svagare DCA-axlar (axel 2 och 3). I samband med detta blev axel 1 också starkare korrelerad med rutans höjd och östlighet.

Tabell 4. Sambandet mellan de tre första DCA-axlarna från 2014 års data och tre olika miljöfaktorer, mätt som Spearman's rho. Analysen baseras på antingen täckningsgrad eller förekomst.

Faktor	Täckningsgrad			Förekomst		
	Axel 1	Axel 2	Axel 3	Axel 1	Axel 2	Axel 3
Höjd	-,265 ***	-,254 ***	,386 ***	-,434***	-,292 ***	-,046
Nordlighet	-,437 ***	,261 ***	-,610 ***	-,266 ***	-,771 ***	-,553 ***
Östlighet	,165 ***	,009	,007	,162 *	-,100	,014
Beskuggning	,470 ***	,080 *	,038	,424 ***	,154 *	,093

n=220, * p < 0,05, ** p < 0,01, *** p < 0,001

Diskussion

Innan studien påbörjades var intrycket att den artrika betesmarken på Lilla Smörstack håller på att växa igen, trots att antalet betesdjur inte förändrats under den senaste 30-årsperioden. Upphörd eller minskad hävd brukar annars vara en huvudorsak till att naturbetesmarker växer igen och försvinner (Naturvårdsverket 2014a). För att undersöka detta närmare och kanske identifiera andra orsaker till förändringen, har det gjorts ett antal analyser av hur buskskiktet och kärllväxtfloran förändrats sedan 1982, då området senaste inventerades. Nedan följer en diskussion om resultatet av analyserna och vilka slutsatser som går att dra utifrån dessa.

Ökad busk- och trädäckning

Den kanske mest märkbara förändringen när man jämför vegetationen på Lilla Smörstack nu med hur den såg ut 1982, är det stora tillskottet av buskar och träd, speciellt på kullens södra sida, längs kanten mot åkern (Figur 7). Sammanlagt har täckningsgraden ökat från 12,7 m² till 69,7 m² mellan åren 1982 och 2014. Skillnader i metoderna som använts för att kartlägga täckningsgraden i de två inventeringarna, gör att det går att misstänka att ökningen i realiteten kan vara större än så. När täckningsgraden ritas i fält (som den gjordes 1982) gör den branta sluttningen att intrycket av buskarnas utbredning blir större än när de ses från ovan (som på ett flygfoto). Glesare partier av buskar och träd kan dessutom vara svåra att uppfatta på ett flygfoto vilket kan leda till en underskattning. Därtill saknas information om de allra minsta buskarna och träden i den senare inventeringen. Det är alltså högst rimligt att misstänka att både täckningsgraden 2014 och storleken på ökningen är ännu större än den uppmätta.

Ytterligare information om buskar och träd finns i resultatet av rutininventeringen. År 1982 fanns hagtorn inte i någon ruta, medan det 2014 växte hagtorn i 55 rutor (Figur 10). Eftersom dessa registreringar av hagtorn oftast gällde frögrodda småplantor, ingår dessa inte i resultatet för täckningsgrad av träd och buskar. Med så mycket förnyring är det möjligt att förvänta ytterligare förtätning av buskskiktet i framtiden. En ökning av buskar och träd har förmodligen haft inverkan på de delar av resultatet som handlar om ändrade ståndortsfaktorer för fuktighet och kväve (Tabell 1). Tidigare studier (Hill m.fl. 2000; Einarsson & Milberg 1999) har visat att ett tätare skikt av buskar och träd försämrar tillgången på ljus, vilket samtidigt leder till en högre fuktighet. Även tillgången på kväve ökar med mängden träd och buskar. Förmågan att hämta näring från djupare jordlager i kombination med lövfällning, ger ett tillskott av näring till gräs och örter (Emanuelsson m.fl. 2002).

Arter som ökat eller minskat

En majoritet av de sammanlagt 84 arter som minskat i abundans är karaktärsarter för artrika naturbetesmarker (Naturvårdsverket 2014a). I jämförelse har endast 23 arter ökat och 2 arter är oförändrade. Bland ökande arter finns en ganska jämn fördelning av både triviala växter och mer utpräglade betesmarksarter, inklusive sådana som trivs bättre i buskbryn än ute på öppna gräsytor (t.ex. lukt- och backvicker). Av nyetablerade arter är däremot det stora flertalet trivialarter. Endast 8 arter har försvunnit helt från provrutorna och hälften av dessa påträffades i spridda bestånd mellan rutorna (Figur 10). Resterande 4 arter har antingen dött ut eller undgått upptäckt p.g.a. låg abundans i området.

Trots att luftburet kväve tycks vara av underordnad betydelse för floraförändringarna i Skåne som helhet (Tyler 2012), visar resultatet av den här studien att en ökad mängd tillgängligt kväve kan ha stor betydelse för floraförändringarna på Lilla Smörstack: abundansen har ökat mest för arter med högt indikatorvärde för kväve. Den bakomliggande orsaken utreds inte här, men det går att misstänka att den intilliggande åkern kan tillföra kväve till de angränsande kantzonen. Andra möjliga förklaringar är deponi från luften (Naturvårdsverket 2012) eller som tidigare nämnts, ansamlingen av förna från de allt tätare snåren av träd och buskar.

I analysen av indikatorvärden för fukt, visar resultatet som baseras på förekomstdata att det har blivit fuktigare, men analysen baserad på täckningsgrad (Tabell 1), ger inte något utslag för detta. En förklaring till skillnaden i de olika testerna kan vara att de olika arterna av gräs inte finns med i den senare analysen. Ett exempel på en fuktgynnad gräsart som ökat sin abundans är kärrgröe. Den fanns inte alls på lokalen 1982, men växte i hela 68 rutor 2014 (Figur 10). Kärrgröe är en art som gynnas av ordentligt fuktig mark, och som även är beroende av en god tillgång på kväve.

