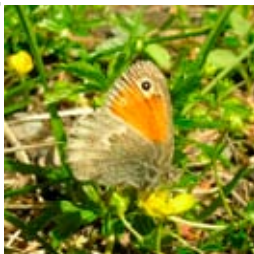
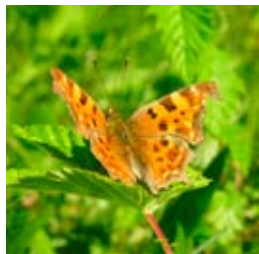
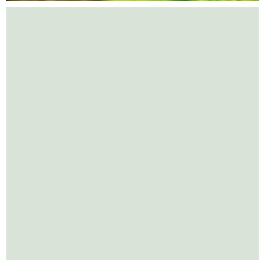
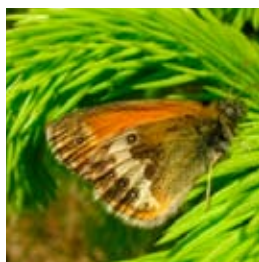


Dagfjärilar i naturbetesmarker, kraftledningsgator, på hyggen och skogsbilvägar

– betydelse för miljöövervakning



Karin Ahrné, Åke Berg, Roger Svensson & Bo Söderström



CBM Centrum för biologisk mångfald

Centrum för biologisk mångfald (CBM) är ett nationellt centrum för forskning om biologisk mångfald. Arbetet går ut på att initiera och samordna forskning, utbildning och information med sikte på att bevara, restaurera samt hållbart nyttja biologisk mångfald i Sverige. CBM är en centrubildning gemensam för Uppsala universitet och SLU.

Dagfjärilar i naturbetesmarker, kraftledningsgator, på hyggen och skogsbilvägar

CBM:s skriftserie 45

Karin Ahrné, Åke Berg, Roger Svensson & Bo Söderström

ISSN 1403-6568

ISBN 978-91-89232-56-3

Form: Oloph Demker

Tryck: Elektronisk pdf

© Centrum för biologisk mångfald 2011

www.cbm.slu.se

Dagfjärilar i naturbetesmarker, kraftledningsgator, på hyggen och skogsbilvägar – betydelse för miljöövervakning

Karin Ahrné¹, Åke Berg², Roger Svensson² & Bo Söderström³

¹Institutionen för ekologi, Box 7044, SLU, 750 07 Uppsala

²Centrum för biologisk mångfald, Box 7007, SLU, 750 07 Uppsala

³ArtDatabanken, Box 7007, SLU, 750 07 Uppsala

Innehåll

Sammanfattning	4
Inledning	6
Metoder	10
Val av lokaler	10
Inventeringsmetodik	13
Flygtid och val av värdväxt	14
Landskapsdata	14
Antal inventeringstillfällen	15
Statistiska analyser	17
Resultat	18
Artrikedom och abundans	18
Artsammansättning	18
Flygtid och val av värdväxt	20
Landskapseffekter	23
Betydelsen av antal inventeringstillfällen	23
Diskussion	26
Artrikedom, abundans och artsammansättning	26
Flygtid och val av värdväxt	28
Landskapseffekter	28
Betydelsen av antal inventeringstillfällen	29
Slutsatser	32
Tack!	33
Referenser	34
Appendix 1	39
Appendix 2	40
Appendix 3	42
Appendix 4	44
Appendix 5	45

Sammanfattning

Ett förändrat och intensifierat jordbruk har bland annat lett till att naturbetesmarker och andra gräsmarksbiotoper minskat i odlingslandskapet. Detta har fått till följd att många arter knutna till öppna gräsmarker minskat, däribland fåglar, växter och dagfjärilar. Dagfjärilar svarar snabbt på förändringar både i miljön och klimatet och kan därför vara viktiga indikatorarter för miljöövervakning. I år startar en nationell övervakning av dagfjärilar med hjälp av volontärer och de senaste fem åren har dagfjärilar inventerats i ängs- och betesmarker inom den nationella inventeringen av landskapet (NILS). För att få en rättvisande bild av hur situationen ser ut för dagfjärilar i Sverige kan det vara viktigt att systematiskt inventera olika typer av miljöer, inte enbart ängs- och betesmarker eller känt artrika platser.

I den här studien jämför vi artrikedom, individantal och artsammansättning av dagfjärilar (*Rophalocera*) och bastardsvärmare (*Zyganidaea*) i naturbetesmarker och tre typer av öppna biotoper i skogslandskapet; hyggen, kraftledningsgator och skogsbilvägar. Vi delar också in fjärilarna efter val av värdväxt och flygtid på säsong-

en för att se om det finns några skillnader mellan biotoperna vad gäller art- och individrikedom inom dessa grupper. Vi undersöker hur mängden skog och betesmark inom det omgivande landskapet påverkar dagfjärilsfaunan på de olika platserna och hur många inventeringstillfällen (3, 5 eller 7) som krävs för att få tillförlitliga data på artrikedomen på en plats.

Våra resultat visar att artsammansättningen av fjärilar skiljer sig mellan biotoperna och att alla bidrar med unika arter och således kompletterar varandra. Kraftledningsgator hade både fler fjärilsarter och individer än de övriga biotoperna och hyggen och skogsbilvägar var lika art- och individrika som betesmarkerna. Det är därför viktigt att övervaka flera typer av miljöer och även skogsbiotoper inom framtida dagfjärilsövervakning. Eftersom alla tre skogsbiotoperna hyser en stor mångfald av fjärilar kan det vara värt att anpassa skötseln av dessa miljöer för att gynna fjärilar. I kraftledningsgator och skogsbilvägar som är relativt beständiga miljöer och som redan idag sköts med ett visst intervall är detta fullt möjligt. Betydelsen av antal inventeringstillfällen beror på vilken frågeställning man har. Vill man jämföra artrikedomen i olika miljöer eller studera förändring i artrikedomen mellan år kan det kanske räcka med tre besök, men vill man ha en mer heltäckande bild av artrikedomen på en plats kan det sju eller fler besök spridda över säsongen.

Inledning

I Sverige liksom i många andra länder i Europa och övriga världen har jordbruket intensifierats och blivit alltmer storskaligt under 1900-talet (Donald et al. 2001, Eriksson et al. 2002). Det landskap som tidigare bestod av en småskalig mosaik av odlad mark och ängs- och betesmarker har blivit alltmer homogent och dominerat av sammanhängande åkermarker (Ihse 1995). Sedan slutet av 1800-talet har den totala arealen ängs- och betesmark minskat från omkring 1,5 miljoner ha till knappt 0,5 miljoner ha (Jordbruksverket 2010). Sedan 1916 har även den totala arealen åkermark minskat (Jordbruksverket 2010), då små jordbruk på lågproduktiv mark i skogs- och mellanbygder lagts ner. Antalet gårdar i produktiva slättbygder har också blivit färre, men större. Dessutom har antalet jordbruk med boskap minskat, speciellt antalet gårdar med mjölkproduktion (Jordbruksverket & Statistiska Centralbyrån 2010). Ängs- och betesmarker har antingen odlats upp eller vuxit igen (Eriksson et al. 2002). I takt med att odlingslandskapet förändrats har många arter knutna till hävdade gräsmarker minskat, det gäller såväl fåglar (Donald et al. 2001) och växter (Luoto et al. 2003) som insekter (Maes & van Dyke 2001, Goulson et al. 2005). Många rödlistade arter finns i dag i jordbrukslandskapet, speciellt i naturbetesmarker (Gärdenfors 2010).

En insektsgrupp som är knuten till öppna blomrika gräsmarker och som påverkats av förändringar i odlingslandskapet är dagfjärilar. I jämförelse med andra artgrupper som fåglar och kärlväxter har dagfjärilar visat sig svara snabbt på förändringar i miljön (Thomas et al. 2004) och kan därför vara en bra indikatorgrupp för miljöövervakning. De är rörliga och beroende av olika resurser, t.ex. nektarika blommor, värdväxter för ägg och larver och övervintringsplatser som kan förekomma spridda i olika miljöer i landskapet. Dagfjärilar reagerar därför på miljöförändringar både på lokal- och landskapsskala. De verkar även kunna svara på förändringar i klimatet, men i vilken utsträckning beror på artspecifika egenskaper såsom spridningsförmåga och grad av specialisering (Warren et al. 2001).

I ett flertal länder i Europa t.ex. Storbritannien (<http://www.ukbms.org/>), Nederländerna (<http://www.vlinderstichting.nl/>) och Finland (www.environment.fi/butterflymonitoring) har man systematiskt övervakat dagfjärilar, bland annat med hjälp av frivilliga inventerare, under en längre tid och har därför kunnat studera förändringar i dagfjärilsfaunan över tid. Dessa studier visar att många dagfjärilsarter minskat både till antal och i utbredning (Maes & van Dyck 2001, Saarinen et al. 2003, Warren et al. 2001) medan ett mindre antal arter ökat (Saarinen et al. 2003, Warren et al. 2001). Den mest dramatiska rapporten av minskad artrikedom av dagfjärilar kommer från belgiska Flandern där 19 av 64 arter dagfjärilar försvunnit regionalt under 1900-talet (Maes & van Dyck 2001). En studie som gjorts i Skåne där fjärilar återinventerades i ett antal betesmarker efter 20 år visade att antalet arter i genomsnitt minskat från 30 till 24 arter per plats (Öckinger et al. 2006).

I Sverige är det först på senare tid som man mer systematiskt börjat övervaka förändringar i dagfjärilsfaunan. Därför har man ingen heltäckande bild av hur den förändrats över tid. År 2010 startade en nationell övervakning av dagfjärilar under ledning från Lunds Universitet (<http://www.zoo.ekol.lu.se/butterfly/>). Tanken med den svenska dagfjärilsövervakningen är att engagera människor över hela landet som på frivillig basis inventerar dagfjärilar i punkter eller transekter de själva väljer ut. Sedan 2006 har dagfjärilar även inventerats inom den Nationella Inventeringen av Landskap i Sverige (NILS), som har i uppdrag att följa landskapets förändringar över tid (Ståhl et al. 2011). Inom NILS inventeras dagfjärilar vart femte år i utvalda ängs- och betesmarksobjekt över hela Sverige. Förra året (2010) avslutades den första femårsperioden då alla 696 ängs- och betesmarksobjekten har inventerats en första omgång (Anders Glimskär, personlig kommunikation). Det är glädjande att vi även i Sverige har fått en mer systematisk övervakning av dagfjärilar, men det finns en risk att man missar en del arter och får en skev bild av situationen för dagfjärilar genom att fokusera på en viss typ av habitat, som betesmarker inom NILS-programmet. Även inom den nystartade volontärbaserade övervakningen av dagfjärilar finns en risk att det blir lättillgängliga och artrika områden som inventeras i första hand, men valfrihet kan också vara viktigt för att få många människor intresserade av

att delta (Lars Pettersson, personlig kommunikation). I Storbritannien har man inventerat fjärilar med hjälp av volontärer på liknande vis sedan 1976. Nyligen startades ett projekt som kallas: *WiderCountryside Butterfly Survey* som syftar till att få en mer heltäckande bild av förändringar i fjärilsfaunan i landskapet som helhet (<http://www.ukbms.org/wcbs.htm>) genom inventeringar av dagfjärilar längs transekter i slumpmässigt utlagda rutor.

