UPPSALA
UNIVERSITET

Skapar vägkanter nya möjligheter för ängsfloran?

David Brobäck

Independent Project in Biology
Självständigt arbete i biologi, 15 hp, vårterminen 2013
Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet

Skapar vägkanter nya möjligheter för ängsfloran?

David Brobäck

Självständigt arbete i biologi 2013

Sammandrag

Sedan mitten av 1800-talet har antalet ängsmarker i Sverige minskat med nästan 80 %. Den viktigaste anledningen är antagligen förändringar i jordbruket som föranlett att de gamla ängsmarkerna övergetts och blivit igenvuxna. Resultatet av att man inte längre brukar ängsmarkerna i samma utsträckning blir att dessa miljöer fragmenteras och separeras från varandra. Växtpopulationer från de artrika ängsmarkerna reduceras och isoleras vilket medför stora utmaningar för många arter. För att växtarter från dessa miljöer ska kunna fortleva är de i stort behov av nya habitat. Områden knutna till infrastrukturen såsom vägkanter och kraftledningsgator har visat sig inhysa en stor andel av ängsmarkernas flora och där har flera arter idag sina huvudbiotoper. Dessa miljöer härmar till viss del den behandling som ängsmarkerna en gång i tiden utsattes för, exempelvis slår man vägkanterna årligen för att hålla sikten uppe för trafikanter. I denna uppsats undersöker jag huruvida infrastrukturbiotoper i form av vägkanter skulle kunna fungera som ett substitut eller förstärkning av växtpopulationer knutna till ängsmarker. De arter som drabbas hårdast av att ängsmarker minskar verkar vara annuellerna, de ettåriga växterna som är beroende av en årlig föryngring. Dessa verkar i sin tur vara de växter som är mest talrika längs med vägkanter där de gynnas av den torra, näringsfattiga miljön och öppna jordplättar som underlättar vid etablering. Artsammansättningen i vägkanterna skiljer sig markant från den i ängsmarkerna och verkar, istället för att fungera som substitut, kunna fungera som spridningskälla för ängsväxtsamhällen. Frön förefaller kunna sprida sig måttligt längs med vägkanterna men med hjälp av motorfordon och vilda djur tycks fröna kunna spridas längre. Med hjälp av bättre skötsel av vägkanterna, som går ut på att slå dem vid samma tillfälle som bönderna gjorde i det traditionella jordbruket och samla upp växtmaterialet, bibehåller vägkanterna en högre artrikedom. Detta skulle kunna leda till att vägkanterna i större utsträckning kommer kunna fungera som spridningskällor till växtsamhällen som behöver restaureras. Gamla ängsmarker och refugier såsom åkerholmar och vägkanter skulle tillsammans kunna skapa en större metapopulation av ängsmarksväxter så att ängsväxtsamhällen får en möjlighet att förstärkas och forma livskraftiga populationer.

Inledning

För mer än 5000 år sedan tycks det då skogsdominerande landskapet i Sverige ha förändrats. I pollenarkiv från södra Skåne verkar träd, vanliga i den tidiga successionsfasen, börjat att bli allt vanligare (Berglund *et al.* 1991). Detta berodde antagligen på att det då täta lövtäcket fick ge plats åt ett tidigt och primitivt åker- och betesbruk där de tidiga jordbrukarna flyttade runt och anlade nya åkrar i närliggande marker (Ekstam *et al.* 1988). Men det verkar inte vara förrän några tusen år senare, runt 800 f.Kr., som åkerbruket tog fart och permanenta åkrar blev vanliga (Ekstam *et al.* 1988, Berglund *et al.* 1991). Under den här tiden blev klimatet kallare vilket ledde till att man blev tvungen att ”stalla” djuren på vintern, det vill säga att man höll dem inomhus. Därigenom kunde djurens gödsel lättare tas tillvara för att sedan användas till åkern. Men för att kunna livnära sin boskap under vinterhalvåret krävdes tillgång till foder. Detta löste man genom att samla in foder från stora arealer ängsmark som slogs på sommaren (Bernes 2011). Med en fortlöpande slåtter varje år följde inte bara höet med, utan också näringsämnena från jorden som bundits upp i växterna. Många marker efterbetades också på sensommaren vilket vidare förstärkte näringsborttaget och med tiden

utarmades ängsmarkerna på näring (Ekstam *et al.* 1988). Det ”mänskliga” ingreppet som slåttern och betet utgjorde lade grund för hur vegetationen i ängarna skulle komma att se ut. Genom att föra bort högväxande gräs, som under ostörda betingelser tar vara bra på näring, lät man mer kortvuxna växter träda fram som har svårare för att konkurrera om näring. Anledningen till att de kortvuxna växterna gynnas är att de inte förlorar en lika stor andel biomassa som de högvuxna och konkurrenskraftiga arterna när ängsmarkerna slås. Dessa växter är lägre och undviker lien i större utsträckning än de högvuxna gräsen. Som tidigare nämnts försvinner också en stor mängd näring vilket leder till en mer stressad miljö där växter som lyckas hushålla med sina resurser gynnas (Ekstam & Forshed 1997).

I takt med att man under 1900-talet gick över till ett mer mekaniserat jordbruk med traktorer och konstgödsel har ängsmarksmiljöerna minskat. Man hade inte längre lika stort behov av boskapsskötseln och djurens naturliga gödsel (Bengtsson-Lindsjö *et al.* 1991). Ängsmark plöjdes upp och ersattes av åker och barrskogsplantager (Ihse 1995) och ängsmarksmiljöerna blev allt ovanligare. I studier från södra Skåne har man de senaste 50 åren sett att 25 % av ängsmarkerna har försvunnit i området och att 50 % av ängsmarksarterna har försvunnit (Bengtsson-Lindsjö *et al.* 1991). Enligt en rapport från Jordbruksverket (2005) har arealen ängsmark minskat från c:a 1 500 000 hektar år 1850 till ungefär 300 000 hektar år 2004. En naturlig följd av att ängsmarkerna har minskat markant det senaste århundradet är att dessa miljöer har fragmenterats. Habitat förstörs och de små, resterande populationerna isoleras vilket leder till ökade risker för utdöende. Återkolonisering av fragmenterade miljöer kommer antagligen inte att ske i stor utsträckning på grund av miljöernas isolering (Eriksson *et al.* 2002). Dessutom verkar antropogent kvävenedfall öka antalet konkurrenskraftiga gräsarter i ängsmarkerna, på den ursprungliga florans bekostnad (Berlin *et al.* 2000).

