

Parkslide, *Reynoutria japonica*, i vägkanter

- Var kan den växa och hur påverkas platsen?

Japanese knotweed, *Reynoutria japonica*, along road verges

- Where can it grow and how does it affect the location?

Elin Eklund



Parkslide, *Reynoutria japonica*, i vägkanter

- Var kan den växa och hur påverkas platsen?

Japanese knotweed, *Reynoutria japonica*, along road verges

- Where can it grow and how does it affect the location?

Elin Eklund

Handledare: Linda-Maria Dimitrova Mårtensson, SLU, Institutionen för biosystem och teknologi

Btr handledare: Tove Hultberg, Länsstyrelsen Skåne

Examinator: Christine Haaland, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: G2E

Kurstitel: Självständigt arbete i biologi, G2E

Kurskod: EX0855

Program/utbildning: Trädgårdsingenjör: odling – kandidatprogram

Utgivningsort: Alnarp

Utgivningsår: 2020

Omslagsbild: Elin Eklund

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: *biologisk mångfald, artdiversitet, invasiv, parkslide, reynoutria japonica, väggkant*

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap

Institutionen för biosystem och teknologi

Förord

Mitt intresse för de otaliga samspel som sker mellan växter och andra organismgrupper har blivit allt större under utbildningens gång. Inte minst för de interaktioner som sker bortom odlingar i växthus och på fält. Ibland uppstår nya möten i natur- och kulturlandskapet vilka snabbt kan förändra ett ekosystem, som ofta blir fallet när invasiva arter tar sig fram på nya platser. Att få fördjupa mig i en av dessa invasiva växter samt lära mig mer om vägkantens historia och ekologi har varit väldigt spännande.

Uppsatsen är skriven på uppdrag av Söderåsens nationalpark, Länsstyrelsen Skåne. Jag vill rikta ett varmt tack till mina handledare, Linda-Maria Dimitrova Mårtensson och Tove Hultberg, som var uppmuntrande och visade stort tålamod när jag fick ta en ofrivillig paus från skrivbordet och som har varit ett väldigt bra stöd när skrivandet väl kunde ta fart igen. Tack!

En annan person som har uppmuntrat och fungerat som bollplank är min vän Sanna, som under hösten också suttit bredvid mig och skrivit. Tack för hejarop och lunchsällskap! Slutligen vill jag tacka min mamma, Ann-Katrin, som värnar både språket och den vilda floran och som har varit till stor hjälp under den här processen.

Elin Eklund
Alnarp, december 2019.

Sammanfattning

Parkslide (*Reynoutria japonica*) har sitt ursprung i östra Asien, i bland annat Kina och Japan. Den introducerades till Europa som prydnadsväxt på 1800-talet och har sedan dess spridit sig från parker och trädgårdar ut i natur- och kulturlandskap. Idag betraktas parkslide som en av världens mest invasiva arter och har etablerat sig i stora delar av Europa och Nordamerika samt i Nya Zeeland och delar av Australien. Parkslide har en effektiv vegetativ spridning där mycket små bitar av rhizomen eller stjälkdelar kan ge upphov till nya plantor. Än så länge är endast honliga individer av denna dioika, alternativt gynodioika, art kända i Europa men den kan däremot bilda fröhybrider med besläktade arter. Parkslide återfinns bland annat i vägkanter, vilka kan hysa en speciell flora och fungera som refug för växter vars ursprungliga habitat minskat. För att undersöka parkslidets eventuella påverkan på den biologiska mångfalden i vägkanter gjordes dels en litteraturstudie på hur den interagerar med sin omgivning, dels en jämförelse av parkslidets ståndortsamplitud med de biotiska och abiotiska faktorer som präglar olika väggkantsmiljöer. Resultatet visade att parkslide har en bred ståndortsamplitud vilket gör den mer eller mindre väl anpassad att växa i alla de olika väggkantsmiljöer som går att finna i södra Sverige. Med en kraftig tillväxt både ovan och under jord och ett stort årligt bladnedfall kan den konkurrera ut många av de redan hotade växter som huserar i väggkanter och på så vis minska artdiversiteten. Utöver parkslidets effektiva spridning gör ett minskat tryck från naturliga fiender i de invaderade regionerna den än mer konkurrenskraftig. För att värna de hotade arter som växer i väggkanter är det viktigt att inte bara minska spridandet av parkslide utan även bevara de andra miljöer i vilka dessa hotade arter trivs.

Abstract

Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*) has its native range in east Asia, in Japan and China among other countries. It was introduced to Europe as an ornamental plant in the 1800s and has since spread from gardens and parks to the natural- and cultural landscape. Japanese knotweed is presently considered one of the world's most invasive species and is established in many countries of Europe and North America, as well as New Zealand and parts of Australia. The vegetative reproduction of Japanese knotweed is very efficient and a small fragment of the rhizome or a part of the stem is sufficient to generate a new plant. In Europe, only female individuals of this dioecious, alternatively gynodioecious, species is known. However, Japanese knotweed can produce seed hybrids together with related taxa. Japanese knotweed can be found growing along road verges, which can bear a unique flora and provide a place of refuge for plants whose original habitats have declined. To examine the potential influence Japanese knotweed can have on biodiversity along road verges a study review was conducted in combination with a comparison of its habitat demands and the various biotic and abiotic factors characteristic of road verges. The result shows that Japanese knotweed can establish in a wide range of habitats which makes it more or less well adapted to grow in most kinds of road verges in Southern Sweden. With substantial vegetative growth both above and below ground and a big yearly litterfall it can outcompete many already threatened species which grow along road verges, thus reducing biodiversity. In addition to the efficient spread of Japanese knotweed, the absence of natural enemies makes it even more competitive in its invasive range. To protect the threatened species along road verges it is important not only to reduce the spread of Japanese knotweed but also to conserve the other environments in which these species thrive.

Innehållsförteckning

Förord	3
Sammanfattning	4
Abstract	4
1. Introduktion	6
1.1. Syfte	10
1.2. Frågeställningar	10
1.3. Avgränsningar	10
2. Material och metod	10
3. Resultat	11
3.1. Parkslide.....	11
3.1.1. BAKGRUND	11
3.1.2. PARKSLIDE IDAG	12
3.1.3. MORFOLOGI, VÄXTSÄTT OCH STÅNDORT	14
3.1.4. FÖRÖKNING, HYBRIDER OCH NÄRA SLÄKTINGAR.....	16
3.1.5. EKOLOGISKA INTERAKTIONER.....	17
3.2. Vägkanten som biotop.....	21
3.2.1. INLEDNING.....	21
3.2.2. VÄGKANTENS ROLL HISTORISKT OCH IDAG	22
3.2.3. PÅVERKANDE FAKTORER I VÄGKANTSMILJÖN	24
4. DISKUSSION.....	25
4.1. Morfologi och förökning.....	25
4.2. Parkslidets ståndortsamplitud och olika vägkantsmiljöer.....	26
4.3. Hotade arter i Sverige.....	28
4.4. Interaktioner med herbivorer.....	29
4.5. Inverkan på näring och pH.....	29
4.6. Artdiversitet.....	30
4.7. Allelopati.....	31
4.8. Metod	31
4.9. Slutsats.....	31
5. Referenslista.....	33

1. Introduktion

Invasiva främmande arter är ett aktuellt ämne, både i Sverige och globalt. Det diskuteras bland politiker såväl som i media, regelverk inrättas och information sprids om dessa arters effekter på samhället och naturen. Med främmande arter menas sådana som historiskt sett inte har förekommit naturligt i Sverige (Artdatabanken 2019c) och en gränsdragning vid år 1800 används idag (Strand, Aronsson & Svensson 2018). Vissa av dessa främmande arter blir invasiva och på Naturvårdsverkets hemsida går det att finna följande definition av begreppet (Naturvårdsverket 2019a):

“Invasiva främmande arter är arter som människan avsiktligt eller oavsiktligt har flyttat till ett nytt område där de snabbt sprider sig och orsakar skada. Invasiva främmande växter och djur är ett stort hot mot biologisk mångfald i världen. De skapar också ekonomiska problem för samhället och enskilda, exempelvis odlare, och de kan sprida sjukdomar till människor och djur.”

Spridning av växter har nära följt människans utveckling av olika transportmedel, från fartyg till havs och i kanaler, vidare till tåg och flygplan (Mack 2003). I takt med att den globala sjöfartshandeln ökade, från 1500-talet och framåt, förflyttades också allt fler växter över stora delar av världen (Crawley 1997). Ibland har växtmaterial följt med som oinbjudna gäster på handelsfartyg, men den största orsaken till att arter förflyttats över världen är att människan avsiktligt tagit dem med sig (Mack 2003). Framför allt i syfte att använda dem som prydnadsväxter, ett fenomen som har ökat mycket de senaste 200 åren.