Många fjärilsarter finns i olika typer av öppna, blomrika gräsmarker som kraftledningsgator, vägkanter, hyggen, trädgårdar, moss- och myrmarker (Söderström 2006, Jonason et al. 2009). Det finns även rödlistade fjärilsarter som är mer knutna till skogslandskapets öppna marker än till jordbrukslandskapet (Söderström 2006). Den akut hotade veronikanätfjärilen (*Melitaea britomartis*) hittas numera endast på mindre, öppna gräsmarker i skogslandskap (Söderström 2007) och den sårbara väddnätfjärilen (*Euphydryasaurinia*) hittas främst i kraftledningsgator (Lennartsson & Gylje 2009). En del arter som anses knutna till ängs- och betesmarker förekommer också i andra blomrika gräsmarker (Jonason et al. 2009).

Det hårda betetrycket i många betesmarker missgynnar arter som är beroende av blommande växter, t.ex. blombesökande insekter (Carvell 2002, Steffan-Dewenter & Leschke 2003). Jämförelser av fjärilsfaunan i naturbetesmarker med och utan miljöstöd visar att få arter är knutna till intensivt hävdade betesmarker med tilläggsärsättning för särskilda värden. Ett antal arter var istället vanligast i ohävdade marker utan miljöersättningar (Pihlgren et al. 2010). Men på lång sikt skulle dessa marker växa igen utan någon form av hävd. Ändrad skötsel med ett senare betessläpp som leder till att fler växter hinna gå i blom kan vara ett sätt att gynna dessa arter (Sjödén 2007), men andra blomrika miljöer med en mindre intensiv hävd såsom kraftledningsgator, vägrenar och hyggen kan

också vara viktiga. I en studie i Östergötland där dagfjärilar inventerades i naturbetesmarker, andra gräsmarker, myrar och hyggen fann man den högsta abundansen av dagfjärilar på hyggen och unika arter fanns i alla dessa miljöer (Jonason et al. 2009). I ett examensarbete som jämförde dagfjärilsfaunan i kraftledningsgator och naturbetesmarker i Uppland fann man att medelantalet arter per inventerad transekt inte skiljde sig mellan de två biotoperna, men att individantalet var högre i naturbetesmarkerna (Rosell 2010). I Sverige upptar kraftledningsgator ca 300 000 ha (Grusell&Miliander 2004), vägkanter ca 250 000 ha (Gerell 1997) och hyggen > 1 500 000 ha (Statistiska Centralbyrån, 2010) det vill säga totalt mycket större arealer ängs- och betesmarker, ca 500 000 ha (Jordbruksverket & Statistiska Centralbyrån 2010). Dessa miljöer har hittills ägnats betydligt mindre intresse vad gäller betydelsen för biologisk mångfald.

Främsta syftet med den här studien var att jämföra fjärilsfaunan i betesmarker och i tre andra gräsmarksmiljöer: hyggen, kraftledningsgator och skogsbilvägar, som alla upptar stora arealer i Sverige och är potentiellt viktiga miljöer för dagfjärilar. Vi ville också analysera om arterna som hittas i de olika miljöerna skiljer sig på något sätt vad gäller värdväxtval och när på säsongen de flyger. Tidigare studier visar att det omgivande landskapet (t.ex. mängden naturbetesmarker) kan vara viktig för artrikedomen av fjärilar på lokal skala (Söderström et al. 2001, Bergman et al. 2004, Öckinger & Smith 2006). Vi analyserade därför art- och individrikedom på de olika platserna i förhållande till mängden betes- och skogsmark i det omgivande landskapet. Slutligen ville vi analysera hur många inventeringstillfällen under säsongen som krävs för att man ska få tillförlitliga mått på artrikedomen, och om detta antal skiljer sig mellan de studerade miljöerna. Resultaten diskuteras i relation till pågående övervakning av fjärilsfaunan i Sverige.

Metoder

Val av lokaler

NILS-rutor

För att kunna studera skillnader i fjärilsfaunan mellan betesmarker och olika typer av skogsbiotoper med gräsmarksinslag (kraftledningsgator, skogsbilvägar och hyggen) valde vi ut 12 stycken 5×5 km rutor som ingår i NILS (regelbundet utplacerade med 25 km mellan rutornas mittpunkt). Vi valde rutor främst i Uppland och Västmanland, men hade även en ruta i Södermanland där alla de fyra utvalda biotoperna fanns i eller i direkt anslutning till 5×5 km rutorna. Rutorna låg placerade i mosaiklandskap med olika mängd skog (40-71%), mestadels barr- eller blandskog, och åkermark. Inom eller i nära anslutning till varje ruta valde vi ut 2 betesmarker, 2 kraftledningsgator, 2 skogsbilvägar och 2 hyggen att inventera. Sammanlagt inventerades alltså 24 lokaler av varje biotop.

Betesmarker

Vi valde i första hand de betesmarksobjekt som ingår i NILS. Det finns 1 till 4 stycken i varje NILS-ruta. Våra betesmarker ingick också i en mer detaljerad jämförelse av fjärilsfauna och flora i betesmarker och kraftledningsgator, där man främst var intresserad av friska till torra naturbetesmarker som kan hysa en intressant flora (Svensson et al. 2011). Därför var vi ibland hänvisade till andra betesmarker än de som är utvalda för NILS. Dessutom hade en del av NILS:s betesmarksobjekt upphört att vara betesmarker när vi besökte dem och kunde således inte användas. Alla utom 2 av de 24 betesmarkerna betades under säsongen, 14 med nötkreatur, 4 med får och 4 med häst. På de flesta betesmarkerna släpptes djuren på bete i maj eller juni, men fåren släpptes oftast först mot slutet av sommaren, i augusti. Vid någon av de två sista inventeringarna (6 augusti-8 september) gjordes en grov uppskattning av vegetationshöjden längs transekterna i betesmarkerna, medelvegetationshöjden ($\pm$ SD) var 20 cm ($\pm$ 20 cm) (bild 1).

Hyggen

Vi valde hyggen som var relativt nyupptagna (under de senaste 5 åren), där träd- och buskvegetationen inte hunnit växa upp än (bild 2). Medelvegetationshöjden $\pm$ SD (gräs och kärlväxter) längs transekterna på hyggen var 57 cm ($\pm$ 30 cm). Hyggerna omgavs i regel av skog i den närmaste omgivningen.

Kraftledningsgator

De kraftledningsgator som valdes var relativt nyröjda och framkomliga i början av inventeringsperioden, även om flera hann växa igen rejält under sommaren (se bild 3). Medelvegetationshöjden (gräs och kärlväxter) mot slutet av säsongen var 62 cm ($\pm$ 36



Foto: N. Erik Sjödin

Bild 1. Exempel på en inventerad betesmark, i närheten av Strängnäs.



Foto: N. Erik Sjödin

Bild 2. Exempel på hygge, i närheten av Strängnäs.



Foto: N. Erik Sjödén

Bild 3. Två exempel på kraftledningsgator. Till vänster en betesmarkslig kraftledningsgata i närheten av Vänge och till höger en kraftledningsgata med mycket sly utanför Järlåsa där bland annat den rödlistade väddnätfjärilen (*Euphydryasaurinia*) hittades.



Foto: N. Erik Sjödén

cm). Kraftledningsgatornas bredd varierade mellan 7 m och 74 m (medel: 37 m $\pm$ 14 m). Kraftledningsgatorna låg i olika riktningar varav 7st i nord-sydlig, 7st i öst-västlig, 6 st i nordväst-sydostlig och 4st i nordost-sydvästlig riktning. Transekterna lades ut i partier av kraftledningsgatorna som omgavs av skog på båda sidor.

Skogsbilvägar

Bild 4. Två exempel på skogsbilvägar. Till vänster en väg som används sällan med oröjda vägkanter vid Norrskedika i nordöstra Uppland och till höger en något bredare och mer välanvänd väg med röjda vägkanter i närheten av Sala.

Skogsbilvägarna varierade i bredd mellan 3 m och 15 m (medel: 7.8 m $\pm$ 4.2 m) och låg i både nord-sydlig och öst-västlig riktning, vilket innebar att de var olika mycket skuggade under säsongen. En uppskattning av den genomsnittliga beskuggningen gjordes, genom att inventerarna bedömde hur stor del av 200 m transekten som låg i skugga på en femgradig skala: 0, 25, 50, 75 eller 100 procent. Den genomsnittliga beskuggningen av skogsbilvägar beräknades till 61 % ($\pm$ 20 %). Transekterna längs skogsbilvägar lades ut i vägavsnitt som omgavs av skog på båda sidor. De flesta skogsbilvägarna var mycket sparsamt trafikerade (Bild 4).



Foto: Karin Ahrné

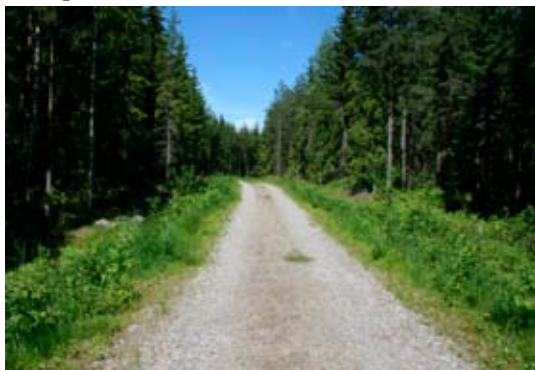


Foto: N. Erik Sjödén

Inventeringsmetodik

På varje plats lade vi ut 200 m transekter uppdelade i segment om 50 m. På de flesta platserna låg transektsegmenten i linje efter varandra, men i 7 betesmarker, 2 kraftledningsgator och 1 skogsbilväg var det ett uppehåll mellan två transektsegment för att täcka in variationen inom platsen så bra som möjligt, för att undvika områden med tät träd- och buskvegetation (inom betesmarkerna) eller för att uppfylla kravet på gammal skog på båda sidor av vägen/kraftledningsgatan. Transekterna inventerades enligt en modifierad version av "Pollard-metoden" (Pollard & Yates 1993), sju gånger under säsongen från mitten av maj till början av september 2010. Inventeraren gick längs transekten i långsam promenadtakt och noterade alla dagfjärilar (*Rhopalocera*) och bastardsvärmare (*Zygaenidae*) inom fem meter åt vardera sidan, fem meter framåt och fem meter uppåt. Fjärilarna bestämdes till art så långt möjligt. När artbestämning var omöjlig bestämdes fjärilen till familj, alternativt kallades den obestämd fjärl. Skogs- och ängsvitvinge (*Leptodea sinapis* och *L. reali*) är väldigt svåra att skilja åt i fält och slogs därför ihop till en grupp. I texten anges arterna med sina svenska namn, men i appendix 2 finns både svenska och vetenskapliga artnamn angivna. Nomenklaturen följer *Svenska fjärilar, en fälthandbok* och det var också denna bok som användes som bestämningslitteratur i fält (Söderström, 2006).