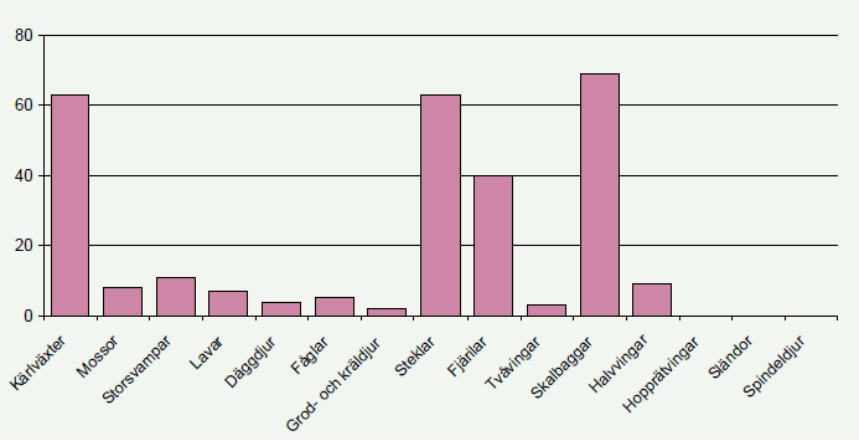
En viktig funktion bland ängsmarkernas växter är vilken strategi de valt för att sprida sig. Vissa växter är beroende av att årligen föryngra sig genom att producera och sprida frön varje år; dessa kallas för annueller. Kan växterna vänta två år innan de behöver föryngra sig kallas de istället för bienner. Växter som kan ta flera år på sig att föryngra sig genom frön och som ofta har möjlighet att sprida sig asexuellt benämns perenner. När ängsmarker växer igen spelar spridningsstrategin en viktig roll. Annueller och bienner är mer känsliga för igenväxning eftersom de är beroende av att föryngra sig genom fröspridning och därefter en lyckad etablering. Tät markvegetation som följer av igenväxning gör det besvärligt för växter med små frön eftersom de kommer att få det svårare att nå en groningsplats och konkurrera med kringlevande växter om de väl lyckas etablera sig där (Ekstam & Forshed 1997). Perenner däremot verkar kunna vara mer känsliga för fragmentering eftersom dessa arter ofta är bättre konkurrenter än spridare och missgynnas av att de inte kan sprida sig till isolerade habitat, till följd av fragmentering (Tilman *et al.* 1997). Cousins och Eriksson (2001) tror att transport av hö och boskapens förflyttningar var viktiga faktorer för växternas fröspridning i traditionellt jordbruk. I dagens mer fragmenterade marker finns inte dessa spridningsvägar kvar i samma utsträckning och växterna är beroende av andra vägar. I modern tid har man sett att vägkanter inhyser en stor andel arter som tidigare varit beroende av hävdade ängar. Frågan är om dessa ”småbiotoper” skulle kunna fungera som spridningskorridorer för hotade arter, som refugier eller substitut för sådana.

I den här uppsatsen vill jag undersöka huruvida vägkanter i form av en infrastrukturbiotop kan styrka, ersätta eller fungera som spridningselement för ängsmarksflora och i sådana fall hur vägkanter ska skötas för att de ska bli en sådan artrik miljö som möjligt.

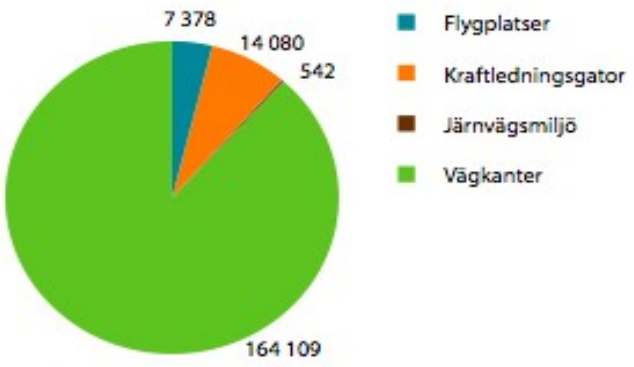
Varför skulle infrastrukturbiotoper vara viktiga?

I sin roll som myndighet har Trafikverket ansvar att se till att de miljömål som dess verksamhet påverkar uppfylls. Av de totalt 16 miljömålen berörs Trafikverket av *”Ett rikt växt- och djurliv”* och redan 1994 startades projektet ”Artrika vägkanter” som bland annat gick ut på att identifiera och bevara artrika vägkanter (Runesson 2012). Ytterligare har år 2009 ett forskningsprojekt, finansierat av Trafikverket och koordinerat av Centrum för biologisk mångfald, startats upp för att ta fram metoder till hjälp för transportsektorn att bibehålla den biologiska mångfalden i infrastrukturen på landskapsnivå.

I Sverige har Naturvårdsverket genom Centrum för biologisk mångfald undersökt flera åtgärdsprogram för hotade arter i jordbrukslandskapet (Lennartsson & Gylje 2009). Människoskapade miljöer såsom vägkanter, grustäckter och ledningsgator visade sig vara rika på dessa arter. De kunde antingen fungera som förstärkning av populationer av ängsmarksarter eller till och med som huvudbiotoper för dessa (Fig. 1). Det visade sig exempelvis att 23 rödlistade arter från 10 olika åtgärdsprogram använde vägkanter som sin huvudsakliga biotop. Gemensamt för dessa miljöer är att de skapats av infrastrukturen och på något sätt härmar en störning som tidigare orsakats av traditionellt jordbruk, som exempelvis vägkanter som på sommaren slås för att öka sikten kring vägarna (Ottosson *et al.* 2012). Enligt en studie genomförd av Jordbruksverket uppgår arealen hävdade gräsmarker i anslutning till kraftledningar, vägar, järnvägar och flygplatser till c:a 190 000 hektar varav 164 109 hektar ligger längs med vägkanter (Fig. 2). Jämför man dessa siffror med arealen naturvårdsskött ängs- och betesmark som uppgår till c:a 400 000 hektar inser man att de hävdade gräsmarkerna i infrastrukturen verkligen borde tas med i beräkningar när ängsmarker diskuteras i naturvårdssammanhang (Stenmark 2012).



Figur 1. Antal arter i olika grupper av rödlistade arter som utnyttjar väg- och järnvägsmiljöer, enligt ArtDatabankens databas BIUS (original av Lennartsson & Gylje 2009).



Figur 2. Arealen (ha) av hävdade gräsmarker i infrastrukturen har beräknats till c:a 190 000 hektar (original av Stenmark 2012).

Från ängsmark till vägkant

Det har visat sig att vissa växtarter, i större utsträckning än andra, lyckas sprida sig ut till vägkanter. De växter som verkar ha lyckats bäst är ett- och tvååriga växter, det vill säga annueller och bienner. Dessa tycks dominera vissa vägkanter till skillnad från de fleråriga perennerna som istället dominerar de gamla ängsmarkerna. Som tidigare har nämnts, spelar spridningsstrategi bland växterna en stor roll för hur dessa svarar på förändrade miljöer (Ekstam & Forshed 1997). Annueller och bienner satsar sin energi på fröspridning, det vill säga små och många frön. Med sin årliga föryngring är de beroende av att sprida frön och därefter att de får en lyckad etablering dit de sprids. Detta leder till att de blir beroende av goda groningsbetingelser utan större konkurrens. Till skillnad från ett- eller tvååriga växtarter lägger perenner sin energi på stora och få frön eller vegetativa spridningssätt såsom utlöpare i marken. Dessa är även mer benägna att bygga upp en fröbank i marken då fröna är större och tåligare. De fleråriga växterna sprids inte lika lätt och långt men har större fördel vid konkurrens till följd av minskad hävd i ängsmarkerna eftersom de inte är beroende av en årlig föryngring utan kan leva kvar i fröbanken eller genom sina vegetativa utlöpare i marken. Även perennernas stora frön är en anpassning till stark konkurrens. Enligt en studie av Winqvist (2003) verkar detta göra att perennerna i större utsträckning klarar av att hålla sig kvar i de gamla ängsmarkerna jämfört med annueller och bienner som istället blir beroende av nya habitat vilket de finner längs med vägkanterna där de verkar vara mer talrika. I samma studie testade författaren huruvida ett fåtal ängsmarker i Uppland liknade närliggande skogsvägkanter i artsammansättning. Hon upptäckte att flera ängsmarksväxter växte på vägkanterna men fann en viktig skillnad mellan de två miljöerna. På ängsmarkerna var just fleråriga växter mer representerade jämfört med vägkanterna där ett- eller tvååriga arter var mer förekommande. Antagligen beror detta på att annueller och bienner är beroende av en årlig föryngring och miljöer där de kan etablera sig. Vägkanterna är rika på jordblottor, det vill säga öppna jordplättar på marken, där sådana konkurrenssvaga arter lättare kan gro. Vägmiljöerna är också relativt näringsfattiga vilket antagligen är anledningen till att fler näringsälskande arter inte tar sig till dessa miljöer.