Bland alla dessa växter som förflyttats med hjälp av människor har många naturaliserats i sina nya miljöer och vissa har även blivit invasiva. Ofta föreligger det en viss fördröjning mellan att en växt introduceras till en ny plats till dess att den eventuellt börjar sprida sig i större skala. Att se till en arts förekomst och distribution vid ett enstaka tillfälle, i syfte att bedöma huruvida den är invasiv eller inte, kan därför bli missvisande (ibid.). I en artikel från 2008 (Hellmann et al.) sammanfattas den process som föregår att en växt blir invasiv. Författarna delar upp förloppet i fyra steg för att beskriva hur arten behöver passera olika geografiska och miljömässiga barriärer innan den etablerar sig i ett nytt område. Efter att först ha förflyttats en lång sträcka ska arten kunna tolerera både abiotiska och biotiska faktorer i den nya miljön.

Biotiska faktorer kan exempelvis vara naturliga fiender och växtens förmåga att överleva interaktioner med dessa. Slutligen måste arten kunna etablera och sprida sig i landskapet.

Det finns exempel på litteratur som uppger att alla växter, vid särskilda förutsättningar för den specifika arten, kan bli invasiva (Crawley 1997). Crawley menar att en arts förmåga att konkurrera på en given plats beror på en kombination av miljön där den växer och på de egenskaper som arterna den konkurrerar med har. Vanligast idag verkar dock uppfattningen vara att invasiva växter har vissa gemensamma drag. Till exempel nämner Gioria och Osborne (2010) tidig uppkomst under växtsäsongen och snabb tillväxt som bidragande faktorer till att arterna i deras studie är invasiva. En annan studie med resultat som pekar på liknande tendenser gjordes av Van Kleunen, Weber och Fischer (2010). Genom att göra en metaanalys på över hundra studier som jämförde invasiva och icke-invasiva arter fann de att invasiva växter generellt hade högre värden i exempelvis kategorierna *storlek* och *fitness*. I begreppet fitness ingick bland annat underkategorierna överlevnad och antal blommor eller frön per planta.

Det finns ett flertal hypoteser i syfte att förklara och förutspå invasivitet av en art, en så kallad biologisk invasion. Några av dem är *Enemy Release Hypothesis* (ERH), *Novel Weapon Hypothesis* (NWH) och *Biotic Resistance Hypothesis* (BRH). ERH och NWH beskriver interaktionen mellan den invasiva arten och dess nya miljö medan BRH fokuserar på egenskaperna hos det ekosystem där en invasiv art etablerar sig. Enligt ERH är avsaknaden av fiender i den nya miljön en förklaring till en invasiv arts framgång och NWH föreslår att den invasiva arten genom vissa egenskaper får konkurrensfördelar gentemot inhemska arter (Jeschke et al. 2012). En sådan egenskap kan till exempel vara allelopati (ibid.), vilket är en förmåga hos vissa växter att från rötter eller blad utsöndra ämnen som påverkar andra växter på ett negativt sätt (Nationalencyklopedin 2019a). I den tredje hypotesen, BRH, anses ekosystem med en högre biologisk mångfald ha större motståndskraft vid en biologisk invasion jämfört med ett ekosystem med en lägre biologisk mångfald (ibid.). För att undersöka hypotesernas relevans idag och hur väl de har kunnat tillämpas inom forskning sammanfattade Jeschke et al. (2012) över 300 studier i vilka bland annat dessa hypoteser har testats. Bland studierna fann de störst stöd för framför allt NWH och därefter ERH och ett relativt lågt stöd för BRH.

Biologisk mångfald nämns ofta i samband med invasiva arter då de, precis som det går att läsa i Naturvårdsverkets definition, anses påverka den negativt (Invasive Species Specialist Group 2019). Begreppet biologisk mångfald kan definieras på följande vis (Naturvårdsverket 2018):

“Biologisk mångfald är variationsrikedomen bland levande organismer av alla ursprung, inklusive från bland annat landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem.”

Citatet är en översättning från FN:s *Konventionen om biologisk mångfald* (FN 1992). Ett avtal som slöts 1992 under den så kallade Riokonferensen med syfte att bland annat bevara den biologiska mångfalden. Avtalet undertecknades av 168 länder, däribland Sverige (Convention on Biological Diversity 2019). Biologisk mångfald handlar alltså inte bara om antal arter på en given plats utan går att se på ur fler perspektiv och utifrån olika taxonomiska nivåer, till exempel variation av habitattyper och familjer (Jarvis 2000). Diversitetsbegreppet kan delas in i tre kategorier; alfa-, beta- och gammadiversitet, där alfadiversitet är den nivå som mäter artdiversitet på lokal nivå, exempelvis inom ett habitat (ibid.). En minskad mångfald på genetisk, taxonomisk och funktionell nivå kan göra ett ekosystem mer sårbart och mindre anpassningsbart vid störningar och förändringar (Olden et al. 2004).

År 2015 antog FN:s medlemsländer den så kallade Agenda 2030 vilken innehåller 17 globala mål i syfte att främja en hållbar utveckling inom tre kategorier; social, ekonomisk och miljömässig (FN:s generalförsamling 2015). Ansvaret för att målen uppnås ligger främst hos varje enskilt medlemsland. Mål 15, *Ekosystem och biologisk mångfald*, innefattar bland annat delmålen att terrestra ekosystem ska skyddas samt att förlusten av biologisk mångfald ska bromsas.

Invasiva arter som aggressivt etablerar sig i ett nytt ekosystem kan påverka dess uppbyggnad och funktion (Senator & Rozenberg 2017). Till exempel kan invasiva växter förändra näringssammansättningen i marken och minska ljusinsläppet för andra, inhemska arter. Särskilt sårbara för dessa förändringar är de arter som av någon anledning redan är hotade av utrotning. Förutom att öka konkurrensen kan de nya arterna genom hybridisering också bidra till att minska antalet arter i den inhemska artsammansättningen (ibid.). Bland just växter anses parkslide, *Reynoutria japonica*, vara en av världens mest invasiva (Rice 2006). Trots detta finns parkslide idag inte med på EU:s lista över invasiva, främmande arter (Europeiska

kommissionen 2019), något som ifrågasatts av bland andra European Environmental Bureau enligt en text från Europaparlamentets utredningstjänst (EPRS 2015). Ett av flera kriterier som måste uppfyllas för att nya arter ska kunna läggas till på listan är att “det är sannolikt att uppförandet på unionsförteckningen effektivt kommer att förhindra, minimera eller mildra de negativa effekterna av dem” (Europeiska unionen 2014). På Naturvårdsverkets hemsida listas parkslide under rubriken “Några främmande arter som är eller riskerar bli invasiva i Sverige, men som inte omfattas av några regler” (Naturvårdsverket 2019b).

Skåne är den del av Sverige som är särskilt drabbad av invasiva främmande arter. Troligtvis beror det på en kombination av att majoriteten transporter in i landet passerar Skåne och att det milda klimatet är gynnsamt för etablering och spridning av många främmande växter (Tiitto 2018). I Skåne uppges just parkslide de senaste 40 åren ha ökat sin utbredning med mer än 75 procent (Tyler & Lundquist 2007). Inom Länsstyrelsen Skånes arbete med natur och landsbygd, vilket till exempel innefattar att bevara platser med höga naturvärden, nämns också problematiken med invasiva främmande arter (Länsstyrelsen Skåne 2020a). Länsstyrelsen Skåne ansvarar för de tre nationalparker som finns i länet samt över 200 statliga naturreservat (Länsstyrelsen Skåne 2020b). Runt Söderåsen finns både en nationalpark och flera naturreservat och i dessa skyddade naturområden huserar flertalet hotade arter (Länsstyrelsen Skåne 2020c).

En plats som många invasiva växter sprider sig till är vägkanter och parkslide är en av dem som går att finna längs det svenska vägnätet (Wissman, Norlin & Lennartsson 2015). För dessa invasiva arter fungerar vägkanten både som ett habitat och som en spridningskorridor till andra miljöer (Vägverket 1997). Många vägkanter har genom tidigare hävd samt nuvarande underhåll kommit att hysa en artrik flora (ibid.). Floran innehåller ibland några av landets rödlistade växter och dessa hotade arter har ofta sitt ursprung i andra miljöer, som på senare år har minskat kraftig (Sandström et al. 2015). Ett exempel på en sådan miljö är slätterängen och vägkanter med liknande förhållanden som denna har därför blivit ett alternativt habitat för många växter (Sjölund 1999). Även om landets vägkanter både kan likna andra miljöer i landskapet och varandra finns det också många faktorer som skiljer dem åt. Skillnader i vegetation samt markens fuktighet och näringsinnehåll är några exempel på vad som gör vägkanten till ett varierande habitat (ibid.).