Fjärilar inventerades mellan kl. 9 och 17 på dagar med bra väder, d.v.s. soligt väder med en molnighet på max 50 %, temperaturer över 13 °C, och en vindstyrka upp till 4 på Beaufort-skalan (se appendix 1). Vid varmare väder kunde inventeringar ske även vid större molnighet. Tanken var att inventeringarna skulle vara spridda över säsongen med den första inventeringen 15-31 maj, den andra 1-15 juni osv. fram till sista augusti, med 1-2 veckors mellanrum mellan inventeringar av varje ruta (se tabell 1 för exakta inventeringsintervall). Transekterna besöktes i olika ordning vid olika inventeringstillfällen så att alla transekter i slutändan hade inventerats både på förmiddagen och på eftermiddagen. Vid varje transekt och inventeringstillfälle noterades också: temperatur, molnighet (uppskattat i % täckning), vindstyrka (Beaufort-skalan, 0-4), blomrikedom (ett grovt mått från 1-3).

Tabell 1.Tidsintervallet för varje inventeringstillfälle.

Inventering	Tidsintervall
1	17maj – 1 juni
2	2 – 19 juni
3	22 juni – 2 juli
4	3 – 15 juli
5	16 juli – 6 augusti
6	6 – 23 augusti
7	22 augusti – 8 september

Inventerare

Sammanlagt 7 personer inventerade fjärilar i de 12 NILS-rutorna. Alla utom 2 av rutorna inventerades av samma person hela säsongen. Vid varje inventeringstillfälle inventerades alla 8 platser inom en ruta (d.v.s. 2 av varje biotop) av samma person. Alla som inventerade var fjärilskunniga och de flesta hade tidigare erfarenhet av fjärilsinventeringar.

Flygtid och val av värdväxt

För att kunna analysera om individantal och artrikedom av fjärilar med olika flygtid skiljde sig mellan biotoperna, delade vi in fjärilsarterna i tre grupper baserat på när de börjar flyga och är som vanligast under säsongen, 1=tidiga arter (maj - början av juni), 2=sena (mitten av juni - augusti), 3=hela säsongen, eller med flera generationer (se appendix 2). För att kunna analysera om individantal och artrikedom av fjärilar med olika värdväxtval skiljde sig mellan biotoperna, delade vi in fjärilarna i fyra grupper efter val av värdväxt: 1) gräs, 2) risväxter, 3) träd/buskar och 4) örter (appendix 2).

Landskapsdata

För att analysera hur det omgivande landskapet påverkade fjärilsfaunan i de olika biotoperna och ta reda på om det fanns någon samverkan mellan biotop och omgivande landskap tog vi fram landskapsdata för alla lokaler och rutor. Vi använde oss av GSD-Marktäckedata, som är en databas med information om markanvändning och vegetation (www.lantmateriet.se). GSD-Marktäckedata är baserat på den europeiska karteringen CORINE Land

Cover, en homogen databas över hela Europa. Vi tog fram marktäckedata, dels för cirklar med radien 1 km kring mittpunkten på varje 200 m transekt och dels för 12 storrutor på 25×25 km med varje inventeringsruta i mitten, som ett mått på landskapets sammansättning på en större skala. Främst var vi intresserade av andel skogsmark (inkl. löv-, barr-, och blandskog, hyggen och ungskog), åker- och betesmark, inom det omgivande landskapet. Skogs- och åkermark tillsammans utgjorde nästan 100 % av marktäcket i de flesta av våra rutor på såväl 1 km skalan som i de större 25×25 km rutorna (tabell 2). I de större 25×25 km rutorna var medelandel ($\pm$ SD) skog: 0.57 ($\pm$ 0.10), åker: 0.25 ($\pm$ 0.10) respektive betesmark: 0.04 ($\pm$ 0.01). Eftersom andelen skogsmark och andelen åkermark var starkt negativt korrelerade (fanns det mycket skog så var arealen åkermark liten och vice versa) tog vi inte med båda variablerna i analyserna utan använde istället ett kombinationsmått: andel skogsmark / (andel skogsmark + andel åkermark). Ju högre värde på denna variabel desto mer skog i landskapet.

Tabell 2. Medelandel skog, åker och betesmark inom 1 km radie kring mittpunkten på varje 200 m transekt i de olika biotoperna.

Biotop	Andel inom 1000 m radie, n=24 (medel $\pm$ stdav)		
	Skog	Åker	Betesmark
Betesmark	0.47 $\pm$ 0.19	0.41 $\pm$ 0.17	0.09 $\pm$ 0.05
Hygge	0.65 $\pm$ 0.20	0.27 $\pm$ 0.18	0.06 $\pm$ 0.07
Kraftledning	0.63 $\pm$ 0.21	0.27 $\pm$ 0.20	0.04 $\pm$ 0.04
Skogsbilväg	0.72 $\pm$ 0.18	0.20 $\pm$ 0.14	0.04 $\pm$ 0.03

Antal inventeringstillfällen

Vi ville också analysera hur många inventeringstillfällen som krävs för att man ska få ett tillförlitligt mått på hur många arter som finns på en plats och om detta antal skiljer sig mellan de undersökta biotoperna. Vi började med att räkna ut hur många arter man i medeltal såg i de fyra biotoperna vid 1, 3, 5, respektive 7 inventeringstillfällen. För att räkna ut dessa medelvärden delade vi in inventeringstillfällena i tre tidsintervaller baserat på riktlinjerna för inventeringar av fjärilar inom NILS (Cronvall 2010). I NILS-övervakningen av dagfjärilar inventeras varje transekt vid 3 tillfällen under säsongen. Enligt riktlinjerna för dessa inventeringar bör

den första inventeringen ske under perioden 1 maj – 30 juni, den andra mellan 1 – 16 juli och den tredje under perioden 16 juli – slutet av augusti (Cronvall 2010). Våra tre första inventeringar hamnade i intervall 1 (d.v.s. 1 maj – 30 juni), inventering 4 hamnade i intervall 2 (1-16 juli) och inventeringarna 5-6 i intervall 3 (16 juli – slutet av augusti). För att räkna ut hur många arter man i medeltal ser vid ett besök i de olika biotoperna valde vi inventeringstillfälle 4, eftersom man kan förvänta sig att artrikedomen och individantal av fjärilar i regionen är som högst under de första veckorna i juli (Söderström 2006). Om man endast skulle göra en inventering är det realistiskt att tro att den skulle förläggas till denna tidpunkt. När vi sedan skulle beräkna hur många arter man i genomsnitt ser vid tre inventeringstillfällen räknade vi ut ett medelvärde per plats av alla möjliga kombinationer av inventeringarna i de tre intervallen och beräknade sedan medelvärden inom varje biotop. På liknande vis gjorde vi när vi skulle beräkna antal arter vid fem inventeringstillfällen, med den enda skillnaden att vi nu inkluderade två inventeringstillfällen från det första respektive sista intervallet i varje kombination.

För att få ett mått på hur väl vi fångat den totala artrikedomen på platserna inom de fyra biotoperna, beräknade vi ett index på den totala artrikedomen, Chao 2, för varje plats. Chao 2 är en icke-parametrisk uppskattning av den totala artrikedomen på en plats baserad på antalet ”ovanliga arter”, sådana som endast förekommer vid ett eller två inventeringstillfällen (Magurran 2004). Det finns ett flertal liknande index, men vi valde Chao 2 för att det visat sig vara robust när man har färre än tio inventeringstillfällen (Magurran 2004). Chao 2 var också det index som användes i en liknande studie av fjärilar i Östergötland (Jonason et. al 2009). Chao 2 beräknades med statistikprogrammet Estimate S

(Colwell, 2005). Vi räknade sedan ut hur stor andel av den ”totala artrikedomen” man såg inom de fyra biotoperna vid 3, 5 respektive 7 inventeringstillfällen. Vi analyserade också hur många unika arter som varje inventeringstillfälle bidrog med.

Slutligen jämförde vi vad en ökning av antal inventeringstillfällen respektive av antal lokaler tillförde i form av observerat antal arter i de fyra biotoperna. Vi använde tre inventeringar (inventering 2, 4 och 6) av hälften av lokalerna (en lokal/biotop och ruta istället för två) som utgångspunkt och jämförde hur många arter som tillkom om man lade till ytterligare tre inventeringstillfällen (inventering 1, 3 och 5) alternativt om man inventerade alla lokalerna vid tre tillfällen.

Statistiska analyser

Statistiska analyser av skillnader i artrikedom, individantal, antal rödlistade arter och individer av rödlistade arter samt individantal av enskilda arter (och ekologiska grupper för flygtid och värdväxtyp) i de olika biotoperna gjordes med General (Generalized) Linear Models (GLM) i statistikprogrammet SAS (SAS Institute Inc., car, NC9). För analyser av skillnader i artrikedom och individantal summerades data från de sju inventeringarna för varje lokal, d.v.s. den totala summan av antalet observerade individer användes som beroende variabel i de olika analyserna. Endast arter som förekom på minst 10 platser inkluderades i analyser av enskilda arters abundans i de olika biotoperna. I analyserna användes logaritmerade värden av art- och individantal. Analyser av skillnader i artsammansättning mellan de fyra biotoperna gjordes med Canonical Correspondence Analysis (CCA) i programmet CANOCO 4.5 (ter Braak & Smilauer 2002)

Resultat

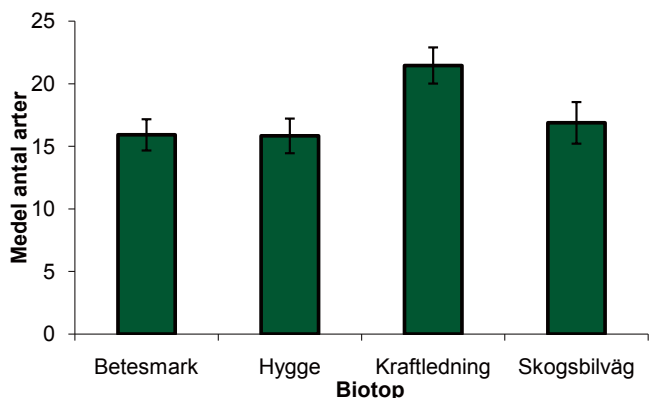
Artrikedom och abundans

Totalt hittades 7232 dagfjärilar (7080 artbestämda) av 64 fjärilsarter (appendix 3). Kraftledningsgator hade i medeltal både större artrikedom och fler antal individer än de tre övriga biotoperna (figur 1 och 2). Det totala antalet arter som hittades i de olika biotoperna skiljde sig däremot inte så mycket: 52 arter i betesmarker, 48 arter på hyggen, 55 arter i kraftledningsgator och 54 arter längs skogsbilvägar. Artrikedom och individantal av rödlistade arter skiljde sig inte signifikant mellan biotoperna, men det fanns en tendens ($p < 0,1$) till större antal individer av rödlistade arter i kraftledningsgator och betesmarker än på hyggen och längs skogsbilvägar. Totalt hittades 11 rödlistade arter: bredbrämad bastardsvärmare, gullvivefjäril, kattunvisslare, mindre bastardsvärmare, mindre blåvinge, sexfläckig bastardsvärmare, silversmygare, sotnätfjäril, violett kantad guldvinge, vädnnätfjäril och ängsnätfjäril. Av dessa hittades 8 i kraftledningsgator, 6 i betesmarker, 5 på hyggen och 4 längs skogsbilvägar (se appendix 3).