Även om vi finner en stor andel ängsmarksflora ute i vägkanterna säger det inget om hur de har tagit sig dit. Det har visat sig att frön från ängsmarksväxter inte sprider sig särskilt långt ifrån moderplantan vilket skulle kunna skapa problem för de ängsmarksarter som är beroende av att hitta nya kvalitativa habitat. För växter utan anpassningar för vindspridning kan det röra

sig om en till tio meters spridning. Men även bland växter som tar hjälp av vinden har van Dorp *et al.* (1997) observerat att de flesta frön endast hamnar omkring fem meter från moderplantan. van Dorp *et al.* nämner också att även om vindspridda växter har större chans att sprida sig längre vägar, är chansen att de når en ny, kvalitativ livsmiljö väldigt liten vilket betyder att det är relativt ovanligt att frön etablerar sig i nya miljöer. Som nämnts tidigare (Cousins & Eriksson 2001), var antagligen spridningsvägar såsom förflyttning av boskap och transport av hö viktiga i det traditionella jordbruket. Dessa spridningselement kan man se som riktade spridningar och var fröerna hamnar ”bestäms” av spridaren, det vill säga bonden eller kon i detta exempel. Kiviniemi och Eriksson (1999) testade hur 15 olika ängsmarksväxter lyckades med sin fröspridning. I studien använde de sig av boskap som spridningselement då det nyligen hade introducerats i området. Boskapen verkade märkbart underlätta spridningen för dessa arter, inte bara växter vars frön har speciella fästanordningar utan också vindspridda frön lyckades spridas via djuren. Även om de nämner att användning av boskap inte är lika vanligt längre menar de att resultaten går att applicera på vilda djur såsom rådjur som potentiellt skulle kunna röra sig från en isolerad ängsmark till en vägkant. I Danmark har Madsen *et al.* (2002) exempelvis kunnat se att rådjur rörde sig mycket i vägkanterna då utbudet på föda inte var så stort i det omgivande jordbrukslandskapet. I experiment som jämförde ängsmarker med vägkanter såg man att 58 % av de 291 studerade växtarterna befann sig i båda miljöerna. Dock var artsammansättningen i habitaten olika. Anledningen till detta var bland annat att miljöerna längs vägkanten inhyste en mängd växter från andra miljöer såsom skog och våtmarker. Även många invasiva arter förekom där (Tikka *et al.* 2000).

Etablering i vägkanter

Spridningsstrategin bland växter är viktig för huruvida de lyckas ta sig till en ny miljö. Men även om fröspridningen är lyckad blir det ingen fullständig spridning om fröna inte kan etablera sig i det nya habitatet. De växter som satsar på fröspridning genom många och små frön, det vill säga annueller och bienner, är extra känsliga vid etablering eftersom de har svårt att konkurrera med de närliggande växterna (Ekstam & Forshed 1997). För dessa växter verkar vägkanter i vissa fall utgöra ett bättre alternativ som levnadsmiljö istället för de gamla ängsmarkerna (Winqvist 2003). Men vad är det som gör att vägkanter kan fungera som ett bättre alternativ till gamla ängsmarker?

Enligt Jakobsson och Eriksson (2000) är fröstorleken viktig när frön ska etablera sig på nya platser. I stora fröer finns mer energi upplagrad än i mindre frön. Detta ger fröna bättre förutsättningar under konkurrensförhållanden vid etableringsytan. Enligt Winqvist (2003) hör dessa egenskaper ihop med fleråriga växter. Resultaten från Winqvists studie (2003) tyder på att sådana frön vore mer gynnade i kvarvarande ängsmarker men inte längs med vägkanterna. Förhållandena i dagens ängsmarker har ändrats drastiskt på grund av minskad hävd och övergödning och konkurrenskraftiga växtarter har blivit mer dominanta. I sådana förhållanden gynnas ängsmarksväxter av en större fröstorlek, vilket syntes i Winqvists studie där ängsmarkerna till största del bestod av perenner som ofta producerar stora frön. I motsats till ängsmarkerna, dominerades vägkanterna av annueller och bienner som ofta har små och konkurrenssvaga frön. Det verkar alltså som om fröstorleken inte spelar särskilt stor roll vid etablering i vägkanter.

I kontrast mot fröstorlek verkar betingelserna vid groningsplatsen vara viktiga. Öppna jordplättar i marken som gör att fröna inte stöter på någon större konkurrens har visat sig ha betydelse. Kiviniemi och Eriksson (1999) testade genom ett såningsexperiment längs

vägkanter hur etablering av frön och överlevnad av groddplantor från ängsmarker svarade på två olika behandlingar, en ostörd och en störd behandling, där den störda gick ut på att jordblottor skapades genom att ta bort det översta jordlagret på vissa platser. Det visade sig att etableringen var störst i de störda miljöerna där ingen vegetation var närvarande. Etablering tillsammans med överlevnad av groddplantor var dessutom markant större i den störda miljön bland 12 av de 15 testade växtarterna. Bland de växtarter som klarade sig bäst var två annueller: ögontröst, *Euphrasia stricta*, och ängsskallra, *Rhinanthus minor*. Detta stärker Winqvists (2003) slutsats att annueller var mer talrika i vägkanter på grund av jordblottor i marken.

Inte nog med att frön kan sprida sig i rummet, det vill säga vanlig spridning via exempelvis vind eller djur, de kan också sprida sig i tiden. Perenner som ofta producerar stora frön är mer benägna att bygga upp en fröbank i jorden där frön kan ligga och vänta i flera år tills att de rätta groningsbetingelserna dyker upp (Winqvist 2003). Fröbanken i vägkanterna skulle kunna påverka vilka arter som etablerar sig där eftersom fröna antagligen är stora och konkurrenskraftiga. I ett försök undersökte Persson (1995) fröbankens påverkan på artsammansättning och etablering i slagna och ickeslagna rutor längs med några vägkanter. Vad han fann var att fröbanken inte spelade någon viktig roll för vilka växter som etablerar sig i vägkanten. Däremot visade sig slåttern påverka hur pass bra växterna etablerade sig i rutorna. Fler arter lyckades etablera sig i de slagna rutorna vilket torde bero på att konkurrensen bland växter minskar genom att högvuxna, konkurrenskraftiga slås bort och på så sätt öppnar spelrummet för de mer konkurrenssvaga och stresståliga arterna.

Det viktiga för huruvida växtarter etablerar sig längs med vägkanter verkar vara sådana betingelser som håller konkurrenskraftiga arter borta. I och med att vägkanterna redan från början är en störd miljö är förhållandena från början bättre för annueller och bienner vilket förstärks av att man exempelvis skapar jordblottor i marken och slår och för bort högvuxna arter.

