



LÄNSSTYRELSEN
ÖSTERGÖTLAND

RAPPORT 2001:18

Jordlöpare som indikatorer vid övervakning av värdefulla naturmiljöer

Håkan Ljungberg på uppdrag av Miljövårdsenheten 2001-12-20



Jordlöpare som indikatorer vid övervakning av värdefulla naturmiljöer

Sammanställning och utvärdering av befintlig kunskap

**Länsstyrelsen Östergötland 2001
Miljövårdsenheten**

Rapport 2001:18
ISBN 91-7488-059-4

Text och illustrationer: Håkan Ljungberg, Lund.

Framsidesbilderna: Spöklöpare, *Nebria livida*, en jordlöpare typisk för vegetationsfattiga sandstränder, som idag har sina starkaste förekomster i gamla sandtag; en betad strandäng vid Ister näset utanför Kristianstad och en sandig ljunghed vid Revingehed utanför Lund.

Innehåll	
Inledning	3
Målsättning	4
Bakgrundskunskap	4
<i>Ekologiska och faunistiska studier</i>	4
<i>Jordlöparna på rödlistan</i>	5
<i>Knytningen till tidiga successioner</i>	7
<i>Beteshävd och annan störning</i>	10
<i>Jordlöparna som miljöindikatorer i det öppna landskapet</i>	12
Lämpliga miljöer att övervaka	15
<i>Torrängar</i>	16
<i>Vegetationsfattiga sandmarker</i>	16
<i>Ljunghedar</i>	16
<i>Sötvattensstränder och andra öppna våtmarksmiljöer</i>	17
<i>Älv- och åstränder</i>	19
<i>Grus-, sand- och lertäkter</i>	20
Inventeringsmetoder	21
<i>Fallfällor</i>	21
<i>Ramprover</i>	23
<i>Suction sampling</i>	24
<i>Manuell insamling</i>	24
Utvärdering av inventeringsresultat	24
<i>Artrikedom</i>	24
<i>Artsammansättning</i>	25
<i>Raritetsindex</i>	25
<i>Representativitet</i>	26
<i>Indikatorarter</i>	26
Viktiga förutsättningar för faunistiska studier	26
<i>Vad är syftet med övervakningen?</i>	27
<i>Välj rätt insamlingsmetod</i>	27
<i>Planera studien med omsorg</i>	28
Förslag till fortsatta studier	29
Sammanfattning	30
Tack	31
Referenser	31
Appendix 1-4	

Förord

Som ett led i Naturvårdsverkets och Länsstyrelsernas gemensamma ambition att ta fram standardiserade metoder för att övervaka miljön i Sverige, så fick Länsstyrelsen i Östergötland i uppdrag att utreda om jordlöparna är en lämplig grupp att använda vid övervakning av natur. Länsstyrelsen gav i sin tur uppdraget vidare till Håkan Ljungberg, Lund, då han är en av få personer som besitter den kunskap som behövs för att utreda frågan.

Håkan har gjort en grundlig genomgång om vad världslitteraturen har att ge i detta ämne och tömt ur sig mycket av sina egna samlade erfarenheter som inhämtats under många års studier av denna fauna. Föreliggande rapport har producerats i nära samarbete med Nicklas Jansson och Kjell Antonsson på Länsstyrelsen. Författaren står dock själv för sina slutsatser och åsikter i olika behandlade frågor.

Rapporten har sänts ut på remiss och svar med synpunkter har inkommit från följande personer: Thomas Johansson och Markus Forslund, Länsstyrelsen Kalmar; Ulf Gärdenfors och Bengt Ehnström, Artdatabanken; Bengt Gunnarsson, Göteborgs Universitet, Mikael Sörensson, Lunds universitet, Stig Lundberg, Luleå.

Inledning

Jordlöparna är efter kortvingarna och vivlarna vår tredje största skalbaggsfamilj, med i runda tal 330 bofasta svenska arter (Lundberg 1995). Många av arterna är stora och iögonfallande, och jordlöparna är med all rätt en populär grupp bland amatörentomologer. Framför allt i Centraleuropa har jordlöpare sedan länge varit föremål för ekologiska studier (Thiele 1977). Tillgången på modern bestämningslitteratur är god — jordlöparna har behandlats både i Svensk Insektfauna (Lindroth 1961) och i Fauna Entomologica Scandinavica (Lindroth 1985, 1986) — i denna serie har också larverna behandlats (Luff 1993).

I flera miljöer är jordlöparna ett framträdande inslag i markfaunan, och innehåller därtill arter med specifika habitatkrav. Exempel på miljöer där jordlöparfaunan är relativt välstuderad och jordlöparna kan tänkas ha värde som indikatorer är myrар (Jonsell 1995), sötvattnsstrandängar (Antonsson & Lennartsson 1985, Ljungberg 1994, 1995), havsstrandängar (se t.ex. Desender & Maelfait 1999, några svenska studier av jordlöpare i denna miljö finns ännu så länge inte), sandmarker (Sörensson 1989, Ljungberg 1989, 1999, 2001), torrängar (Bornfeldt 1995, Ljungberg 2001), alvarmark (Ljungberg 2001), ljunghedar (Ljungberg 1989, Gunnarsson & Götmark 1998), trädesåkrar (Ljungberg 1989), älvstränder (Berglund *et al.* 1997, Nilsson & Lundberg 1985). Eftersom jordlöparna är aktiva på markytan kan man i gynnsamma fall med hjälp av fallfällor få en god bild av en lokals jordlöparfauna med relativt måttlig arbetsinsats.

Målsättning

Projektet består av två etapper, där föreliggande rapport redovisar resultaten av etapp 1. Syftet med etapp 1 är att sammanställa befintliga inventeringsresultat och övrig kunskap, och att utifrån denna utvärdera om jordlöpare är lämpliga att använda för miljöövervakning, och i så fall i vilka naturtyper. Etapp 2 inleds endast om den förstnämnda frågan kan besvaras med ja, och syftar till att precisera lämpliga undersökningsområden samt att utforma standardiserade metoder för att övervaka förändringar i jordlöparsamhällena i de utvalda miljöerna.

Bakgrundskunskap

Ekologiska och faunistiska studier

Tack vare arbeten av Carl H. Lindroth (1945, 1949) är den grundläggande kännedomen om våra jordlöparens utbredning och levnadssätt god. På senare år har detaljerade sammanställningar över jordlöparens förekomst i olika miljöer gjorts av bl. a. Eyre & Luff (1990) och Turin *et al.* (1991), med utgångspunkt ifrån omfattande material insamlade med fallfällor på ett stort antal lokaler. Vår kunskap om jordlöparnas habitatkrav är alltså relativt god, även om vi endast sällan har detaljerad kännedom om exakt vilka omvärldsfaktorer som gör att en viss art uppträder i vissa miljöer men inte i andra. I centraleuropeisk litteratur finns talrika arbeten om jordlöparens ekologi, framför allt på åkermark och gräsmarker i jordbrukslandskapet (se Luff 1996 för referenser). I flera brittiska arbeten (Luff *et al.* 1989, Eyre & Luff 1990, Luff *et al.* 1992) har mark- och vegetationstyper grupperats efter deras jordlöparsamhällena, med användande av statistiska tekniker som "Two-Way Indicator Species Analysis" (TWINSPAN) och "Detrended Correspondence Analysis" (DECORANA) på omfattande fallfällematerial. Det har emellertid visat sig att en sådan gruppering inte alltid ger resultat som är användbara i naturvårdssammanhang (Holmes *et al.* 1993b). Också jag har svårt att se hur dessa tämligen grovkorniga indelningar skulle kunna ha någon användning i naturvårdssammanhang. Det som till mycket stor del saknas i de ovannämnda habitatgrupperingarna är närmare information om vegetationsstrukturens betydelse, d.v.s. markskiktets beskaffenhet samt fältskiktets höjd och täckningsgrad. Detta trots att vi vet att de faktorer som är viktiga för jordlöpare verkar i en mycket liten skala, och ej eller knappast återspeglas av en indelning baserad på makrovegetationstyper (se vidare nedan).

I flera europeiska länder har jordlöparna varit föremål för faunistiska studier, och förutom rent grundläggande karteringar av arternas utbredning har flera arbeten också behandlat förändringar i faunan (Bangsholt 1983, Turin & den Boer 1988, Turin 1990, Marggi 1992, Maelfait *et al.* 1994). I Sverige lades en bergfast grund för fortsatt faunistiskt arbete av Carl H. Lindroth (1945, 1949), som publicerade prickkartor för alla de fennoskandiska arterna. Underlaget till Lindroths kartor förvaras på Göteborgs Naturhistoriska Museum, i form av ett kartotek över svenska jordlöparfynd fram till 1940. För alla de rödlistade

arterna och ett urval andra (sammanlagt 140 arter) har Lindroths material nu datalagts och uppdaterats med senare uppgifter, inhämtade såväl ur offentliga samlingar som genom kontakt med aktiva entomologer (Ljungberg opubl.). Fig. 1 och 2 visar exempel på hur dessa data kan användas. Fig. 1 åskådliggör trender i antalet fynd av *Chlaenius nigricornis*, en våtmarksart som är knuten till stränder med kortvuxen vegetation och därför gynnas av hävd. Under perioden 1920-1999 har antalet 10x10 km-rutor med fynd av arten halverats (antal rutor per 20-årsperiod: 59-61-29-30), med en markant nedgång kring 1960. Fig. 2 visar motsvarande trend för en annan våtmarksart, *Pterostichus aterrimus*, som också den förekommer i strandmiljöer, men som snarare gynnas av igenväxning och eutrofiering. Denna art uppvisar under samma tidsperiod en ökande trend (antal rutor per 20-årsperiod: 8-8-15-15). Det ifrågasätts ibland om museisamlingar speglar arters verkliga förekomst på ett sådant sätt att de kan användas för att utvärdera långsiktiga trender i frekvens och utbredning (Andersson 1987). Min egen uppfattning är att materialets representativitet förvisso varierar starkt från grupp till grupp och att museimaterial alltid har vissa begränsningar, men att jordlöparna i sin egenskap av populära, lättobserverade och lättbestämda djur utgör en av de skalbaggsgrupper där sådana studier har störst potential.

Jordlöparna på rödlistan

På den svenska rödlistan (Gärdenfors 2000) finns 75 jordlöpararter upptagna. Om man räknar bort regionalt utdöda arter (9), arter rödlistade som "data deficient" (2), mer eller mindre synantropa arter (2) och arter som i landet endast påträffats på en lokal och till stor del hotas av slumpfaktorer (5), återstår en kärna av 57 arter. Dessa kan sägas utgöra de för naturvården mest relevanta arterna, när "kuriosafallen" sorterats bort. I tabell 1 är dessa 57 arter listade, med angivande av huvudsaklig biotop, främsta hotfaktor och hotstatus. Den stora dominansen av arter knutna till öppen mark i tidiga successionsfaser är påfallande (50 arter, 88%). De två stora hoten mot dessa 50 arter är igenväxning (35 arter) och förändrad hydrologi (reglering/dikning, 14 arter). Om man dessutom betänker att också vattenreglering i första hand medför en igenväxning (p.g.a. minskad eller upphörd störning), så framstår igenväxning än tydligare som hotfaktorn framför andra. Rödlistor och studier av faunaförändringar i övriga Europa ger en helt samstämmig bild (se t.ex. Bangsholt 1983). Avvikande härvidlag är Hengeveld (1985), som drar slutsatsen att klimatvariationer haft ett avgörande inflytande på holländska jordlöparens förekomst under 1900-talet, medan mänsklig påverkan spelat en underordnad roll. Den ytterst grovkorniga biotopindelningen av Hengevelds material (sju biotyper urskiljes, däribland "kust", "hed", "skog", "kärr" och "gräsmark") får mig att ifrågasätta allmängiltigheten i detta påstående. Inom parentes kan nämnas att Holland utmärker sig genom att helt sakna en rödlista för familjen Carabidae, något som torde spegla synsättet hos tongivande holländska carabidologer snarare än hotsituationen i landet. I Belgien är trenden att ett fåtal allmänna arter har blivit mer allmänna, på bekostnad av ett större antal sällsynta arter som

Tabell 1. Rödlistade jordlöpare i Sverige (enligt Gärdenfors 2000). Arter i hotkategorierna RE och DD (11 st.) har uteslutits, liksom synantropa arter (2 st.) och arter med dokumenterad förekomst endast från en svensk lokal (5 st.). Fuktighetspreferens: H = hygrofil, M = mesofil, X = xerofil.

Art	Fuktighetspreferens	Biotop	Öppenmark, tidig successions-fas	Främsta hot	Hotstatus	Även i täkter
Abax parallelepipedus	M	Lövskog		Avverkning	NT	
Acupalpus dubius	H	Stränder	X	Igenväxning	EN	
Agonum duftschmidi	H	Lövsumpskog		Dikning	NT	
Agonum lugens	H	Stränder, kärr	X	Igenväxning	NT	
Agonum marginatum	H	Stränder	X	Igenväxning	NT	T
Amara infima	X	Ljungshed, sandmark	X	Igenväxning	NT	T
Amara littorea	X	Ruderatmark, trädesåkrar	X	Igenväxning	EN	T
Badister lacertosus	H	Fuktig lövskog		Dikning	NT	
Bembidion andreae	H	Stränder, rasbranter	X	Igenväxning	CR	T
Bembidion argenteolum	H	Stränder	X	Reglering	NT	
Bembidion humerale	H	Torvmark	X	Dikning	VU	T
Bembidion litorale	H	Stränder	X	Reglering	NT	
Bembidion lunatum	H	Stränder	X	Reglering	VU	T
Bembidion nigricorne	X	Ljungshed, sandmark	X	Igenväxning	NT	T
Bembidion petrosium	H	Älvstränder	X	Reglering	VU	
Bembidion ruficolle	H	Stränder	X	Reglering	NT	T
Bembidion semipunctatum	H	Älvstränder	X	Reglering	NT	
Bembidion stephensi	H	Rasbranter, strandbrinkar	X	Reglering	NT	T
Brachinus crepitans	X	Torvmarker	X	Igenväxning	VU	T
Calosoma reticulatum	X	Alvarmark, torrängar	X	Igenväxning	EN	
Carabus convexus	X	Torvmarker	X	Igenväxning	VU	T
Carabus intricatus	M	Lövskog		Avverkning	VU	
Chlaenius costulatus	H	Kärr	X	Dikning	VU	
Chlaenius nigricornis	H	Stränder	X	Igenväxning	NT	T
Chlaenius quadrisulcatus	H	Kärr, stränder	X	Dikning	VU	
Chlaenius sulcicollis	H	Kärr, stränder	X	Dikning	CR	
Chlaenius tristis	H	Stränder	X	Igenväxning	VU	
Chlaenius vestitus	H	Stränder, rasbranter	X	Igenväxning	EN	T
Cicindela maritima	H	Stränder	X	Reglering	EN	
Cymindis humeralis	X	Alvarmark, torrängar	X	Igenväxning	VU	
Cymindis macularis	X	Sandmark	X	Igenväxning	NT	T
Dyschirius angustatus	H	Rasbranter, älvstränder	X	Reglering	VU	T
Dyschirius chaldeus	H	Stränder	X	Igenväxning	EN	T
Dyschirius impunctipennis	H	Stränder	X	Exploatering	VU	
Dyschirius intermedius	H	Rasbranter, strandbrinkar	X	Igenväxning	VU	T
Elaphrus uliginosus	H	Stränder	X	Igenväxning	NT	T
Harpalus anxius	X	Sandmark	X	Igenväxning	NT	T
Harpalus calceatus	X	Sandmark, trädesåkrar	X	Igenväxning	EN	T
Harpalus flavescens	X	Sandmark	X	Igenväxning	EN	T
Harpalus griseus	X	Sandmark, trädesåkrar	X	Igenväxning	EN	T
Harpalus hirtipes	X	Sandmark	X	Igenväxning	EN	T
Harpalus luteicornis	X	Torrängar, hedmark	X	Igenväxning	VU	T
Harpalus melancholicus	X	Sandmark	X	Igenväxning	VU	T
Harpalus neglectus	X	Sandmark	X	Igenväxning	NT	
Harpalus picipennis	X	Sandmark	X	Igenväxning	NT	T
Harpalus servus	X	Sandmark	X	Igenväxning	NT	T
Harpalus subcylindricus	X	Alvarmark, torrängar	X	Igenväxning	NT	T
Lebia cyanocephala	X	Alvarmark, torrängar	X	Igenväxning	EN	
Nebria salina	M	Hedmark, alvarmark	X	Igenväxning	NT	T
Ophonus azureus	X	Alvarmark, torrängar	X	Igenväxning	NT	
Ophonus puncticollis	X	Torvmarker	X	Igenväxning	NT	T
Panagaeus cruxmajor	H	Stränder	X	Igenväxning	NT	T
Perileptus areolatus	H	Älvstränder	X	Reglering	VU	
Platynus krynickii	H	Lövsumpskog		Dikning	NT	
Platynus mannerheimi	H	Gransumpskog		Dikning	NT	
Platynus longiventris	H	Lövsumpskog vid älvstränder		Reglering	EN	
Pterostichus punctulatus	X	Sandmark, trädesåkrar	X	Igenväxning	CR	T
Summa arter						57
Andel hygrofila						54%
Andel mesofila						6%
Andel xerofila						40%
Summa öppenmarksarter i tidiga successionsfaser						50
Summa d:o, hotade av igenväxning						35
Summa d:o, hotade av reglering/dikning						14
Arter med dokumenterad förekomst i täkter						32