Med tanke på den minskande abundansen av ljuskrävande växter i Skåne (Tyler 2012) och den ökade beskuggningen från buskar och träd i undersökningsområdet, kunde man förvänta att andelen ljuskrävande växter skulle ha minskat. Korrelationstestet för ljus visar inget sådant samband, trots att alla arter som försvunnit är sådana som gynnas av en god tillgång på ljus enligt Ellenbergvärdet för denna faktor. Uppenbarligen är dessa arter för få för att påverka resultatet av korrelationsanalysen.

En generell förändring i Skåne är att värmekrävande växter har blivit vanligare, en möjlig konsekvens av pågående klimatförändringar (Tyler 2012). Resultatet av den här studien visar inte något sådant samband. Det finns inte heller något i florans som tyder på att pH i marken har förändrats, vilket indikerar att buffertkapaciteten i isälvsedimentet är så pass god att artsammansättningen inte påverkats.

För de enskilda arter som har en statistiskt säkerställd nedgång i Skåne (Tyler 2012) finns i undersökningsområdet en liknande trend för nagelört, darrgräs, åkervädd, brudbröd, och fältarv (*Draba verna*, *Briza media*, *Knautia arvensis*, *Filipendula vulgaris*, *Cerastium arvense*) (Figur 8). Även när man tittar på artlistan som helhet (Tyler m.fl. 2014), finns det ett samband med resultatet i den här studien: arter som minskat (eller ökat) på Lilla Smörstack har också minskat (eller ökat) i Skåne. Resultatet från korrelationsanalysen visar också att florans utveckling mot en trivialisering, där växter med ett högt naturvårdsvärde har gått tillbaka mest. I den här undersökningen har backklöver det i särklass högsta naturvårdsvärdet (NVV 448) och förekomsten har minskat från sju rutor år 1982 till en enda år 2014. Även backsippa, med det näst högsta värdet (NVV 237), har minskat kraftigt. Tidigare växte den i 103 rutor, men nu endast i 9 (Figur 8).

Analysen med indikatorvärden visar inte på någon förändrad hävd: förändringen i en arts abundans var inte signifikant relaterad till dess index för störningstolerans/hävdberoende. Antalet hästar som betar i betesmarken som helhet är ungefär samma nu som under 1980-talet, men det fanns inte mycket spår av hästarna i själva undersökningsområdet. Förutom längs med stigarna och i kanten vid elstängslet, var det bara i den flacka slutningen på norrsidan som det fanns tecken på bete. I de norra delarna fanns också flera betesgynnade arter som inte växte någon annanstans på kullen, t.ex. blodrot, brunört, gökärt, jungfrulin, liten blålocka, prästkrage, sommarfibbla och vitmåra (*Potentilla erecta*, *Prunella vulgaris*, *Lathyrus linifolius*, *Polygala vulgaris*, *Campanula rotundifolia*, *Leucanthemum vulgare*, *Leontodon hispidus*, *Galium boreale*) (varav samtliga förutom sommarfibbla har minskat). Om man tittar på förändringarna i hela undersökningsområdet, så har florans blivit mer trivial och det stora flertalet arter som minskat är sådana som man brukar förknippa med typiska naturbetesmarker. Kanske är indexet för störning/hävdberoende inte tillräckligt känsligt för att ge något utslag i den här undersökningen.

Förändringar på samhällsnivå

Enligt den första ordinationen, där data från båda inventeringarna slagits samman (Figur 11), tenderar provrutor från samma år att vara mer lika varandra än provtytor från olika år. Men den största förändringen ligger i att variationen mellan rutor blivit större och att vissa rutor fått en markant förändrad artsammansättning jämfört med den första inventeringen. Det har blivit vanligare med växtsamhällen som består av extrema artkombinationer, speciellt sådana som inkluderar nytillkomna, dominanta och i huvudsak triviala arter, som t.ex. brännässla, nejlikrot och snärjmåra (*Urtica dioica*, *Geum urbanum*, *Galium aparine*).

Analysen av data från de enskilda inventeringarna visar att provrutornas artsammansättning följer ekologiska gradienter som till stor del speglar skillnader i höjdläge, väderstreck och beskuggning. Detta gradientmönster har förändrats markant mellan de två inventeringarna. Rutornas nordlighet var en starkare faktor 1982 än vad den är nu när effekten av beskuggning från träd och buskar tillkommit. Nordligheten påverkar fortfarande vegetationen men denna effekt ligger i första hand på andra eller tredje ordinationsaxeln, inte på den första (dvs. starkaste) axeln som i den förra inventeringen. Man kan notera att den första axeln från analysen av 2014 års data inte bara korrelerar med beskuggning utan också visar starkare korrelationer med såväl höjd som östlighet jämfört med 1982, samtidigt som en del av nordlighetseffekten fortfarande ligger kvar på denna axel. Några av de senare sambanden kan vara en sekundär effekt av den starka skuggfaktorn: de flesta och största buskarna och träden finns på syd- och sydöstsidan, speciellt i de lägre näringspåverkade partierna längs åkern.

Det finns flera likheter mellan resultatet i den här undersökningen och resultatet i den tyska studien som nämndes i inledningen (Diekmann m.fl. 2014). I den användes Ellenbergvärden och ordinationer för att studera förändringar i kärnväxtfloran på kalkrika gräsmarker i nordvästra Tyskland. Det konstaterades att ett ökat tillskott av kväve inte hade någon större påverkan på det totala artantalet. Förändringarna blev tydliga först när man jämförde artsammansättningen. I det fallet var det framförallt små och ljuskrävande torrängsväxter som minskade mest. Enligt denna undersökning har artrikedomen på Lilla Smörstack blivit något högre än den var tidigare, trots att delar av området växt igen och att området som helhet tycks ha blivit fuktigare och/eller fått en ökad tillgång på kväve. Samtidigt finns det även här stora förändringar i artsammansättningen, t.ex. att det tillkommit mer eller mindre triviala arter och att det skett en minskning av antalet typiska betesmarksarter. Dessa och andra

förändringar har påverkat växtsamhällena så att dessa blivit mer heterogena och starkare påverkade av beskuggning. Gemensamt med den tyska studien är dessutom att arter som anses betydelsefulla ur naturvårdssynpunkt har minskat.