Infrastrukturbiotoper som spridningskorridorer

Floran i ängsmarkerna är hotad av att habitat försvinner och degraderas i form av igenväxning. Konsekvensen av förlust av habitat blir att de resterande populationerna i ängsmiljöerna fragmenteras till små isolerade populationer. Ett stort problem som följer med fragmenterade populationer är deras svårighet att sprida sig till nya miljöer. Ett ofta förekommande förslag är anläggande av korridorer för att underlätta spridning (van Dorp *et al.* 1997). Detta har visat sig till en viss utsträckning fungera för djur som exempelvis skalbaggar (Vermeulen 1993) men frågan är hur bra det går att applicera på växter.

van Dorp *et al. (*1997) ville testa i vilken utsträckning sådana linjära habitat (Fig. 3) fungerar som spridningskorridorer eftersom det hävdats att dessa skulle kunna vara viktiga element vid bevarande av metapopulationer. De utförde simuleringar för perenna växtarter som inte har några anpassningar för långdistansspridning. De undersökte huruvida bredden och kvalitén på habitaten var viktiga för hur pass långt fröna lyckades sprida sig. Det visade sig att korridorerna skulle ha behövt vara över 20 meter breda och att kvalitén på habitaten (sannolikhet för etablering av frön och antal frön som produceras i habitatet) hade behövt vara ganska hög för att migration av frön skulle vara betydelsefullt. Var korridorerna smalare visade simuleringarna att många frön hamnade utanför korridoren och i genomsnitt visade simuleringarna på en migrationshastighet på ca fem meter per år längs med vägkanterna.

Men även om vägkanter i teorin inte verkar kunna sprida växter särskilt långväga har man redan tidigt sett att växter använder sig av vägar för spridning. I Storbritannien har man observerat att saltälskande växtarter såsom grått saltgräs, *Puccinellia distans*, och gulkämpar, *Plantago maritima*, har lyckats ta sig upp in emot land från salthaltiga och störda kustmiljöer. Där spred de sig via vägkanter genom att vägarna på vintern saltats och på så sätt skapat ett gynnsamt klimat för dessa arter. Det gråa saltgräset som satsar på en stor mängd frön och fröspridning tycktes sprida sig i bilarnas färdriktning, en antydan om att arten sprids via bilarnas förflyttningar (Scott & Davison 1985). Även i USA har man sett hur fackelblomster, *Lythrum salicaria*, spridit sig längs med vägkanter (Wilcox 1989).

Eftersom det har visat sig vara vanligt att frön från växter inte sprids särskilt långt från moderplantan (van Dorp *et al.* 1997) måste det betyda att spridningen tar hjälp av andra medel. Längs med vägkanter verkar motorfordon kunna bidra till växters fröspridning. I Tyskland har Schmidt (1989) undersökt huruvida växter sprids via förflyttningar av fordon genom att under en hel växtsäsong åka en totalsträcka på ungefär 15 000 km. Jorden som ansamlats på bilen och på däcken samlades upp och såddes i växthus. Året därpå kunde man se att 124 arter och 3 926 groddplantor grott. Dessa jämfördes med omgivande naturmiljöer och det visade sig att mer än en tredjedel av arterna och ungefär två tredjedelar av groddplantorna som observerats förekom i de närliggande miljöerna. En liknande studie utfördes i Belgien under ett år där man slumpvis samlade in jordprover från 20 bilar i området. Här observerades 33 växtarter och 690 groddplantor. Jämförelser med de närliggande miljöerna visade på liten likhet och de arter som hittats på bilarna tycktes vara växter med små frön, med en ordentlig fröbank och härstammande från kväverika miljöer (Zwaenepoel *et al.* 2005). Till skillnad från Zwaenepoel *et al.* fann Auffret & Cousins (2013) att spridning via motorfordon kan visa sig vara betydelsefullt för bevarandet av ängsmarker i Sverige. De ville se om minskning i rörelser av boskap till viss del skulle kunna ersättas av motorfordon eftersom 39 % av Sveriges ängsmarker ligger intill vägkanter. Man jämförde spridning av boskap och fordon och fann en skillnad i vilka arter som sprids med respektive spridningselement. Men det visade sig också att motorfordon spred ungefär samma mängd arter som boskapen och att dessa hade frön med liknande spridningsegenskaper som de som förflyttades via boskap. Boskapen visade sig vara det viktigaste spridningselementet men om vägkanter skulle skötas på rätt sätt skulle motorfordon kunna spela en roll i ängsmarksväxternas spridning.

Hittills har studier bara tagit upp hur frön skulle kunna ha möjlighet att sprida sig via jord som fastnat på bilens kaross eller däck. von der Lippe *et al.* (2013) påvisade att växter längs med vägkanterna inte bara sprids via jord som fastnat på bilar utan också av de luftströmmar som skapas när bilar åker längs med vägarna. Växtarter med vindspridda frön hamnade i snitt åtta meter ifrån moderplantan medan de som saknade vindspridda frön spriddes ungefär en meter. I extrema fall kunde fröna spridas upp emot 45 meter ifrån moderplantan. Detta visar tydligt på hur motorfordon kan hjälpa växter vid vägkanter att sprida sig längs med korridorhabitat som nu vägkanter utgör.

Då von der Lippe *et al.* (2013) testade spridningsmöjligheten bland växter i vägkanten experimentellt, kan man fråga sig om det ser ut så i verkligheten. I Finland tittade Tikka *et al.* (2001) på slumpvist utvalda platser längs med väg- och järnvägskanter. På dessa platser undersökte de om artsammansättningen berodde av slumpvisa faktorer, såsom spridning via maskiner vid vägbyggen eller utsådd av fröblandningar på vägkanter, eller om sammansättningen av växtarter beror av hur floran ser ut på vägkanten. Visar det sig att artsammansättningen längs vägarna kan förklaras av den omgivande floran i vägkanterna

antyder det att växter till en viss utsträckning använder sig av vägkanter som spridningskorridorer. Tikka *et al.* (2001) såg att artsammansättningen av växter längs med väg- och järnvägskanterna var mer lika längs med angränsande platser på vägen och att det var en så pass lik flora att den inte kunde förklaras av slumpvisa faktorer.

Figur 3. Artrika vägkanter skulle kunna fungera som spridningskorridorer för ängsmarksväxter.
Foto: Mats Lindqvist. Original från Centrum för Biologisk Mångfalds tidsskrift Biodiverse nr 1, 2012.

Öka artrikedomen i vägkanter?

Växtarter från ängsmarken verkar kunna sprida sig ut till vägkanter och etablera nya populationer där. Men det är långt ifrån alla arter som finner sin väg dit. Istället lyckas arter från andra miljöer etablera sig. Tikka *et al.* (2000) visade att floran i vägkanter hyser en mängd olika ängsmarksarter men att de två olika habitaten ändå skiljer sig markant i artsammansättning. För att öka antalet växtarter från ängsmarken längs med vägkanter föreslog de att man bör se över hur vägkanterna sköts i form av bland annat slåtter. Av säkerhetsskäl slås vägkanterna årligen på sommaren för att öka sikten längs vägarna (Ottosson *et al.* 2012). Slåttern av vägkanten simulerar till en viss del den slåttern som utfördes i det traditionella jordbruket. Ska vägkanter slås för att artrikedomen ska vara så hög som möjligt? I sådana fall, när och hur ska ingreppet ske?