har blivit ännu sällsyntare (Desender *et al.* 1994). Påfallande är att, trots att de senaste årtiondena uppvisar ett varmare klimat, många av de minskande arterna är termofila. Desender & Turin (1989) sammanställde faunistiska data sedan 1870-talet för de fyra länderna Danmark, Holland, Belgien och Luxemburg, och konstaterade att xerofila arter dominerar bland de arter som minskar i hela området. I Sverige förefaller enligt tabell 1 de hygrofila arterna vara i knapp majoritet på rödlistan, vilket kan ha flera orsaker. Våtmarker är t.ex. i Centraleuropa i mycket högre grad än hos oss utdikade sedan länge. Möjligen kan också skillnaden vara avhängig klimatiska skillnader mellan områdena.

Knytningen till tidiga successioner

I sin egenskap av oftast rätt polyfaga rovdjur, allätare eller (främst släktena *Amara* och *Harpalus*) fröätare är jordlöparna relativt oberoende av förekomsten av specifika växtarter. Desto viktigare är då markytans egenskaper såsom jordart, kornstorlek, fuktighet och mikroklimatiska faktorer som solexponering (till stor del en funktion av markvegetationens struktur och täckningsgrad). En ytterligare förutsättning för artrika samhällen av fytofaga jordlöpare förefaller vara en mångfacetterad fröproduktion under olika delar av säsongen (Telfer & Eversham 1996). Som vi redan har sett är många av de öppna markernas jordlöpare och flertalet av de hotade arterna knutna till vegetationsfattiga miljöer och tidiga successionsstadier, i miljöer som upprätthålls av olika former av störning — naturlig eller kulturbetingad. Störning definieras växtekologiskt som en förstörelse eller förlust av växtbiomassa (Grime 2001). Denna definition omfattar både naturliga processer såsom vattennivåfluktuationer, extrem torka, erosion, uppfrysning eller brand, och kulturbetingade företeelser som bete, slåtter eller trampslitage.

Den stora betydelse som vegetationens struktur har för många evertebrater belyses på ett översiktligt sätt av Morris (2000). För jordlöparfaunan har en igenväxning som medför ett mer slutet vegetationstäcke och en förnaansamling i markytan en stor effekt, även om vegetationens artsammansättning inte ändras nämnvärt. Flera studier belyser detta. Usher & Thompson (1993) identifierade vegetationsstruktur och markfuktighet som de utan jämförelse viktigaste faktorerna som styr artsammansättningen av jordlöpare på brittiska hedmarker. Också Gardner (1991) observerade att tidigare studier av jordlöparsamhällen på brittiska hedmarker (Butterfield & Coulson 1983, Luff *et al.* 1989, Luff *et al.* 1992) inte tagit tillräcklig hänsyn till vegetationsstruktur som en viktig faktor, och identifierade jordlöparsamhällen associerade med tidiga successionsfaser i ljungvegetationens utveckling. Rushton *et al.* (1990) fann indikationer på att jordlöparfaunan vid upphörd slåtterhävd undergick en succession, från ett samhälle dominerat av xerofila öppenmarksarter till ett samhälle av mer skugg- och fuktighetskrävande arter. Det ökade inslaget av fuktighetskrävande arter speglade inte någon skillnad i hydrologi mellan de undersökta ytorna, utan snarare de fuktigare mikrohabitat som skapades i en högre

Figur 1 o 2

gräsvegetation med ökande förnaansamling.

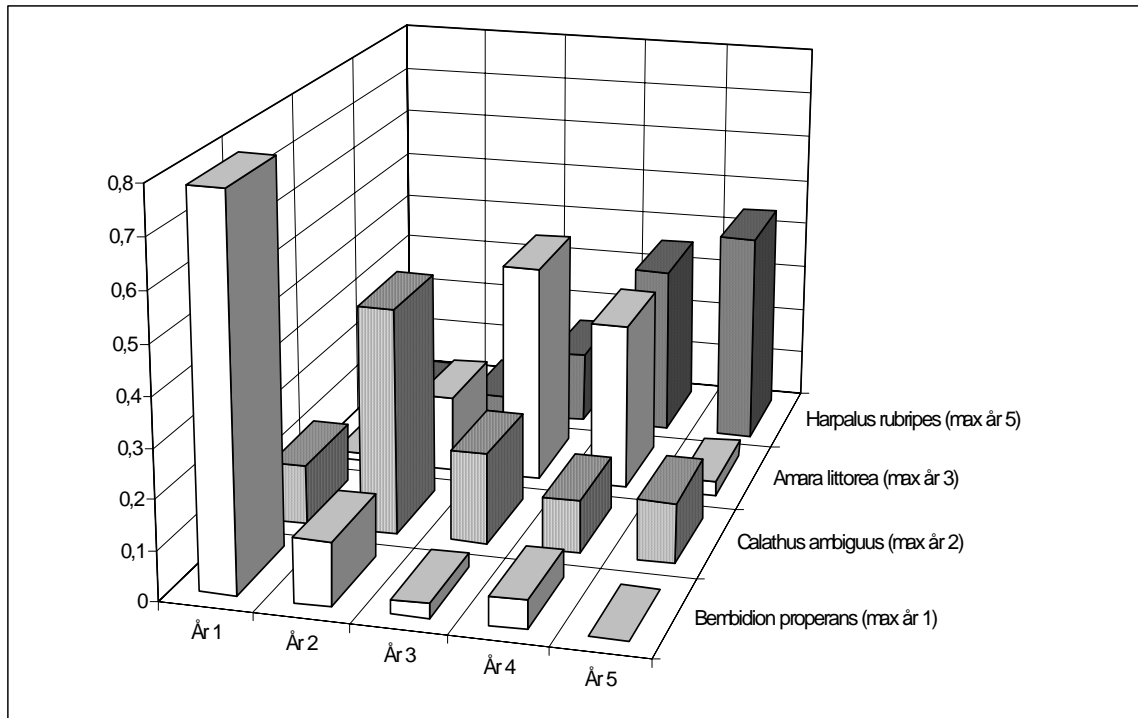
Främbs (1990) studerade successioner av jordlöpare på en utbruten torvmosse, när de blottade torvtyterna koloniserades av blååtäl (*Molinia caerulea*), som efter fem år bildade en tät grässvål. Pionjärarter som försvann under dessa fem år var t.ex. *Elaphrus riparius*, *Dyschirius luedersi*, *Agonum marginatum* och *Harpalus rufipalpis*, medan anspråkslösa arter som *Dyschirius globosus*, *Pterostichus versicolor* och *P. diligens* uppvisade ökande trender under samma period. Mossakowski *et al.* (1990) studerade jordlöpare på sandiga ljungdominerade marker utsatta för slitage av stridsvagnar, och jämförde deras fauna med ohävdad, igenväxande ljunghed. Trots artikelns titel ("carabid beetles as indicators of habitat destruction"), visade sig faunan vara artrikast på de marker som befann sig i succession efter tidigare "förstörelse". Begränsar man sig till de hed- och sandmarksarter som i Europa anses som sällsynta eller hotade, blir bilden ännu tydligare. De flesta av dessa saknades helt på den ohävdade ljungheden, som i stället dominerades av anspråkslösa arter.

För den i Västeuropa starkt hotade hedarten *Carabus nitens* visade Assmann & Janssen (1999) hur den nästan helt var begränsad till de partier av en ljunghed där vegetationen (som en följd av röjning eller bränning) befann sig i en tidig successionsfas. I extensivt hävdade ljunghedspartier med grov och högvuxen ljung, tätt moss- och lavtäckte i markskiktet och humusanrikning reproducerade *C. nitens* sig ej. Också Gardner (1991) nämner *C. nitens* såsom talrikt uppträdande på nyligen brända ytor i brittiska hedmarker. Irmeler *et al.* (1994) observerade både högre diversitet och större antal rödlistade arter (bl.a. *Carabus convexus*, *Amara infima*, *Harpalus calceatus* och *Cymindis macularis*) på de partier av ljunghedar där vegetation och humusskikt avlägsnats.

Schnitter (1994) studerade faunans sammansättning på trädesåkrar under de första fem åren av succession. Medan vissa arter uppvisade ett maximum tidigt under successionen för att sedan avta eller helt försvinna, tilltog andra i antal under de fem åren (fig 3). Antalet regionalt rödlistade arter kulminerade under det andra året, och en art som *Amara littorea* (rödlistad också i Sverige), minskade drastiskt efter de första åren. Klinge (1993) utförde en liknande studie på marker som legat i träda 2, 4 resp. 20 år. Såväl art- som individantal avtog med stigande ålder, och de regionalt rödlistade arterna (t.ex. de även hos oss starkt hotade *Pterostichus punctulatus* och *Harpalus calceatus*) var nästan helt begränsade till de tidiga successionsstadierna.

Telfer & Eversham (1996) diskuterade den artrika jordlöparfaunan i hedområdet Breckland i östra England. Faunan innehöll här ett betydande antal nationellt hotade arter, och de viktigaste miljöerna för bevarandet av denna fauna visade sig inte vara floristiskt välkända habitat som ljunghedar, gräsheddar eller sanddyner. I stället var den rikaste jordlöparfaunan

knuten till årligen störd ogödslad jordbruksmark med låg och sparsam vegetation, talrika markblottor och ett varmt mikroklimat. När naturvärdesbedömningar gjordes utifrån botaniska kriterier förbisågs sådana miljöer ofta, eftersom deras flora ansågs vara trivial och ruderatpräglad.



Figur 3. Jordlöpare på igenväxande trädesåkrar — exempel på arter som uppvisar abundansmaxima under olika faser av igenväxningen (ur Schnitter 1994).

Beteshävd och annan störning

Beteshävd som störningsregim har en flerfaldig inverkan på markfaunan. Beteshävd har effekten att föryngra vegetationen, och hålla den i en tidig successionsfas. Såväl bete som slåtter ger i jämförelse med ohävd ett artrikt växtsamhälle, där lågvuxna och konkurrenssvaga arter gynnas, en kraftigt minskad förnabildning, och en större solinstrålning till marken (Alexandersson *et al.* 1986). Betet skapar en mosaik av hårdbetade ytor och ratade tuvområden, och den återkommande störningen gynnar lågvuxna, konkurrenssvaga växtarter på bekostnad av mer högvuxna arter. En ansamling av förna förhindras, och ett markskikt av mossor kan utbildas. Vid högt betestryck ger också den kortsnaggade vegetationen i kombination med nakna, upp trampade ytor en ökad värmeinstrålning. Därigenom skapas ett varmare mikroklimat – framför allt värms marken upp tidigare på våren.

Liknande inverkan på vegetationen har också olika typer av naturlig störning — erosion eller vattennivåfluktuationer för att bara nämna två. Vid upphörd störning sker en succession där högvuxna, konkurrensstarka växter tar överhanden, och en ansamling av förna sker. För markfaunan har denna process framför allt en negativ effekt på

mikroklimatet. Liknande förändringar sker om markens näringsförhållanden ändras genom gödsling. En tätare grässväl och ett större inslag av bredbladiga gräs ger också ett kallare mikroklimat. En nyttillkommen faktor som verkar i samma riktning är det atmosfäriska kvävenedfallet. Särskilt i de mest näringsfattiga miljöerna kan denna atmosfäriska gödning ha betydande inverkan på vegetationsstrukturen och därmed också på mikroklimatet.

En tidig studie av betestryckets effekter på torrängarnas insektfauna gjordes av Bornfeldt (1968, 1995), som jämförde 12 lokaler med fårbetade ängshavresamhällen utsatta för olika grader av betespåverkan. Studien initierades mot bakgrund av att röster höjts mot ett i mångas ögon alltför högt betestryck på delar av Ölands Stora alvar. Materialet omfattar förutom skalbaggar också hopprätvingar, stritar, skinnbaggar och fjärilar, och ger en mycket intressant inblick i betets påverkan på olika insektsgrupper. Olyckligtvis är Bornfeldts material av jordlöpare mycket begränsat, och inslaget av de för alvartorrängarna karakteristiska arterna är överraskande litet. Materialet (tabell 2) visar dock ingen minskning av diversiteten vid ökande betestryck — snarare är tendensen den motsatta. Müller (1998) fann hos flera jordlöpararter en korrelation mellan betesintensitet och individtäthet, där sambandet för vissa arter var positivt, för andra negativt. Tyvärr är Müllers resultat svårtolkade, eftersom också andra faktorer än betestrycket skilde sig åt mellan ytorna (de svagt betade ytorna var ogödslade, medan de intensivt betade ytorna konstgödslats).

Tabell 2. Jordlöpare insamlade med fallfällor på öländska alvartorrängar med olika grad av betespåverkan (ur Bornfeldt 1995). Grad 1 = svag betespåverkan (igenväxande), grad 3 = måttlig betespåverkan, grad 5 = mycket stark betespåverkan (överbetat).