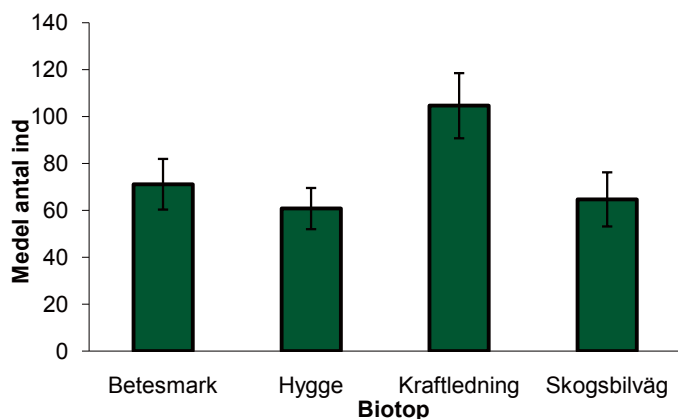
Artsammansättning

Ordinationsanalyser (CCA, där alla arters abundans analyserades samtidigt) av artsammansättningen i de fyra habitaten visade att det fanns signifikanta skillnader mellan de fyra habitaten ($p = 0,002$), och att det omgivande landskapet hade en signifikant effekt på artsammansättningen ($p = 0,002$).

Fjärilsfaunan var alltså olika i de fyra habitaten och vi hittade också signifikanta skillnader i individantal mellan de olika biotoperna för 24 av totalt 41 analyserade arter (arter som förekom på minst 10 platser). Vi klassade arter som typiska för en biotop om de förekom där i signifikant högre antal än i minst två av de tre övriga biotoperna. Tretton arter klassades som typiska för kraftledningsgator: brunfläckig pärlemorfjäril, grönsnabbvinge, hedblåvinge, ljungblåvinge, påfågelöga, pärلgräsfjäril, prydlig pärlemorfjäril, silverstreckad pärlemorfjäril, skogsnätfjäril, svavelgul



Figur 1. Totala antalet arter av dagfjärilar (summering av de sju besöken) i de fyra olika biotoperna, medelvärden ($\pm$ SE). Medelvärdena skiljde sig åt mellan biotoperna ($p=0,0066$). Kraftledningsgator hade signifikant högre artrikedom än de tre övriga biotoperna.



Figur 2. Totala antalet individer av dagfjärilar (summering av de sju besöken) i de fyra biotoperna, medelvärden ($\pm$ SE). Medelvärdena skiljde sig åt mellan biotoperna ($p=0,0040$). Kraftledningsgator hade signifikant större antal individer än alla de övriga biotoperna.

höfjäril, violettekantad guldvinge, älgräspärlemorfjäril och ängssmygare. Åtta arter klassades som typiska för betesmarker: brun blåvinge, kamgräsfjäril, luktgräsfjäril, mindre tätelsmygare, näselfjäril, puktörneblåvinge, rapsfjäril och violettekantad guldvinge. Endast fyra arter var typiska för hyggen: brunfläckig pärlemorfjäril, citronfjäril, näselfjäril, påfågelöga och för skogsbilvägar: silverstreckad pärlemorfjäril, skogs- eller ängsvitvinge, vitgräsfjäril och ängssmygare.

Elva arter hittades inte alls i betesmarker, men i någon av de övriga gräsmarksbiotoperna: aspfjäril, berggräsfjäril, gullvivefjäril, kattunvisslare, myrpärlemorfjäril, skogsgräsfjäril, sotnätfjäril, starrgräsfjäril, våddnätfjäril, violett blåvinge (bild 5) och ängsnätfjäril. Motsvarande siffror för de övriga gräsmarksbiotoperna var 8

arter för kraftledningsgator, 11 arter för skogsbilvägar och 15 arter för hyggen (för detaljer se appendix 3).

Ingen fjärilsart hittades enbart i betesmarker. Motsvarande siffror för de övriga gräsmarksbiotoperna var att 4 arter fanns enbart i kraftledningsgator, 1 art enbart längs skogsbilvägar och 2 arter enbart på hyggen (för detaljer se appendix 3).

Flygtid och val av värdväxt

Jämförelser av art- och individrikedom för fjärilar med olika flygtid visade att kraftledningsgator hade både ett större antal arter och individer av arter som flyger tidigt på säsongen än alla de övriga biotoperna (figur 3a och b, se appendix 4 och 5 för parvisa jämförelser mellan biotoper). Skogsbilvägar hade fler individer av arter som flyger tidigt än betesmarker (figur 3b och appendix 5). Art- och individantal för arter som flyger över stora delar av säsongen skiljde sig inte signifikant mellan de fyra biotoperna (ap-

Bild 5. Hona och hane av arten violett blåvinge (*Plebejus optilite*).



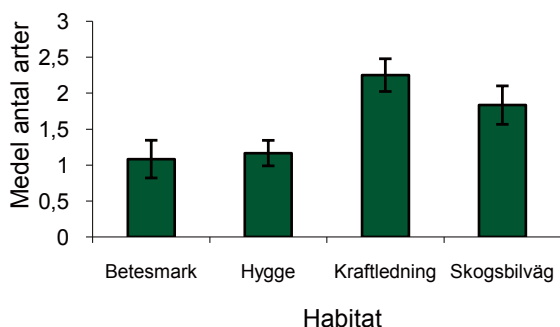
Foto:Oded Levanoni

pendix 4-5). Art- och individrikedom för arter som flyger sent på säsongen (från mitten av juni) visade inga övergripande signifikanta skillnader mellan habitat. Men fem av sex parvisa jämförelser med kraftledningsgator tydde på en högre art- och individrikedom i kraftledningsgator än i de tre övriga biotoperna (appendix 4-5).

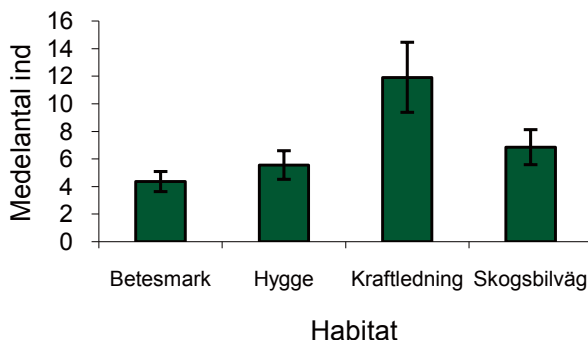
Jämförelser av art- och individrikedom för fjärilar med olika värdväxtgrupp visade att kraftledningsgator hade både fler arter och fler individer av arter som har risväxter som värdväxt än alla de övriga biotoperna (figur 4a och b, se appendix 4 och 5 för parvisa jämförelser mellan biotoper). Skogsbilvägar hade både fler arter

Flygtid, 1=tidigt

a)

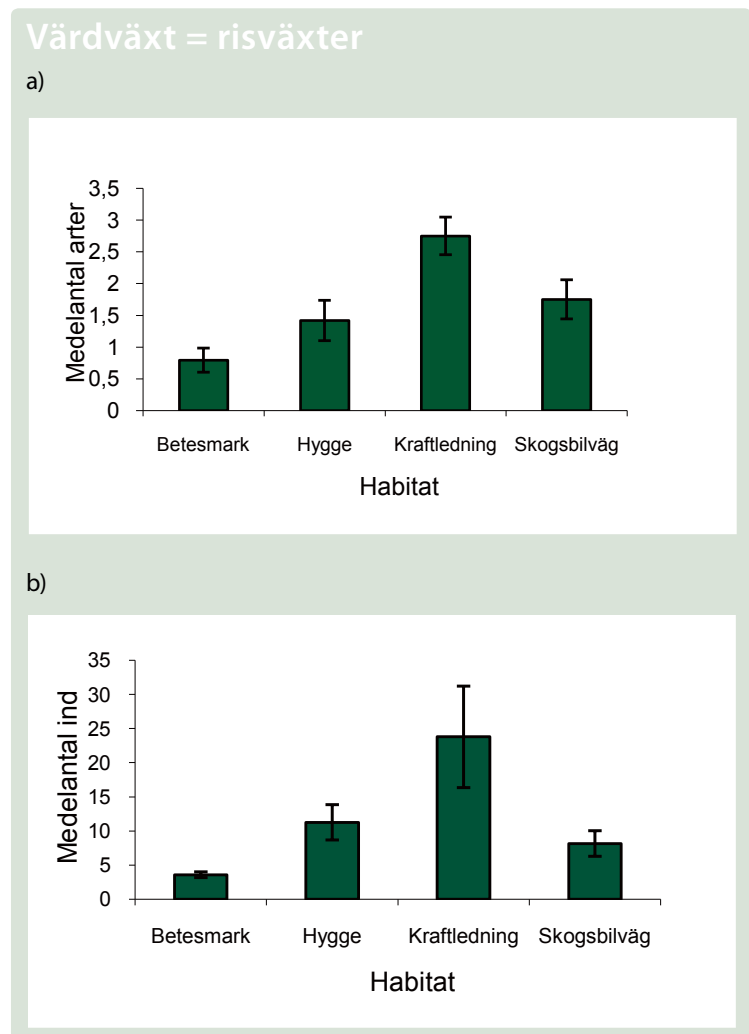


b)



Figur 3. Antal arter (a) och individer (b) av fjärilar som flyger tidigt på säsongen, d.v.s. främst i maj och juni, i de fyra olika biotoperna. Medelvärden ($\pm$ SE).

och individer av arter som har risväxter som värdväxt än betesmarker (figur 4a och b och appendix 5). Art- och individrikedom av fjärilar med gräs eller träd/buskar som värdväxt skiljde sig inte signifikant mellan de fyra biotoperna (appendix 4-5). Artrikedomen av fjärilar med örter som värdväxt var högre i kraftledningsgator än på hyggen och skogsbilvägar (den övergripande testen som jämförde habitatet resulterade inte i några signifikanta skillnader, appendix 4).



Figur 4. Antal arter (a) och individer (b) av fjärilar som väljer risväxter som värdväxt i de fyra olika biotoperna. Medelvärden ($\pm$ SE).

Landskapseffekter

Vi fann ingen signifikant interaktion mellan biotop och landskapssammansättning (på 1000 m eller 25 km skalan) och art- eller individrikedom av fjärilar i de olika biotoperna. Det verkar alltså inte som att skillnaden i art- och individantal mellan biotoperna påverkades av det omgivande landskapets sammansättning. Därremot hade mängden betesmark inom 25×25 km rutorna en svagt positiv effekt på antal individer som hittades på de olika platserna oavsett biotop ($p=0,0308$). Inte heller för rödlistade arter fanns det någon interaktionseffekt mellan biotop och landskap, men landskapskomponenten inom storrutor (25 x 25 km) hade en negativ effekt på antalet individer av rödlistade arter ($p=0,0041$). Det fanns färre individer av rödlistade arter i skogsdominerade landskap.