Gemensamt för de flesta studier verkar vara att de framhåller vikten av att slå vägkanterna för att artrikedomen ska hållas uppe. I Norge jämförde Hovd och Skogen (2005) artsammansättning och artrikedom i ett antal olika vägkanter med ett antal kanter längs med åkermarker. Flera av vägkanterna slogs årligen. Artsammansättning och artrikedom skilde sig markant åt mellan de olika miljöerna. I kanten intill åkrarna dominerade växter ifrån en sen successionsfas, det vill säga arter som satsar på etablering och konkurrens istället för fröspridning. Längs med vägkanterna fann de ett lägre växttäcke med högre artrikedom där flera hotade ängsmarksarter förekom. Dessutom var de vägkanter som slogs årligen mer

artrika än de som inte slogs. Den årliga slåttern verkade inte ha haft någon direkt effekt på artsammansättningen men ändrade antagligen de ekologiska förutsättningarna i vägkanterna. Genom bortförsel av höga konkurrenskraftiga växtarter fördes vägkantsfloran in i en tidigare successionsfas där små och stresståliga växter gynnades. Genom att en stor del växtmaterial hölls borta byggdes inte markens förna upp på samma sätt och inte lika många näringsämnen fick chansen att tillföras till marken. Detta tillsammans med en högre ljusinstrålning tillät en mer gästvänlig miljö för mer stresståliga annueller och bienner.

Hovd och Skogen (2005) visade alltså bland annat att slagna vägkanter ger en högre artrikedom än ickeslagna vägkanter. Men vilken tid på året de slås eller hur många gånger de slås nämnde författarna inte. Detta skulle kunna variera mycket då vägkanterna verkade skötas av flera olika bönder. För att se om tidpunkt för slåtter och/eller antal slåttertillfällen påverkar artrikedomen i vägkanterna testade Jantunen *et al.* (2007) om det var någon skillnad i artsammansättning, blomning eller fröproduktion bland växter längs med vägkanter i Finland. Växterna utsattes för två olika behandlingar. Antingen blev de slagna en gång i augusti, vilket var tidpunkten för den traditionella slåttern, eller två gånger under växtsäsongen, sent i juni och i augusti. Vissa arter som var tidiga med sin blomning gynnades av den tidiga slåttern och en del växter svarade på behandlingen genom att kompensera för den förlorade biomassan genom en snabb tillväxt av fler blommande skott. Faktum är att områdena som utsattes för tidig slåtter hade fler blommande skott i augusti och september. Detta överensstämmer också med Huhta och Rautios försök (2007) där fältgäntiana, *Gentianella campestris,* reagerade på tidig slåtter genom att producera fler blommande skott. De flesta individer i Jantunen *et als.* försök (2007) lyckades kompensera för bortförseln av biomassa tidigt på sommaren genom att de lät fler grenar och skott växa ut. Men även om vissa arter gynnades av de två slåttertillfällena, reagerade majoriteten av växtarterna negativt på flera slåttertillfällen och en tidig slåtter. Många arter hade ännu inte hunnit sätta frön och fleråriga växter som lagrar energi i bland annat rotsystem lyckades antagligen inte lagra lika mycket energi eftersom en så pass stor andel biomassa gick förlorad. En studie på bockrot, *Pimpinella saxifraga,* visade också hur två slåttertillfällen minskade populationstillväxten eftersom de ännu inte hade hunnit sätta frön (Auestad *et al.* 2010). Det visade sig därför att ett slåttertillfälle i augusti var bättre för de flesta arter. Då var antalet fröproducerande skott som högst till följd av att toppen i blomningssäsongen visade sig vara i mitten av juli. Men sedan finns undantag åt båda hållen. När vägkanterna är unga och ligger på näringsrik jord, ofta på grund av närliggande åkermark, bör man fundera på att slå två gånger per år eftersom mer näring, uppbunden i växterna, då försvinner. Växter på mer torra och lågproduktiva vägar ska istället knappt slås en gång per år. Där kan man istället med fördel lämna kvar det slagna växtmaterialet så att mer näring kan ackumuleras i jorden (Lennartsson & Gylje 2009).

Till skillnad från de tidigare studierna som endast undersökt slåttertillfällen, såg Persson (1995) till att föra bort växtmaterialet efter slåttertillfällena vilket resulterade i högre diversitet bland arterna i vägkanten. Han utförde under fem år två parallella studier, en utanför Flen och en utanför Norrtälje i Mellansverige. Där utsatte han växtsamhällen längs med vägkanter för tre eller fyra olika behandlingar. Antingen lät han dem slås ingen, en, två eller tre gånger per år och därefter lät han vissa platser behålla det slagna växtmaterialet och i andra togs det bort. Efter fem år såg han en tydlig trend i de båda experimenten. Där växtmaterialet hade tagits bort hade diversiteten i växtsamhällena ökat och höjden av växterna hade nästan minskats till hälften. Antalet slåttertillfällen per år verkade inte ha någon markant påverkan på växterna. Studien resulterade i att vissa konkurrenskraftiga arter försvunnit såsom kvickrot, *Elymus repens.* Detta kunde också skönjas från Shannons diversitetsindex där värdet för variationsrikedom (*eveness* på engelska) blivit högre vilket tyder på en jämnare

fördelning av arter istället för vissa dominerande.

Istället för att sköta om vägkanterna efter att man har anlagt vägen skulle man kunna se till att det skapas bra möjligheter för ängsmarksväxter redan från början, när vägarna byggs. Det är ganska vanligt att man sår färdiga fröblandningar i vägrenarna när vägen är anlagd, fröblandningar som till största delen innehåller gräsfröer. Ofta lägger man också på ett lager matjord och vägkanterna blir därefter artfattiga gräsmarker. Det har visat sig att det är mycket bättre att i de flesta fall bara låta marken vara. Ofta skapas öppna sandmarker som med tiden kommer att koloniseras av konkurrenssvaga ruderatväxter om inget annat görs. För att behålla artrikedomen längs vägarna kan man också se till att man tar undan jorden som fanns där tidigare och för tillbaka den när vägen är anlagd. På så vis har växter som befinner sig i fröbanken en möjlighet att etablera sig längs med den nyanlagda vägen (Ottosson *et al* 2012).

Från vägen tillbaks till ängsmarken

Tikka *et al.* (2000) hävdade efter en studie utförd längs väg- och järnvägskanter i Finland att infrastrukturbiotoper inte kan fungera som substitut för traditionella ängsmarker. Trots att 58 % av de observerade ängsmarksväxterna fanns både längs med vägarna och i ängsmarkerna skiljde de sig så pass mycket i övrig artsammansättning att de inte var jämförbara. Dock menade de att om de skulle skötas med rätt behandling skulle antalet ängsmarksarter kunna öka längs med vägarna. Det som Tikka *et al.* (2000) inte diskuterade var huruvida dessa infrastrukturbiotoper skulle kunna fungera i ett större sammanhang.