Art	grad 1	grad 3	grad 5	totalt
Nebria salina	0	1	1	2
Notiophilus aquaticus	1	3	6	10
Dyschirius globosus	0	0	1	1
Trechus quadristriatus	1	0	1	2
Calathus fuscipes	12	7	63	82
Calathus erratus	7	73	87	167
Calathus melanocephalus	5	5	19	29
Amara familiaris	0	0	1	1
Amara lucida	1	1	3	5
Amara tibialis	1	2	6	9
Amara equestris	0	0	1	1
Harpalus latus	3	0	6	9
Harpalus rubripes	0	0	1	1
Bradycellus caucasicus	0	0	1	1
Syntomus foveatus	0	8	8	16
Cymindis angularis	0	3	3	6
Antal arter	8	9	16	

McFerran *et al.* (1994) studerade irländska gräshedar, och visade experimentellt att även några års beteshävd har stora effekter på åtskilliga jordlöpararters förekomst. En av de arter som påverkades mest var *Nebria salina*, som dominerade starkt på de betade ytorna.

Gardner *et al.* (1997) visade hur fårbete åstadkom en förändring av faunan i riktning mot arter knutna till tidiga successionsfaser. Enligt denna studie *minskade* diversiteten vid högt betetryck, något som särskilt drabbade de typiska ljunghedsarterna. Delvis är detta en konsekvens av att flera av de arter som i brittiska studier ansetts vara ”typiska hedarter” är knutna till relativt sena successionsfaser (exempel är *Leistus terminatus*, *Calathus micropterus*, *Bradycellus ruficollis* och *Trichocellus cognatus*). Dessutom försvåras jämförelsen mellan lokaler av att både torra och fuktiga lokaler ingår i studien, och att också de ohävdade lokalerna innefattade ytor vilka befann sig i tidiga successionsfaser. Delvis har man alltså jämfört äpplen med päron. Trots detta är det överraskande att arter karakteristiska för vegetationsfattig mark som *Nebria salina*, *Elaphrus lapponicus* och *E. uliginosus* främst noterades från ohävdade hedder med högvuxen ljunghed.

Själv har jag undersökt den marklevande skalbaggsfaunan inom familjerna jordlöpare (Carabidae) och kortvingar (Staphylinidae) på sju lokaler i nordöstra Skåne (Ljungberg 1995). I denna studie kunde faunan jämföras mellan sedan länge beteshävdade strandängar (3 lokaler), slåtterhävdade strandängar (2 lokaler) och strandängar som varit stadda i igenväxning under 2 resp. >10 år (vardera 1 lokal). Även om antalet lokaler var alltför litet för att tillåta statistisk bearbetning, visade resultaten mycket tydligt på en större diversitet (uttryckt som antal arter) på de tre beteshävdade lokalerna än på de hävdade. De slåtterhävdade lokalerna intog en mellanställning beträffande artantal, men kunde med avseende på förekomst av sällsynta arter mäta sig med de beteshävdade.

Arealen naturliga fodermarker har minskat starkt under de senaste 100 åren, och särskilt hårt drabbade är slåttermarker och utmarksbeten. Dagens naturbetesmarker är ofta belägna på tidigare ängsmark (Nilsson & Rundlöf 2001), medan magra, hårt betade utmarker till stor del förbisetts i naturvårdsarbetet. Det är ställt utom varje tvivel att naturliga fodermarker hyser en mycket stor del av den biologiska mångfalden i det svenska landskapet (inte minst vad gäller insekterna), och att en stor del av det ålderdomliga jordbrukslandskapets insektfauna idag befinner sig på reträtt. Vår kunskap om olika hävdformers betydelse för markfaunan är trots detta fortfarande i hög grad fragmentarisk. Med tanke på hur stora entomologiska värden som har funnits och till viss del fortfarande finns i våra slåtter- och naturbetesmarker, är det olyckligt att sambanden mellan hävdform, betetryck och artsammansättning är så dåligt kända.

Jordlöparna som miljöindikatorer i det öppna landskapet

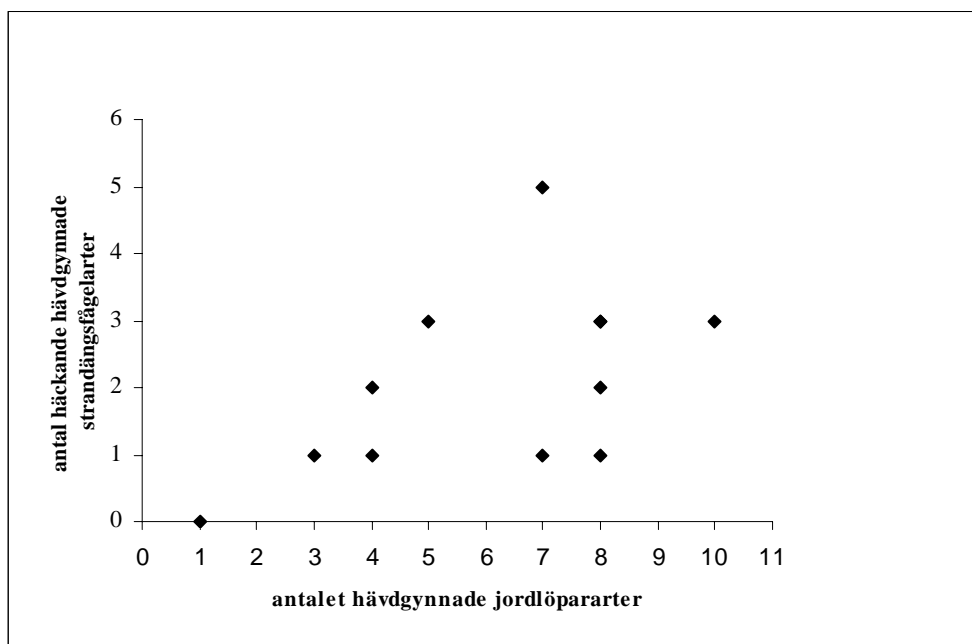
Telfer & Eversham (1996) ger ett talande exempel på hur otillräckliga botaniska kriterier kan vara för naturvärdesbedömningar i många miljöer. En botanisk inventering av en engelsk hed gav 6 arter av kärlväxter och 8 arter kryptogamer på en yta av 4 m². En enda fallfälla och en vattenfylld skål (för fångst av flygande insekter) placerade i samma yta resulterade i 346 insektsarter, varav 1 var ny för Storbritannien, 3 starkt hotade och 15 nationellt sällsynta (därav tre jordlöpare: *Bembidion humerale*, *Agonum ericeti* och *Trichocellus cognatus*). Särskilt i botaniskt artfattiga marker som hedar och myrar (Usher 1992, Usher & Thompson 1993, Gardner *et al.* 1997) eller flygsandfält (Desender *et al.* 1991) är det knappast överraskande att botaniska kriterier är oförmögna att urskilja de subtila skillnaderna mellan olika insektshabitat.

Såsom föreslagits redan av Eyre *et al.* (1990), Rushton *et al.* (1990) och McFerran *et al.* (1994), är jordlöparna väl lämpade att indikera förändringar i vegetationsstruktur relaterade till ändringar i störningsregimen. Det är också i miljöer där vegetationen präglas av återkommande störning som jordlöparna kan ha ett stort värde som indikatorer. I egenskap av snabba kolonisateurer reagerar de snabbt på förändringar i mark och vegetation, och är alltså känsligare instrument än många andra organismer. Floran i en igenväxande betesmark kan under åtskilliga år eller rentav decennier befinna sig i en "älsklig fas", där ingen synbar nedgång av hävdgynnade arter kan observeras, trots att en smygande förändring i mark och förnaskikt sker (Ekstam & Forshed 1992, 1996). I sådana miljöer reagerar pionjärarterna bland jordlöparna betydligt snabbare, och har därför ett stort indikatorvärde.

Också vid restaureringar kan jordlöpare snabbt visa om mark- och vegetationsstruktur förändrats i önskad riktning. Till exempel har flertalet strandlevande jordlöpare, som en naturlig följd av sin anpassning till tillfälligt översvämmade miljöer, väl utvecklad flygförmåga och en god förmåga till spridning och nykolonisation (den Boer 1970). Som polyfaga rovdjur är de inte heller beroende av att vissa bestämda växtarter hinner vandra in och etableras på lokalen. Vid en inventering av betade strandängar i Skåne kunde också rödlistade arter som *Agonum marginatum* och *Chlaenius nigricornis* påträffas på nyligen restaurerade ytor som bara några år tidigare röjts från sly och tät bladvass, och där åtminstone en av lokalerna var belägen ca 2 kilometer ifrån närmaste tänkbara lämpliga biotop (Ljungberg 1995). Å andra sidan finns bland jordlöparna också exempel på arter med betydligt sämre förmåga till spridning och nykolonisation (den Boer 1990, de Vries & den Boer 1990). Exempel är de stora jordlöparna i släktet *Carabus*, vilka (med undantag av våtmarksarten *C. clathratus*) helt saknar flygförmåga (Lindroth 1949). Vid miljöövervakning kan sådana mer svårspredda arter ha stor betydelse, då de indikerar en kontinuitet av lämpliga biotoper i området.

Vid Tåkern inventerades jordlöpare under år 2000 på 12 strandängslokaler (Simonsson *in*

prep.) med olika grad av hävd eller ohävd. Från samma lokaler finns också samtliga uppgifter om häckfåglar, vilket möjliggör en jämförelse mellan de två grupperna. I fig. 4 har antalet arter av hävdgynnade jordlöpare jämförts med antalet arter av häckande hävdgynnade fåglar. Med tanke på att jordlöpare och fåglar speglar habitatets kvaliteter i två helt olika skalor, är överensstämmelsen överraskande god. Även då man avsätter antalet igenväxningsgynnade jordlöpararter mot antalet häckande hävdgynnade fåglar kan ett visst samband ses men som i detta fall är negativ för fåglarna (fig. 5).



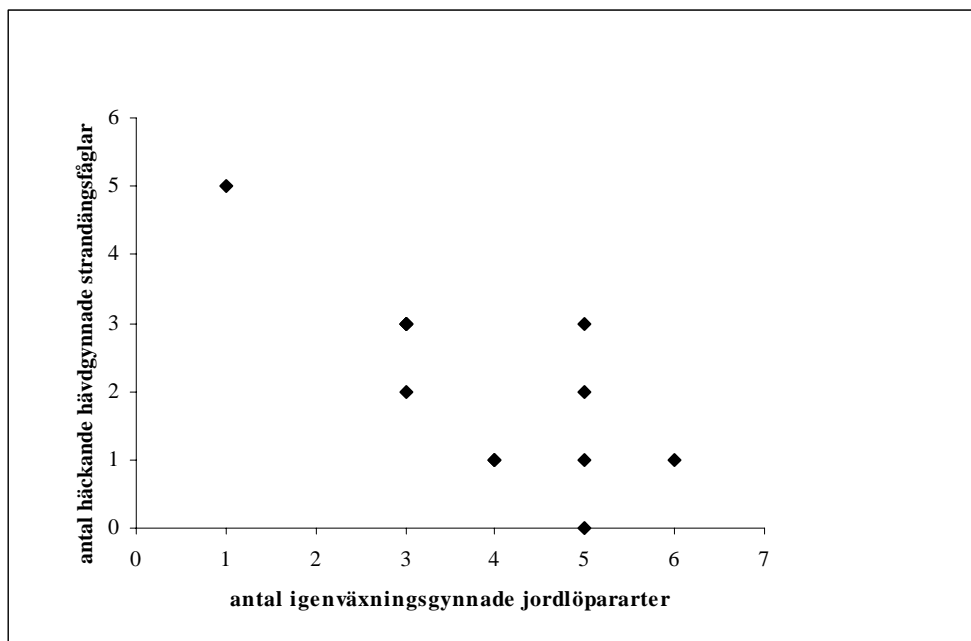
Figur 4. Antalet arter av hävdgynnade jordlöpare (hämtade ur tabell 3) och antalet arter av hävdgynnade fåglar (strandskata, rödbena, enkelbeckasin, tofsvipa, fältpiplärka och gulärta) på 12 strandängar vid Tåkern i Östergötland. Data ur Simonsson (*in prep.*).

Beträffande sambanden mellan diversitet av jordlöpare och diversitet av andra grupper återstår emellertid mycket att utröna. Vessby *et al.* (*in press*) jämförde artrikedomen av kärnväxter, humlor, dagfjärilar, dyngbaggar, jordlöpare och fåglar i naturbetesmarker kring Uppsala. Endast få korrelationer mellan diversiteten av olika grupper påträffades. Helt klart är alltså att olika grupper belyser olika aspekter av miljön, och att valet av grupp kommer att påverka de slutsatser som dras.

För att sammanfatta är jordlöpare särskilt användbara i miljöer som av en eller annan anledning hotas av utarmning genom igenväxning. Exempel på hotfaktorer mot sådana miljöer är:

- Upphörd slåtter- eller beteshävd
- Upphört markslitage
- Eutrofiering
- Atmosfäriskt kvävednedfall
- Vattenreglering
- Trädplantering

- Tåktrestaurering



Figur 5. Antalet arter av igenväxningsgynnade jordlöpare (hämtade ur tabell 3) och antalet arter av hävdgynnade fåglar (strandskata, rödbena, enkelbeckasin, tofsvipa, fältpiplärka och gulärta) på 12 strandängar vid Tåkern i Östergötland. Data ur Simonsson (*in prep.*).

Lämpliga miljöer att övervaka

I de följande styckena skall jag försöka karakterisera de ur övervakningssynpunkt mest intressanta miljöerna och vad som är känt om deras jordlöparfauna. För varje miljö ges sedan förslag på indikatorarter i tabellform (Appendix 1-4). Bedömningen av vilka arter som är karakteristiska för de olika miljöerna och vilka faktorer som är viktiga för de olika arternas förekomst baserar sig på litteraturuppgifter, egna erfarenheter och kontakter med andra aktiva entomologer. En viktig faktor för jordlöparens förekomst är mikroklimatet, som förutom lokala faktorer såsom jordart, fuktighet, solexponering och vegetationsstruktur naturligtvis också är en funktion av storklimatet. Detta medför att jordlöpare ofta uppvisar skillnader i habitatval i olika delar av sitt utbredningsområde. Vid bedömningen av arternas habitatpreferens har jag därför framför allt utgått ifrån nordiska förhållanden, och använt mig av centraleuropeiska studier endast där de ger samstämmiga indikationer eller där uppgifter från de nordiska länderna saknas eller är alltför knapphändiga.

Målsättningen med denna genomgång är att finna indikatorarter som skall vara tillämpliga åtminstone upp till södra Norrland. Beträffande våtmarksfaunan så är det stora flertalet arter relativt utbredda, även om ett mindre antal sydliga arter tillkommer i de södra kustlandskapen. Detsamma kan sägas rörande ljunghedarnas fauna. Beträffande torrängs- och sandmarksfaunan är däremot inslaget av sydliga arter betydligt större, och de sydligaste landskapen kännetecknas av en betydligt artrikare fauna. Älvsträndernas fauna

är i nuläget bäst representerad från Klarälven i Värmland och norrut, eftersom de sydsvenska floderna i betydligt högre grad är utbyggda och ödelagda. I Sydsverige är därför ett mindre antal arter aktuella i denna miljö.