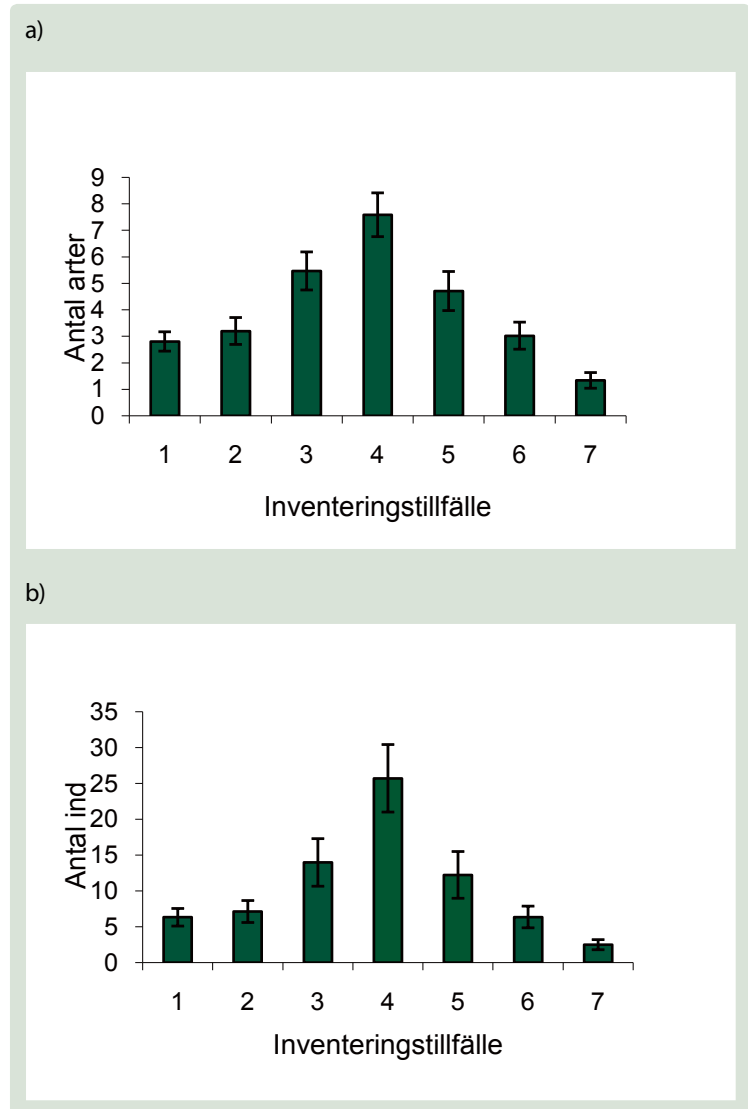
Betydelsen av antal inventeringstillfällen

Antalet individer, antalet arter och antalet unika arter fjärilar var som högst vid inventeringstillfälle 4 (figur 5a och b och figur 7a-d). Mönstret såg liknande ut för de fyra olika biotoperna. Medelantalet arter vid 1 besök var ungefär detsamma i de fyra biotoperna, men högre i kraftledningsgatorna än i de tre övriga biotoperna vid 3, 5 och 7 besök (figur 6). Vid 3, 5 respektive 7 besök såg man i medeltal ca 50 % (47,5 % - 49,9 %), 60 % (60,2 % - 62,7 %) respektive 70 % (69,5 % - 72,4 %) av det totala antalet arter (beräknat med Chao 2 index) i betesmarker, på hyggen och i kraftledningsgator. Längs skogsbilvägar var den andelen något lägre, där såg man endast 41,4 % av arterna vid 3 besök, 51,2 % av arterna vid 5 besök och 61 % av arterna vid 7 besök, men skillnaden mellan biotoperna var inte signifikant.

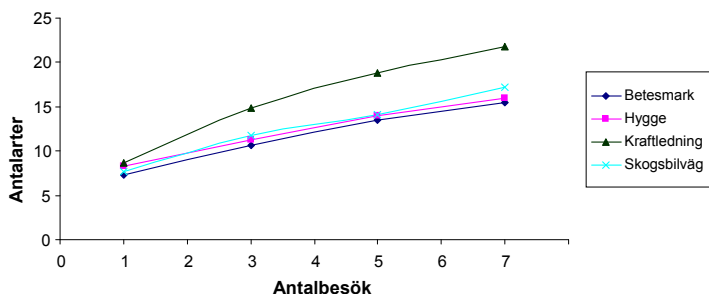
Våra resultat visade att genom att öka antalet inventeringstillfällen för hälften av lokalerna (48 st) från tre till sex ökade det totala antalet observerade arter från 56 till 60, för betesmarker från 39 till 44, för hyggen från 38 till 41, för kraftledningar från 47 till 52 och för skogsbilvägar från 42 till 47 (figur 8a-d). Om man istället fördubblade antalet lokaler och inventerade dem vid 3 tillfällen så ökade det totala antalet observerade arter från 56 till 59, för betesmarker från 39 till 47, för hyggen från 38 till 43, för kraftledningar från 47 till 52 och för skogsbilvägar från 42 till 49 (figur 8a-d). Ök-

ningen i artantal när man lade till inventeringstillfällena berodde främst på en ökning i medelantalet arter per lokal (alphadiversitet) medan ökningen i artantal när man lade till lokaler främst berodde på att en ökad skillnad i artsammansättning mellan lokaler (beta diversitet), se figur 8 a-d.

Totalt sett var det alltså ingen större skillnad om man ökade antalet inventeringstillfällena eller om man ökade antalet lokaler. Inom betesmarker, hyggen och skogsbilvägar ökade antalet arter



Figur 5. Antal arter (a) och individer (b) på alla platserna vid de sju olika inventeringstillfällena. Medelvärden ($\pm$ SE).

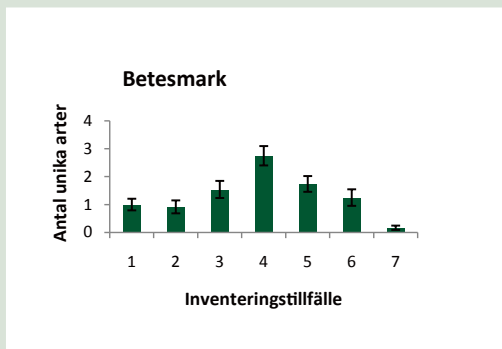


Figur 6. Antal arter i medeltal inom de fyra biotoperna vid 1, 3, 5 respektive 7 inventeringstillfällen.

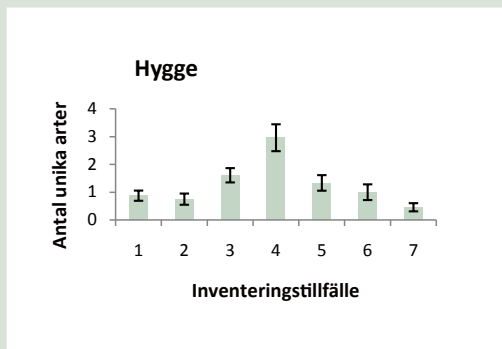
något mer när man lade till lokaler än när man lade till inventeringstillfällen. Detta tyder på en något större skillnad i artsammansättning mellan lokaler än inom lokaler över tid.

Figur 7. Antal unika arter vid respektive inventeringstillfälle i de fyra biotoperna. Medelvärden ($\pm$ SE).

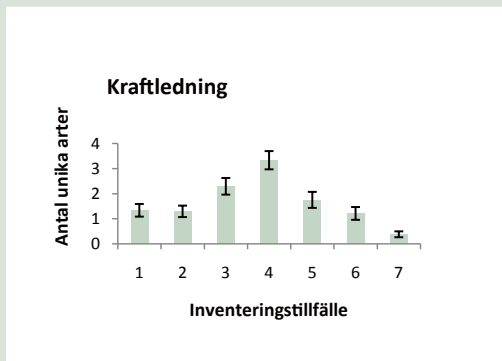
a)



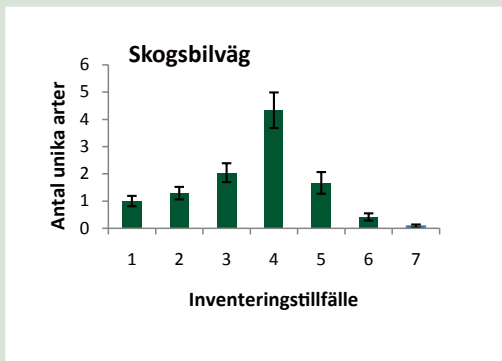
b)



c)



d)

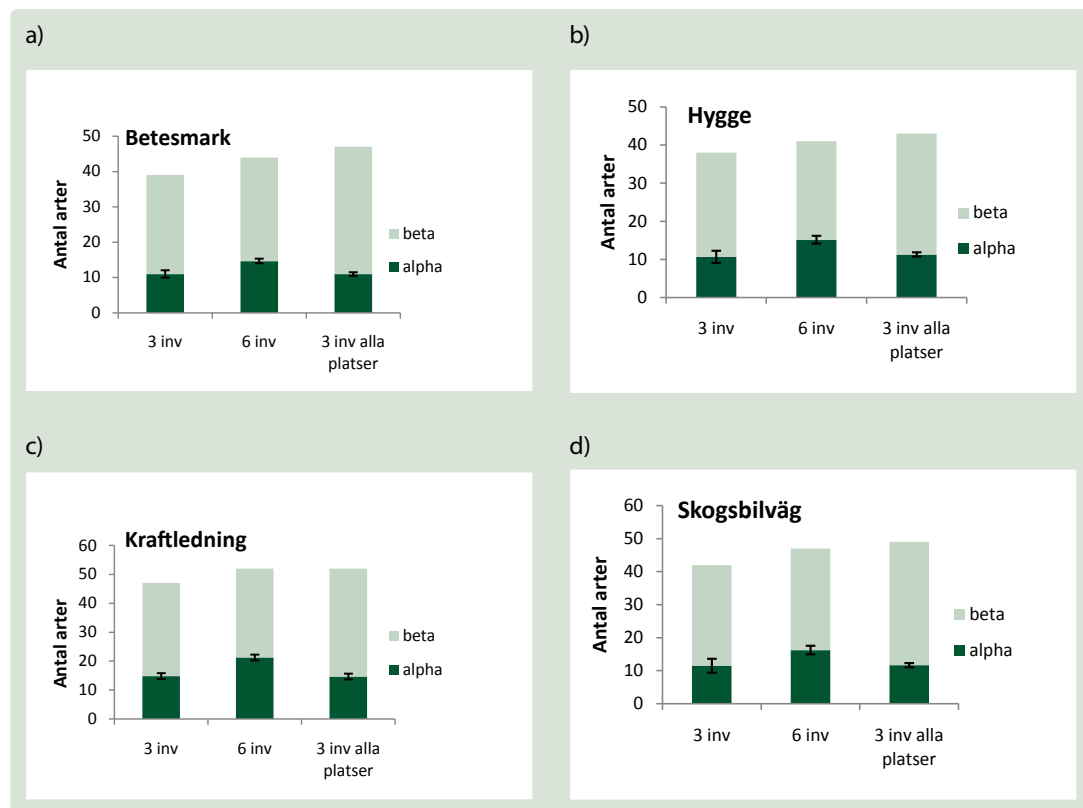


Diskussion

Artrikedom, abundans och artsammansättning

Figur 8. Antal funna arter i de fyra biotoperna vid 3 inventeringar av hälften av lokalerna (d.v.s. 12 lokaler inom varje biotop), vid 6 inventeringar av hälften av lokalerna respektive vid 3 inventeringar av alla lokalerna. Alpha representerar medelantalet arter per lokal ($\pm$ SE) och beta skillnaden mellan det totala antalet arter som observerats i en biotop och medelantalet arter per lokal.