1.1. Syfte

Arbetet syftar till att få en fördjupad förståelse för parkslide i Sverige, framför allt genom att jämföra parkslidets ståndortsamplitud med de vägkantsmiljöer som förekommer i södra Sverige för att se hur parkslide vid en eventuell etablering skulle kunna påverka den biologiska mångfalden i dessa vägkanter.

1.2. Frågeställningar

Hur ser parkslidets morfologi och spridningsstrategier ut i Sverige och andra icke-inhemska regioner?

I vilka vägkantsmiljöer skulle parkslide kunna etablera sig?

Hur kan den biologiska mångfalden i vägkanter påverkas vid förekomst av parkslide?

1.3. Avgränsningar

Även om begreppet "biologisk mångfald" innefattar alla typer av levande organismer och kan bestå av olika nivåer och perspektiv kommer det här arbetet att fokusera på artnivå och särskilt på örtartade kärlväxter, vilka i egenskap av att ha vägkanten som betydande habitat kan tänkas bli påverkade när parkslide etablerar sig där.

Ett särskilt fokus kommer att finnas på de arter från den svenska rödlistan som benämns som hotade (Artdatabanken SLU 2015). Vidare kommer arbetet endast att ta upp växter som återfinns i södra Sverige, med Götaland som avgränsning.

Den till parkslide nära släktingen jätteslide, *Reynoutria sachalinensis*, som även den är invasiv i Sverige kommer inte att inkluderas i litteratursökningen, med undantag för ett särskilt stycke i texten där just relaterad taxa till parkslide tas upp.

2. Material och metod

Arbetet är genomfört som en litteraturstudie. Artiklar från forskningsstudier är hämtade från sökdatabaser, bland annat Primo, Sveriges Lantbruksuniversitets egen söktjänst. Exempel på ord och begrepp som använts i litteratursökningen, var för sig eller i olika kombinationer, är

invasive, japanese knotweed, fallopia japonica, reynoutria japonica, native, allelopathy, biodiversity, enemy release hypothesis, vägkant, road verge.

Information är även hämtad från tryckt material samt hemsidor från diverse myndigheter och organisationer. För vetenskapliga namn på växter har det gällande namnet i Svensk kulturväxtdatabas, SKUD, använts. Vetenskapliga namn på arter från andra organismgrupper har hämtats från ArtDatabanken.

Det nu gällande vetenskapliga namnet på parkslide är *Reynoutria japonica*. Namnet har dock skiftat genom åren och i vissa studier som nämns i arbetet används släktnamnet *Fallopia*, vilket parkslide tidigare tillhörde. Då det finns arter kvar inom *Fallopia*-släktet som är av relevans för beskrivningen av parkslide används i vissa fall benämningen *Fallopia* spp. i syfte att redogöra för studier både på parkslide och dess tidigare släktingar.

Då det finns begränsat med vetenskapliga studier på parkslide utförda i Sverige är exempel från forskning, i syfte att beskriva parkslide i dess icke-inhemska regioner, hämtade från studier gjorda inom andra tempererade områden. Detta för att i så stor utsträckning som möjligt kunna applicera resultaten på ett sydsvenskt klimat.

3. Resultat

3.1. Parkslide

3.1.1. BAKGRUND

Parkslide är känt under flera vetenskapliga namn där det nu gällande namnet enligt Svensk Kulturväxtdatabas är *Reynoutria japonica* (SKUD 2019a). Som kan anas av detta namn är växten inhemsk i Japan men hör även hemma i Kina, Koreahalvön och på ön Taiwan (Ohwi 1984), se figur 1. Parkslide hör till växtfamiljen slideväxter (Polygonaceae) (Naturhistoriska riksmuseet 2008). Peng et al. (2013) tar i en sammanfattande artikel upp hur växten i både Japan och Kina är en del av den traditionella örtmedicinen och att den, i bland annat dessa länder, även odlas till livsmedel. Parkslidets blad används också som en typ av tobak i Indien och Sydostasien och i Japan är den sedan lång tid tillbaka känd som en ätbar vild växt (Shimoda & Yamasaki 2016).



Figur 1. Parkslidets naturliga utbredningsområde.

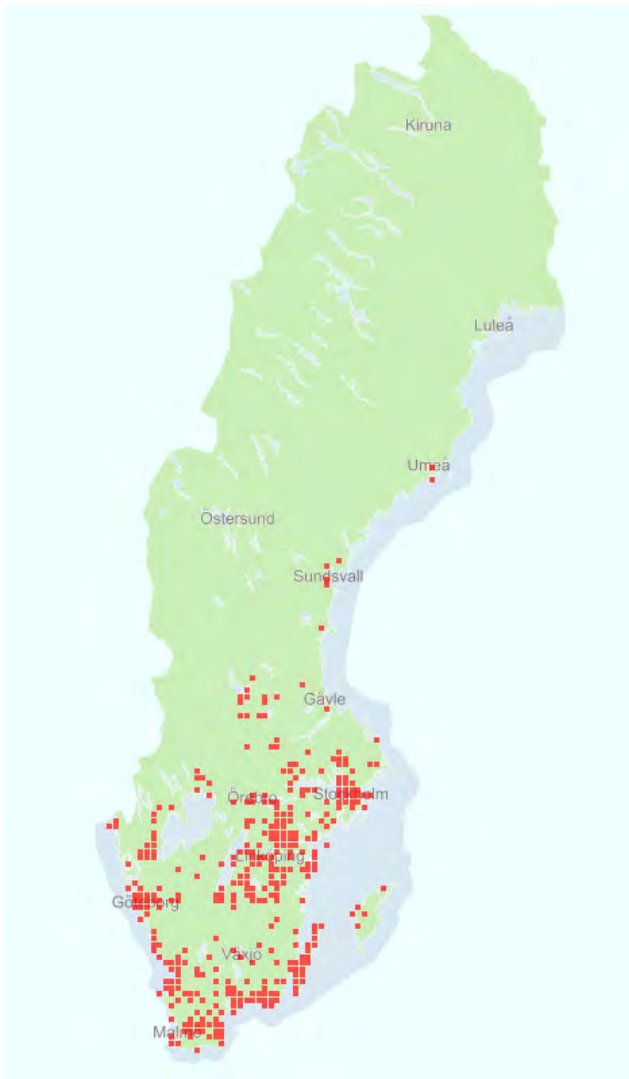
Bild baserad på: *Distribution maps* av [CABI](#) (CC BY-NC-SA 3.0) och *Blank world map* från [Wikimedia Commons](#).

Parkslide introducerades till Europa och Nordamerika på 1800-talet där den framför allt kom att bli en populär prydnadsväxt. I främst Centraleuropa har den också använts som foderplanta och i Nordamerika för att förhindra erosion (Beerling, Bailey & Conolly 1994; Rice 2006). Med tiden har parkslide kommit att sprida sig vidare och är nu naturaliserad i stora områden, både i Nordamerika och Europa (Beerling, Bailey & Conolly 1994). Den växer också vilt i Nya Zeeland och i delar av Australien (Queensland Government 2019). Spridningen av parkslide i Europa uppges komma från en och samma klon (Bailey, Bímová & Mandák 2009). I Sverige noterades det första förvildade fyndet av parkslide i Blekinge och Östergötland år 1909 (Hylander 1971).

3.1.2. PARKSLIDE IDAG

Parkslide betraktas idag som en av världens mest invasiva arter (Global Invasive Species Database 2019; Rice 2006). I en rapport från ArtDatabanken (Strand, Aronsson & Svensson 2018), där främmande arter rangordnats utifrån deras nuvarande och potentiella effekt på den biologiska mångfalden i Sverige, hamnar parkslide i den mest kritiska kategorin; *severe impact*. Dit hör enligt rapportens analysmetod “arter med stor eller potentiellt stor ekologisk effekt som har potential att etablera sig över stora områden” (Strand, Aronsson & Svensson 2018, s.14).