Torrängar

Svenska inventeringar som berör jordlöparfaunan i torrängsmiljöer är Appelkvist & Bengtsson (1995), Bornfeldt (1968, 1995) och Ljungberg (2001). I dag finns knappt några större ytor av hårt betad torräng kvar, och många av de betesgynnade arterna står på rödlistan. Möjligheterna att studera dessa arters habitatkrav är nu starkt begränsade, eftersom de till stor del endast lever kvar som tynande restpopulationer i otypiska miljöer. Perioden av intensivt fårbyte på Ölands alvar under 1960- och 1970-talen erbjöd vår kanske sista chans att studera effekterna av ett hårt bete på torrängar, och det känns lite synd att Bornfeldts material (se ovan) är det enda vi har.

Torrängarnas jordlöparfauna uppvisar en viss överlappning med de rena sandmarkernas. I ljuset av våra begränsade kunskaper får min lista på tänkbara indikatorarter i torrängsmiljöer (Appendix 1) ses som ett preliminärt förslag, som bör utvärderas.

Vegetationsfattiga sandmarker

Jordlöparfaunan på sandmarker är relativt väl studerad. Framför allt gäller det sydligaste Sveriges borstståtelhedar (Schjøtz-Christensen 1965, 1966), som hyser en artrik fauna av värmekrävande arter, framför allt inom släktet *Harpalus*. Svenska inventeringar som omfattar denna habitattyp är Ljungberg (1989, 1999, 2001), Sörensson (1989, 2000). Sörensson (2000) listar en rad arter och klassificerar dessa efter igenväxningskänslighet.

Sandmarkernas jordlöparfauna överlappar både med torrängarnas och ljunghedarnas, och för vissa arter är det knappast relevant att dra gränser mellan dessa miljöer. Av denna anledning presenteras alla tre habitattyperna i samma lista (Appendix 1).

Ljunghedar

Ljunghedar hör till de mest välstuderade miljöerna med avseende på jordlöparfaunan (Gardner 1991, van Essen 1994, Irmeler *et al.* 1994), och att jordlöparna är en lämplig grupp att studera vid övervakning av ljunghedar framhålls redan av Gunnarsson & Götmark (1998). Van Essen (1994) ger en lista på indikatorarter, anpassad till centraleuropeiska förhållanden. Vissa av arterna är dock mindre väl lämpade, då de i Sverige har andra habitatspektra. Flera svenska inventeringar berör jordlöparfaunan på ljunghedar: Andersson & Appelkvist (1987), Appelkvist & Bengtsson (1995), Gunnarsson & Götmark (1998) och Ljungberg (1989, 2001).

Listan på indikatorarter (Appendix 1) sammanfattar såväl de centraleuropeiska studierna

som de svenska inventeringarna.

Sötvattensstränder och andra öppna våtmarksmiljöer

Som framgår av de talrika referenserna ovan är störningsregimens betydelse för sand- och hedmarkernas jordlöpare välstuderad. I mer näringsrika våtmarker är det emellertid glesare mellan studierna. Jag har själv tidigare gjort en preliminär indelning av jordlöpare i näringsrika våtmarker i tre kategorier efter deras förhållande till igenväxning (Ljungberg 1994, 1995). Jag har sammanfattat mina erfarenheter i tabell 3. Holmes *et al.* (1993a,b) studerade jordlöparfaunan i ett stort antal våtmarker i Wales, och hur artsammansättningen påverkades av olika typer av hävd.

Tabell 3. Jordlöpare i näringsrika strandmiljöer, grupperade efter sitt förhållande till igenväxning (kompletterat efter Ljungberg 1994, 1995). Igenväxningskänsliga arter = arter som fordrar kort vegetation eller markblottor, och därför minskar starkt eller försvinner under en igenväxningssuccession. Igenväxningsarter = arter med maximum i en sen igenväxningsfas. Indifferentarter = arter som inte uppvisar någon tydlig dragning till vare sig tidiga eller sena successionsfaser.

Indikatorer på hävd/ohävd i näringsrika våtmarksmiljöer		
igenväxningskänsliga arter	indifferent	igenväxningsarter
Carabus clathratus	Loricera pilicornis	Bembidion fumigatum
Elaphrus riparius	Blethisa multipunctata	Bembidion transparens
Elaphrus uliginosus (NT)	Elaphrus cupreus	Platynus livens
Dyschirius aeneus	Dyschirius globosus	Agonum thoreyi
Dyschirius luedersi	Bembidion doris	Agonum fuliginosum
Bembidion properans	Bembidion assimile	Oodes helopioides
Bembidion varium	Bembidion clarkii	Oodes gracilis
Bembidion obliquum	Bembidion dentellum	Badister sodalis
Bembidion aeneum	Bembidion guttula	Badister dilatatus
Pterostichus crenatus	Pterostichus aterrimus	Badister collaris
Pterostichus anthracinus	Pterostichus nigrita	Odacantha melanura
Agonum marginatum (NT)	Pterostichus rhaeticus	Demetrias imperialis
Agonum sexpunctatum	Pterostichus gracilis	Dromius longiceps
Agonum lugens (NT)	Pterostichus minor	
Panagaeus cruxmajor (NT)	Pterostichus diligens	
Chlaenius tristis (VU)	Agonum gracile	
Chlaenius nigricornis (NT)	Agonum piceum	
Chlaenius vestitus (EN)	Agonum gracile	
Badister meridionalis	Agonum afrum	
Anisodactylus binotatus	Agonum versutum	
Acupalpus exiguus	Badister peltatus	
Acupalpus consputus	Acupalpus parvulus	
	Stenolophus mixtus	

Beteshävd befanns vara en av de faktorer som hade störst inverkan på artsammansättningen. Det största artantalet återfanns i hävdade näringsrika kärr, där också ett större antal habitatspecialister påträffades, inklusive flera arter som betraktas som sällsynta i Storbritannien. Analysen begränsades av statistiska skäl till de mest frekventa

arterna, medan arter endast funna i ett fåtal exemplar eller på ett litet antal lokaler uteslöts (Holmes *et al.* 1993a). Bland dessa arter återfinns flera som i mina studier (Ljungberg 1994, 1995) visat sig ha en stark knytning till hävdade våtmarker, och vilka även i Holmes material endast eller huvudsakligen påträffades på de hävdade lokalerna (Holmes *et al.* 1991).

Mina erfarenheter beträffande våtmarksarternas förhållande till hävd är alltså i stora drag samstämmiga med de brittiska. Bland undantagen kan nämnas att Holmes *et al.* (1991) uppger *Blethisa multipunctata* som mest talrik där vegetationen var kort p.g.a. hårt bete, medan arten i Sverige förefaller vara mer anspråkslös. Annars finns det flera exempel på motsatsen, där arter som vi uppfattar som knutna till hävdade eller på annat sätt störda miljöer förefaller vara mer anspråkslösa längre söderut i Centraleuropa. Desender *et al.* (1984) studerade faunan på slåttermark, betesmark och ohävdad gräsmark längs åstränder, varvid arter som *Elaphrus uliginosus*, *Pterostichus anthracinus*, *Agonum marginatum* och *Chlaenius nigricornis* inte uppvisade någon tydlig dragning till de hävdade lokalerna. Samma fenomen har observerats hos vissa hävdgynnade växter, som tycks vara mer beroende av störning i de perifera delarna av sitt utbredningsområde. Sannolikt beror detta på att deras konkurrensförmåga där är sämre (Ekstam & Forshed 1992). För jordlöpare kan möjligen mikroklimatet vara avgörande för deras existens på våra breddgrader, medan deras larvutveckling längre söderut kan ske även i mer igenvuxna miljöer med ett svalare mikroklimat.

I min studie av strandlevande jordlöpare i Kristianstads vattenrike (Ljungberg 1995) hade jag en sällsynt chans att jämföra faunan inte bara mellan ohävdade och betade strandängar, utan också mellan betes- och slåtterhävdade ytor. Viktiga skillnader mellan bete och slåtter är att slåttermarken får en mer homogen karaktär, utan betesmarkens utpräglade mosaik. Vegetationen blir visserligen inte lika sluten som på ohävdad mark, men tuvigheten och de upptrampade, nakna fläckarna saknas. Såväl likheterna som skillnaderna mellan bete och slåtter avspeglades i markfaunans artsammansättning. På slåtterhävdade lokaler saknades en rad av de arter som är karakteristiska för betade lokaler. Gemensamt för dessa arter var att de fordrar solexponerade ytor av torv, gytta eller mineraljord utan eller med sparsam, tilltryckt vegetation. Å andra sidan uppvisade flera av de igenväxningskänsliga arterna ingen tydlig preferens för lokaler med beteshävd framför slåtterängar, utan kan enklast beskrivas som hävdgynnade.

Tåkern i Östergötland hör till landets rikaste miljöer för strandlevande jordlöpare, och är dessutom ett mycket väl studerat område. Data finns såväl från insamlingar på 1920-30-talen (Palm 1931, 1932, 1937) som från en inventering 1983-84 (Antonsson & Lennartsson 1985) och en år 2000 genomförd studie (Simonsson *in prep.*). Vid en jämförelse mellan Palms resultat och senare insamlingar (tabell 4) slås man omedelbart av skillnader i

habitatval mellan de arter som minskat under tidsperioden 1930-1984 och de arter som ökat under samma period. De minskande arterna utgörs främst av hävdgynnade arter, knutna till stränder med ett relativt fast underlag och en kort vegetation av gräs och mossor (*Elaphrus uliginosus*, *Bembidion varium*, *Agonum marginatum*); också *Carabus nitens* hör hemma i en tidig successionsfas, om än på något mindre blöt mark (enligt Palm förekom arten på s.k. ”gallstränder” — den lokala benämningen på vegetationsfattig, mager moränmark som vunnits vid sjösänkningen och som inte dög att odlas upp utan användes till bete). *Elaphrus uliginosus*, *Agonum marginatum* och *Carabus nitens* är minskande arter också i ett nationellt perspektiv. Avvikande är endast *Blethisa multipunctata* och *Agonum versutum*, två relativt allmänna arter som har ett brett habitatspektrum och ej är bundna till välhävdade miljöer. Orsaken till dessa två arters tillbakagång vid Tåkern är hölj i dunkel. De ökande arterna hör alla (med undantag av *Bembidion obtusum*, som inte är någon egentlig strandart) hemma på vegetationsrika stränder med högstarr eller vass, gärna med kraftig ansamling av förna i markskiktet. De uppvisar alla en stabil eller klart ökande trend under 1900-talet i landet som helhet. Tåkerns jordlöpare bär alltså tydliga vittnesbörd om en tilltagande igenväxning, sannolikt förorsakad av vattenståndsregleringar och upphörande bete i kombination med eutrofiering.

Medan Tåkerns stränder på 1920- och 1930-talen i stor utsträckning var beteshävdade, gjordes inventeringen 1983-84 kring den tidpunkt då beteshävderna nådde ett minimum. Under de därpå följande årtiondena har hävderna åter intensifierats, och restaureringsåtgärder vidtagits. Den inventering som utfördes under 2000 kan alltså ge värdefull information om effekterna av restaureringar och återupptagen hävd. Ett slående exempel utgörs av *Chlaenius tristis*, en hävdgynnad art som visserligen ej påträffades av Palm, men där andra entomologers fynd antyder att den under 1900-talets första hälft upprätthöll populationer vid Tåkern (Ljungberg opubl.). Den påträffades ej av Antonsson & Lennartsson (1985), men har sedan dess ökat markant, och påträffades under inventeringen 2000 i antal på flera lokaler (Simonsson *in prep.*).

Appendix 2 listar arter som indikerar god hävd i våtmarksmiljöer, uppdelade på näringsfattiga resp. näringsrika miljöer. De näringsrika miljöernas arter är huvudsakligen hämtade ur tabell 3, medan de näringsfattiga strändernas arter har en viss anknytning till faunan på fuktiga ljunghedar.

Älv- och åstränder

Jordlöparfaunan på stränder vid rinnande vatten är ännu exempel på artrika samhällen av starkt specialiserade arter, knutna till vegetationsfattiga miljöer i tidiga successionsstadier. I detta fall upprätthålls miljön dock inte genom mänsklig påverkan, utan genom den naturliga vattenregimen i oreglerade vattendrag. Erosion och sedimentation skapar en mångfald av olika miljöer längs vattendraget, där stränderna längs snabbt strömmande

partier domineras av grövre sten- och grusfraktioner, medan bankar av sand eller silt avsätts i lugnt flytande partier. När vattendraget skär genom finkorniga avlagringar utbildas också erosionsbrinkar. De stora vattenståndsväxlingarna förhindrar att vegetationen längs stränderna stabiliseras. I dessa miljöer är jordlöparfaunan mycket rik, och domineras av små arter med god spridningsförmåga. Olika jordlöparsamhällen är ofta zonerade efter vegetationsstruktur samt substratets kornstorlek och fuktighet. Habitatkraven hos de älvstrandlevande jordlöparna, främst inom släktet *Bembidion*, har studerats i talrika arbeten av Andersen (1969, 1978, 1982, 1983a, 1983b, 1997), som också karterat arters förekomst (Andersen & Hanssen 1993) och inventerat enskilda vattendrag (Andersen & Hanssen 1994). Också i Sverige finns en rad inventeringar av älvstrandmiljöer: Palm & Lindroth (1936, 1937), Nilsson & Lundberg (1984), Berglund *et al.* (1997).

Tabell 4. Jordlöpare som vid Tåkern uppvisat tydliga förändringar i frekvens under tidsperioden 1930-1984 (ur Antonsson & Lennartsson 1985). Uppgifter om igenväxningstolerans hämtade ur tabell 3.

Art	trend 1930-1984	igenväxningstolerans
Carabus nitens	-	-
Elaphrus uliginosus	-	-
Blethisa multipunctata	-	=
Bembidion varium	-	-
Agonum versutum	-	=
Agonum marginatum	-	-
Bembidion obtusum	+	?
Bembidion transparens	+	+
Pterostichus aterrimus	+	=
Agonum gracile	+	=
Badister dilatatus	+	+
Badister sodalis	+	+
Odacantha melanura	+	+
Demetrias imperialis	+	+

Appendix 3 baseras främst på Andersens studier, som är direkt överförbara på svenska förhållanden. För överskådlighetens skull har södra och norra Sveriges fauna skilts åt — som synes är överlappningen liten.

Grus-, sand- och lertäkter

Igenväxande grus- sand- och lertäkter betraktas allmänt som ren skräpmark, och misshandlas därför svårt. Om de inte förvandlas till illegala soptippar, så utsätts de för kosmetiska och onödiga ”restaureringar”, ofta med naturvårdande myndigheters goda minne. Naturvårderna i täkter är ofta svårbedömda, eftersom deras artsamhällen ofta

stämmer illa överens med naturliga miljöers, och arter som i mer naturliga miljöer aldrig påträffas tillsammans ofta samexisterar i tåkter. Dessa kulturskapade miljöer förtjänar emellertid en plats i naturvården, då de utgör intressanta paralleller till mer naturliga marker och kan erbjuda reträttplatser för arter som i t.ex. strandmiljöer eller hedartade naturbetesmarker blivit hårt trängda. I denna rapport vill jag framhålla igenväxande grus- och sandtåkter som refugier för arter knutna till öppna sandmarker, ljunghedar och våtmarksmiljöer (särskilt närings- och vegetationsfattiga strandmiljöer). Vermeulen (1993, 1994) visade hur sandiga vägkanter även för stenotopa arter kan fungera som spridningskorridorer mellan fragmenterade sandheddar. Som Eversham *et al.* (1996) belyser så kan starkt kulturpåverkade miljöer t.o.m. vara mer än spridningskorridorer — för vissa hotade arter kan de rentav erbjuda mer gynnsamma habitat än mer traditionellt skötta marker.