Våra resultat visar att de olika biotoperna kompletterar varandra vad gäller artsammansättning av dagfjärilar, vilket betyder att det är viktigt att övervaka olika typer av gräsmarksmiljöer för att få en rättvisande bild av situationen för den svenska dagfjärilsfaunan (se även Jonason et al. 2009). Våra resultat visar också att kraftledningsgator kan vara en bra miljö för dagfjärilar (se även Rosell, 2010). Kraftledningsgator hade flest typiska arter (tretton stycken), d.v.s. sådana som var vanligare där än i minst två av de övriga biotoperna. Men även betesmarker hade ett flertal typiska arter (åtta stycken). Kraftledningsgator var både art- och individrikare



än de tre övriga biotoperna. Intressant att notera är att violettkantad guldvinge, som är rödlistad och klassad som nära hotad (NT), fanns i nästan lika många kraftledningsgator (sju stycken) som i betesmarker (åtta stycken), vilket indikerar att kraftledningsgator kan vara lika viktiga som betesmarker för denna art. Det skulle vara intressant att gå vidare och mer i detalj studera vad som gör kraftledningsgator till ett bra habitat och hur det bör skötas för att hysa en rik fjärilsfauna. Vi undersökte kraftledningsgator som var relativt nyröjda. Det är troligt att mer igenvuxna kraftledningsgator hyser färre dagfjärilar. Tidigare vetenskapliga studier har främst fokuserat på de negativa effekterna av kraftledningsgator på skogslevande arter (t.ex. Clarke & White 2008). Det är först på senare år man har börjat titta på positiva effekter av kraftledningsgator på tidiga successionsarter (Russel et al. 2005, Clarke et al. 2006). Svenska myndigheter har också intresserat sig för värdet av kraftledningsgator för biologisk mångfald (t.ex. Grusell & Miliander 2004).

Även skogsbilvägar och hyggen hyste typiska arter och var lika art- och individrika som betesmarkerna. Skogsbilvägar kan fungera som korridorer mellan habitat i landskapet och även som livsmiljö för vissa arter (Munguira & Thomas, 1992, Saarinen et al. 2005). I en studie av dagfjärilar längs vägkanter i södra Skåne fann man att artrikedomen minskade drastiskt efter slätter, främst på grund av minskad tillgång på nektarväxter (Gerell, 1997). Samtidigt gynnar slätter artrikedomen av växter på längre sikt. Gerell (1997) föreslår därför att man inför rotation i slätter och växlar mellan vägens båda sidor vartannat år. I en brittisk studie av fjärilar längs vägkanter fann man också att artrikedomen av fjärilar var korrelerad med mängden nektarväxter och att fjärilsdensiteten var korrelerad med vägkanternas bredd (Munguira & Thomas, 1992). Man fann också att många fjärilar från flertalet arter i studien rörde sig över vägarna och att trafikdödligheten var relativt låg, men vägar kan säkert utgöra barriärer för vissa arter (Munguira & Thomas, 1992).

Det moderna skogsbruket där hyggen ingår har på många sätt påverkat den biologiska mångfalden i skogen negativt och många studier har pekat på vikten av att bevara gammalskog och död ved på hyggen (t.ex. Lindenmayer & Franklin 2002, Söderström 2009). Samtidigt kan hyggen, åtminstone under en period innan de växer igen och blir ungskog, utgöra en bra miljö för en del dagfjärilsarter

(Jonason et al. 2009). De kan kanske också underlätta för spridningen av dagfjärilar mellan olika gräsmarksmiljöer i landskapet. Medan hyggen kan vara viktiga för fjärilar under en begränsad tid är både skogsbilvägar och kraftledningsgator relativt beständiga miljöer som sköts regelbundet, vilket ger goda möjligheter att gynna dagfjärilar även på längre sikt.

Flygtid och val av värdväxt

Fjärilar som flyger tidigt på säsongen var vanligare i kraftledningsgator och i viss mån längs skogsbilvägar än i de två övriga biotoperna. En förklaring till detta skulle kunna vara ett varmare mikroklimat tidigt på säsongen i de vindskyddade kraftledningsgatorna och längs skogsbilvägarna jämfört med de mer öppna biotoperna: betesmarker och hyggen. I gruppen tidigflygande arter ingick inte de arter som övervintrar som imago, t ex påfågellära, citronfjäril och nässelfjäril, som flyger både tidigt och sent på säsongen och som var vanliga på hyggen. Vi fann ett liknande mönster för arter som har risväxter som värdväxt. Kraftledningsgator och i viss mån skogsbilvägar hade fler arter som använder risväxter som värdväxt än de övriga biotoperna, men det verkar inte som om de två egenskaperna är kopplade till varandra. Endast en art, grönsnabbvinge (*Callophrys rubi*), är både tidigflygande och har risväxter som värdväxt. Att arter som besöker risväxter är vanligast i kraftledningsgator är förmodligen mer relaterat till att risväxter var vanligast där (Svensson et al. 2011).

Landskapseffekter

Vi hittade ingen interaktionseffekt av landskap och biotop på art- och individrikedom av fjärilar. Det verkar alltså inte som att skillnaden i art- och individantal mellan biotoperna påverkas av det omgivande landskapets sammansättning. Vi fann en effekt av mängden betesmark i landskapet på den stora skalan (inom 25×25 km rutorna) på antal individer fjärilar som hittades, oavsett biotop. Det kan möjligen bero på att en större mängd tillgängligt habitat på landskapsnivå gör att fjärilarna kan upprätthålla större populationer. Däremot såg vi i motsats till Öckinger & Smith (2006), ingen effekt av mängden betesmark i det omgivande landskapet

på artrikedomen på de olika platserna. Vi fann också att antalet individer av rödlistade arter var något lägre i mer skogsdominerade landskap, vilket troligen beror på att fjärilar har svårare att sprida sig i skogsmiljöer jämfört med öppna landskap.

Att vi såg så små effekter av det omgivande landskapet behöver inte betyda att landskapet saknar betydelse. Det kan bero på att våra landskapsdata var relativt grova. På den mindre skalan (1000 m radie) utgör de inventerade biotoperna i sig en relativt stor del av landskapet vilket kan göra att effekten av biotop överskuggar effekten av landskap. Det finns t.ex. per definition mer betesmark inom 1000 m kring betesmarkstransektor än kring transektor i de tre skogsbiotoperna. Det vore också bra att ha mått på mängden andra viktiga biotoper som hyggen, kraftledningsgator och skogsbilvägar på landskapsnivå. Samtidigt har även andra studier av dagfjärilar funnit starkare effekt av närmiljön än av omgivande landskap på art- och individrikedom (Pöry et al. 2009). Det är troligt att landskapet påverkar olika arter olika, vilket också kan göra att man inte ser någon direkt effekt av landskapet på den totala art- och individrikedom, men däremot fanns signifikanta effekter på artsammansättningen i vår studie. Tidigare studier har t.ex. funnit landskapseffekter på arter som visat negativ trend vad gäller förekomst och utbredning, men inte på arter som inte minskat (Pöry et al. 2009). Vidare kan arter med olika spridningsförmåga förväntas påverkas olika av omgivande landskap (t.ex. Steffan-Dewenter et al. 2002, Öckinger et al. 2009). Det finns anledning att gå vidare med denna del av studien och göra mer detaljerade analyser av landskapsdata som inkluderar analyser av effekter av landskapets sammansättning på olika ekologiska grupper hos fjärilarna.

Betydelsen av antal inventeringstillfällen

Resultaten för betydelsen av antal inventeringstillfällen är lite tvektiga. Om man tittar på ackumulationskurvorna (figur 6), så ser de inte ut att plana ut riktigt ens vid 7 besök, vilket tyder på att det skulle krävas fler än sju besök för att finna alla arter. När vi jämför antalet observerade arter inom de olika biotoperna med en uppskattning av det totala antalet arter (Chao 2 indexet) tyder det på samma sak. Vi såg omkring två tredjedelar av det totala

antalet arter på 5 till 7 besök. I en liknande studie av fjärilar i Östergötland behövdes 4 till 5 besök för att uppnå samma andel (Jonason et al. 2009). Samtidigt såg vi 92 % (59 av 64 arter) av det totala antalet observerade arter redan vid tre besök på alla lokaler, vilket tyder på att en ökning av antalet inventeringstillfällen inte tillför så mycket. Det kan vara så att vissa arter är svåra att upptäcka med den inventeringsmetodik vi använt så att oavsett om vi ökar antalet inventeringstillfällen kommer vi inte hitta alla arter. En tidigare studie där man bland annat tittat på betydelsen av antal betesmarkslokaler för den observerade artrikedomen av dagfjärilar visar däremot att många dagfjärilsarter (till skillnad från fåglar) är vanliga och att upprepade transektinventeringar av en lokal ökar chansen att observera även sådana arter som är svårupptäckta (Dorazio et al. 2006). En annan förklaring till våra resultat kan vara att Chao 2 indexet överskattar det totala antalet arter på de inventerade lokalerna på grund av att många arter endast observerats vid ett eller två inventeringstillfällen per lokal, vilket i sin tur är relaterat till att de flesta fjärilsarterna är säsongsbundna och flyger under en begränsad period.

Vi fann ingen större skillnad mellan biotoperna vad gäller betydelsen av antalet besök, men det fanns en tendens till att man såg färre av det totala antalet arter per besök längs skogsbilvägar än i de tre övriga miljöerna. Det kan bero på att det var stor variation i

art- och individrikedom av fjärilar mellan besöken för skogsbilvägar, ibland var de helt eller nästan helt skuggade och då observerades väldigt få fjärilar. Det vore intressant att analysera hur skuggning, vägarnas bredd och riktning påverkar fjärilsfaunan. Samma sak gäller till viss del kraftledningsgator, men de var i de flesta fall breda nog att alltid vara delvis solbelysta vid vackert väder. Redan efter tre besök kunde man se skillnader i artrikedom mellan de fyra biotoperna (se figur 6).

Det observerade antalet arter påverkades ungefär lika mycket när vi fördubblade antalet inventeringstillfällen som när vi fördubblade antalet lokaler. Hur man fördelar resurserna mellan att göra många besök på få platser eller färre besök på fler platser är således en avvägning som är beroende av syftet med inventeringen. Vid en rikstäckande inventering kan det vara viktigare att få med så många platser som möjligt än att fånga den totala artrikedomen på varje lokal. För att se skillnader i fjärilsfaunan mellan år är det förmodligen tillräckligt med tre besök spridda över säsongen om man täcker in den period då flest arter flyger. Både artrikedom, individantal och antalet unika arter var som störst under de två första veckorna i juli, och mönstret såg ungefär likadant ut i alla biotoperna. Alltså är det, oavsett hur många inventeringstillfällen man väljer under säsongen, viktigt att förlägga ett av dem till denna period i Mälardalen.

Slutsatser

De fyra biotoperna hade delvis olika artsammansättning av dagfjärilar, och de kompletterar således varandra. Därför är det viktigt att övervaka dagfjärilsfaunan i flera olika miljöer för att få en verklighetstrogen bild av tillståndet för alla dagfjärilsarter (se även Jonason et al. 2009). Betydelsen av ohävdade och mer extensivt hävdade gräsmarksbiotoper t.ex. hyggen, kraftledningsgator och skogsbilvägar, som livsmiljöer för dagfjärilar är viktig att uppmärksamma i framtida dagfjärilsövervakning. I kraftledningsgator och längs skogsbilvägar som är relativt beständiga miljöer som sköts med ett visst intervall, finns möjlighet att anpassa skötseln för att gynna dagfjärilar. Betydelsen av antal inventeringstillfällen beror på vilken frågeställning man har. Vill man jämföra artrikedomen i olika miljöer eller mellan år eller biotoper kan det kanske räcka med tre besök, men vill man ha en mer heltäckande bild av artrikedomen på en plats kan det behövas sju eller fler besök, spridda över säsongen.