Naturvårdsaspekter

Bortsett från fyra arter och två orkidéer som försvann redan på 1970-talet, grönkulla *Coeloglossum viride* och krutbrännare *Neotinea ustulata* (Porenus et al. 2009), har Lilla Smörstack en lika hög artdiversitet nu som på 1900-talet, åtminstone sett till totala antalet arter. Däremot har florans sammansättning genomgått stora förändringar, enligt de analyser av indikatorvärden och växtsamhällena som utfördes i denna undersökning. Detta visar hur användbara indikatorer och vegetationsanalyser kan vara för att identifiera sådana floraförändringar som sker innan hotade och värdefulla arter gått förlorade, dvs då det fortfarande finns tid att vända utvecklingen genom att utföra naturvårdsåtgärder (Zonneveld 1983; Holt & Miller 2010; Cuffney & Qian 2013).

För att vända trenden där florans på Lilla Smörstack går mot en ökad trivialisering skulle det behövas ytterligare skötselinsatser i området. Ett stort problem är att mängden stora buskar och träd ökat kraftigt och att det dessutom går att förvänta ett ökat tillskott av framför allt hagtorn i framtiden. Den ökade tillgången på kväve och fukt och eventuellt en försvagad hävd kan vara en orsak till att buskskiktet breder ut sig. Det går också att vända på det resonemanget: en ökad närvaro av buskar och träd kan vara en orsak till den högre andelen fukt- och kvävegynnade arter. I viss mån kan dessutom taggiga buskar som hagtorn och slån försvåra betet och därmed begränsa markstörningen. En utglesning av buskar och träd skulle på kort sikt kunna orsaka att mer näringsämnen frigörs (s.k. röjningsgödning), men ju längre tid buskarna står kvar, desto mer näring kommer de på sikt att tillföra marken. En annan aspekt på detta är att blommande hagtornsbuskar är en viktig näringskälla för många insekter (Länsstyrelsen Halland 2012). Att gynna insektsfaunan är ett av målen med naturvårdsplanen för området (Andersson & Wedelin 2012). De rödlistade insekter som hittats i området och rapporterats in till Artportalen (2014) de senaste tio åren – mindre taggmätare, sexfläckig bastardsvärmare, bredbrämad bastardsvärmare, ängsmetallvinge (*Aplocera efformata*, *Zygaena filipendulae*, *Z. loniceriae*, *Adscita stictica*) - är samtliga exempel på arter som är beroende av betesmarksväxter och som hotas på grund av övergödning och igenväxning (Eliasson 2012; Franzén 2007; Hydén 2008a; Hydén 2008b). De skulle troligen också gynnas av att buskarna togs bort.

Särskilt önskvärt i det här sammanhanget vore en uppröjning av den täta samlingen träd och buskar längst i söder. Där skulle röjgödningseffekten i första hand påverka de flacka partierna längst ner vid kullens fot, som troligtvis redan är påverkade av näringsläckage från åkern. En sådan åtgärd skulle medföra att ljusinsläppet till sydslutningen avsevärt förbättrades och därför även lokalt minska markens fuktighet. Insatsen är även i linje med de skötselåtgärderna för miljöersättning, som nuvarande markägaren tecknat med Länsstyrelsen och där det står att markägaren ska ta bort träd och buskar av igenväxningskaraktär (Länsstyrelsen Skåne 2014).

Lilla Smörstack behöver förmodligen ett högre och framförallt jämnare betestryck för att förhindra uppkomsten av nya hagtornsbuskar och hålla tillbaka konkurrensstarka (triviala) växter. Av de få spåren av hästbete att döma, så verkar det som att hästarna av någon anledning numera undviker att beta på de brantare partierna av kullen, något som inte var lika tydligt när området inventerades 1982 (S. Andersson, muntl.). Att utöka besättningen för att öka betestrycket skulle kunna ha en negativ inverkan på resten av Käglinge hästbacke, där betestrycket redan anses vara högt (Andersson & Wedelin 2012). En indelning av hela betesmarken i två fallor, som föreslagits i nuvarande naturvårdsplan (Andersson & Wedelin 2012), skulle vara en bättre åtgärd. Det medger en styrning av betestrycket efter behov, och möjliggör ett intensivare bete på sensommaren och hösten.

Framför allt den kraftiga minskningen av betesmarksväxter är en stark indikation på att skötselåtgärder är nödvändiga. Än så länge finns de flesta av arterna fortfarande kvar i området, vilket är en fördel. Har de väl försvunnit är det inte troligt att de någonsin kommer tillbaka, eftersom det för flertalet är långt till närmaste spridningskälla. Det är därför viktigt att skötselåtgärder vidtas så snart som möjligt.

Slutsatser

Kärlväxtfloran på kullen Lilla Smörstack har under de senaste drygt 30 åren genomgått en trivialisering, där framförallt fukt- och kvävegynnade arter ökat. Samtidigt syns en minskning i abundansen av de flesta betesmarksarterna, däribland de med höga bevarandevärden. En nyetablering av företräddelsevis trivialarter gör däremot att det sammanlagda artantalet har ökat något. Parallellt med dessa förändringar har artsammansättningen blivit mer heterogen med följd att vissa ytor numera domineras av några få konkurrenskraftiga arter, samtidigt som det uppstått nya vegetationsgradienter i området. En av orsakerna till dessa förändringar är att delar av området förbuskats och att artsammansättningen blivit mer påverkad av skugga från buskar och träd. För att vända den negativa trenden skulle det behövas naturvårdande insatser i området. Föreslagna åtgärder är en utglesning av buskskiktet, samt ett lokalt utökat betestryck för att förhindra uppkomsten av nya buskar och träd och hålla tillbaka konkurrensstarka arter.