Plachter (1986) studerade jordlöparfaunan på vegetationsfattiga grus- och sandbankar vid flodstränder, och jämförde den med faunan i igenväxande grus-, sand- och lertåkter. Nära 70% av flodsträndernas arter, däribland flera regionalt sällsynta eller hotade arter, kunde också påträffas i tåkter. Mellan Plachters studieområde (Bayern) och Sverige föreligger stora skillnader i artsammansättning, vilket försvårar direkta jämförelser men samtidigt understryker att tåkternas betydelse för faunan inte är begränsad till svenska förhållanden.

Eversham *et al.* (1996) belyser kulturskapade miljöers stora betydelse för hotade arter. Av jordlöpararter listade som nationellt sällsynta eller hotade i Storbritannien har över 35% noterats ifrån tåkter. I Sverige är siffran jämförbar, och i min ”rensade” version av rödlistan överstiger andelen rentav 50% — en anmärkningsvärt hög siffra! Trots att tåkternas stora betydelse för evertebratfaunan alltså är väl dokumenterad finns mycket få svenska inventeringar, där Sörensson (1983) utgör ett lysande undantag. Min lista över indikatorarter (Appendix 4) baseras dels på denna inventering, dels på egna erfarenheter och uppgifter från amatörentomologer. Listan uppvisar som synes stor överlappning med såväl Appendix 1 som Appendix 2 och Appendix 3, och innehåller framför allt åtskilliga av de rödlistade arter som är knutna till dessa miljöer.

Inventeringsmetoder

Fallfällor

Det enklaste sättet att samla in marklevande evertebrater är med hjälp av fallfällor, s.k. Barber-fällor (Greenslade 1964). I sitt enklaste utförande består varje fallfälla av en cylindrisk behållare av plåt, plast eller glas, som grävs ner i marken så att mynningen kommer att ligga i nivå med markytan. Ett tak över fällan förhindrar att den vattenfylls vid regn eller vittjas av fåglar. Om fångst av levande individer skall ske (t.ex. vid fångst/återfångst-studier), måste fällan vittjas dagligen. Om fällan fylls till viss del med en konserverande vätska (glykol, saltlösning eller vatten med konserveringsmedel tillsatt) kan

fällan vittjas mer sällan (en gång/vecka eller ännu mer sällan, beroende på temperatur). Åtskilliga studier användande denna metod finns, och dess styrkor och svagheter har diskuterats i flera sammanhang (se referenser i Spence & Niemelä 1994). Metodens enkelhet gör den mycket attraktiv, men viss försiktighet vid tolkningen av resultaten är nödvändig. Bland annat påverkas sannolikheten för fångst starkt av skillnader i aktivitet mellan arter. Fällornas effektivitet varierar inte bara mellan arter, utan också mellan habitat, där bl.a. en tätare vegetation leder till mindre rörlighet (Greenslade 1964, se dock Desender & Maelfait 1986). Trots dessa invändningar har metoden många fördelar, och den är den ojämförligt vanligast använda metoden vid inventeringar och populationsstudier av markskalbaggar.

Baars (1979) framkastade hypotesen att jordlöpare under året genomgår ett relativt fast beteendeprogram, där den totala mängden aktivitet förefaller vara konstant inom arten, men hur den däremot fördelar sig över tiden är starkt väderberoende, med aktiviteten begränsad till perioder av gynnsam väderlek. Detta innebär att fallfällefångster som sträcker sig över hela den årliga aktivitetsperioden uppvisar ett linjärt samband mellan antalet fångade individer och individtätheten, oavsett miljö (detta gäller inom en och samma art). Det innebär också att det är svårt för att inte säga omöjligt att göra uppskattningar av individtäthet utifrån insamling under en begränsad del av säsongen. Tyvärr blir fällstudier som sträcker sig över hela den årliga aktivitetsperioden ytterst arbetskrävande.

En viktig aspekt vid undersökningar av markfaunan med fallfällor är kanteffekter, dvs att arternas rörlighet gör att fällor placerade i eller nära övergången mellan två habitat kommer att registrera arter ur båda miljöerna. Detta kan leda till absurda resultat som att ett litet fragment av ett habitat kommer att uppvisa en artrikare jordlöparfauna än en större yta av samma habitat, enbart därför att inslaget av arter från den omgivande miljön blir större i den mindre ytan (Webb *et al.* 1984). Här gäller det att verkligen veta vilket habitat man önskar studera, och att placera fällor så att de så långt som möjligt avspeglar denna miljö och inte intilliggande miljöer. De större jordlöparna är mycket rörliga, och för att undvika ströfynd av arter från intilliggande miljöer kan man vara tvungen att placera fällorna så mycket som 60 meter från närmaste avvikande vegetationstyp (Assmann & Janssen 1999). I mosaikartade landskap kan detta ställa till problem, därför att olika habitat kan ligga insprängda i varandra i en ganska fin skala (storleksordningen meter eller tiotal meter). Maelfait & Desender (1990) visar på ytterligare tolkningsproblem stammade dels från det faktum att olika arter har olika aktivitetsperiod, dels att en och samma art kan uppehålla sig i olika habitat vid olika skeden av livscykel. Att en viss art uppträder i ett fallfällematerial kan alltså ha olika innebörd beroende på under vilken del av artens livscykel fynden är gjorda.

Ett genomgående problem vid utvärderingen av fallfällematerial är att avgöra vilka arter som är bofasta och reproducerande på lokalen, och vilka som blott uppträder tillfälligt. Detta har av olika personer hanterats på olika sätt. Man kan antingen bortse ifrån problemet (och helt enkelt förutsätta att alla påträffade arter tillhör den lokala faunan), eller dra en godtycklig gräns för vilka arter som skall betraktas som reproducerande. Få studier har emellertid undersökt hur och var denna gräns skall dras. Desender (1996) studerade under en femårsperiod faunan i en transekt genom ett belgiskt dynlandskap, och fann stora skillnader i artsammansättningen från år till år. Desenders och andras studier (Desender & Pollet 1988, Luff 1990, Eversham & Telfer 1994) pekar på att endast ca 50% av de funna arterna är att räkna som konstant reproducerande, medan återstoden endast uppträder tillfälligt och härrör ifrån andra miljöer. Här kan man alltså argumentera för att insamlingsinsatsen inte skall vara alltför stor! Ett större antal fällor ger visserligen säkrare information om arters individtäthet i olika habitat, men riskerar samtidigt att addera arter till listan, som egentligen inte tillhör den lokala faunan.

Något som gäller vid alla insektinventeringar är att även frekventa och för miljön karakteristiska arter kan uppvisa kraftiga populationssvängningar från år till år. Ofta fluktuerar olika populationer av en art synkront, vilket antyder att orsakerna är (direkt eller indirekt) relaterade till årsmånen (Desender 1996). Utvärderingar av en lokals insektfauna baserade på endast en säsong insamlingar är alltså alltid behäftade med stor osäkerhet. Tyvärr är det alltför sällan insektsinventeringar tillåts sträcka sig över flera år.

Som framgår av det ovan skrivna är tolkningen av ett fallfällematerial långt ifrån enkel, och kräver framför allt en god kännedom om såväl de påträffade arternas biologi som lokalens topografi och det omgivande landskapets karaktär. Dessa och andra komplikationer beaktas sällan vid utvärderingar eller statistiska bearbetningar av fallfällematerial, vilket är en av många anledningar till att jag ställer mig skeptisk till konstruerandet av "jordlöparsamhällen" eller "habitatassociationer" utifrån statistiska korrelationer baserade på ett stort antal disparata fallfälllestudier (Luff *et al.* 1989, Eyre & Luff 1990, Luff *et al.* 1992).

Ramprover

Ett intressant och värdefullt komplement till fallfälllestudier är ramprover, som ger en betydligt säkrare bild av arternas fördelning i olika habitat (Andersen 1995). Särskilt gäller detta små arter, som p.g.a. en mindre rörlighet ofta blir underrepresenterade i fallfällfångster (Spence & Niemelä 1994, se dock Desender & Maelfait 1986). En ram av metallprofil (t.ex. 50x50 cm, d.v.s. 0.25 m²) trycks ned i marken och fylls sedan med vatten, varvid djuren snabbt drivs ut och kan samlas in (Desender & Segers 1985). En fördel är att metoden är ickedestruktiv, detta under förutsättning att tillräcklig taxonomisk kompetens finns för att möjliggöra artbestämning i fält. En nackdel är att många replikat

krävs, varför metoden är mångfalt mer arbetskrävande än insamling med fallfällor.

En hybrid mellan ramprover och konventionella fallfällor är s.k. removal trapping, där mindre områden (t.ex. 1 m²) ramas in och alla individer samlas in med hjälp av fallfällor (Desender & Maelfait 1986, von Bremen & Terlutter 1994). Inom ett sådant mindre område kan under någon eller några veckor alla individer samlas in, varefter ramen kan flyttas till en ny yta. Om ramen täcks med ett finmaskigt nät, undviker man att flygande arter anländer till eller lämnar den inramade ytan under insamlingsperioden. Med denna metod undviker man den förvrängda bild av olika arters relativa abundans som konventionella fallfällor ger. Desender & Maelfait (1986) erhöll på detta sätt uppskattningar av arters densitet som väl överensstämde med resultat av direkta markprover, medan konventionella fallfällor delvis gav helt avvikande resultat.

Suction sampling

Användandet av inramade fallfällor är tidskrävande, och en alternativ metod för direkt kvantitativ skattning av markfaunan är ”dammsugning” (suction sampling) av mindre ytor. För jordlöpare har denna metod visat sig vara mindre väl lämpad, eftersom större och tyngre arter underrepresenteras (Mommertz *et al.* 1996), och metodens effektivitet dessutom påverkas av vegetationens struktur (Holland & Smith 1999).

Manuell insamling

Andersen (1969) studerade förekomsten av små jordlöpare (*Bembidion* spp.) på älvstränder, och jämförde resultaten av ramprover med manuella insamlingar (”time-catch”). Förutsatt att insamlingarna standardiseras så att antal funna exemplar/tidsenhet kan översättas till antal exemplar/m², ger de båda metoderna i stort sett jämförbara resultat. Manuella insamlingar är behäftade med osäkerhet beroende på väderlek, och kan dessutom svårtligen jämföras mellan två olika insamlare.

För studier av nattaktiva arter på vegetationsfattiga marker är insamling med pannlampa ett attraktivt komplement till fallfällor (Ljungberg 1999, 2001). Denna metod är ickedestruktiv, återigen under förutsättning att artbestämning kan utföras i fält. Också denna metod kan standardiseras om ett rutnät läggs ut. För större arter kan ev. märkning/återfångst användas för att ge en uppfattning om populationsstorlekar. En nackdel är att metoden är arbetskrävande, och förutsätter kännedom om arternas livscyklar. Djurens aktivitet på markytan är dessutom till viss del väderberoende, så att en viss lokal bör besökas vid flera tillfällen för att ge en tillförlitlig bild av faunan.

Utvärdering av inventeringsresultat

Artrikedom

I många studier läggs fokus på artrikedom, som antas utgöra ett mått på biodiversiteten

(t.ex. Blake *et al.* 1996). Det kan emellertid ifrågasättas om det är meningsfullt att utvärdera jordlöparfaunan *enbart* utifrån artantal, utan att också ta hänsyn till vilka arter som förekommer och vilka miljökrav de har. I många fall kännetecknas miljön man vill studera av ett relativt lågt artantal, men där flera arter är unikt anpassade till miljön. En biotopförstöring (t.ex. igenväxning av en torräng p.g.a. upphörd eller otillräcklig hävd) kan då medföra en åtminstone temporär ökning av artantalet, där de specialiserade arterna ersätts av en artrikare fauna dominerad av generalister med vidsträckt utbredning och brett habitatspektrum. Ofta är artantalet störst vid intermediär störning, och ej sällan anges att den optimala skötseln av naturbetesmarker är ett extensivt bete, baserat på just sådana slutsatser (Dennis *et al.* 1997).

De Vries *et al.* (1996) fann att antalet jordlöpararter i isolerade hedfragment minskade med minskande areal, något som framför allt gällde arter med dålig spridningsförmåga. Detta samband gällde dock endast de stenotopa hedmarksarterna; om även eurytopa arter räknades in fanns inget samband mellan hedfragmentens areal och artantalet. Detta naturligtvis för att de mer eurytopa arterna också fanns i andra miljöer i det kringliggande landskapet, och inte påverkades av själva hedmarkens isolation. Om artdiversitet skall ligga till grund för naturvårdsbedömningar måste den alltså beräknas enbart utifrån de arter som är knutna till den undersökta miljön.

Alldeles bortsett ifrån principiella invändningar mot artantal som ett relevant mått på bevarandevärde, finns det också andra, mer metodologiska problem med att "räkna arter". Bland dessa kan nämnas att antalet funna arter är starkt beroende av insamlingsinsatsen, att vissa arter kräver riktade eftersök för att påträffas (dvs de förekommer ofta bara på små lämpade fläckar, och missas därför lätt vid översiktliga insamlingar), samt de kanteffekter som beskrivits ovan.

Artsammansättning

Vid insamlingar på strandängar utgjorde de hävdgynnade jordlöparna (klassade enligt tabell 3) i flera studier 30-35% av artantalet på de välbetade lokalerna, men endast någon enstaka procent på de ohävdade (Ljungberg 1995). Också för torrmarksfaunan finns uppgifter om olika arters igenväxningskänslighet (se Sörensson 2000), och det förtjänar undersökas om inte andelen hävdgynnade arter kan vara ett användbart kvalitetsmått vid t.ex. uppföljningar av restaureringar i flera miljöer. Fler studier behövs dock för att klarlägga sambanden mellan vegetationsstruktur och markfauna, innan några tillförlitliga "index" kan konstrueras.

Raritetsindex

När en lokals bevarandevärde skall bedömas underlättar det trots allt om naturvärdena på något sätt kan kvantifieras. Eyre & Rushton (1989) beskriver ett sätt att värdera lokaler

efter ett "raritetsindex". Varje art ges ett raritetsvärde (baserat på t.ex. hur många 10x10 km-rutor arten förekommer i, om sådana data finns tillgängliga). I en artlista av t.ex. jordlöpare summeras raritetsvärdena, och summan divideras sedan med det totala antalet funna arter (för att kompensera för skillnader i insamlingsintensitet mellan lokaler), varvid ett raritetsindex erhålles. Eyre & Rushton (1989) föreslår också ett modifierat index som ger större vikt åt förekomsten av flera arter med högt raritetsvärde, detta för att identifiera "hot spot"-lokaler med förekomst av flera sällsynta arter.