Vi satsar idag stora ekonomiska resurser för att bevara den biologiska mångfalden i våra naturbetesmarker, vilket är mycket bra. Men vill vi t.ex. bevara våra dagfjärilar räcker inte detta. Vi måste vidga bevarandearbetet till att i princip omfatta alla typer av öppna gräsmarksmiljöer i landskapet.

Tack!

Vi vill tacka Erik Öckinger för hjälp med statistiska analyser och N. Erik Sjödin, Erik Öckinger och Oded Levanoni för hjälp med upplägg av studien och val av platser. Vi vill också tacka alla våra duktiga inventerare: Oded Levanoni, N. Erik Sjödin, Petter Haldén, Gabriel Tjernberg, Sofia Rosell och Niclas Lignell. Vidare vill vi tacka FOMA-rådet vid SLU och Svenska Kraftnät för finansiering av de två projekt som den här rapporten baseras på. Slutligen vill vi tacka Naturvårdsverket som finansierat skrivandet av rapporten.

Referenser

- Bergman, K-O., Askling, J., Ekberg, O., Ignell, H., Wahlman, H. & Milberg, P. 2004. Landscape effects on butterfly assemblages in an agricultural region. *Ecography* 27:619-628.
- Bink, F. A. 1992. *Ecologische atlas van de dagvlinders van Noordwest-Europa*. Schuyt & Co Uitgevers en Importeurs, Haarlem, Nederlanderna.
- Carvell, C. 2002. Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. *Biological Conservation* 103: 33-49.
- Clarke, D. J., Pearce, K. A. & White, J. G. 2006. Power-line corridors: degraded ecosystems or wildlife havens? *Wildlife Research* 33: 615-626.
- Clarke, D. J. & White, J. G. 2008. Towards an ecological management of Australian powerline corridor vegetation. *Landscape and Urban Planning*, 86: 257-266.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.
- Cronvall, E. (red.) 2010. Fältinstruktion för fjärilar, humlor, grova träd och lavar i ängs- och betesmarker, NILS 2010. SLU Institutionen för skoglig resurshushållning, Umeå.
- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London: series B*, 268: 25-29.
- Dorazio, R. M., Royle, J. A., Söderström, B. & Glimskär, A. 2006. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology*, 87:842-854.
- Eriksson, O., Cousins, S. A. O. & Bruun, H. H. 2002. Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of Vegetation Science*, 13: 743-748.
- Gerell, R. 1997. Management and road-side vegetation: effects of density and species diversity of butterflies in Scania, south Sweden. *Entomologisk Tidskrift*, 118:171-176.
- Goulson, D., Hanley, M. E., Darvill, B., Ellis, J. S. & Knight, M. E. 2005. Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, 122: 1-8.

- Grusell, E. & Miliander, S. 2004. GIS-baserad identifiering av artrika kraftledningsgator inom stamnätet. Rapport för Svenska kraftnät, nr 1960900, Vällingby.
- Gärdenfors, U. (red.) 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Ihse, M. 1995. Swedish agricultural landscapes – patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* 31: 21-37.
- Jonason, D., Milberg, P. & Bergman, K-O. 2009. Monitoring of butterflies within a landscape context in south-eastern Sweden. *Journal for Nature Conservation*, 18: 22-33.
- Jordbruksverket 2010. I korta drag – om markanvändning. Jordbruksverkets hemsida: www.jordbruksverket.se.
- Jordbruksverket & Statistiska Centralbyrån 2010. Jordbruksstatistisk årsbok 2010 med data om livsmedel, Sveriges officiella statistik av Jordbruksverket och Statistiska Centralbyrån, ISBN 978-91-618, www.jordbruksverket.se.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Pöyry, J. & Saarinen, K. 2007. Contrasting trends of butterfly species preferring semi-natural grasslands, field margins and forest edges in northern Europe. *Journal of Insect Conservation*, 11: 351-366.
- Lennartsson, T. & Gylje, S. 2009. Infrastrukturens biotoper – en refug för biologisk mångfald. CBM:s skriftserie nr 31, Centrum för biologisk mångfald, SLU.
- Lindenmayer, D. B. & Franklin, J. F. 2002. *Conserving forest biodiversity: A comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington.
- Luoto, M., Rekolainen, S., Aakkula, J. & Pykälä, J. 2003. Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. *Ambio*, 32: 447-452.
- Magurran, A. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Munguria, M. L. & Thomas, J. A. 1992. Use of road verges by butterfly and burnet moth populations, and the effects of roads on adult dispersal and mortality. *Journal of Applied Ecology* 29: 316-329.
- Maes, D. & van Dyck, H. 2001. Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? *Biological Conservation*, 99:263-276.
- Pihlgren, A., Berg, Å., Glimskär, A. & Marklund, L. 2010. Kärlväxter och fjärilar i betesmarker och slåtterängar med och utan miljöersättning

- utvärdering via NILS. Arbetsrapport 291. Inst. för Skoglig Resurshushållning, SLU, Umeå.
- Pollard, E. & Yates, T. J. 1993. Monitoring butterflies for Ecology and Conservation. Chapman & Hall, London.
- Pöyry, J., Paukkunen, J., Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2009. Relative contributions of local and regional factors to species richness and total density of butterflies and moths in semi-natural grasslands. *Oecologia*, 160:577-587.
- Rosell, S. 2010. Dagfjärilshabitat i mindre kraftledningsgator. Examensarbete, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi, Uppsala.
- Russel, K. N., Ikerd, H. & Droege, S. 2005. The potential values of unmowed power-line strips for native bees. *Biological Conservation* 124: 133-148.
- Saarinen, K., Lahti, T. & Marttila, O. 2003. Population trends of Finnish butterflies (Lepidoptera: Hesperioidea, Papilionoidea) in 1991-2000. *Biodiversity and Conservation*, 12:2147-2159.
- Saarinen, K., Valtonen, A., Jantunen, J. & Sarnio, S. 2005. Butterflies and diurnal moths along road verges: does road type affect diversity and abundance? *Biological Conservation* 123: 403-412.
- Sjödin, N. E. 2007. Pollinator behavioural response to grazing intensity. *Biodiversity and Conservation* 16:2103-2121.
- Statistiska Centralbyrån 2010, www.scb.se
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C. & Tscharniske, T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83:1421-1432.
- Ståhl, G., Allard, A., Essen, P.-A., Glimskär, A., Ringvall, A., Svensson, J., Sundquist, S., Christensen, P., Gallegos Torell, Å., Högström, M., Lagerquist, K., Marklund, L., Nilsson, B. & Inghe, O. 2011. National Inventory of Landscapes in Sweden (NILS)—scope, design, and experiences from establishing a multiscale biodiversity monitoring system.
- Svensson, R., Ahrné, K. & Berg, Å. 2011. Blommande växter och dagfjärilar i kraftledningsgator och naturbetesmarker. Rapport till Svenska Kraftnät.
- Söderström, B., Glimskär, A., Vessby, K. & Svensson, B. 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation* 10: 1839-1863.
- Söderström, B. 2006. Svenska fjärilar en fälthandbok. Albert Bonniers Förlag AB, Stockholm.

- Söderström, B. 2007. Veronikanätfjäril och kronärtsblåvinge – unika fjärilar på väg attförsvinna. *Fauna & Flora* 102(3): 30–33.
- Söderström, B. 2009. Effects of different levels of green- and dead-tree retention on hemi-boreal forest bird communities in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 257: 215-222.
- terBraak, C.J.F. &Smilauer, P. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, NY, USA: Microcomputer Power.
- Thomas, J. A., Telfer, M. G., Roy, D. B., Preston, C. D., Greenwood, J. J. D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R. T. & Lawton, J. H. 2004. Comparative losses of British butterflies, birds and plants and the global extinction crises. *Science*, 303: 1879-1881.
- Warren, M. S., Hill, J. K., Thomas, J. A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D. B., Telfer, M. G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S. G., Greatorex-Davies, J. N., Moss, D. & Thomas, C. D. 2001. Rapid responses of British Butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414:65-69.
- Öckinger, E., Hammarstedt, O., Nilsson, S. G. & Smith, H. G. 2006. The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biological Conservation*, 128: 564-573.
- Öckinger, E., Franzén, M., Rundlöf, M. & Smith, H. G. 2009. Mobility-dependent effects on species richness in fragmented landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 10:573-578.

Appendix 1

Beaufort-skalan för vindstyrka. Beaufort-skalan går upp till 12, men inventeringar gjordes inte om vinden var starkare än måttlig d.v.s. 4 på skalan.

Beaufort-skalan	Vind (m/s)	Benämning	Vindbeskrivning, över land
0	0-0,2	Lugnt	Lugnt, rök stiger rakt upp
1	0,3-1,5	Svag vind	Rök indikerar vindriktning, vindsnurren står stilla
2	1,6-3,3	Svag vind	Vind känns i ansiktet, blad rör sig/rasslar, vindsnurren börjar snurra
3	3,4-5,4	Måttlig vind	Blad och små kvistar rör sig konstant, lätta flaggor vecklas ut
4	5,5-7,9	Måttlig vind	Damm, blad och lösa papper lyfter, små trädgrenar rör sig
5	8,0-10,7	Frisk vind	Små träd med löv börjar svaja

Appendix 2

Indelning av fjärilar i grupper baserat på val av värdväxt och flygtid (1=tidigt, 2=sent, 3=hela säsongen). Tidigt flygande fjärilar är sådana som flyger från maj till början av juni och sent flygande flyger från mitten av juni till augusti med tyngdpunkt i juli och augusti. Arter markerade med *=rödlistade.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Värdväxt	Flygtid
Amiral	<i>Vanessa atalanta</i>	Örter	3
Aspfjäril	<i>Limenitis populi</i>	Träd/busk	2
Aurorafjäril	<i>Anthracarcardamines</i>	Örter	1
Berggräsfjäril	<i>Lasiommata petropolitana</i>	Gräs	1
Bredbrämadbastardsvärmare*	<i>Zygaenaloniceae</i>	Örter	2
Brunblåvinge	<i>Aricia eumedon</i>	Örter	2
Brunfläckigpärlemorfjäril	<i>Boloriaselene</i>	Örter	3
Citronfjäril	<i>Gonepteryx rhamni</i>	Träd/busk	3
Eldsnabbvinge	<i>Theclabetulae</i>	Träd/busk	3
Grönsnabbvinge	<i>Callophrys rubi</i>	Ris	1
Gullvivefjäril*	<i>Hamearis lucina</i>	Örter	1
Hagtornsfjäril	<i>Aporiocrataegi</i>	Träd/busk	2
Hedblåvinge	<i>Plebejusidas</i>	Ris	3
Kålfjäril	<i>Pieris brassicae</i>	Örter	3
Kamgräsfjäril	<i>Coenonympha pamphilus</i>	Gräs	3
Kattunvisslare*	<i>Pyrgus alveus</i>	Örter	2
Klöverblåvinge	<i>Glaucopsyche alexis</i>	Örter	2
Kvickgräsfjäril	<i>Pararge aegeria</i>	Gräs	3
Ljungblåvinge	<i>Plebejus argus</i>	Ris	3
Luktgräsfjäril	<i>Aphantopus hyperantus</i>	Gräs	2
Midsommarblåvinge	<i>Aricia artaxerxes</i>	Örter	3
Mindrebastardsvärmare*	<i>Zygaenaviciae</i>	Örter	2
Mindreblåvinge*	<i>Cupidominimus</i>	Örter	1
Mindreguldvinge	<i>Lycaenaphlaeas</i>	Örter	3
Mindretåtelsmygare	<i>Thymelicus lineola</i>	Gräs	3
Myrpärlemorfjäril	<i>Boloria aquilonaris</i>	Ris	3
Nässelfjäril	<i>Aglais urticae</i>	Örter	3
Påfågelläga	<i>Inachis io</i>	Örter	3
Pärigräsfjäril	<i>Coenonympha arcania</i>	Gräs	2
Prydligpärlemorfjäril	<i>Boloria euphrosyne</i>	Örter	2
Puktörneblåvinge	<i>Polyommatus icarus</i>	Örter	3
Rapsfjäril	<i>Pieris napi</i>	Örter	3