I Sverige återfinns parkslide i de södra delarna av landet, upp till Dalarna (Naturvårdsverket 2019c), med störst koncentration av fynd i Skåne (ArtDatabanken 2019b), se figur 5. Några få exemplar har också påträffats längs Norrlandskusten, med Umeå som nordligaste punkt (Naturvårdsverket 2019c).



Figur 5. Rasterkarta över fynd av vanligt parkslide i Sverige 2000-2019.
Bildkälla: [Artportalen](#), ArtDatabanken SLU 2019.

Parkslide finns idag spridd i många av Europas länder (CABI 2018). Som tidigare nämnts är den dock inte med på EU:s lista över invasiva, främmande arter och innefattas därmed inte av de bestämmelser som gäller dessa listade arter (Europeiska kommissionen 2019). Naturvårdsverket avråder dock från att plantera parkslide och uppmanar de som har den på sin mark att förhindra dess spridning (Naturvårdsverket 2019c). I Storbritannien betraktas idag parkslide som ett stort problem och även om det är tillåtet att ha den växande på privat mark är det olagligt att plantera den (Science and Technology Committee 2019). Att orsaka att den

sprider sig till naturen, till exempel via kontaminerade jordmassor, kan ge böter eller till och med fängelse (ibid.).

3.1.3. MORFOLOGI, VÄXTSÄTT OCH STÅNDORT

Parkslide är en perenn geofyt (Krebs et al. 2011), vilket innebär att överlevnad under vinterperioden sker i växtens underjordiska delar (Nationalencyklopedin 2019c). Ovan jord vissnar den ned och nya skott bildas under våren (Naturvårdsverket 2019c). Med tiden kan parkslide, strax ovanför marknivå, utveckla något förvedade stammar (Beerling, Bailey & Conolly 1994). Skotten växer tätt ihop och bildar kompakta bestånd, vilket skuggar marken nedanför (ibid.). Rotsystemet är kraftigt med stora rhizomer som kan gå 2 meter ner i marken och sträcka sig omkring 7 meter ut från basen (CABI 2018). Under en växtsäsong kan rhizomerna växa upp till en meter (Naturvårdsverket 2019c).



Figur 2. Parkslide.
Foto: Elin Eklund

Även i *Flora of Japan* (Ohwi 1984) beskrivs parkslide som en tämligen robust perenn, med ihåliga stjälkar som växer rakt upp och kan bli 50-150 cm höga. Från förgreningar växer breda, ljusgröna blad som kan bli uppåt 15 cm långa. Bladformen går från ovat till ibland något elliptisk. De vita blommorna sitter tätt ihop i vippor och slår ut mellan juli och oktober. Hur blommorna på parkslide uppges vara uppbyggda och fördelade varierar med olika källor. Ofta beskrivs parkslide som dioik (Ohwi 1984; Artdatabanken 2019b), det vill säga han- och honblommor sitter på olika individer. Det finns dock litteratur som lyfter fram möjligheten att

den skulle vara gynodioik (Beerling, Bailey & Conolly 1994), vilket innebär att vissa individer endast består av honliga blomdelar medan andra är hermafrodit. Denna ståndpunkt upprepas i en artikel från 2009 (Bailey, Bímová & Mandák). I Europa är endast exemplar av honliga individer kända (ibid.).

Den morfologiska beskrivningen av parkslide skiljer sig något åt beroende på var den antas växa. Enligt Naturvårdsverkets hemsida (2019) kan den nå en höjd på 2,5 meter och flera exempel från europeiska källor finns där den beskrivs bli uppåt 3 meter (ArtDatabanken 2019b; Beerling, Bailey & Conolly 1994). I den svenska beskrivningen (Naturvårdsverket 2019c) uppges blomningen starta ett par månader senare än i de inhemska regionerna, i Sverige från september till oktober. De i regel vita blommorna kan ibland vara rosa (ibid.) och frukten är en nöt (Ohwi 1984).



Figur 3 och 4. Blad respektive stjälek av parkslide.
Foto: Elin Eklund

Ofta uppges parkslide växa i öppna, soliga miljöer (CABI 2018; Naturvårdsverket 2019c) och det finns studier som pekar på att den hämmas av skugga (Beerling 1991; Dommangot et al. 2013). Andra källor beskriver den som relativt skuggtålig (Michigan Invasive Species 2019) eller, om den växer vid vattendrag, mycket skuggtålig (Anderson 2012), men framhåller samtidigt att den trivs bäst i fullt solljus. I en sammanfattande artikel om graden av resistens mot invasiva växter i skogsmiljö nämns parkslide som ett exempel på en skuggtålig art (Martin, Canham & Marks 2009).

Även i sina inhemska regioner beskrivs parkslide oftast växa på soliga platser (CABI 2018; Ohwi 1984) och i varierande miljöer (Shimoda & Yamasaki 2016). I Japan återfinns den längs floder, i skogsbryn och mer sällan i ruderatmarker (Bailey 2003). I de inhemska regionerna kan den också förekomma nära kusten och i nordöstra USA har bestånd av parkslide påträffats i salthaltiga våtmarker (Richards et al. 2008). Även i en studie från 2012 (Rouifed et al.) påvisade arten en hög tolerans mot saltstress.

I svensk litteratur beskrivs parkslide ofta växa i frisk och näringsrik mark (Tyler & Lundquist 2007) men uppges också återfinnas i varierande miljöer, både i av människor påverkad mark, till exempel vid vägkanter och banvallar, och i mer naturliga miljöer såsom skogsbryn och längs åar (Naturvårdsverket 2019c). Flertalet studier på parkslide har fokuserat på just fuktiga miljöer genom att undersöka artens möjlighet till spridning och påverkan på ekosystem längs floder och andra vattendrag (Duquette et al. 2015; Gowton, Budsock & Matlaga 2016; Lecerf et al. 2007).

I linje med uppfattningen att parkslide kan växa på många olika typer av platser fann man i en studie att den förekom inom en bred ståndortsamplitud vad gäller pH och näring, från pH-värden mellan 3,2 till 6,7 (Dassonville et al. 2007). En annan studie fann dock vissa tendenser till att parkslide oftare växte i jord med högre pH-värden och hög sandhalt (Stefanowicz et al. 2017). I äldre litteratur uppges att parkslide ska ha använts i Japan just för att binda sand i sanddyner (Groenland 1858 se Bailey & Conolly 2000).

3.1.4. FÖRÖKNING, HYBRIDER OCH NÄRA SLÄKTINGAR

I Sverige, precis som i övriga Europa, har enbart honindivider av parkslide identifierats (Artdatabanken 2019b). Dock kan hybridfrön bildas med pollen från andra arter relaterade till parkslide, till exempel den närbesläktade jätteslide (*Reynoutria sachalinensis*) (Bailey, Bímová & Mandák 2009). Jätteslide, som också uppges vara gynodioik, återfinns i Europa som både hermafrodita och honliga individer. Det har gjort det möjligt för parkslide och jätteslide att reproducera sig via frö och de bildar då hybridslide, *Reynoutria* × *bohemica* (Bailey, Bímová & Mandák 2009). Tillsammans med jätteslide kan även den mindre varieteten rosenslide, *Reynoutria japonica* var. *compacta* ge uppkomst till hybridslide. Rosenslide förekommer dock mycket sällan i det vilda. I Europa, med exempel från Storbritannien och Tjeckien, uppges hybridslide främst sprida sig vegetativt (ibid.).

I Storbritannien har en ökning av fröproduktion hos parkslide skett under de senaste decennierna, något som Bailey, Bímová och Mandák (2009) kopplar till tre samverkande faktorer; förändrat klimat och beteende hos pollinatörer samt en ökad förekomst av trädgårdsväxten bokharabinda, *Fallopia baldschuanica*, vilken parkslide också kan korsas med. Det är dock sällan hybriden av dessa två, *Fallopia × conollyana*, etablerar sig (ibid.).

Förökning av parkslide via hybridisering och tillbakakorsning med hybrider verkar bli allt mer vanlig enligt studier från Europa och USA, men än så länge är den främsta källan till spridning vegetativ (CABI 2018). Även mycket små delar av rhizomen kan ge upphov till en ny planta, något som innebär att flytt av jordmassor kan leda till spridning över stora områden (Naturvårdsverket 2019c). Parkslide kan också förökas från bitar av stjälken (Bailey, Bímová & Mandák 2009; Gowton, Budsock & Matlaga 2016). I sina inhemska regioner sprider sig parkslide både vegetativt och med frö (CABI 2018) men i åtminstone Japan uppges den asexuella förökningen vara den mest dominerande (Bailey 2003).