Tackord

Jag vill framför allt tacka Stefan Andersson för handledning och stöd både vid fältarbetet och i skrivandet. Jag vill också passa på att tacka för alla spännande och utvecklande diskussioner och för allt nytt jag lärt mig den här tiden. Dessutom vill jag tacka Daniel Jensen för korrekturläsning och all hjälp när datorer och diagram har krånglat.

Referenser

- Andersson, S. (1980) Växtekologisk undersökning av gräsheds- och torrängsområdet vid Björka gård, Käglinge, Malmö. Opublicerat projektarbete. Malmö: Heleneholmskolan. Förvaras på Arkivcenter syd, Lund.
- Andersson, T. & Wedelin, M. (2012) Områdesbeskrivningar. Naturvårdsplan för Malmö stad. Hämtat från Malmö stadsbyggnadskontor, <http://www.malmo.se/download/18.1558e15e13973eeaa0e800028863/1383643919463/NVP+del+II+12+04+30.pdf>. Hämtat 2014-09-16.
- Artportalen (2014) Artportalen rapportsystem för växter djur och svampar. Artdatabanken, SLU. <http://www.artportalen.se/> Hämtat 2014-11-24.
- Björka ryttdarförening (2014) Kontakt och hitta hit. Björka ridcenter. <http://www.bjorkarf.se/26943049>. Hämtat 2014-09-16.
- Broström, A. (2009) *Geologi och landskapshistoria i och runt Arrie*. I Hillbur, P (förf.). Närnaturens mångfald : planering och brukande av Arriesjöns strövområde. Malmö University Publications in Urban Studies. Vol 3, 20-33.
- Cuffney, T. F. & Qian, S. S. (2013) *A critique of the use of indicator-species scores for identifying thresholds in species responses*. Freshwater Science. Vol 32, 471-488.
- Diekmann, M., Brunet, J., Rühling, Å. & Falkengren-Grerup, U. (1999) *Effects of Nitrogen Deposition: Results of a Temporal-Spatial Analysis of Deciduous Forests in South Sweden*. Plant Biology. Vol 1, 471-481.
- Diekmann, M., Jandt, U., Alard, D., Bleeker, A., Corcket, E., Gowing, D.J.G., Stevens, C.J., Duprè, C. (2014) *Long-term changes in calcareous grassland vegetation in North-western Germany – No decline in species richness, but a shift in species composition*. Biological conservation. Vol 172, 170-179.
- Duprè, C., Wessberg, C. & Diekmann, M. (2002) *Species richness in deciduous forests: Effects of species pools and environmental variables*. Journal of Vegetation Science. Vol 13, 505-516.
- Duprè, C., Stevens, C. J., Ranke, T., Bleeker, A., Peppeler-Lisbach, C., Gowing, D. J. G., Dise, N. B., Dorland, E., Bobbink, R. & Diekmann, M. (2010) *Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition*. Global Change Biology. Vol 16, 344-357.
- Dyntaxa (2013) *Svensk taxonomisk databas*. Uppgifter om namn på taxa, hämtat från www.dyntaxa.se mellan 2014-04-25 och 2014-10-19.
- Dzwonko, Z. (2001) *Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values*. Journal of Applied Ecology. Vol. 38, 942-951.
- Einarsson, A. & Milberg, P. (1999) *Species richness and distribution in relation to light in wooded meadows and pastures in southern Sweden*. Annales Botanici Fennici. Vol 36, 99-107.
- Ekstam, U., Forshed, N. (1997) *Om hävden upphör*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Eliasson, C. (2012) *Aplocera eformata mindre taggmätare*. Uppsala: © ArtDatabanken, SLU 2013-05-30.

- Ellenberg, H. & Leuschner, C. (2001) *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. UTB, Stuttgart : Verlag Eugen Ulmer.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (1991) *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Göttingen: Scripta Geobotanica. Vol 18, 1-248.
- Emanuelsson, U., Bergendorff, C., Billqvist, M., Carlsson, B. och Lewan, N. (2002) Lövtäkt och stubbskottsbruk. *Det skånska kulturlandskapet*. Lund: Naturskyddsföreningen.
- Franzén, M. (2007) *Zygaena filipendulae sexfläckig bastardsvärmare*. Uppsala: © ArtDatabanken, SLU 2011-02-17.
- Hammer, Ø. (2014) PAST - PAleontological STatistics Version 3.02. *Reference manual*. Oslo: Natural history museum & university of Oslo.
- Helgeson, A. (2013) *De skånska ängs- och betesmarkerna i miljöersättningsystemet: Uppföljning av stödanslutning bland markerna i ängs- och betesmarksinventeringen*. Malmö: Länsstyrelsen Skåne. Vol 11.
- Hill, M. O., Roy, D. B., Mountford, J. O. & Bunce, R. G. H. (2000) *Extending Ellenberg's indicator values to a new area: an algorithmic approach*. Journal of Applied Ecology. Vol 37, 3–15.
- Holt, E. A. & Miller, S. W. (2010) Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Bioindicators*. Nature Education Knowledge. Vol 3, 8.
- Hydén, F. (2008a) *Zygaena lonicerae bredbrämad bastardsvärmare*. Uppsala: © ArtDatabanken, SLU 2011-02-17.
- Hydén, F. (2008b) *Adscita statices ängsmetallvinge*. Uppsala: © ArtDatabanken, SLU 2011-02-17.
- Institutet för språk och minnen (2014) Sökning i samlingen Malmöhus län. *Ortnamnsregistret*. Sökord: Smörstack. http://www2.sofi.se/SOFIU/topo1951/_cdweb/phpform/mlm1.php Hämtat 2014-09-15.
- Jacobsson, H. (2009) Grustäkt blev lantgård blev golfbana. *Skånska dagbladet*. Malmö: 1 maj 2009.
- Jonsell, L., Jonsell, B. 2012. *Svensk flora Fanerogamer och kärllkryptogamer*. 29:e upplagan Stockholm: Liber AB.
- Karrer, G. & Wiederman, W. (2014) *Ökologische Zeigewerte*. Wien: Universität für Bodenkultur. <http://statedv.boku.ac.at/zeigerwerte/> Hämtat 2014-09-22.
- Lantmäteriet (2011) *Erfarenheter och praktiska råd vid användning av NNH (bilaga till produktbeskrivning)*. Gävle. https://www.lantmateriet.se/Global/Kartor%20och%20geografisk%20information/H%C3%B6jddata/Produktbeskrivningar/PM_Metadatabilaga.pdf. Hämtat 2014-11-24.
- Lawesson, E. J., Eilertsen, O., Diekmann, M., Reinikainen, A., Gunnlaugsdottir, E., Fosaa, A.M., Carøe, i., Skov, F., Groom, G., Økland, T., Økland, R., Nygaard Andersen, P. & Bakkestuen, V. (2000) *A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries*. Köpenhamn: Nordiska ministerrådet, Nordiska rådet.
- Länsstyrelsen Halland (2012) *Gör så att blommorna blommar*. <http://www.lansstyrelsen.se/halland/SiteCollectionDocuments/Sv/djur-och-natur/hotade-vaxter-och-djur/atgardsprogram-for-hotade-arter/Gor-sa-att-blommorna-blommar.pdf>. Hämtat 2014-11-25.
- Länsstyrelsen Skåne (2011) *Natur- & kulturvården som kräver extra skötsel*. Kristianstad, Malmö. <http://www.lansstyrelsen.se/skane/SiteCollectionDocuments/Sv/lantbruk-och-landsbygd/lantbruk/>