När växtpopulationer isoleras genom att kringliggande miljöer fragmenteras kan det vara viktigt att veta huruvida populationen är del av en metapopulation, det vill säga en mindre subpopulation som tillsammans med flera andra subpopulationer bildar en större. Metapopulationer bidrar ofta till mer livskraftiga populationer då mindre kvalitativa populationer kan få ”förstärkning” av mer livskraftiga populationer genom migration av nya individer. De fungerar alltså som så kallade ”source-sink”-populationer. Annueller och bienner som satsar sin energi på fröspridning skapar ofta lättare metapopulationer då den stora mängden frön ökar chansen för etablering i en intilliggande miljö och chansen för en ny population ökar. Fleråriga växter är inte lika benägna att bilda metapopulationer eftersom deras spridning ofta tar längre tid. Energi läggs istället på stora och kvalitativa frön eller spridning via kloner vilket leder till att dessa växter lättare håller sig kvar i sina ursprungliga miljöer och skapar därför inte lika lätt metapopulationer (Eriksson 1996).

Persson (1995) har sett att ängsmarksväxter från närliggande miljöer tenderar att sprida sig till mikrobiotoper i form av vägkanter. Han menar att om det visar sig att spridning är viktigt för huruvida ängsmarksväxter etablerar sig i nya miljöer så kan det vara intressant ur naturvårdssynpunkt eftersom sådana mikrobiotoper skulle kunna fungera som spridningskällor till ängsmarker som behöver restaureras och bevaras.

Åkerholmar som lämnats kvar på grund av att de inte går att bruka har visat sig kunna fungera som spridningskällor för ängsmarksflora till betade, övergivna åkermarker. På samma sätt skulle antagligen vägkanter kunna fungera. Cousins och Lindborg (2008) ville genom en studie på små ängsmarksrefugier jämförda med övergivna, nu betade åkrar undersöka om mikrobiotoper skulle kunna fungera som spridningskällor. I studien valde de att undersöka åkerholmar, det vill säga öar av bland annat träd och viss ängsmarksvegetation som ligger i en åker. Åkerholmarna fungerade som mikrobiotoper eftersom ängsmarksväxter har levt kvar i dessa miljöer och Cousins och Lindborg ville jämföra artrikedomen i dessa med de övergivna

åkrarna som nu betats olika länge (5-11 år). De ville också se om det var någon skillnad i artsammansättning i åkrarna beroende på om de betats en lång eller kort tid, om antalet ängsmarksarter skiljde sig mellan de två miljöerna och om växter koloniserar gamla åkrar stegvis. Artrika åkerholmar verkade öka artrikedomen i den omgivande åkermarken och det verkade som artantalet ökade med tiden eftersom fler ängsmarksväxter från åkerholmarna växte i de äldre betade åkermarkerna jämfört med de yngre som inte visade samma artrikedom. Artrikedomen minskade med avstånd från åkerholmarna vilket tyder på en spridning från dessa. Till skillnad från gräsarter, som verkade sprida sig jämnt fördelat över åkrarna, spred sig ängsmarksspecialisterna stegvis in i de betade åkrarna. Cousins och Lindborg (2008) tror att det beror på att dessa arter har observerats sprida sig kortväga vilket ligger i enlighet med van Dorp *et al.* (1997) som fann att fröna inte sprids mer än några meter från moderplantan. Detta tyder på att det kan ta en längre tid för ängsmarksväxter att sprida sig till nya miljöer men med hjälp av exempelvis betande boskap skulle den processen kunna gå snabbare vilket har observerats i Cousins och Lindborgs studie. De tror att åkerholmar tillsammans med andra ängsmarksrefugier som exempelvis vägkanter skulle kunna fungera som ett större metasamhälle som kan vara till hjälp för framtida bevarande av ängsmarksflora. Cousins har även i en tidigare studie (2005) tagit upp hur refugier för ängsmarksväxter skulle, om de sköts på rätt sätt, tillsammans kunna öka artrikedomen i dessa mikrobiotoper samt i större jordbruksmarker i närmiljön då hon påvisat att en stor del av ängsmarksfloran lever kvar i dessa, dock i liten utsträckning längs med vägkanter.

Redan idag finns det bevarandeåtgärder som går ut på att förstärka populationer av vissa arter i vägkanten för att stärka intilliggande populationer. I åtgärdsprogrammet för finnögontröst, *Euphrasia rostkoviana fennica,* som är en hotad annuell, har man som vision att stärka de populationer som finns längs med vägkanter för att hjälpa till att bevara populationerna i de intilliggande beteshagarna genom spridning däremellan (Appelqvist *et al.* 2008).

Diskussion

Infrastrukturbiotoper verkar vara en tillflyktsort för många ängsmarksväxter och flera rödlistade växtarter verkar använda vägkanter som biotop. Hittills förefaller de arter som tagit sig till vägkanter vara arter som är beroende av att årligen eller vartannat år föryngra sig, det vill säga de är annueller och bienner. I de gamla ängsmarkerna tycks istället perennerna vara mer talrika. Växternas spridningsstrategi verkar alltså avgöra var växterna klarar sig bäst. Frågan är vad det betyder för bevarandet av ängsmarksflora. Annueller och bienner har visat sig vara mer känsliga för igenväxningen av ängsmarkerna och har därför tagit sig ut till vägarna medan perennerna med sina större frön och vegetativa spridningssätt klarar av att hålla sig kvar i ängen. Att inte perenner använder sig av vägkanter som förstärknings- eller ersättningsbiotop i samma utsträckning gör att de blir beroende av de gamla ängarna. På grund av deras i många fall bristfälliga spridningsförmåga är det viktigt att miljön i ängsmarkerna inte fortsätter att förändras, för förr eller senare kommer antagligen ängsperennerna inte att kunna stå emot igenväxningen av deras livsmiljö. Annars blir de tvungna att hitta alternativ på samma sätt som annuellerna och biennerna har gjort. Vad som är positivt är att perennerna lättare skapar en fröbank i jorden som gör att de kan spridas i tiden och börja gro när groningsbetingelserna är bra igen. De är inte helt beroende av alternativa mikrohabitat såsom vägkanter som idag verkar kunna vara viktiga för vissa typer av växtarter som härstammar från traditionella ängsmarker.

Ängsmarksväxterna är inte ensamma om att ha spridit sig och etablerat sig i vägkanten. De omgivande miljöerna tycks i stor grad påverka artsammansättningen längs vägarna. För ängsmarkerna kan det i vissa fall vara bra eftersom vägkanterna kan ligga i områden med gamla

ängsmarker eller gamla åkermarker som potentiellt skulle kunna börja inhysa vegetation från vägarna. Men det är inte bara ängsmiljöer som angränsar till vägarna. Både en mängd skogsarter och invasiva arter växer längs med vägkanterna, vilket gör vägkanten till en artrik biotop, men bidrar till att den inte liknar ängsmarker till samma utsträckning. Frågan är emellertid om vägkanterna måste likna de traditionella ängsmarkerna för att de ska vara värdefulla. Växtarter från ängsmarkerna har lyckats att sprida sig och etablera sig i vägkanter. De bryr sig inte om vad det är för biotop. Bara de rätta betingelserna är närvarande kommer de att trivas där. Vägkanterna är torra miljöer, med blottlagd jord som slås årligen av säkerhetsskäl vilket leder till näringsfattigare jord och högre ljusinstrålning i vägkanterna. Detta är betingelser som gynnar många ängsmarksväxter och gör att artrikedomen längs med vägkanterna ökar. Det är tack vare dessa betingelser som vägkanterna har kunnat fungera som substitut för en mängd gräsmarksarter, särskilt vissa rödlistade. I dagens läge när de traditionella ängsmarkerna inte sköts optimalt vore det inte orimligt att påstå att rödlistade arter som har svårt att hålla sig kvar i gamla ängsmarker kan använda sig av vägkanter som en tillflyktsort, en refug, för att sedan potentiellt kunna sprida sig tillbaka till ängsmarker när miljöförhållandena blir bättre.