3.1.5. EKOLOGISKA INTERAKTIONER

Parkslide beskrivs som sagt som en kraftigväxande perenn också i sina inhemska regioner (Ohwi 1984) och klassas ibland som ett besvärligt ogräs (Bailey, Bímová & Mandák 2009). Dock är den inte känd för att ha nämnvärt lika stor inverkan på naturen som i sina nya miljöer. I Japan hålls utbredningen av parkslide ned av samväxande vegetation, som till stor del består av andra perenner och lignoser (Shimoda & Yamasaki 2016). Dess spridning begränsas också genom skötselinsatser, till exempel när den växer nära bebyggelse och infrastruktur (ibid.). Många studier har gjorts för att undersöka hur parkslide interagerar med sin nya omgivning i Europa och Nordamerika, och för att upptäcka eventuella skillnader mellan parkslide i och utanför dess inhemska områden.

HERBIVORER OCH OMGIVANDE VEGETATION

I en studie utförd 2008 (Maurel et al. 2013) jämfördes bestånd av parkslide i Frankrike respektive Japan, i syfte att undersöka vilka faktorer som skulle kunna ligga bakom artens invasivitet. För att ta reda på eventuella skillnader i artens samspel med sin omgivning, beroende på om den växer i sin inhemska eller nya miljö, tittade man på förekomst av evertebrater (ryggradslösa djur), andel bladskador, ovanjordisk tillväxt samt status på övrig

örtartad vegetation. Andelen olika taxa av evertebrater som återfanns på de olika bestånden av parkslide skiljde sig inte nämnvärt åt mellan Frankrike och Japan. Däremot var betydligt fler av dem som påträffades i Japan just herbivorer och klassade som naturliga fiender till parkslide. De förekom också oftare och i större utsträckning i Japan jämfört med i Frankrike. Förutom en högre andel herbivorer visade resultatet av studien även att antalet skadade blad var omkring det dubbla hos parkslidebestånden i Japan och att bladen där dessutom hade en högre skadenivå. Författarna menar därmed att dessa resultat går i linje med teorin *Enemy Release Hypothesis* (ERH). Vad gäller planttäthet i bestånden påträffades ingen signifikant skillnad, dock var exemplaren av parkslide i Frankrike mycket högre än de i Japan. För att undersöka parkslidets inverkan på växtsamhället mättes vid varje bestånd yta täckt av annan vegetation samt artrikedom. Dessa båda kategorier var i högre grad negativt påverkade i Frankrike i områden där parkslide växte jämfört med icke-etablerade ytor. Samma tendenser observerades alltså även i Japan, men ej fullt lika utpräglat som i Frankrike.

Fler studier har visat negativa effekter på artrikedomen där parkslide växer (Dassonville et al. 2007; Stefanowicz et al. 2017). I en studie från Massachusetts, USA, var förekomsten av olika arter av såväl inhemska som icke-inhemska örter och gräs begränsad inom bestånd av parkslide (Aguilera et al. 2010). Författarna såg vissa tendenser till att parkslide även hämmade tillväxten av ungräd i skogsbestånd. Där var dock inte alla resultat signifikanta.

Krebs et al. (2011) genomförde en studie i Europa för att jämföra resistens mot herbivorer mellan flera främmande arter inom släktet *Fallopia* (dit parkslide tidigare hörde, då som *Fallopia japonica*) och för Europa inhemska arter. Fyra herbivorer användes i försöket; skogssnigeln *Arion lusitanicus*, större bandfly (*Noctua pronuba*), cikadavårtbitare (*Metrioptera roeselii*) och bladbaggen *Gastrophysa viridula*. Åtminstone de tre sistnämnda arterna förekommer idag i Sverige (ArtDatabanken 2019a). I resultatet av studien kunde författarna se att herbivorer generellt konsumerade en mindre mängd bladyta på de främmande växtarterna, *Fallopia* spp., än på de inhemska arterna och allra minst bladyta på parkslide.

INVERKAN PÅ NÄRING OCH PH

Genom att jämföra jord i och utanför parkslidebestånd har flera studier fokuserat på huruvida markens näringsinnehåll och pH-värde påverkas där den etablerat sig. Dassonville et al. (2007), Stefanowicz et al. (2017) samt Aguilera et al. (2010) har i sina studier på parkslide i Europa respektive USA fått varierande och många gånger ej signifikanta resultat. I samtliga tre studier

är det det övre jordlagret som har studerats. I södra Polen såg Stefanowicz et al. (2017) en minskad halt av totalfosfor i marken där parkslide växte, vilket de föreslog kan bero på en större lagring av fosfor i biomassan kombinerat med en kraftigare ovanjordisk tillväxt jämfört med inhemska arter. Tester på övriga näringsämnen samt pH-värde visade inga signifikanta skillnader. Dock fanns en tendens till ökat innehåll av nitrat i bestånden med parkslide samtidigt som halterna av nitrat var relativt låga där den inte växte.

Dassonville et al. (2007) genomförde sin studie i Belgien och fann större skillnader på jorden mellan ytor med och utan parkslide, där näringsinnehållet i något enstaka fall var lägre i den invaderade jorden men i de flesta fall högre. Fosfor och kalium är exempel på ämnen som generellt återfanns i högre halter i jorden under parkslide. De kunde också se en antydning till lägre pH-värde där parkslide växte, men resultaten där var inte signifikanta. I Massachusetts, USA, fann man till skillnad från studien i Belgien inga signifikanta skillnader på näringsinnehåll i de prover som togs (Aguilera et al. 2010).

FRÖBANKER

En fröbank, även kallad fröreserv, är en växts samling av vilande frön i marken. Vid rätt förutsättningar kan dessa gro och på så vis ersätta vuxna plantor som till exempel har utsatts för sjukdom eller någon sorts störning (Baker 1989). Framför allt är det dock de naturligt kortlivade årenuerna som har den här typen av frölager (Nationalencyklopedin 2019b). Fröbanken kan spela en stor roll i en arts fortlevnad (Nationalencyklopedin 2019b) och i situationer då fröna av någon anledning inte kan gro går dess viktiga funktion förlorad (Baker 1989).

För att undersöka invasiva växters eventuella påverkan på andra arters fröbanker utfördes en studie på Irland och Nordirland mellan åren 2004-2006 (Gioria & Osborne 2010). Förutom parkslide studerades även påverkan av de invasiva växterna röd jättegunnera (*Gunnera tinctoria*) och jätteloka (*Heracleum mantegazzianum*). I studien jämfördes fröbanken i ytor med och utan förekomst av någon av dessa arter och resultatet var liknande för samtliga tre, med signifikanta skillnader mellan de olika ytorna. Fröbankerna var negativt påverkade både i relativ mängd och i sin artsammansättning, med en minskad artdiversiteten i de invaderade ytorna. Arter som framför allt dominerade dessa platser var brännässla (*Urtica dioica*) och vecketåg (*Juncus effusus*). Källarv (*Stellaria alsine*) och åkerspärgel (*Spergula arvensis*) är exempel på arter som förekom i mindre skala i de icke-invaderade ytorna men däremot var mer dominanta på platserna med en invasiv art. I artikeln lyfts också en tendens till att de invaderade ytorna

framför allt präglades av arter kända för att bilda stora, motståndskraftiga fröbanker. Till exempel växter som ofta klassas som ogräs. Andra som utmärkte sig i dessa ytor var arter som bildar stora mängder fröer, arter med små, vindspridda frön samt de vars frön kan överleva i marken i flera decennier. Jämfört med de två andra invasiva arterna visade parkslide potential att påverka fröbankerna på kortare tid. Parkslide hade nämligen bara varit närvarande i sitt område i 3-5 år jämfört med 40-50 år för röd jättegünnera och jätteloka.

ALLELOPATI

I vissa beskrivningar uppges parkslide ha allelopatiska egenskaper (Wissman, Norlin & Lennartsson 2015; CABI 2018). Flera studier har funnit allelokemiska ämnen från både skott- och rotdelar från parkslide med potential att hämma tillväxt hos andra växter (Fan, Hostettmann & Lou 2010; Moravcová et al. 2011; Novak et al. 2018).