Representativitet

Heijerman & Turin (1994) föreslår att en lokals värde bedöms efter dess *representativitet*, d.v.s. hur väl artsammansättningen stämmer överens med den som kan förväntas i miljön (baserat på nationella listor uppställda habitat för habitat). Sådana data finns tillgängliga för holländska jordlöpare (Turin *et al.* 1991), men en hel del arbete skulle krävas för att utarbeta motsvarande listor för svenska förhållanden. Metoden fungerar dessutom mindre bra vid bedömning av starkt kulturpåverkade miljöer som t.ex. täkter, där artsamhällena ofta är starkt otypiska och fragmentariska, och även vanliga arter kan saknas (Eversham *et al.* 1996).

Eversham *et al.* (1996) föreslår en modifikation, där faunan habitat för habitat jämförs med den tillgängliga "artpoolen" i regionen (för svenska förhållanden kunde landskapen vara lämpliga som regioner, ev. med uppdelning av större och mer mångformiga landskap som Småland och Västergötland). Med denna metod undviker man felbedömningar baserade på skillnader i den regionala diversiteten, som annars skulle medföra att t.ex. sydsvenska sandmarker konstant värderas högre än mellansvenska. Dessutom kan man på ett mer rättvist sätt jämföra mosaikartade lokaler, eftersom endast de habitat som finns representerade ingår i bedömningen. En täkt med inslag av både torra och våta habitat blir då inte automatiskt högre värderad än en som saknar våtmarksinslaget.

Indikatorarter

Van Essen (1994) beskriver en metod att utvärdera hedmarkers tillstånd utifrån förekomst av jordlöpare. I van Essens bedömning spelar antalet funna exemplar ingen roll, då många krävande arter ofta påträffas i låga individantal. Att utelämna arter påträffade endast i enstaka exemplar anses av van Essen vara rent godtycke, eftersom en förekomst av många "tillfälliga" arter i ett område kan indikera naturvärden i intilliggande marker (se dessutom ovan för en diskussion av hur svårdefinierat begreppet "tillfälliga arter" är). Eftersom ett stort hot mot de centraleuropeiska hedmarkerna är igenväxning p.g.a. kvävenedfall, bör man enligt van Essen välja ut arter knutna till oligotrofa förhållanden som indikatorer. Förekomst av eurytopa arter med förekomst i omgivande skogs- eller jordbrukslandskap skall ej vägas in i bedömningen.

Viktiga förutsättningar för faunistiska studier

Utformningen av ett övervakningsprogram, valet av lokaler och valet av arter måste naturligtvis dikteras av syftet med övervakningen. Det är föga kostnadseffektivt att övervaka godtyckligt valda arter i slumpmässigt utvalda miljöer för övervakandets egen skull. Gunnarsson & Götmark (1998) diskuterar utformningen av ett tänkbart övervakningsprogram för jordlöpare på västsvenska ljunghedar. Jag går här inte in på hur övervakningsprogram i detalj skall utformas — det hör till etapp 2 av detta projekt — utan nöjer mig med några generella anmärkningar.

Vad är syftet med övervakningen?

Det gäller alltså att övervaka rätt arter i rätt miljö. Jag har i denna rapport fokuserat mig på de habitat som av en eller annan anledning hotas av utarmning genom igenväxning, eftersom jag upplever dessa miljöer som viktiga och till viss del förbisedda. Jordlöparna är en grupp som uppvisar störst diversitet i tidiga successionsstadier, vilket gör dem lämpliga som indikatorer i just sådana miljöer. Andra organismgrupper uppvisar maximal diversitet i andra miljöer. En grupp som t.ex. fjärilar är i högre grad knuten till senare successionsstadier, och när fjärilar används som indikatorer i naturbetesmarker resulterar det ofta i att slåtter, extensivt bete eller t.o.m. enbart buskröjning rekommenderas som skötsel. Vilken skötselform som är den relevanta för bevarandet av biodiversiteten måste naturligtvis bedömas från fall till fall, där såväl tidigare störningsregim som nuvarande diversitet och artsammansättning bör vägas in. Här är det alltså viktigt att man väljer att studera rätt grupp; andra grupper kan ge andra och motstridiga resultat. Vikten av att rätt skötselåtgärder sätts in och att rätt arter utses till indikatorer på ett gott hävd tillstånd, exemplifieras ur ett floristiskt perspektiv på ett utmärkt sätt av Ekstam & Forshed (1996).

Ett exempel på hur det kan bli lite fel när man inte utgår ifrån olika arters habitatkrav är Gunnarsson & Götmark (1998). De studerade jordlöparfaunan på fyra västsvenska ljunghedar, och listade tio arter med låg spridningsförmåga, och föreslog att denna grupp studerades och följdes upp med avseende på artrikedomen och numerär. Denna grupp innehöll arter med vitt skilda habitatkrav: från arter typiska för ljungväxning i en tidig successionsfas (t.ex. *Pterostichus lepidus*) till arter likaledes typiska för ljunghedar men framför allt knutna till senare successionsstadier (t.ex. *Bradycellus ruficollis*) till generalister med ett brett habitatspektrum (t.ex. *P. diligens*) och slutligen rena skogsarter, vilkas förekomst på en ljunghed får ses som ett tecken på en långt gången igenväxning (*P. oblongopunctatus*). Att rena generalister och arter med tyngdpunkt i andra miljöer än den studerade har dålig spridningsförmåga saknar i sammanhanget relevans, eftersom de kan antas finnas också i det omgivande landskapet, och inte påverkas av vilket tillstånd den studerade miljön befinner sig i. Att satsa resurser på att övervaka sådana arter är helt bortkastat! Att övervaka arter knutna till sena successionsstadier är naturligtvis helt riktigt, men för att kunna utvärdera resultaten på ett riktigt sätt krävs att man vet vad dessa arter

indikerar.

Välj rätt insamlingsmetod

Av de olika insamlingsmetoder som berörts ovan, är fallfällor den utan jämförelse enklaste och mest kostnadseffektiva. Det är också den metod som i de flesta miljöer bör vara förstahandsvalet. Med tanke på de felkällor som fällstudier är behäftade med, så vore det emellertid önskvärt om även andra metoder kunde komma till användning, t.ex. metoder vilka medger säkrare skattningar av populationsstorlekar. Sådana mer arbetskrävande studier kunde då sättas in med längre tidsintervall (Gunnarsson & Götmark 1998).

Planera studien med omsorg

Oavsett av vilken metod som används, måste provtagningen ske på ett sådant sätt att materialet kan bearbetas statistiskt. Vanligt förekommande är att provpunkter (t.ex. fällor) slumpas ut över en provyta, men innan detta görs är det viktigt att man försäkras om att området inte är alltför heterogent med avseende på jordlöparfaunan. Om man i ett område tillämpar slumpvis provtagning, trots att de studerade populationerna inte är slumpmässigt fördelade utan är begränsade till vissa delområden, uppstår ett systematiskt fel (Southwood 1978). Min egen känsla efter att ha läst ett stort antal arbeten är att många fallfällstudier av jordlöpare brister just i medvetenhet om vilken spatiell skala som är den relevanta (se Hengeveld 1987). I många fall har det studerade habitatet karakteriserats mycket grovt, som "gräsmark", "ljunghed" eller liknande. För jordlöparfaunan relevanta parametrar som markfuktighet, förekomst av blottad jord, förnatäckets tjocklek, förekomst av mossvegetation, fältskiktets höjd, täthet och täckningsgrad har då inte beaktats. Härigenom har man i realiteten ofta studerat en mosaik av olika habitat (med delvis helt olika jordlöparfauna), vilka sedan analyserats som en enhet. Sådana studier ger lätt intrycket av att jordlöparna är betydligt mindre habitatspecifika än de i själva verket är, och döljer i värsta fall de samband som finns mellan artsammansättning och förändringar i habitatet. I mosaikartade miljöer bör i stället s.k. stratifierad provtagning tillämpas, varvid insamlingsområdet indelas i ett antal delområden (motsvarande t.ex. olika habitat). Insamlingsinsatsen inom varje delområde avvägs sedan så att den är proportionerlig mot den andel av områdets totala yta delområdet utgör (Southwood 1978).

En rimlig utgångspunkt är därför:

- Att slå fast vilka mark- och vegetationstyper och vilka habitat som förekommer i det aktuella undersökningsområdet.
- Att slå fast vilka aspekter av de studerade habitaterna man vill belysa.
- Att välja ut lämpliga indikatorer med avseende på dessa aspekter.

Taxonomisk kompetens och artkännedom behövs alltså inte bara när materialet skall artbestämmas och utvärderas, utan redan när undersökningen skall planeras. Kvaliteten på

ett insamlat material avgörs till stor del redan på detta stadium, och god kännedom om de enskilda arternas habitatkrav är i lika hög grad som god kunskap om ekologisk metodik och statistisk analys en förutsättning för meningsfulla resultat.

Förslag till fortsatta studier

Maelfait *et al.* (1994) föreslår följande två områden som särskilt viktiga i det fortsatta studiet av jordlöpare inom naturvärden:

1. Forskning kring hävdens betydelse för jordlöpare och andra evertebrater.
2. Forskning kring enskilda arters ekologi, särskilt beträffande hotade arter.

Jag delar helt denna uppfattning, med tillägget att begreppet ”hävd” bör ersättas av det vidare begreppet ”störning”. Jag vill mena att mycket talar för Sverige som ett lämpligt land att bedriva sådana studier i. Det svenska landskapet har ju en annorlunda historia än de mer tätbefolkade delarna av Centraleuropa, där merparten av de ekologiska studierna hittills har gjorts. En anledning till att betesmarkernas värden inte uppmärksammats i Centraleuropa är att intensivt nyttjad betesmark i detta område nästan alltid också är intensivt gödslad. Våra våtmarker är också (om man undantar de mest tätbefolkade delarna av Sydsverige) i högre grad hydrologiskt relativt opåverkade. Vi har alltså möjlighet att studera miljöer som knappast finns tillgängliga längre söderut.

Något som på senare år rönt allt större uppmärksamhet inom naturvårdsbiologin är metapopulationsdynamik och arters överlevnad i fragmenterade habitat (Thacker 1996). Inom detta fält ligger studiet av jordlöpare långt framme, tack vare arbeten av främst holländska ekologer (den Boer 1970, 1990, de Vries & den Boer 1990, de Vries 1994, de Vries *et al.* 1996). De Vries (1994) undersökte faunan i isolerade hedfragment, och fann att arter med god spridningsförmåga uppvisade en nedgång i diversitet när fragmentens storlek understeg 8-25 hektar. För arter med låg spridningsförmåga var nedgången märkbar redan då fragmentens storlek understeg 75 hektar. För *Carabus nitens* har Assmann & Janssen (1999) visat att ytor av lämpligt habitat mindre än 40 hektar inte är tillräckliga för att trygga en populations överlevnad på lång sikt. Bland jordlöparna finns hela spektrat från extremt lättspredda kolonisateurer till arter helt utan flygförmåga representerat, vilket i kombination med många arters relativt väl kända habitatkrav gör dem lämpliga som modellorganismer.

Rapporten igenom har jag understrukit vår goda kännedom om jordlöparnas ekologi, något som också är berättigt i jämförelse med många andra insektsgrupper. Det är emellertid så att vi har stora luckor i vår kunskap. Speciellt beträffande jordlöparnas (och andra evertebraters) förekomst i olika stadier av vegetationssuccessioner, och hur diversiteten påverkas av beteshävd och andra former av störning, återstår mycket att utröna. Av skäl

som redovisats ovan är jordlöparna mycket väl lämpade som studieobjekt i dessa sammanhang, och enligt min mening kan ett väl formulerat övervakningsprogram förutom svar på mer specifika frågor också ge stora mängder ekologiska kunskaper av ett mer allmänt värde.

Sammanfattning

Syftet med denna studie var alltså att utvärdera om jordlöpare är lämpliga att använda för övervakning. Jag anser mig nu kunna besvara denna fråga med ett tveklöst ja. Låt mig försöka förtydliga varför.

Varför skall man inventera och övervaka jordlöpare? Låt mig besvara denna fråga genom att bryta ned den i två delar. Den första frågan blir då: varför övervaka evertebrater över huvud taget? För en entomolog känns en sådan fråga irriterande självklar, men den måste ändå besvaras, eftersom studier av evertebrater oftast är betydligt mer tidskrävande än studier av vertebrater eller kärlväxter. Som jag hoppas ha exemplifierat är anledningen att evertebrater belyser aspekter av miljön som andra organismgrupper inte (eller i mycket lägre grad) är känsliga för. Miljöer med stor artrikedom av evertebrater är ofta påtagligt fattiga när det gäller t.ex. kärlväxtfloran (Desender *et al.* 1991, Usher & Thompson 1993, Gardner *et al.* 1997). Nyckeln till evertebraternas häpnadsväckande diversitet är att de förmår utnyttja miljön i en mycket liten skala (temporalt såväl som spatiellt), och därför har tillgång till ett avsevärt större antal habitat på en given yta (s.k. *mikrohabitat*, där prefixet ”mikro” naturligtvis endast syftar på en jämförelse med vår egen kroppslängd). Det är just kombinationen av stort artantal och ett mångfasetterat utnyttjande av miljön som ger evertebrater ett så stort indikatorvärde — detta förstås under förutsättning att vi känner sambanden mellan arterna och deras habitat.

Därmed kommer vi till frågans andra del: varför övervaka just jordlöpare? Anledningen är att jordlöparna kombinerar ett relativt högt artantal och en stor diversitet i flera olika miljöer med en relativt välkänd ekologi. Det finns artrikare grupper, men de är i allmänhet mindre väl studerade och ger därför inte lika tillförlitlig information. Det finns också mer väl studerade grupper, men de är i allmänhet mindre artrika, och ger därför inte samma upplösning. En ytterligare fördel är att jordlöpare är relativt enkla att inventera och studera på ett reproducerbart sätt, med markfällor. Slutligen är jordlöpare sedan länge en populär grupp bland amatörentomologer, vilket gör att material i museisamlingar möjliggör slutsatser om populationstrender som endast undantagsvis är möjliga när det gäller insekter.

Jordlöparnas egenskap av relativt polyfaga markdjur utan något starkt beroende av specifika djur- eller växtarter har ibland framhållits som en svaghet för gruppen som miljöindikatorer. Min bestämda uppfattning är att denna egenskap snarare är en styrka,

eftersom jordlöparna av just denna anledning kan ge information om marktyper och växtsamhällen som: 1) är oberoende av, och 2) lägger en ny dimension till studier av andra grupper. Som jag har visat så har jordlöparna sitt största värde som indikatorer i öppna miljöer, särskilt då i de miljöer där den biologiska mångfalden är knuten till tidiga successionsstadier. Jag har i mitt förslag på lämpliga miljöer medvetet försökt begränsa mig till ett litet antal väldefinierade habitattyper, men det är slående hur stor del av våra rödlistade arter som omfattas av dessa få miljöer. Min fasta övertygelse (somliga skulle kalla det en from förhoppning) är dessutom att jordlöparna i stor utsträckning samvarierar med andra — mindre väl kända — grupper av evertebrater, som delar deras knytning till tidiga successionsstadier.