jordbrukarst%C3%B6d/betesmarker%20och%20sl%C3%A5tter%C3%A4ngar/Natur-kulturvarden-som-kraver-sarskild-skotsel.pdf. Hämtat 2014-10-13.

Länsstyrelsen Skåne (2014) Ärendeversion 12. *Åtagandeplan för betesmarker och slätterängar 2008 -2014*. Uppgifter om åtagande för Block: 6158-329-6141. Länsstyrelsen Skåne. Hämtat 2014-10-15.

Milberg, P., Rydgård, M. & Stenström, A. (2003) *Utvärdering av vegetationsförändringar: hur ska man analysera fasta provtyper?* Uppsala: Svensk botanisk tidskrift. Vol 97, 107–116.

Mossberg, B. & Stenberg, L.(2010) *Den nya nordiska floran*. Stockholm: Bonnier fakta.

Naturvårdsverket (2012) Ingen övergödning – kväve, fosfor och ammoniak. *Miljömål.se – den svenska miljömålsportalen*. <http://miljomal.nu/sv/Miljomalen/7-Ingen-overgodning/>. Senast uppdaterad 2014-03-28, hämtat 2014-09-04.

Naturvårdsverket (2014a) Beskrivning och vägledning för biotopen Naturbetesmarker i bilaga 3 till förordningen (1998:1252) om områdeskydd enligt miljöbalken m.m. *Naturbetesmarker 2014-04-15*. Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2014b) *Markförurning i skogslandskapet*. Stockholm: Naturvårdsverket <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Skogslandskap/Markforsurning/>. Senast uppdaterad, 2014-01-09, hämtat 2014-09-04.

Nilsson, C. (1992) *Increasing the reliability of vegetation analyses by using a team of two investigators*. Journal of Vegetation Science. Vol. 3, 565.

Nylén, E., Eckeskog, N., Stiftelsen Skånska landskap (2013) *Förslag till skötselplan för naturreservatet Arriesjön-Risebjär*. Malmö: Länsstyrelsen Skåne.

Oredsson, A. (2000) *The Ellenberg index of temporal change in vascular plants (Änderungstendenz) tested in southern Sweden*. Environmental Conservation. Vol 27, 225–228.

Porenus, A, Roosvall, T. & Olsson, K.A. (2009). *Skånes orkidéer – då och nu*. Malmö: Länsstyrelsen Skåne. 2009: 21.

Smart, S. M., Robertson, J. C., Shield, E. J. and Van De Poll, H. M. (2003) *Locating eutrophication effects across British vegetation between 1990 and 1998*. Global Change Biology. Vol 9, 1763–1774.

Sundnér, B. (1973) *Rapport 1973 (ATA dnr 36/73)*. Lund: Skånes hembygdsförbunds arkiv.

Tyler, G. (2007) Markegenskapernas betydelse för arternas fördelning. Tyler, T., Johansson, H., Olsson, K-A. & Sonesson, M. (förf.) *Floran i Skåne - Arterna och deras utbredning*. Lund: Lunds botaniska förening.

Tyler, T., Olsson, K-A. (1997) *Förändringar i Skånes flora under perioden 1938-1996 – statistisk analys av resultat från två inventeringar*. Svensk botanisk tidskrift. Vol 91, 143-185.

Tyler, T. (2012) *Projekt miljö- och floraövervakning i Skåne*. Lund: Lunds botaniska förening. Powerpointpresentation från MILORA-möte i april 2012. <http://www.lundsbotaniska.se/> Hämtat 2014-10-07.

Tyler, T., Olsson, K-A. (2013a) *Fördjupad analys av Skånes flora – 1. Naturvårdsvärde och skyddsvärda arter*. Lund: Lunds universitets botaniska museum, Botaniska notiser. Vol 146, 8-16.