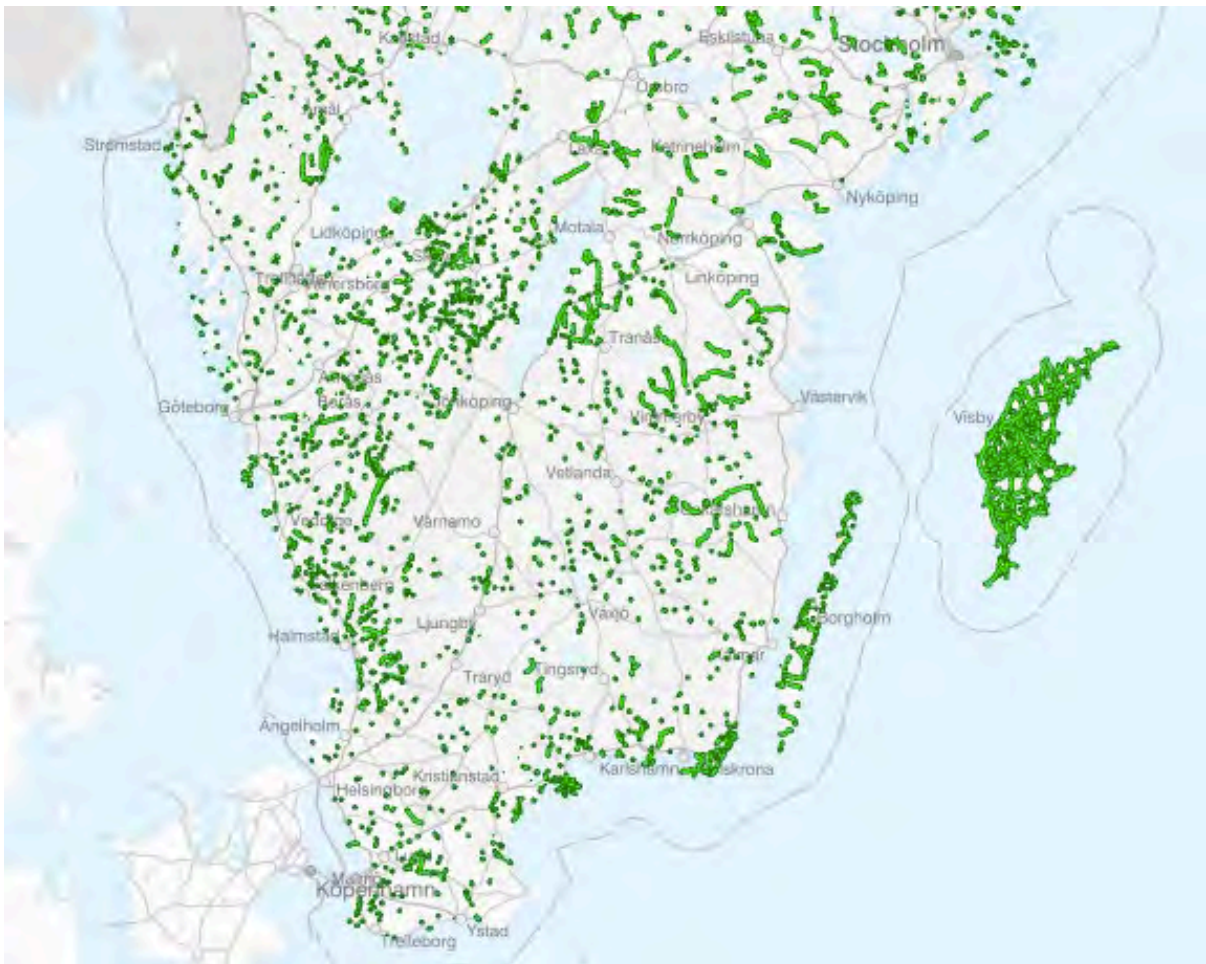
Med *Novel Weapon Hypothesis* (NWH) som bakgrund jämförde Fan, Hostettmann & Lou (2010) europeiska exemplar av parkslide med individer från Kina, där den är inhemsk. De hittade flera ämnen med potentiella allelopatiska egenskaper i parkslide hämtad från Schweiz och fann även några av dessa ämnen i exemplaren från Kina. I en annan studie mättes grobarhet och längd på den första rot- respektive skotttillväxten på ett flertal arter; raps (*Brassica napus* ssp. *oleifera*), havre (*Avena sativa*) och solros (*Helianthus annuus*), efter att fröerna applicerats med extrakt från parkslide (Novak et al. 2018). Inga signifikanta resultat uppmättes på grobarhet, däremot på samtliga arters rot- och skottlängd där effekten alltid var hämmande. Parkslide hade en särskilt hög negativ inverkan på skottlängden hos havre samt på rotlängden hos solros.

Moravcová et al. (2011) fann mer varierande resultat där en kombination av ljusmängd och olika starka extrakt i vissa fall ökade och i andra fall minskade grobarheten. Till exempel grodde fler frön av berggrör (*Calamagrostis epigejos*) i mörker när det kombinerades med det starkare extraktet från parkslide, men färre grodde med samma koncentration av extrakt i ljus. I just mörker var brännässla den enda av de tre arterna som inte påverkades av något extrakt. I försöket ingick även den nära släktingen jätteslide och hybriderna av dessa två, hybridslide, och jämfört med dessa två var parkslide den art som hade minst hämmande effekt på grobarhet.

3.2. Vägkanten som biotop

3.2.1. INLEDNING

I Sverige finns det drygt 140 000 km väg allmän (Trafikverket 2018b). Den största delen av landets vägnät utgörs dock av enskilda vägar, omkring 430 000 km, där hälften är så kallade skogsbilvägar (Skogskunskap 2016). Hur miljön kring vägarna sköts och vem som ansvarar för underhåll beror på vägtyp. För de allmänna vägarna, vilka består av både statliga och kommunala vägar, ligger ansvaret hos Trafikverket samt respektive kommun (Trafikverket 2019b). Enskilda vägar kan exempelvis skötas av en väg- eller samfällighetsförening eller en ensam väghållare, såsom markägaren. För enskilda vägar som är öppna för allmänheten samt de som erhåller statligt bidrag, en knapp femtedel, ställs särskilda krav på väghållningen (Johnsson 2016; REV 2003).



Figur 6. Artrika vägkanter i det statliga vägnätet, Götaland.

Bildkälla: [Trafikverket, NVDB; Lantmäteriet, Geodatasamverkan](#) 2019.

Det finns mer än 200 000 hektar vägkant i Sverige (Sjölund 1999). En vägkant kan beskrivas som "... dikets inner- och ytterslänt samt av väghållaren hävdad mark bortanför dessa." (Vägverket 1997, s. 18). De kan skilja sig avsevärt åt i bredd, där de bredaste vägkanterna ofta påträffas längs motorvägar (Vägverket 1997). Vägkanter underhålls till exempel genom röjning och slåtter, detta för att förbättra sikten och därmed öka trafiksäkerheten (Trafikverket 2018a). Skötseln kan också gynna den biologiska mångfalden genom att skapa viktiga habitat för olika organismer (ibid.). Under 1990-talet gjorde Vägverket (numera Trafikverket) en större kartläggning av så kallade artrika vägkanter (Vägverket 1997), se figur 6. Detta för att registrera vägkanter av särskilt biologiskt värde, till exempel där det växer hotade eller sällsynta arter, och därefter kunna anpassa underhållet av dessa kanter. Varje år utför Trafikverket inventeringar runt om i landet, i samarbete med bland annat Länsstyrelsen, för att följa upp de skötselinsatser som görs och eventuellt finna fler vägkanter med hög artrikedom (Trafikverket 2019a).

3.2.2. VÄGKANTENS ROLL HISTORISKT OCH IDAG

VÄGKANTEN SOM HABITAT

Historiskt har vägkantens vegetation fungerat som en viktig resurs inom jordbruket och har använts både till bete och för slåtter, en hävd som skapade en näringsfattig miljö (Vägverket 1997). Det finns många arter som under lång tid har anpassat sig till just näringsfattiga miljöer och där begränsningen av näring medför att andra egenskaper hos växten hålls ned, i engelskspråkig litteratur en så kallad "trade-off" (Cleland & Harpole 2010). Bland annat är dessa arter ofta lågväxta med långsam tillväxt (Vägverket 1997). Näringsfattiga marker brukar korrelera med en större artrikedom och flera studier har visat att en exempelvis förhöjd kvävemängd leder till en ökad dominans av färre arter (Cleland & Harpole 2010) bland annat eftersom dessa växter, anpassade till att snabbt ta upp näring, växer sig höga och därmed skuggar ut de lägre, mer långsamväxande arterna (Vägverket 1997). Vägkanter hävdade som betes- och slåttermark bibehöll därmed en artrik miljö genom att gynna de växter som anpassat sig till näringsfattiga förhållanden (ibid.). Fröer som spreds via hölass och betesdjurens spillning samt öppna ytor efter djurtramp och vagnshjul, där fröer lättare kunde etablera sig, bidrog också till att främja artrikedomen (Sjölund 1999).