Tack

Ett stort tack till Nicklas Jansson, som på ett förtjänstfullt sätt lotsat projektet genom hela processen från idé till färdig rapport. En remissversion av denna rapport har granskats och kommenterats av Bengt Gunnarsson, Göteborgs Universitet; Kjell Antonsson, Länsstyrelsen i Östergötland; Thomas Johansson och Markus Forslund, Länsstyrelsen i Kalmar; Mikael Sörensson, Lunds Universitet; Ulf Gärdenfors och Bengt Ehnström, Artdatabanken; Stig Lundberg, Luleå. Ett stort tack till er alla för många utmärkta synpunkter och värdefulla förslag till förbättringar!

Referenser

- Alexandersson, H., Ekstam, U., Forshed, N. (1986) Stränder vid fågelsjöar. Statens Naturvårdsverk.
- Andersen, J. (1969) Habitat choice and life-history of *Bembidiini* (Col., Carabidae) on river banks in central and northern Norway. *Norsk Ent. Tidskr.* 17: 17-65.
- Andersen, J. (1978) The influence of the substratum on the habitat selection of *Bembidiini* (Col., Carabidae). *Norw. J. Ent.* 25: 119-138.
- Andersen, J. (1982) Contribution to the knowledge of the distribution, habitat selection and life-history of the riparian beetles of Norway. *Fauna Norv. Ser. B.* 29: 62-68.
- Andersen, J. (1983a) The habitat distribution of species of the tribe *Bembidiini* (Col., Carabidae) on banks and shores in northern Norway. *Not. Ent.* 63: 131-142.
- Andersen, J. (1983b) Towards an ecological explanation of the geographical distribution of riparian beetles in western Europe. *J. Biogeogr.* 10: 421-435.
- Andersen, J. (1995) A comparison of pitfall trapping and quadrat sampling of Carabidae (Coleoptera) on river banks. *Ent. Fenn.* 6: 65-77.
- Andersen, J. (1997) Habitat distribution of riparian species of *Bembidiini* (Col., Carabidae) in south and central Norway. *Fauna Norv. Ser. B.* 44: 11-25.
- Andersen, J., Hanssen, O. (1993) Geographical distribution of the riparian species of the tribe *Bembidiini* (Col., Carabidae) in south and central Norway. *Fauna Norv. Ser. B.* 40: 59-69.
- Andersen, J., Hanssen, O. (1994) Invertebratfaunan på elvebredder — et oversett element. 1. Biller (Coleoptera) ved Gaula i Sør-Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 326: 1-23.
- Assmann, T. & Janssen, J. (1999) The effects of habitat changes on the endangered ground beetle *Carabus nitens* (Coleoptera: Carabidae). *J. Insect Conservation* 3: 107-116.
- Andersson, G. (1987) Spegel museisamlingar verkligheten? *Ent. Meddelelser* 55: 97-105.
- Andersson, L., Appelqvist, T. (1987) Naturen inom Skillingaryds skjutfält. Länsstyrelsen i Jönköpings län.
- Antonsson, K., Lennartsson, S. (1985) Carabider (Col.) vid Tåkerns stränder.
- Appelqvist, T., Bengtsson, O. (1995) Brynmiljöer i Bohuslän — insektsliv, biologisk mångfald och synpunkter på övervakning. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län.
- Baars, M.A. (1979) Catches in pitfall traps in relation to mean densities of carabid beetles. *Oecologia* 41: 25-46.
- Bangsholt, F. (1983) Sandspringernes og løbebillernes udbredelse og forekomst i Danmark ca. 1830-1981. *Dansk Faunistisk Bibliotek* 4. Köpenhamn.
- Berglund, S.-Å., Ehnström, B. & Ljungberg, H. (1997) Strandskalbaggar, biologisk mångfald och reglering

- av små vattendrag — exemplen Svartån och Mjällån. Ent. Tidskr. 118: 137-154.
- Blake, S., Foster, G.N., Fisher, G.E.J. & Ligertwood, G.L. (1996) Effects of management practices on the carabid faunas of newly established wildflower meadows in southern Scotland. *Ann. Zool. Fenn.* 33: 139-147.
- Bornfeldt, F. (1968) Faunans sammansättning i mulbetade och fårbetade ängshavresamhällen på Ölands Stora Alvar. Opubl. examensarbete, Zool. Inst., Stockholms Universitet.
- Bornfeldt, F. (1995) Ölands alvars insekter. Insekter i ängshavresamhället. Uppsala Univ. Ekol. Forskningsstation, Ölands Skogsby.
- Butterfield, J. & Coulson, J.C. (1983) The carabid communities on peat and upland grasslands in northern England. *Holarctic Ecology* 6: 163-174.
- de Vries, H.H. (1994) Size of habitat and presence of ground beetle species. I: *Carabid beetles: Ecology and Evolution*. Desender, K. *et al.* (red.), 253-259. Kluwer, Dordrecht.
- de Vries, H.H. & den Boer, P.J. (1990) Survival of populations of *Agonum ericeti* (Col., Carabidae) in relation to fragmentation of habitats. *Netherl. J. Zool.* 40: 484-498.
- de Vries, H.H., den Boer, P.J. & van Dijk, T.S. (1996) Ground beetle species in heathland fragments in relation to survival, dispersal, and habitat preference. *Oecologia* 107: 332-342.
- den Boer, P.J. (1970) On the significance of dispersal power for populations of carabid-beetles (Coleoptera, Carabidae). *Oecologia* 4: 1-28.
- den Boer, P.J. (1990) Density limits and survival of local populations in 64 carabid species with different powers of dispersal. *J. Evol. Biology* 3: 19-48.
- Dennis, P., Young, M.R., Howard, C.L. & Gordon, I.J. (1997) The response of epigeal beetles to varied grazing regimes on upland *Nardus stricta* grasslands. *J. Appl. Ecol.* 34: 433-443.
- Desender, K. (1996) Diversity and dynamics of coastal dune carabids. *Ann. Zool. Fenn.* 33: 65-75.
- Desender, K., Dufrêne, M. & Maelfait, J.-P. (1994) Long term dynamics of carabid beetles in Belgium: a preliminary analysis on the influence of changing climate and land use by means of a database covering more than a century. I: *Carabid beetles: Ecology and Evolution*. Desender, K. *et al.* (red.), 247-252. Kluwer, Dordrecht.
- Desender, K. & Maelfait, J.-P. (1986) Pitfall trapping within enclosures: a method for estimating the relationship between the abundances of coexisting carabid species. *Holarctic Ecol.* 9: 245-250.
- Desender, K. & Maelfait, J.-P. (1999) Diversity and conservation of terrestrial arthropods in tidal marshes along the river Schelde: a gradient analysis. *Biol. Conservation* 87: 221-229.
- Desender, K., Maelfait, J.-P. & Baert, L. (1991) Carabid beetles as ecological indicators in dune management. *Elytron suppl.* 5: 239-247.
- Desender, K. & Pollet, M. (1988) Sampling pasture carabids with pitfalls: evaluation of species richness and precision. *Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent* 53: 1109-1117.
- Desender, K., Pollet, M. & Segers, R. (1984) Carabid beetle distribution along humidity gradients in rivulet-associated grasslands. *Biol. Jb. Dodonaea* 52: 64-75.
- Desender, K. & Segers, R. (1985) A simple device and technique for quantitative sampling of riparian beetle populations with some carabid and staphylinid abundance estimates on different riparian habitats. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 22: 497-506.
- Desender, K. & Turin, H. (1989) Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in four west European countries since 1950. *Biol. Conservation* 48: 277-294.
- Ekstam, U. & Forshed, N. (1992) Om hävden upphör. Naturvårdsverket.
- Ekstam, U. & Forshed, N. (1996) Äldre fodermarker. Naturvårdsverket.
- Ekstam, U. & Forshed, N. (in press) Svenska alvarmarker — historia och ekologi. Naturvårdsverket.
- Eversham, B.C., Roy, D.B. & Telfer, M.G. (1996) Urban, industrial and other manmade sites as analogues for natural habitats for Carabidae. *Ann. Zool. Fenn.* 33: 149-156.
- Eversham, B.C. & Telfer, M.G. (1994) Conservation value of roadside verges for stenotopic heathland Carabidae: corridors or refugia? *Biodiv. and Conservation* 3: 538-545.
- Eyre, M.D., Luff, M.L. & Rushton, S.P. (1990) The ground beetle fauna of intensively managed agricultural grasslands in northern England and southern Scotland. *Pedobiologia* 34: 11-18.
- Eyre, M.D. & Luff, M.L. (1990) A preliminary classification of European grassland habitats using carabid beetles. I: *The role of ground beetles in environmental and ecological studies*. Stork, N.E. (red.), 227-236. Intercept, Andover.
- Eyre, M.D. & Rushton, S.P. (1989) Quantification of conservation criteria using invertebrates. *J. Appl. Ecology* 26: 159-171.
- Främbs (1990) Changes in carabid beetle populations on a regenerating, excavated peat bog in northwest Germany. I: *The role of ground beetles in environmental and ecological studies*. Stork, N.E. (red.), 157-169. Intercept, Andover.
- Gardner, S.M. (1991) Ground beetle communities on upland heath and their association with heathland flora. *J. Biogeogr.* 18: 281-289.
- Gardner, S.M., Hartley, S.E., Davies, A. & Palmer, S.C.F. (1997) Carabid communities on heather moorlands in northeast Scotland: the consequences of grazing pressure for community diversity. *Biol. Conservation* 81: 275-286.

- Greenslade, P.J.M. (1964) Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae. *J. Anim. Ecol.* 33: 301-310.
- Grime, J.P. (2001) Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties. John Wiley & Sons.
- Gunnarsson, B., Götmark, F. (1998) Jordlöpare på fyra ljunghedar i Halland. Studier av successionsstadier och förslag till miljöövervakning. Länsstyrelsen i Hallands län.
- Gärdenfors, U. (2000) Rödlitade arter i Sverige 2000. ArtDatabanken.
- Heijerman, T. & Turin, H. (1994) Towards a method for biological assessment of habitat quality using carabid samples. I: *Carabid beetles: Ecology and Evolution*. Desender, K. *et al.* (red.), 305-312. Kluwer, Dordrecht.
- Hengeveld, R. (1987) Scales of variation: their distinction and ecological importance. *Ann. Zool. Fenn.* 24: 195-202.
- Hengeveld, R. (1989) Dynamics of Dutch beetle species during the twentieth century (Coleoptera, Carabidae). *J. Biogeogr.* 12: 389-411.
- Holland, J.M. & Smith, S. (1999) Sampling epigeal arthropods: an evaluation of fenced pitfall traps using mark-release-recapture and comparisons to unfenced pitfall traps in arable crops. *Ent. Exp. Appl.* 91: 347-357.
- Holmes, P.R., Boyce, D.C. & Reed, D.K. (1991) Nationally uncommon ground beetles (Col.: Carabidae) from Welsh wetlands. *Entomologist's Record* 103: 301-306.
- Holmes, P.R., Boyce, D.C. & Reed, D.K. (1993a) The ground beetle fauna of Welsh peatland biotopes: factors influencing the distribution of ground beetles and conservation implications. *Biol. Conservation* 63: 153-161.
- Holmes, P.R., Fowles, A.P. & Boyce, D.C. (1993b) The ground beetle fauna of Welsh peatland biotopes: species assemblages in relation to peatland habitats and management. *Biol. Conservation* 65: 153-67.
- Irmiler, U., Paustian, D., Rief, S., Sioli, E., Simon, J. & Voigt, N. (1994) Entwicklungen von tiergemeinschaften infolge von pflegemaßnahmen in trockenheide-naturschutzgebieten. *Faun.- Ökol. Mitt. Suppl.* 16: 83-121.
- Jonsell, M. (1995) Skalbaggare på Prästflon, en myr i Ångermanland — är floristiskt skyddsvärda myrar intressanta även ur insektssynpunkt? *Ent. Tidskr.* 116: 151-159.
- Klinge (1993) Die sukzession der arthropodfauna brachliegender, ehemaliger sandäcker als folge von flächenstillegungen. *Faun.- Ökol. Mitt. Suppl.* 15: 39-63.
- Lindroth, C.H. (1945) Die Fennoskandischen Carabidae, I-II. *Medd. från Göteborgs Musei Zool. Avd.* 109, 110. Göteborg.
- Lindroth, C.H. (1949) Die Fennoskandischen Carabidae, III. *Medd. från Göteborgs Musei Zool. Avd.* 122. Stockholm.
- Lindroth, C.H. (1961) Svensk Insektfauna 9, sandjägare och jordlöpare. Entomologiska Föreningen i Stockholm.
- Lindroth, C.H. (1985, 1986) The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Ent. Scand.* 15 (1-2). E.J. Brill, Leiden.
- Ljungberg, H. (1989) Jordlöparfaunan på Revingefältets torra sandmarker (Coleoptera, Carabidae). 5p Projektarbete i Biologi, Lunds Universitet.
- Ljungberg, H. (1994) Jordlöparfaunan i Kvismaren och Norrbyåstrakten (Coleoptera, Carabidae). Länsstyrelsen i Örebro län.
- Ljungberg, H. (1995) Jordlöpare och kortvingar på öppna våtmarker längs nedre Helgeån. Länsstyrelsen i Kristianstads Län.
- Ljungberg, H. (1996) De svenska arterna i *Agonum viduum*-gruppen (Coleoptera: Carabidae) — nytillskott och namnändringar. *Ent. Tidskr.* 117: 145-159.
- Ljungberg, H. (1999) Skalbaggare och andra insekter på sandstappslokaler i östra Skåne. Länsstyrelsen i Skåne län.
- Ljungberg, H. (2001) Skalbaggare på Ölands torra naturbetesmarker. Manuskript, Länsstyrelsen i Kalmar län.
- Luff, M.L. (1990) Spatial and temporal stability of carabid communities in a grass/arable mosaic. I: *The role of ground beetles in environmental and ecological studies*. Stork, N.E. (red.), 191-200. Intercept, Andover.
- Luff, M.L. (1993) The Carabidae (Coleoptera) larvae of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Ent. Scand.* 27. E.J. Brill, Leiden.
- Luff, M.L. (1996) Use of carabid beetles as environmental indicators in grasslands and cereals. *Ann. Zool. Fenn.* 33: 185-195.
- Luff, M.L., Eyre, M.D. & Rushton, S.P. (1989) Classification and ordination of habitats of ground beetles in north-east England. *J. Biogeogr.* 16: 121-130.
- Luff, M.L., Eyre, M.D. & Rushton, S.P. (1992) Classification and prediction of grassland habitats using ground beetles. *J. Environ. Management* 35: 301-315.
- Lundberg, S. (1995) *Catalogus Coleopterorum Sueciae*. — Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.
- Maelfait, J.-P. & Desender, K. (1990) Possibilities of short-term carabid sampling for site assessment studies. I: *The role of ground beetles in environmental and ecological studies*. Stork, N.E. (red.), 217-225. Intercept, Andover.