Det går inte att komma ifrån att infrastrukturbiotoper såsom vägkanter har en speciell utformning med en lång och smal korridor. Detta skapar speciella förutsättningar för hur växtpopulationer kan sprida sig i dessa habitat och detta påverkar deras chanser att använda vägkanterna som en väg tillbaka till deras ursprungliga habitat. Ett problem som växter möjligtvis kommer att stöta på längs med vägkanterna är spridning av deras frön. Om hotade ängsmarksarter ska hitta tillbaka till ängsmarkerna måste de kunna sprida sig genom refugierna som infrastrukturbiotoperna utgör. Eftersom vägkanterna består av en enda lång korridor kan fröna endast spridas i två riktningar, antingen med eller mot trafikriktningen. Chansen för att frön når kvalitativa nya områden verkar vara väldigt liten, antagligen desto mindre när fröna bara kan spridas i två riktningar. Det som dock är intressant är att vägkanter är långa habitat som sitter ihop, vilket potentiellt skulle kunna sprida växtpopulationer en lång sträcka om fröspridningen blir lyckad. Det finns mig veterligen ingen studie som undersökt denna möjlighet och det vore därför ett intressant ämne för framtida forskning. Även om växterna lyckas sprida sig genom vägkanterna är det inte till stor nytta för ängsmarkerna om spridningen är ineffektiv och tar lång tid. Då verkar det istället som om biltrafiken kan fungera som spridningsvektorer längs med vägkanterna. Eftersom ängsmarksväxterna inte längre helt kan förlita sig på spridning via djur måste det ske på något annat sätt. Studierna har i viss bemärkelse varit tvetydiga i vilken utsträckning motorfordon hjälper till vid fröspridning men majoriteten verkar ändå peka på att bilarna verkar positivt på växternas fröspridning. Kortare distansspridning har exempelvis påvisats via bilarnas vinddrag när de åker förbi. Fördelen med detta är att bilarna har samma riktning som vägkanterna och förhoppningsvis ökar chansen för att växterna sprids åt samma håll. Men det finns i stort sett bara en enda studie som säkert visar på att frön sprids med hjälp av bilar. Många frön från växter längs med vägkanter hittades i jord som fastnat på bilarnas kaross eller däck och det har visat sig att flera av dessa arter verkar härstamma från ängsmarker och många har visat sig kunna sprida sig via boskap. Dock kan man inte säkert veta var dessa frön sedan hamnar. De fastnar visserligen på bilar men att de sedan hamnar i en miljö där de kan gro och etablera sig finns det ingen garanti för. Men man skulle ändå kunna tänka sig att chansen för att dessa frön skulle falla längs med en vägkant någon annanstans är ganska stor. Om så är fallet, vore bilar ett medel för växterna att sprida sig långväga och de blir inte längre beroende av sina vanligtvis korta spridningsmönster.

Utöver spridning via motorfordon verkar det också som om vilda djur skulle kunna fungera som spridningselement till en viss utsträckning. Rådjur har visat sig röra sig längs med vägkanter för att födosöka och förflyttar sig därför bevisligen inom vägkanterna. På samma sätt som boskapen

fungerade som riktade spridningselement i det traditionella jordbruket, skulle möjligtvis rådjur kunna fungera när det kommer till ängsfloran idag. Den stora och viktiga skillnaden mellan betande djur och bilar är som nämnts att djuren är riktade spridningselement, det vill säga att de rör sig i miljöer där ängsfloran förekommer och ökar chansen för en lyckad spridning. Då det har visat sig att rådjur tar sig till vägkanter för att äta vore det inte orimligt att anta att vilda djur rör sig från gamla ängsmarker ut till vägkanter och därefter tillbaks till ängsmarker. Vikten av spridningssättet är svårt att bedöma och det vore intressant att studera utbredning och rörelsemönster för exempelvis rådjur för att se om det är ett vettig antagande att vilda djur fungerar som spridningselement för ängsmarksflora.

Ett stort problem för de gamla traditionella ängsmarkerna är det faktum att de inte brukas på samma sätt som tidigare. Detta har gjort att de drastiskt har minskat i areal vilket föranlett ett fragmenterat landskap av små isolerade populationer. För att kunna hålla små populationer vid liv är det viktigt att få inströmning av nytt genetiskt material från andra populationer, populationer som kan fungera som spridningskällor för att tillsammans skapa en metapopulation som på så sätt blir mer livskraftig. Att skapa ett sammanhängande nät av mindre populationer skulle kunna hjälpa till att öka artdiversiteten av ängsmarksväxter i landskapet. Via bilar, djur och möjligtvis bara sig själva verkar ängsmarksväxterna i vägkanten lyckas sprida sig, hur långt är ännu oklart. En stor andel av Sveriges ängsmarker ligger i närheten av vägkanter och förhoppningsvis kommer man kunna se en spridning från dessa. Men ännu har det bara visat sig att andra refugier såsom åkerholmar kan fungera som spridningskällor för ängsmarksflora. Frågan kvarstår därför i vilken utsträckning vägkanter kommer kunna fungera på samma sätt som åkerholmar. Mer forskning krävs för att utreda de långa spridningskorridorernas potential. Men vad som bör tänkas på är att arterna som dominerar vägkanterna befinner sig där av en anledning. Livsbetingelserna i deras gamla habitat var för dåliga. För att de ska kunna återkolonisera ängsmarkerna måste de gamla betingelserna återställas. Det räcker inte att det sker en spridning från vägkanter till igenvuxna ängar om inte de konkurrensstarka arterna hålls undan. Endast då har de ett- och tvåårigа ruderatväxterna en chans att etablera sig.

För att vägkanter ska kunna fungera som spridningskällor för ängsflora måste artrikedomen i dessa habitat bibehållas, om inte även stärkas. Genom att de som sköter vägarna ser över hur de behandlar vägkanterna skulle detta kunna ske. För att uppnå bästa resultat verkar det som att man först och främst bör slå vägkanterna vilket ofta görs eftersom det krävs av säkerhetsskäl. Men det räcker inte med att slå hur och när som helst. Viktigt är att inte slå för tidigt eftersom att många växtarter då inte hinner producera frön och därför misslyckas med sin spridning. Vissa arter verkar dock till en viss utsträckning kunna kompensera för detta. Därefter verkar det vara viktigt att ta bort det slagna växtmaterialet från vägkanterna för att det inte ska bildas någon förna som bidrar till ackumulering av näringsämnen i marken. Man bör också vara försiktig med att tänka generellt eftersom alla vägkanter ser olika ut. Nyanlagda vägar kan dels ha vägkanter som är näringsrika och domineras av högväxta gräs, och dels kan de vara rika på sandblottor. På näringsrika marker bör man fundera på att slå fler än en gång per år medan man istället bör lämna de vägar som är rika på sandblottor för att skapa en bättre chans åt kolonisering av växter och kanske knappt slå dem en gång per år.