- Tyler, T., Olsson, K-A. (2013b) *Fördjupad analys av Skånes flora – 2. Indikatorvärden*. Lund: Lunds universitets botaniska museum, Botaniska notiser. Vol 146,17-24.
- Tyler, T., Olsson, P-A., Herbertsson, L. (2014) Elektronisk bilaga till Botaniska Notiser Vol. 146:3. *Artinfo.xls*. Lund: Lunds botaniska förening. <http://www.lundsbotaniska.se/>. Hämtat 2014-09-24.
- Zonneveld, I. S. (1983) *Principles of bio-indication*. Environmental Monitoring and Assessment. Vol 3, 207-217.
- Öster, M. (2006) *Biological diversity values in semi-natural grasslands - indicators, landscape context and restoration*. Stockholm: Department of Botany, Stockholms universitet.

Bilaga 1

Tabell 5. Definition av de olika kategorierna för naturvårdsvärde (Tyler & Olsson 2013a).

Värde	Kategori
≤5	Farliga eller invasiva arter
6-15	Potentiellt farliga eller oönskade arter
16-50	Neutrala eller triviala arter
50-75	Värdefulla arter
75-100	Mycket värdefulla arter
>100	Arter av särskilt naturvårdsvärde
>200	Arter som bör ges särskild prioritet i naturvårdsarbetet
>350	Arter som kräver akuta åtgärder

Tabell 6. Definition av de olika kategorierna för markstörning (Tyler & Olsson 2013b).

Värde	Kategori
1	Koloniserar redan sluten vegetation, konkurrerar ut och omgestaltar densamma på ett sätt som blir bestående om ingen störning sker.
2	Koloniserar redan etablerad vegetation, konkurrerar ut och omgestaltar densamma men blir senare i regel själv utkonkurrerad.
3	Reproducerar sig ofta i sluten vegetation, men i regel utan förmåga att konkurrera ut andra arter eller omgestalta vegetationen och blir senare i regel själv utkonkurrerad.
4	Med viss förmåga att reproducera sig i sluten vegetation, men i längden otillräcklig för att upprätthålla en stabil population.
5	Kräver störning för sin reproduktion; kan som etablerad fortleva under mycket lång tid men utan förmåga att reproducera sig.
6	Kolonisatör av nyblottad jord; fortlever under många år men försvinner successivt när vegetationen stabiliseras.
7	Kolonisatör av nyblottad jord; fortlever under några år men försvinner successivt när vegetationen stabiliseras.
8	Kolonisatör av nyblottad jord; kan återkomma under ett par år men inte mer.
9	Kolonisatör av nyblottad jord; försvunnen redan påföljande år.

Bilaga 2

Tabell 7. Artlista med förekomst (antal rutor i vilken arten påträffades) och genomsnittlig täckningsgrad (omräknad till procentuell täckning) i de olika provrutorna åren 1982 och 2014. Förändringen i förekomst visar den procentuella förändringen i förekomst respektive täckningsgrad mellan de två inventeringarna.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Förekomst			Täckningsgrad		
		1982	2014	Förändring	1982	2014	Förändring
Back-/vårförgätmigej	<i>Myosotis ramosissima/stricta</i>	22	14	-36,4	5,1	4,7	-8,3
Backklöver	<i>Trifolium montanum</i>	7	1	-85,7	10,0	18,8	86,7
Backnejlika	<i>Dianthus deltoides</i>	8	3	-62,5	6,4	4,7	-27,3
Backsippa	<i>Pulsatilla vulgaris</i>	103	9	-91,3	6,2	8,3	33,7
Backsmultron	<i>Fragaria viridis</i>	99	106	7,1	24,4	27,9	14,0
Backtimjan	<i>Thymus serpyllum</i>	9	0	-100,0	14,6		
Backtrift	<i>Armeria maritima subsp. elongata</i>	45	1	-97,8	5,1	4,7	-8,2
Backvicker	<i>Vicia cassubica</i>	13	14	7,7	7,9	20,1	153,2
Bergsyra	<i>Rumex acetosella</i>	15	1	-93,3	11,9	4,7	-60,5
Besksöta	<i>Solanum dulcamara</i>	0	1	100,0		9,4	
Björnbär	<i>Rubus subgen. Rubus</i>	0	3	100,0		32,8	
Blodrot	<i>Potentilla erecta</i>	43	11	-74,4	8,6	5,5	-35,7
Blåeld	<i>Echium vulgare</i>	4	0	-100,0	4,7		
Bockrot	<i>Pimpinella saxifraga</i>	48	27	-43,8	5,8	5,0	-12,6
Brudbröd	<i>Filipendula vulgaris</i>	206	188	-8,7	39,1	25,9	-33,9
Brunört	<i>Prunella vulgaris</i>	14	22	57,1	14,1	4,9	-65,2
Brännässla	<i>Urtica dioica</i>	0	6	100,0		34,4	
Buskviol	<i>Viola hirta</i>	60	43	-28,3	16,6	10,2	-38,4
Daggkäpa	<i>Alchemilla vulgaris</i>	95	60	-36,8	13,8	13,8	-0,1
Darrgräs	<i>Briza media</i>	189	98	-48,1			
Duvvicker	<i>Vicia hirsuta</i>	0	24	100,0		6,3	
Ek	<i>Quercus robur</i>	0	1	100,0		4,7	
Engelskt rajgräs	<i>Lolium perenne</i>	98	89	-9,2			
Femfingerört	<i>Potentilla argentea</i>	33	18	-45,5	5,5	7,0	26,9
Flentimotej	<i>Phleum phleoides</i>	55	25	-54,5			
Flockfibbla	<i>Hieracium umbellatum</i>	35	31	-11,4	7,6	5,7	-24,7
Fläder	<i>Sambucus nigra</i>	0	2	100,0		39,8	
Fyrkantig johannesört	<i>Hypericum maculatum</i>	72	25	-65,3	22,6	8,3	-63,5
Fårsvingel	<i>Festuca ovina</i>	165	30	-81,8			
Fältarv	<i>Cerastium arvense</i>	22	17	-22,7	8,1	4,7	-42,1
Fältveronika	<i>Veronica arvensis</i>	14	2	-85,7	4,7	4,7	0,0
Fältvädd	<i>Scabiosa columbaria</i>	21	2	-90,5	8,7	7,0	-19,2
Getvåppling	<i>Anthyllis vulneraria</i>	19	1	-94,7	10,6	4,7	-55,8
Grusstarr	<i>Carex hirta</i>	30	38	26,7	8,4	4,7	-44,4
Gråfibbla	<i>Pilosella officinarum</i>	79	10	-87,3	6,5	8,0	23,2
Grässtjärnblomma	<i>Stellaria graminea</i>	171	149	-12,9	11,3	4,8	-57,1
Grönknavel	<i>Scleranthus annuus</i>	14	3	-78,6	6,4	4,7	-26,3