- Maelfait, J.-P., Desender, K. & Dufrêne, M. (1994) Carabid beetles and nature conservation research in Belgium: a review. I: *Carabid beetles: Ecology and Evolution*. Desender, K. *et al.* (red.), 319-323. Kluwer, Dordrecht.
- Marggi, W.A. (1992) Faunistik der sandlaufkäfer und laufkäfer der Schweiz. Neuchatel.
- McFerran, D.M., Meharg, M.J., Montgomery, W.I. & McAdam, J.H. (1994) The impact of grazing on communities of ground-dwelling beetles in upland vegetation in north-east Ireland. I: *Carabid beetles: Ecology and Evolution*. Desender, K. *et al.* (red.), 325-330. Kluwer, Dordrecht.
- Mommertz, S., Schauer, C., Kösters, N., Lang, A. & Filser, J. (1996) A comparison of D-Vac suction, fenced and unfenced pitfall trap sampling of epigeal arthropods in agroecosystems. *Ann. Zool. Fenn.* 33: 117-124.
- Morris, M.G. (2000) The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biol. Conservation* 95: 129-142.
- Mossakowski, D., Främb, H. & Baro, A. (1990) Carabid beetles as indicators of habitat destruction caused by military tanks. I: *The role of ground beetles in environmental and ecological studies*. Stork, N.E. (red.), 237-243. Intercept, Andover.
- Müller, L. (1998) Auswirkungen verschiedener beweidungsintensitäten auf verschiedene gruppen der evertibraten. *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 24: 45-71.
- Nilsson, O. & Lundberg, S. (1985) Strandlevande skalbaggar vid Öre älv. *Ent. Tidskr.* 106: 27-37.
- Nilsson, S.G. & Rundlöf, U. (2001) Smålands beteshagar — naturvärden, historia och skötsel. Diö.
- Palm, T. (1931) Om coleopterfaunan i Ombergstrakten. *Ent. Tidskr.* 52: 25-37.
- Palm, T. (1932) Om coleopterfaunan i Ombergstrakten, tillägg 1. *Ent. Tidskr.* 53: 210-224.
- Palm, T. (1937) Om coleopterfaunan i Ombergstrakten, tillägg 2. *Ent. Tidskr.* 58: 172-177.
- Palm, T. & Lindroth, C.H. (1936) Coleopterfaunan vid Klarälven. I. *Ark. Zool.* Bd 28A, 19: 1-42.
- Palm, T. & Lindroth, C.H. (1937) Coleopterfaunan vid Klarälven. II. *Ent. Tidskr.* 58: 115-145.
- Plachter, H. (1986) Composition of the carabid beetle fauna of natural riverbanks and of man-made secondary habitats. I: *Carabid beetles: their adaptations and dynamics*. den Boer, P.J. *et al.* (red.), 509-535. Kluwer, Dordrecht.
- Rushton, S.P., Eyre, M.D. & Luff, M.L. (1990) The effects of scrub management on the ground beetles of oolithic limestone grassland at Castor Hanglands National Nature Reserve, Cambridgeshire, UK. *Biol. Conservation* 51: 97-111.
- Rushton, S.P., Eyre, M.D. & Luff, M.L. (1990) The effects of management on the occurrence of some carabid species in grassland. I: *The role of ground beetles in environmental and ecological studies*. Stork, N.E. (red.), 209-216. Intercept, Andover.
- Schjötz-Christensen, B. (1965) Biology and population studies of the Carabidae of the Coryneporetum. Aarhus.
- Schjötz-Christensen, B. (1966) Biology of some ground beetles (*Harpalus* Latr.) of the Coryneporetum. *Natura Jutlandica* 12: 225-229.
- Schnitter, P.H. (1994) The development of carabid communities from uncultivated fields and meadows in the first five years of a succession. I: *Carabid beetles: Ecology and Evolution*. Desender, K. *et al.* (red.), 361-366. Kluwer, Dordrecht.
- Simonsson, E. (in prep.). Hävdens betydelse för jordlöparsamhällena på Tåkerns strandängar. Examensarbete. Avd. för biologi, Linköpings Universitet (in prep).
- Southwood, T.R.E. (1978) Ecological methods, with particular reference to the study of insect populations. Chapman & Hall, London.
- Spence, J.R. & Niemelä, J.K. (1994) Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. *Can. Entomol.* 126: 881-894.
- Sörensson, M. (1983) Inventering av insektsfaunan. Grustag i Träkumla och Stånga, Nygårdsmyr, lövskogsområde i Sproge. Länsstyrelsen i Gotlands Län.
- Sörensson, M. (1989) Insektsfaunan i Ulla Hau och några andra gotländska sanddynområden. Länsstyrelsen i Gotlands län.
- Sörensson, M. (2000) Insektsinventering av "Kaninlandet" 1999. Lunds Kommun, Tekniska förvaltningen.
- Telfer, M.G. & Eversham, B.C. (1996) Ecology and conservation of heathland Carabidae in eastern England. *Ann. Zool. Fenn.* 33: 133-138.
- Thacker, J.R.M. (1996) Carabidologists and fragmented habitats. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 103-104.
- Thiele, H.-U. (1977) Carabid Beetles in Their Environments. Springer-Verlag, Berlin.
- Turin, H. (1990) Checklist of the ground-beetles of the Netherlands (Coleoptera: Carabidae). *Ent. Berichten* 50: 61-72.
- Turin, H., Alders, K., den Boer, P.J., van Essen, S., Heijerman, T., Laane, W. & Penterman, E. (1991) Ecological characterization of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of pitfall sampling. *Tijdschrift voor Entomologie* 134: 279-304.
- Turin, H. & den Boer, P.J. (1988) Changes in the distribution of carabid beetles in the Netherlands since 1880. II. *Biol. Conservation* 44: 179-200.
- Turin, H. & Peters, H. (1986) Changes in the distribution of carabid beetles in the Netherlands since 1880. I:

- Carabid beetles: their adaptations and dynamics*. den Boer, P.J. *et al.* (red.), 489-495. Kluwer, Dordrecht.
- Usher, M.B. (1992) Management and diversity of arthropods in *Calluna* heathland. *Biodiv. and Conservation* 1: 63-79.
- Usher, M.B. & Thompson, D.B.A. (1993) Variation in the upland heaths of Great Britain: conservation importance. *Biol. Conservation* 66: 69-81.
- van Essen, S.J. (1994) A method to evaluate the condition of heathlands by using catches of carabid beetles. I: *Carabid beetles: Ecology and Evolution*. Desender, K. *et al.* (red.), 383-386. Kluwer, Dordrecht.
- Vermeulen, H.J.W. (1993) The composition of the carabid fauna on poor sandy road-side verges in relation to comparable open areas. *Biodiv. Conservation* 2: 331-350.
- Vermeulen, H.J.W. (1994) The effects of different vegetation structures on the dispersal of carabid beetles from poor sandy heaths and grasslands. I: *Carabid beetles: Ecology and Evolution*. Desender, K. *et al.* (red.), 387-392. Kluwer, Dordrecht.
- Vessby, K., Söderström, B., Glimskär, A. & Svensson, B. (in press). Species richness correlations of six different taxa in Swedish seminatural grasslands. *Conserv. Biology*.
- von Bremen, T. & Terlutter, H. (1994) The estimation of carabids in a pasture by removal trapping. I: *Carabid beetles: Ecology and Evolution*. Desender, K. *et al.* (red.), 465-468. Kluwer, Dordrecht.
- Webb, N.R., Clarke, R.T. & Nicholas, J.T. (1984) Invertebrate diversity on fragmented *Calluna*-heathland: effects of surrounding vegetation. *J. Biogeogr.* 11: 41-46.

**Jordlöpare knutna till välhävdade torrmarker
(med gles och/eller kortvuxen vegetation)**

	Torräng	Sandgräshed	Ljunghed
<i>Carabus arvensis</i>		•	•
<i>Carabus problematicus</i>			•
<i>Carabus nitens</i>			•
<i>Carabus convexus</i> (VU)			•
<i>Notiophilus aquaticus</i>			•
<i>Miscodera arctica</i>			•
<i>Bembidion nigricorne</i> (NT)			•
<i>Pterostichus lepidus</i>		•	•
<i>Calathus ambiguus</i>	•	•	
<i>Calathus cinctus</i>	•	•	
<i>Olisthopus rotundatus</i>		•	•
<i>Amara famelica</i>			•
<i>Amara spreta</i>		•	
<i>Amara quenseli</i>		•	
<i>Amara infima</i> (NT)		•	•
<i>Amara equestris</i>	•	•	•
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	•	•	
<i>Licinus depressus</i>	•	•	
<i>Ophonus azureus</i> (NT)	•		
<i>Harpalus melancholicus</i> (VU)		•	
<i>Harpalus serripes</i>	•	•	
<i>Harpalus smaragdinus</i>		•	•
<i>Harpalus solitarius</i>		•	•
<i>Harpalus rufipalpis</i>		•	•
<i>Harpalus tardus</i>	•	•	
<i>Harpalus luteicornis</i> (VU)	•		
<i>Harpalus neglectus</i> (NT)		•	
<i>Harpalus servus</i> (NT)		•	
<i>Harpalus anxius</i> (NT)		•	
<i>Harpalus subcylindricus</i> (NT)	•		
<i>Harpalus picipennis</i> (NT)		•	
<i>Harpalus ruficornis</i>	•	•	

Jordlöpare knutna till välhävdade våtmarker

(Näringsstatus omfattar stranden av oligo- och mesotrofa sjöar, fuktiga ljunghedar, alvarmark, näringsrika miljöer omfattar stranden av eutrofa sjöar, rikkärr)

	Näringsstatus	
	Fattigt	Rikt
<i>Nebria salina</i> (NT)	•	
<i>Nebria livida</i>	•	
<i>Carabus clathratus</i>	•	•
<i>Carabus nitens</i>	•	
<i>Omophron limbatum</i>	•	
<i>Elaphrus riparius</i>	•	•
<i>Elaphrus uliginosus</i> (NT)	•	•
<i>Dyschirius aeneus</i>		•
<i>Dyschirius luedersi</i>		•
<i>Bembidion bipunctatum</i>	•	
<i>Bembidion properans</i>		•
<i>Bembidion varium</i>		•
<i>Bembidion obliquum</i>	•	•
<i>Bembidion humerale</i> (VU)	•	
<i>Bembidion aeneum</i>		•
<i>Pterostichus crenatus</i>		•
<i>Pterostichus anthracinus</i>		•
<i>Agonum marginatum</i> (NT)	•	•
<i>Agonum ericeti</i>	•	
<i>Agonum sexpunctatum</i>	•	•
<i>Agonum lugens</i> (NT)		•
<i>Amara famelica</i>	•	
<i>Panagaeus cruxmajor</i> (NT)	•	•
<i>Chlaenius tristis</i> (VU)		•
<i>Chlaenius nigricornis</i> (NT)		•
<i>Chlaenius vestitus</i> (EN)		•
<i>Badister meridionalis</i>	•	•
<i>Anisodactylus binotatus</i>		•
<i>Acupalpus flavicollis</i>	•	
<i>Acupalpus dubius</i> (EN)	•	
<i>Acupalpus exiguus</i>		•
<i>Acupalpus consputus</i>		•

Appendix 3

Arter på vegetationsfattiga stränder av rinnande vatten

Art	Rödl.	Utbredn.
Pelophila borealis		N
Cicindela hybrida		S
Cicindela maritima		N
Omophron limbatum		S
Elaphrus riparius		
Dyschirius thoracicus		
Dyschirius angustatus	VU	
Dyschirius politus		
Dyschirius aeneus		S
Dyschirius septentrionum		N
Dyschirius intermedius	VU	S
Perileptus areolatus	VU	N
Asaphidion pallipes		
Bembidion velox		
Bembidion lapponicum		N
Bembidion argenteolum	NT	N
Bembidion litorale	NT	
Bembidion bipunctatum		N
Bembidion ruficolle	NT	
Bembidion prasinum		N
Bembidion virens		N
Bembidion stephensi	NT	S
Bembidion lunatum	VU	
Bembidion petrosum siebkei	DD	N
Bembidion saxatile		
Bembidion tinctum		N
Bembidion semipunctatum	NT	N
Bembidion schueppeli		N

Arter tillhörande "pionjärfaunan" eller på annat sätt störningsgynnade, med dokumenterad förekomst i täkter

a) Torrängar, sandmarker och ljunghedar

Rödl.

<i>Nebria salina</i>	NT
<i>Notiophilus aestuans</i>	
<i>Carabus cancellatus</i>	
<i>Carabus problematicus</i>	
<i>Carabus nitens</i>	
<i>Carabus convexus</i>	VU
<i>Cicindela hybrida</i>	
<i>Brachinus crepitans</i>	VU
<i>Brosicus cephalotes</i>	
<i>Miscodera arctica</i>	
<i>Bembidion nigricorne</i>	NT
<i>Pterostichus punctulatus</i>	CR
<i>Pterostichus lepidus</i>	
<i>Calathus ambiguus</i>	
<i>Calathus cinctus</i>	
<i>Olistophus rotundatus</i>	
<i>Amara convexior</i>	
<i>Amara curta</i>	
<i>Amara littorea</i>	DD
<i>Amara spreta</i>	
<i>Amara famelica</i>	
<i>Amara lucida</i>	
<i>Amara fusca</i>	
<i>Amara cursitans</i>	
<i>Amara municipalis</i>	
<i>Amara quenseli</i>	
<i>Amara bifrons</i>	
<i>Amara infima</i>	NT
<i>Amara praetermissa</i>	
<i>Amara fulva</i>	
<i>Amara consularis</i>	
<i>Amara equestris</i>	
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	
<i>Licinus depressus</i>	
<i>Ophonus puncticollis</i>	NT
<i>Harpalus griseus</i>	EN
<i>Harpalus calceatus</i>	EN
<i>Harpalus melancholicus</i>	VU
<i>Harpalus distinguendus</i>	
<i>Harpalus smaragdinus</i>	
<i>Harpalus serripes</i>	

Arter tillhörande "pionjärfaunan" eller
på annat sätt störningsgynnade, med
dokumenterad förekomst i tåkter

b) Vegetationsfattiga våtmarker

Rödl.

<i>Nebria livida</i>	
<i>Nebria salina</i>	NT
<i>Carabus clathratus</i>	
<i>Carabus nitens</i>	
<i>Omophron limbatum</i>	
<i>Elaphrus uliginosus</i>	NT
<i>Elaphrus riparius</i>	
<i>Dyschirius thoracicus</i>	
<i>Dyschirius obscurus</i>	
<i>Dyschirius angustatus</i>	VU
<i>Dyschirius politus</i>	
<i>Dyschirius aeneus</i>	
<i>Dyschirius luedersi</i>	
<i>Dyschirius intermedius</i>	VU
<i>Asaphidion pallipes</i>	
<i>Bembidion properans</i>	
<i>Bembidion ruficolle</i>	NT
<i>Bembidion pallidipenne</i>	
<i>Bembidion tetragrammum</i>	
<i>Bembidion deletum</i>	
<i>Bembidion stephensi</i>	NT
<i>Bembidion lunatum</i>	VU
<i>Bembidion andreae</i>	CR
<i>Bembidion saxatile</i>	
<i>Bembidion varium</i>	
<i>Bembidion semipunctatum</i>	NT
<i>Bembidion obliquum</i>	
<i>Bembidion azurescens</i>	DD
<i>Bembidion articulatum</i>	
<i>Bembidion humerale</i>	VU
<i>Bembidion lunulatum</i>	
<i>Bembidion aeneum</i>	
<i>Pterostichus crenatus</i>	
<i>Agonum marginatum</i>	NT