Även om infrastrukturbiotoper såsom vägkanter inte till fullo verkar likna traditionella ängsmarker till artsammansättning, inhyser de många av de arter som trivs i dessa miljöer och som idag kan vara rödlistade. De verkar till en viss utsträckning lyckas spridas och etablera sig i vägkanter om dessa sköts på rätt sätt. Vägkanterna skulle därför kunna fungera som refugier för vissa av ängsflorans arter och därför kunna vara till hjälp för framtida bevarandeinsatser av ängsmarker då många av dessa miljöer idag är bristfälliga. Spridning inom vägkanterna tycks

förekomma och återkolonisation av ängsflora till andra miljöer i jordbrukslandskapet verkar vara möjlig. Dock behövs det mer forskning på vägkanternas roll som spridningskällor för att utreda tyngden av återkolonisation från dessa miljöer. Om vägkanterna sköts på rätt sätt finns möjligheten att öka artrikedomen och stärka de växtpopulationer som lever där. Om populationerna i vägkanten stärks kommer de antagligen att ha en större chans att fungera som spridningskällor i framtiden. Viktigt är att tänka ur ett helhetsperspektiv. För att bevara ängsfloran behöver alla miljöer ses om, vägkanter, åkerholmar och gamla ängsmarker. Tillsammans kan de skapa ett större genflöde emellan varandra för att stärka populationerna i alla habitat och mikrohabitat. För att till slut skapa en livskraftig metapopulation.

Tack

Ett stort tack till Johanna Bergman, Julia Löndal Jonsson och Hampus Petrén för ovärderlig hjälp under hela arbetsprocessen med att forma uppsatsen till den bästa möjliga. Jag vill även ge ett stort tack till min handledare Anders Ödeen som varit ett stort stöd och kommit med värdefulla åsikter genom hela kursen. Slutligen vill jag varmt tacka Matilda Berglund för konstruktiva råd och för att ha varit min kontakt till omvärlden.

Referenser

Appelqvist T, Fasth T & Bengtsson O. 2008. Åtgärdsprogram för finnögontröst 2008–2012. Rapport 5918. Naturvårdsverket. Solna, Sverige.

Auestad I, Rydgren K, Jongejans E, de Kroon H. 2010. Pimpinella saxifraga is maintained in road verges by mosaic management. Biological Conservation **143**: 899–907.

Bengtsson-Lindsjö S, Ihse M, Olsson EGA. 1991. Landscape Patterns and Grassland Plant Species Diversity in the 20th Century. Ecological Bulletins **41**: 388–396.

Berglund BE, Malmer N, Persson T. 1991. Landscape-Ecological Aspects of Long-Term Changes in the Ystad Area. Ecological Bulletins **41**: 405–424.

Berlin GAI, Linusson AC, Olsson EGA. 2000. Vegetation changes in semi-natural meadows with unchanged management in southern Sweden, 1965–1990. Acta Oecologica **21:** 125−138.

Bernes C. 2011. Monitor 22. Biologisk mångfald i Sverige. Naturvårdsverket. Solna, Sverige.

Cousins SAO. 2005. Plant species richness in midfield islets and road verges – The effect of landscape fragmentation. Biological conservation **127**: 500–509.

Cousins SAO, Eriksson O. 2001. Plant species occurrences in a rural hemiboreal landscape: effects of remnant habitats, site history, topography and soil. Ecography **24:** 461–469.

Cousins SAO, Lindborg R. 2008. Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. Biological conservation **141**: 233–240.

Ekstam U, Forshed N. 1997. Om hävden upphör. Naturvårdsverket. Solna, Sverige.

Ekstam U, Aronsson M, Forshed N. 1988. Ängar. Naturvårdsverket. Solna, Sverige.

Eriksson O. 1996. Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. Oikos **77**: 248–258.

Eriksson O, Cousins SAO, Bruun HH. 2002. Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. Journal of Vegetation Science **13**: 743–748.

Hovd H, Skogen A. 2005. Plant species in arable field margins and road verges of central Norway. Agriculture, Ecosystems and Environment **110:** 257–265.

Huhta AP, Rautio P. 2007. A case with blue gentian blues: roadside-cutters creating neo grasslands as refugia for endangered Gentianella campestris. Nordic Journal of Botany **25**: 372–379.

Ihse M. 1995. Swedish agricultural landscapes - patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. Landscape and Urban Planning **31:** 21–37.
Jakobsson A, Eriksson O. 2000. A comparative study of seed number, seed size, seedling size and recruitment in grassland plants. Oikos **88**: 494–502.
Jakobsson A, Eriksson O. 2003. Trade-offs between dispersal and competitive ability: a comparative study of wind-dispersed Asteraceae forbs. Evolutionary Ecology **17**: 233–246.
Jantunen J, Saarinen K, Valtonen A, Saarnio S. 2007. Flowering and seed production success along roads with different mowing regimes. Applied Vegetation Science **10**: 285–292.
Kiviniemi K, Eriksson O. 1999. Dispersal, recruitment and site occupancy of grassland plants in fragmented habitat. Oikos **86**: 241–253.
Lennartsson T, Gylje S. 2009. Infrastrukturens biotoper – en refug för biologisk mångfald. CBM:s skriftserie 31. Centrum för biologisk mångfald.
Madsen AB, Strandgaard H, Prang A. 2002. Factors causing traffic killings of roe deer *Capreolus capreolus*in Denmark. Wildlife Biology **8**: 55–61.
Ottosson M, Lennartsson T, Svensson R. 2012. Nya vägar till artrikedom. CBM:s skriftserie 66. Centrum för biologisk mångfald.
Persson TS. 1995. Management of roadside verges: vegetation changes and species diversity. Rapport 82. SLU. Uppsala, Sverige.
Runesson K. 2012. Vegetation och flora i vägkanter - effekter av olika metoder för skötsel och underhåll. Kunskapssammanställning. CBM:s skriftserie 63. Centrum för biologisk mångfald.
Schmidt W. 1989. Plant dispersal by motor cars. Vegetatio **80:** 147–152.
Scott NE, Davison AW. 1985. The distribution and ecology of coastal species on roadsides. Vegetatio **62**: 433–440.
Stenmark M. 2012. Infrastrukturens gräs- och buskmarker. Jordbruksverket. Rapport 2012:36.
Tikka PM, Högmander H, Koski PS. 2001. Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. Landscape Ecology **16:** 659–666.
Tikka PM, Koski PS., Kivelai RA, Kuitunen MT. 2000. Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges?. Applied Vegetation Science **3**: 25–32.
Tilman D, Lehman CL, Yin C. 1997. Habitat destruction, dispersal, and deterministic extinction in competetive communities. The American Naturalist **149:** 407–435.
van Dorp D, Schippers P, van Groenendael JM. 1997. Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with a cellular automation model. Landscape Ecology **12:** 39–50.
Vermeulen HJW. 1993. Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles Carabidae. Biological conservation **69:** 339–349.
von der Lippe M, Bullock JM, Kowarik I, Knopp T, Wichmann M. 2013. Human-Mediated Dispersal of Seeds by the Airflow of Vehicles. PLoS ONE **8**: e52733.
Wilcox DA. 1989. Migration and Control of Purple Loosestrife *(Lythrum salicaria* L.) along Highway Corridors. Environmental Management **13:** 365–370.
Winqvist C. 2003. Hävdgynnade arter på skogsbilvägar. Svensk Botanisk tidsskrift **97:** 325–330.
Zwaenepoel A, Roovers P, Hermy M. 2005. Motor vehicles as vectors of plant species from road verges in a suburban environment. Basic and Applied Ecology **7:** 83–93.