Idag beskrivs vägkanten ofta som ett viktigt substitut för andra typer av miljöer. En del av Sveriges rödlistade arter återfinns i just vägkanter och vissa av dessa växter skulle ha svårt att

överleva utan dem (Sandström et al. 2015). Till exempel har vägkanten blivit en alternativ växtplats till ängar, sand- och betesmarker, alla vars arealer minskat i landet på senare år (Sjölund 1999; Kjellman Erici 2012). Av slätterängar och betesmarker är det framför allt slätterängarna som försvunnit. I mitten av 1800-talet nådde de sin kulmen i Sverige med en areal på 2 miljoner ha (Svensson & Moreau 2012). Därefter minskade de kraftigt och i slutet av 1920-talet fanns det drygt 500 000 ha slätterängar kvar och uppskattad areal för 2019 ligger på 12 000 ha, där merparten återfinns i norra Norrland (Karlsson 2019). Så kallad sandstäpp uppskattas idag till en yta på drygt 56 ha i hela Sverige (Rosquist 2017). Dessa miljöer har precis som vägkanten under lång tid utsatts för regelbunden störning, vilket vissa arter kommit att anpassa sig till (Sjölund 1999). Historiskt har ängs- och betesmarker varit en viktig del av det svenska jordbruket, där ängar slåttrade för att utfodra gårdens djur (Claesson 2019). När jordbruket från och med andra halvan av 1800-talet förändrades försvann också stora delar av landets ängsmarker (ibid). Begreppet äng innefattar olika typer av miljöer vilka kan skilja sig åt, till exempel i fuktighetsnivå, men har alla gemensamt att de slås (Svensson & Moreau 2012). I en bredare definition av äng kan också slagna vägkanter ingå och av de dryga 200 000 ha vägkant som finns i Sverige idag uppskattas omkring 164 000 ha vara av typen hävdad gräsmark (ibid.).

På samma sätt kan alltså dagens underhåll av vägkanter fortsätta att gynna dessa växter som anpassat sig till näringsfattiga miljöer med regelbunden störning (Sjölund 1999). Skötsel av vägkanter i form av slätter och röjning tar också bort högväxt vegetation som annars kan skugga ut mindre arter och underhåll som skapar luckor i marktäcknet kan underlätta fröspridning (Vägverket 1997). I en studie på slåttrade vägkanter, utförd i England under 18 års tid, fann man att skillnaden var mycket liten i markens näringsinnehåll när växtmaterialet fördes bort och när det fick ligga kvar (Parr & Way 1988). En skillnad i artrikedom kunde dock observeras där diversiteten minskade när slåttern lämnades kvar. Författarna föreslår att kvarliggande vegetation minskar ljusstillgången och verkar kvävande på vissa arter och att det snarare var det som hade en hämmande effekt på artrikedomen.

VÄGKANTEN SOM SPRIDNINGSKORRIDOR

Förutom att vara ett habitat för många arter kan vägkanten också fungera som en spridningskorridor, och vägkanter nära kusten nämns som särskilt betydelsefulla (Vägverket 1997). Utöver de mer välbekanta spridningsstrategierna fann Schmidt (1989) att frön kan transporteras via fordon. Vägkanten nämns ibland som ett sätt för invasiva arter att sprida sig i

landskapet (Šerá 2008). Bland annat lyfts jätteloka (*Heracleum mantegazzianum*) och vresros (*Rosa rugosa*) upp som exempel typiska för detta fenomen (Vägverket 1997), arter som idag anses vara invasiva i Sverige (Naturvårdsverket 2019b).

Utifrån tidigare insamlad data (Tikka et al. 2000) gjordes en ny studie i centrala Finland i vilken kärlväxters potential att sprida sig genom landskapet via väg- och järnvägskanter undersöktes (Tikka, Högmander & Koski 2001). Gräsmarksarter i väg- och järnvägskanter studerades genom att varje inventeringsyta parades ihop med för den närmaste andra yta. Avståndet mellan två ytor varierade från 400 meter till 11 km, med ett medianvärde på 1,9 km. Därefter jämfördes de respektive platsernas artkomposition i syfte att se huruvida dessa var mer likartade än om de koloniserats oberoende av varandra. Arterna delades in i tre grupper beroende på spridningsstrategi; via vind eller djur samt icke-assisterad. Resultatet visade en signifikant större likhet i artkomposition mellan de ihopparade platserna, både för respektive spridningskategori och för alla tre grupper tillsammans. Ju kortare avståndet var mellan respektive par av ytor desto fler likadana arter observerades.

3.2.3. PÅVERKANDE FAKTORER I VÄGKANTSMILJÖN

Som tidigare nämnts är regelbundna störningar i form av skötsel ett vanligt inslag för många av landets vägkanter. Miljön i vägkanter påverkas även av damm, avgaser och vägsalt (Tikka et al. 2000) men trots flera gemensamma nämnare finns det också mycket som skiljer vägkanter från varandra. Förhållandena för varje plats formas av både biotiska och abiotiska faktorer såsom fuktighet, exponering, markens näringsinnehåll och vegetation (Sjölund 1999).

Fuktighetsnivån i en vägkant kan skilja sig mycket åt mellan olika vägkanter men också inom en och samma kant. I regel är marken torrare ju närmare vägen man kommer (Runesson 2012). I vägkanter med diken och där fuktigheten är riklig kan stillastående vatten skapa en gynnsam miljö för våtmarksarter (Sjölund 1999). Flera av de torrare vägkanterna har sitt ursprung i den tidigare jordbrukshävd, där de både slogs och användes för bete. Exempel på sådana miljöer är hedvägkanter och torra ängsvägkanter (ibid).

Både näringsnivå och pH-värde har visat sig vara viktiga faktorer vad gäller vägkantens artkomposition. En näringsfattig mark förknippas ofta med en högre artrikedom (Sjölund 1999). Jantunen et al. (2006) kunde i sin studie från sydöstra Finland se att näringsnivån hade en

påverkan på väggkantens artkomposition, där en näringsfattig, sandig jord korrelerade med fler arter typiska för gräsmarker. Dessa väggkanter hade dessutom slagits under en längre tid. Näringsrika jordar utmärks istället av färre och mer storväxta arter (Sjölund 1999). Vissa arter är till exempel mer kvävegynnade än andra och utöver det kväve som tillförs växter via luften kan fordonsavgaser bidra med ytterligare kvävemängder (Runesson 2012). Flera studier från Europa, sammanfattade av Runesson (2012), visar på högre kvävehalter närmare bilvägar, både i luften och i vegetationen. Surare jordar går exempelvis att finna i vissa typer av hedväggkanter, i vilka artrikedomen varierar mycket (Sjölund 1999). En kalkrik jord har visat sig vara en viktig bidragande faktor till en hög biologisk mångfald (Grusell & Miliander 2004 se Runesson 2012) och kan också gynna mer ovanliga växter, detta i miljöer som i övrigt skiljer sig mycket åt (Sjölund 1999).

Alla ovan nämnda faktorer, och fler därtill, påverkar såklart vilken vegetation som dominerar väggkanten. Samtidigt bidrar växterna till att forma miljön där de står. Väggkanter som omges av lövskog har till exempel oftast en högre mullhalt än de som domineras av gran och tall (Sjölund 1999) Längs landets kuster är väggkanterna oftast sandiga eller grusiga och detsamma kan gälla för kanter längs sjöar, men vanligast där är en mer lerig jord (ibid.). Den leriga jorden, i kombination med mer fukt och näring i marken, resulterar i en mer högväxt flora (Sjölund 1999). Åkerväggkanter och fuktängsväggkanter är exempel på andra miljöer där tillgången på näring och fukt är god och där floran är mer högväxt och mindre artrik (ibid.). Betydelsen av slätter och att vegetationens biomassa påverkar artrikedomen på en plats bekräftades i en studie från Nederländerna (Schaffers 2002). Förutom att en låg total biomassa resulterade i en artrikare flora fann de också att den var särskilt betydande för förekomsten av ovanliga och hotade arter. Att väggkanter växer igen med exempelvis sly är också något som kan hota vissa av de mer ovanliga, och artrika, miljöerna längs landets vägar (Sjölund 1999).