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Värdväxt	Flygtid
Rovfjäril	<i>Pieris rapae</i>	Örter	3
Sexfläckigbastardsvärmare*	<i>Zygaenafilipendulae</i>	Örter	2
Silverblåvinge	<i>Polyommatus amandus</i>	Örter	2
Silversmygare*	<i>Hesperia comma</i>	Gräs	3
Silverstreckadpärlormfjäril	<i>Argynnis paphia</i>	Örter	3
Skogsgräsfjäril	<i>Erebialgea</i>	Gräs	3
Skogsnätfjäril	<i>Melitaea thalia</i>	Örter	2
Skogspärlormfjäril	<i>Argynnis adippe</i>	Örter	3
Skogsvisslare	<i>Erynnis stages</i>	Örter	1
Skogs- ängsvitvinge	<i>Leptidea sinapis reali</i>	Örter	3
Slättergräsfjäril	<i>Maniola jurtina</i>	Gräs	2
Smultronvisslare	<i>Pyrgus malvae</i>	Örter	1
Sorgmantel	<i>Nymphalis antiopa</i>	Träd/busk	3
Sotnätfjäril*	<i>Melitaea diamina</i>	Örter	2
Starrgräsfjäril	<i>Coenonymphatullia</i>	Gräs	3
Storfläckigpärlormfjäril	<i>Issoria lathonia</i>	Örter	3
Svartfläckigglanssmygare	<i>Carterocephalus silvicola</i>	Gräs	1
Svavelgulhöfjäril	<i>Colias palaeno</i>	Ris	2
Tistelfjäril	<i>Cynthia cardui</i>	Örter	3
Tostebåvinge	<i>Celastrina argiolus</i>	Träd/busk	3
Väddnätfjäril*	<i>Euphydryas aurinia</i>	Örter	1
Vinbärsfuks	<i>Polygonia c-album</i>	Träd/busk	3
Violettblåvinge	<i>Plebejus optilete</i>	Ris	3
Violettkantadguldvinge*	<i>Lycaena hippothoe</i>	Örter	2
Vitfläckiguldvinge	<i>Lycaena virgaureae</i>	Örter	3
Vitgräsfjäril	<i>Lasiommata maera</i>	Gräs	2
Älggräspärlormfjäril	<i>Brenthis ino</i>	Örter	3
Ängsblåvinge	<i>Polyommatus semiargus</i>	Örter	2
Ängsnätfjäril*	<i>Melitaea cinxia</i>	Örter	2
Ängspärlormfjäril	<i>Argynnis aglaja</i>	Örter	3
Ängssmygare	<i>Ochlodessylvanus</i>	Gräs	2

Appendix 3

Totala antalet arter och individer som hittades i de olika habitaten, samt totala antalet platser inom de fyra habitaten där varje art hittades. Arter markerade med *=rödlistade.

Arter Svensktnamn	Antal individer inom varje habitat				Antal lokaler med förekomst i olika habitat			
	Bete	Hygge	Kraftledn	Skogsväg	Bete	Hygge	Kraftledn	Skogsväg
Amiral	6	3	-	3	4	3	-	3
Aspfjäril	-	-	1	2	-	3	1	2
Aurorafjäril	21	4	8	19	6	-	6	9
Berggräsfjäril	-	-	5	5	-	-	3	1
Bredbrämadbastardsvärmare*	2	-	1	-	2	-	1	-
Brunblåvinge	28	7	6	3	7	4	4	3
Brunfläckigpärlemorfjäril	9	44	83	19	5	13	16	6
Citronfjäril	48	155	110	84	16	21	19	18
Eldsnabbvinge	2	1	4		2	1	4	-
Grönsnabbvinge	26	76	209	84	11	15	23	17
Gullvivefjäril*	-	-	1	-	-	-	1	-
Hagtornsfjäril	3	2	3	1	2	2	2	1
Hedblåvinge	1	24	128	16	1	6	8	4
Kålfjäril	37	18	23	17	14	6	12	9
Kamgräsfjäril	44	21	22	2	11	11	7	2
Kattunvisslare*	-	-	1	-	-	-	1	-
Klöverblåvinge	2	-	5	1	1	-	3	1
Kvickgräsfjäril	1	-	-	38	1	-	-	14
Ljungblåvinge	13	42	106	24	5	6	15	7
Luktgräsfjäril	282	115	140	98	21	20	21	19
Midsommarblåvinge	16	1	13	9	5	1	7	4
Mindrebastardsvärmare*	5	7	26	2	1	2	2	2

Arter Svensktnamn	Antal individer inom varje habitat				Antal lokaler med förekomst i olika habitat			
	Bete	Hygge	Kraftledn	Skogsväg	Bete	Hygge	Kraftledn	Skogsväg
Mindreblåvinge*	1	-	2	3	1	-	2	3
Mindreguldvinge	15	6	18	6	7	4	7	2
Mindretåtelsmygare	138	45	98	87	21	16	20	14
Myrparlemorfjäril	-	-	3	-	-	-	1	-
Nässelfjäril	48	81	17	11	13	18	12	7
Påfågelläga	17	39	48	7	11	14	14	5
Pärllgräsfjäril	196	146	235	71	22	20	24	14
Prydligparlemorfjäril	8	43	99	53	4	11	18	11
Puktörneblåvinge	36	9	10	3	12	6	8	2
Rapsfjäril	212	93	122	164	23	17	22	24
Rovfjäril	47	58	39	17	11	9	13	10
Sexfläckigbastardsvärmare*	3	-	10	-	1	-	1	-
Silverblåvinge	10	10	28	9	5	6	10	5
Silversmygare*	1	5	-	1	1	3	-	1
Silverstreckadparlemorfjäril	17	18	59	101	9	10	18	18
Skogsgräsfjäril	-	1	1	10	-	1	1	4
Skogsnätfjäril	43	35	81	21	12	12	21	10
Skogspärlemorfjäril	7	27	56	18	4	8	12	9
Skogsvisslare	7	1	7	3	3	1	2	2
Skogs- ochängsvitvinge	31	8	41	85	11	6	11	17
Slättergräsfjäril	8	4	2	-	3	1	1	-

Appendix 4

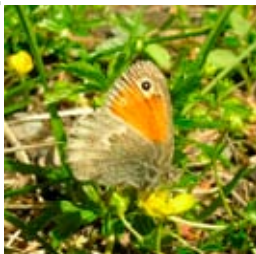
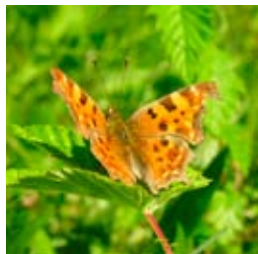
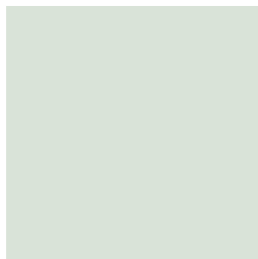
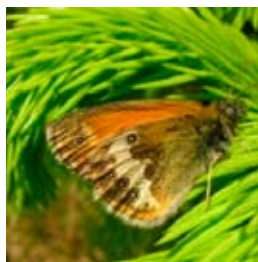
Parvisa jämförelser av skillnad mellan biotoper i artrikedom inom de olika grupperna baserat på flygtid och värdväxtval. B=Betesmark, HY=Hygge, KL=Kraftledningsgata, SBV=Skogsbilväg. Signifikanta skillnader d.v.s. med p-värden <0.05 är markerade med fetstil (det är inte intressant att titta på resultaten av de parvisa jämförelserna om inte p-värdet för modellen är signifikant).

			Parvisa jämförelser av skillnad mellan biotoper i artrikedom inom de olika grupperna baserat på flygtid och värdväxtval					
Egenskap	Indelning	p-värde modell	B-HY	B-KL	B-SBV	HY-KL	HY-SBV	KL-SBV
Flygtid	1	0.0010	0.4282	0.0002	0.0147	0.0030	0.0944	0.1786
	2	0.0571	0.9584	0.0399	0.6655	0.0353	0.7038	0.0135
	3	0.1964	0.9477	0.0862	0.9345	0.0752	0.9867	0.0725
Värdväxt	Gräs	0.6086	0.5940	0.4289	0.7923	0.1870	0.4263	0.5970
	Ris	<0.0001	0.1317	<0.0001	0.0084	0.0004	0.2443	0.0128
	Träd/busk	0.2999	0.3957	0.0913	0.1161	0.3957	0.4653	0.9046
	Örter	0.0443	0.7855	0.0788	0.3130	0.0432	0.4603	0.0064

Appendix 5

Parvisa jämförelser av skillnad mellan biotoper i individantal i de olika grupperna baserade på flygtid och värdväxtval. B=Betesmark, HY=Hygge, KL=Kraftledningsgata, SBV=Skogsbilväg. Signifikanta skillnader d.v.s. med p-värden <0.05 är markerade med fetstil (det är inte intressant att titta på resultaten av de parvisa jämförelserna om inte p-värdet för modellen är signifikant).

			Parvisa jämförelser av skillnad mellan biotoper i individantal i de olika grupperna baserade på flygtid och värdväxtval					
Egenskap	Indelning	p-värde modell	B-HY	B-KL	B-SBV	HY-KL	HY-SBV	KL-SBV
Flygtid	1	0.0001	0.1525	<0.0001	0.0167	0.0017	0.3224	0.0273
	2	0.0864	0.4206	0.2221	0.2450	0.0444	0.7189	0.0185
	3	0.1960	0.5979	0.1867	0.5536	0.0662	0.9481	0.0574
Värdväxt	Gräs	0.2456	0.1145	0.9350	0.2472	0.0973	0.6689	0.2158
	Ris	<0.0001	0.0690	<0.0001	0.0246	0.0005	0.6575	0.0020
	Träd/busk	0.0733	0.0218	0.0289	0.0559	0.9105	0.6922	0.7767
	Örter	0.1090	0.3241	0.3438	0.2000	0.0551	0.7653	0.0274



CBM Centrum för
biologisk mångfald

*Dagfjärilar i naturbetesmarker,
kraftledningsgator, på hyggen och skogsbilvägar*

CBM:s skriftserie 45 ISBN 978-91-89232-56-3