Gul fetknopp	<i>Sedum acre</i>	6	2	-66,7	5,5	4,7	-14,3
Gullris	<i>Solidago virgaurea</i>	50	29	-42,0	6,0	7,1	18,5
Gullviva	<i>Primula veris</i>	59	23	-61,0	6,7	8,2	22,2
Gulmåra	<i>Galium verum</i>	211	200	-5,2	50,4	33,7	-33,2
Gulvial	<i>Lathyrus pratensis</i>	13	2	-84,6	11,9	7,0	-40,9
Gårdsgroblad	<i>Plantago major subsp. major</i>	0	2	100,0		4,7	
Gårdsskräppa	<i>Rumex longifolius</i>	0	5	100,0		4,7	
Gökärt	<i>Lathyrus linifolius</i>	65	28	-56,9	11,5	5,2	-54,7
Foderlusern	<i>Medicago falcata</i>	31	10	-67,7	16,9	12,2	-28,0
Hagtornar	<i>Crataegus</i>	0	55	100,0		6,7	
Harklöver	<i>Trifolium arvense</i>	2	1	-50,0	9,4	4,7	-50,0
Humlelusern	<i>Medicago lupulina</i>	7	14	100,0	5,4	8,4	56,3
Hundkäx	<i>Anthriscus sylvestris</i>	13	24	84,6	16,2	18,8	15,6
Hundäxing	<i>Dactylis glomerata</i>	181	177	-2,2			
Hönsarv	<i>Cerastium fontanum</i>	212	128	-39,6	10,1	5,3	-47,3
Höstfibbla	<i>Scorzonerooides autumnalis</i>	3	7	133,3	4,7	6,7	42,9
Jordklöver	<i>Trifolium campestre</i>	53	33	-37,7	4,9	6,0	22,6
Jordtistel	<i>Cirsium acaule</i>	61	9	-85,2	10,1	8,3	-17,8
Jungfrulin	<i>Polygala vulgaris</i>	33	5	-84,8	13,4	5,6	-57,9
Kamäxing	<i>Cynosurus cristatus</i>	183	130	-29,0			
Klofibbla	<i>Crepis tectorum</i>	3	9	200,0	4,7	5,2	11,1
Knippfryle	<i>Luzula campestris</i>	189	91	-51,9	6,0	4,7	-22,2
Knylhavre	<i>Arrhenatherum elatius</i>	13	17	30,8			
Knägräs	<i>Danthonia decumbens</i>	2	3	50,0			
Knölsmörlomma	<i>Ranunculus bulbosus</i>	218	190	-12,8	6,7	6,5	-2,3
Kräkvicker	<i>Vicia cracca</i>	120	72	-40,0	6,2	7,6	21,6
Kvickrot	<i>Elytrigia repens</i>	0	1	100,0			
Käringtand	<i>Lotus corniculatus</i>	47	35	-25,5	6,4	8,6	34,3
Kärrgröe	<i>Poa trivialis</i>	0	68	100,0			
Liten blåklocka	<i>Campanula rotundifolia</i>	81	24	-70,4	7,4	4,7	-36,7
Ljung	<i>Calluna vulgaris</i>	3	0	-100,0	7,8		
Lomme	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0	3	100,0		4,7	
Luddhavre	<i>Avenula pubescens</i>	60	58	-3,3			
Luddlosta	<i>Bromus hordeaceus</i>	64	58	-9,4			
Luddtätel	<i>Holcus lanatus</i>	68	116	70,6			
Luktvicker	<i>Vicia tenuifolia</i>	1	4	300,0	18,8	37,5	100,0
Lundtrav	<i>Arabis hirsuta</i>	16	12	-25,0	5,6	4,7	-15,8
Lönn	<i>Acer platanoides</i>	0	1	100,0		4,7	
Mandelblomma	<i>Saxifraga granulata</i>	75	29	-61,3	5,2	5,0	-3,4
Nagelört	<i>Draba verna</i>	155	3	-98,1	8,6	4,7	-45,6
Nejlikrot	<i>Geum urbanum</i>	39	23	-41,0	4,9	11,6	135,7
Nysört	<i>Achillea ptarmica</i>	2	0	-100,0	7,0		
Mjuknäva/sparvnäva	<i>Geranium molle/pusillum</i>	0	2	100,0		4,7	
Ogräsmaskrosor	<i>Taraxacum sect. Taraxacum</i>	2	52	2500,0	21,1	7,3	-65,4
Oxtunga	<i>Anchusa officinalis</i>	1	1	0,0	4,7	4,7	0,0

Palsternacka	<i>Pastinaca sativa</i>	0	23	100,0	11,6		
Prästkrag	<i>Leucanthemum vulgare</i>	7	5	-28,6	10,0	4,7	-53,3
Puktörne	<i>Ononis repens</i>	147	141	-4,1	33,9	27,4	-19,3
Revfibbla	<i>Hieracium lactucella</i>	21	3	-85,7	9,2	4,7	-48,8
Revfingerört	<i>Potentilla reptans</i>	14	22	57,1	12,4	15,6	25,6
Rosor	<i>Rosa</i>	0	5	100,0		17,8	
Rotfibbla	<i>Hypochoeris radicata</i>	51	61	19,6	5,8	5,5	-6,2
Rödklint	<i>Centaurea jacea</i>	73	72	-1,4	10,5	10,9	3,5
Rödklöver	<i>Trifolium pratense</i>	117	73	-37,6	16,8	11,4	-31,9
Rödkämpar	<i>Plantago media</i>	109	21	-80,7	13,7	19,6	43,6
Rödsvingel coll.	<i>Festuca rubra</i>	172	208	20,9			
Rödven	<i>Agrostis capillaris</i>	99	104	5,1			
Röllika	<i>Achillea millefolium</i>	219	200	-8,7	42,5	18,5	-56,4
Sandmaskrosor	<i>Taraxacum sect. Erythrosperma</i>	15	0	-100,0	17,5		
Sandnarv	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	50	17	-66,0	5,5	6,3	14,7
Skogsklöver	<i>Trifolium medium</i>	64	82	28,1	23,7	33,4	41,1
Slankstarr	<i>Carex flacca</i>	1	0	-100,0	4,7		
Slån	<i>Prunus spinosa</i>	0	2	100,0		9,4	
Småfingerört	<i>Potentilla verna</i>	46	3	-93,5	10,7	4,7	-56,2
Smörblomma	<i>Ranunculus acris</i>	3	3	0,0	4,7	4,7	0,0
Snärjmåra	<i>Galium aparine</i>	0	11	100,0		5,1	
Solvända	<i>Helianthemum nummularium</i>	70	15	-78,6	11,7	15,9	36,8
Sommarfibbla	<i>Leontodon hispidus</i>	38	9	-76,3	7,3	10,9	50,3
Sommarvicker	<i>Vicia angustifolia</i>	0	5	100,0		10,3	
Starrar	<i>Carex</i>	0	6	100,0		4,7	
Stor blåklocka	<i>Campanula persicifolia</i>	62	14	-77,4	6,6	4,7	-28,7
Stor ängssyra	<i>Rumex thyrsiflorus</i>	7	1	-85,7	6,0	9,4	55,6
Strimklöver	<i>Trifolium striatum</i>	12	29	141,7	7,8	11,6	49,0
Stånds	<i>Jacobaea vulgaris</i>	33	20	-39,4	6,4	4,9	-23,0
Svartkämpar	<i>Plantago lanceolata</i>	215	203	-5,6	24,8	16,5	-33,7
Svinrot	<i>Scorzonera humilis</i>	8	1	-87,5	4,7	4,7	0,0
Sälg	<i>Salix caprea</i>	0	2	100,0		4,7	
Sötkörbär	<i>Prunus avium</i>	0	13	100,0		14,1	
Teveronika	<i>Veronica chamaedrys</i>	184	168	-8,7	10,3	10,2	-1,3
Timotej	<i>Phleum pratense</i>	182	124	-31,9			
Tjärblomster	<i>Lychnis viscaria</i>	58	11	-81,0	6,3	6,0	-5,4
Trampört	<i>Polygonum aviculare</i>	0	1	100,0		4,7	
Trädklöver	<i>Trifolium dubium</i>	44	13	-70,5	7,1	7,9	11,1
Tuvtätel	<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	0	-100,0			
Vattenpilört	<i>Polygonum amphibium</i>	0	1	100,0		4,7	
Vildmorot	<i>Daucus carota subsp. carota</i>	0	3	100,0		4,7	
Vitgröe	<i>Poa annua</i>	0	1	100,0			
Vitklöver	<i>Trifolium repens</i>	12	47	291,7	7,0	14,1	100,0
Vitmåra	<i>Galium boreale</i>	50	47	-6,0	32,3	19,0	-41,1
Vitplister	<i>Lamium album</i>	0	4	100,0		4,7	

Vitsippa	<i>Anemone nemorosa</i>	13	6	-53,8	15,9	7,0	-55,7
Vårarv	<i>Cerastium semidecandrum</i>	17	0	-100,0	5,2		
Vårbrodd	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	214	137	-36,0			
Vårstarr	<i>Carex caryophylla</i>	56	5	-91,1	5,4	4,7	-12,5
Vårvicker	<i>Vicia lathyroides</i>	0	1	100,0		4,7	
Väddklint	<i>Centaurea scabiosa</i>	43	21	-51,2	11,7	7,4	-36,8
Åkerfräken	<i>Equisetum arvense</i>	4	6	50,0	8,2	6,3	-23,8
Åkertistel	<i>Cirsium arvense</i>	0	8	100,0		5,9	
Åkervinda	<i>Convolvulus arvensis</i>	3	8	166,7	4,7	7,0	50,0
Åkervädd	<i>Knautia arvensis</i>	69	38	-44,9	8,1	8,0	-1,9
Äkta johannesört	<i>Hypericum perforatum</i>	61	70	14,8	6,6	6,2	-6,8
Ängsgröe	<i>Poa pratensis</i>	207	114	-44,9			
Ängshaverrot	<i>Tragopogon pratensis</i>	51	14	-72,5	5,1	4,7	-7,3
Ängshavre	<i>Avenula pratensis</i>	190	44	-76,8			
Ängssvingel	<i>Festuca pratensis</i>	65	52	-20,0			
Ängssyra	<i>Rumex acetosa</i>	219	203	-7,3	17,2	7,9	-54,1
Ängsviol	<i>Viola canina</i>	87	35	-59,8	7,0	7,5	7,1
Ängsvädd	<i>Succisa pratensis</i>	64	30	-53,1	11,3	5,5	-51,5
Ärenpris	<i>Veronica officinalis</i>	33	4	-87,9	6,0	4,7	-21,4
Ärttörne	<i>Ulex europaeus</i>	0	2	100,0		4,7	



LUNDS UNIVERSITET

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för klimat- och miljöforskning
Ekologihuset
22362 Lund