4. DISKUSSION

4.1. Morfologi och förökning

Frågeställningarna går att besvara utifrån litteraturen. Resultatet visar på några skillnader i parkslidets morfologi i dess nya miljöer jämfört med hur den ser ut i det inhemska området. Framför allt beskrivs den här växa sig högre (ArtDatabanken 2019b; Beerling, Bailey & Conolly 1994; Naturvårdsverket 2019) vilket även tas upp i den jämförande studien mellan

parkslidebestånd i Frankrike respektive Japan (Maurel et al. 2013). Som diskuteras av Maurel et al. (2013) är det möjligt att ett minskat tryck från herbivorer gynnar parkslidets konkurrenskraftighet. I Japan hålls parkslide även ned av omgivande vegetation (Shimoda & Yamasaki 2016). Som den kraftigväxande och mycket invasiva växt den blivit i Europa och andra delar av världen råder istället det omvända förhållandet; i dessa områden hämmar parkslide på olika sätt andra arter, till exempel genom att skugga ut dem (Beerling, Bailey & Conolly 1994).

Att det åtminstone inte hittills finns några kända hanliga eller hermafrodita individer av parkslide i Europa har inte hindrat den från att snabbt sprida sig i diverse natur- och kulturlandskap. Den effektiva vegetativa förökningen verkar i högsta grad vara tillräcklig, men parallellt med den pågår även fröförökning av hybrider med närbesläktad taxa, vilka i sin tur kan tillbakakorsas med parkslide. Parkslidets förökningsstrategier är en process i utveckling och skulle kunna komma att förändras med tiden, både genom en eventuell etablering av hanliga eller hermafrodita individer och genom utveckling av de nuvarande, och eventuellt framtida, hybrider den kan bilda.

4.2. Parkslidets ståndortsamplitud och olika vägkantsmiljöer

Litteraturstudien visar också att parkslide kan tolerera många typer av habitat, både i de inhemska och nya regionerna. I litteraturen kan en viss preferens för god fukt- och näringstillgång märkas (CABI 2018; Duquette et al. 2015; Gowton, Budsock & Matlaga 2016; Lecerf et al. 2007; Tyler & Lundquist 2007). Samtidigt påträffas den också i marker som borde vara betydligt torrare, exempelvis längs banvallar och i jord med hög sandhalt (Naturvårdsverket 2019c; Stefanowicz et al. 2017), och kan också etablera sig där pH-värde och näringsnivå är relativt låga (Dassonville et al. 2007).

Precis som parkslide verkar ha en bred ståndortsamplitud kan vägkanter utgöras av många olika miljötyper. Från fuktiga och näringsrika jordar till mer torra och magra, och med en variation i pH-värde (Sjölund 1999). Att parkslide ändå kan växa bra i mer näringsfattiga miljöer förklarades i en japansk studie (Adachi, Terashima, & Takahashi 1996) med att växten effektivt omfördelar kväve till de yttre skotten i de täta bestånden. På så vis gynnas fotosyntetiseringen i de blad som ändå nås av mest solljus, vilket i sin tur skapar en positiv energi- och tillväxtspiral. Parkslide har också ett relativt djupt rotsystem, med rötter som kan sträcka sig 2 meter ner i

marken (CABI 2018), vilket skulle kunna hjälpa vattenupptag även i torrare jordar och på så vis göra den mer tolerant för dessa miljöer.

Det är ändå rimligt att tänka sig att parkslide gynnas mest av att växa i mer fuktiga och näringsrika vägkanter. Som den kraftigväxande perenn den är ger en sådan miljö konkurrensfördelar då den effektivt kan nyttja dessa resurser för ytterligare tillväxt (Cleland & Harpole 2010; Vägverket 1997). När parkslide växer vid vattendrag, eller i den här kontexten längs ett vattenfyllt dike, kan den få ytterligare fördelar då bitar från rhizomen och stjälken kan spridas längre sträckor genom att transporteras via vattnet och på så vis generera nya plantor (Duquette et al. 2015).

Många vägkanter saltas under vintern (Trafikverket 2019c) och miljön längs kustnära vägar, särskilt på västkusten, är utsatt för ytterligare saltpåverkan (Sjölund 1999). Vägkantens funktion som spridningskorridor tas upp i ett flertal studier (Šerá 2008; Tikka et al. 2000) och i litteraturen nämns just vägkanter längs kusten som särskilt betydelsefulla (Sjölund 1999). Flera arter som numera förknippas med andra miljöer, till exempel odlingslandskapet, har sitt ursprung från havsstränder och har via vägkanter förflyttat sig inåt landet (ibid.). En hög salthalt är en abiotisk faktor som parkslide visat sig tåla, både i sina inhemska regioner och i nya miljöer (Richards et al. 2008; Rouifed et al. 2012). Den borde därför inte hämmas av en eventuell förhöjd saltmängd i vägkanten, vilket kan försämra möjligheten för andra arter att nyttja de mer salta vägkanterna som habitat och spridningskorridor.

Huruvida parkslide beskrivs som en skuggtolerant art eller inte skiljer sig något åt i litteraturen. De flesta verkar dock vara överens om att den trivs bäst i öppna och soliga miljöer (Anderson 2012; Beerling 1991; CABI 2018; Dommangot et al. 2013; Michigan Invasive Species 2019; Naturvårdsverket 2019c; Ohwi 1984). Därför är det möjligtvis något mer ovanligt att parkslide etablerar sig i vägkanter skuggade av exempelvis skog eller bergväggar. Samtidigt har antagligen skuggkänsliga växter svårt att växa nära parkslide, då den bildar täta bestånd som skuggar ut marken runt omkring (Beerling, Bailey & Conolly 1994), vilket gör det mindre troligt att just dessa arter skulle gynnas utifall att parkslide mer sällan förekommer i just skuggiga vägkanter. Förutom skuggkänsliga växter är det sannolikt att konkurrenssvaga arter är särskilt missgynnade av att växa intill parkslide, då de täta bestånden gör det svårt för andra växter att etablera sig i närheten (Bailey, Bímová & Mandák 2009).

4.3. Hotade arter i Sverige

Med den breda ståndortsamplitud parkslide har, med tolerans för många olika abiotiska och biotiska faktorer, är det sannolikt att den kan etablera sig mer eller mindre bra i de flesta väggkantsmiljöer. Samtidigt går det att finna hotade arter i väggkanter i en mängd olika miljöer; öppna, sandiga, mullrika, fuktiga, torra, saltpåverkade, kalkrika och näringsfattiga. Exempelvis förekommer sandtimotej (*Phleum arenarium*) och spådnarv (*Arenaria leptoclados*) i sandiga marker, flikstånds (*Jacobaea erucifolia*) och dvärgjohannesört (*Hypericum humifusum*) i fuktiga samt strandsötväppling (*Melilotus dentatus*) och knippnejlika (*Dianthus armeria*) i saltpåverkade, kustnära miljöer (ArtDatabanken 2019a). Samtliga av dessa arter klassas idag som akut eller starkt hotade i den svenska rödlistan (Artdatabanken SLU 2015).

I de fuktiga och näringsrika väggkanterna, i vilka parkslide eventuellt trivs allra bäst, är vegetationen ofta högväxt och artdiversiteten relativt låg (Sjölund 1999). Med en högre kalkhalt kan dock flera ovanliga arter förekomma (ibid.). Ett exempel på en art som kan påträffas i den miljökombinationen är majviva (*Primula farinosa*) som är rödlistad men i dagsläget ej klassad som hotad (Artdatabanken SLU 2015). Däremot är den fridlyst i hela Sverige (ibid.) och har minskat kraftigt i många delar av landet (ArtDatabanken 2011). Majviva gynnas av en lågvuxen omgivande vegetation samt regelbundna störningar som minskar mängden konkurrerande växter (ibid.) vilket pekar på att den skulle ha svårt att växa nära parkslide.

Av väggkanter med ängskaraktär anses den torra ängsväggkanten vara den mest skyddsvärda, då den hyser en speciell flora (Sjölund 1999). Där återfinns bland annat toppjungfrulin (*Polygala comosa*) som på den svenska rödlistan klassas som sårbar (ArtDatabanken 2019a). Toppjungfrulin trivs i soliga lägen och tillsammans med en lågväxt vegetation (ibid.) och har därför troligtvis svårt att växa intill parkslide. Hedväggkanten är ett annat exempel där sällsynta arter kan påträffas och ett växtsläkte som trivs där är ginst (*Genista*) (Sjölund 1999). Flera ginstarter är rödlistade och nålginst (*Genista anglica*) klassas idag som starkt hotad (ArtDatabanken 2019a). Ginstarter är i sin tur viktiga värdväxter för många insekter (Sjölund 1999) vilket gör att deras minskande populationer påverkar artdiversiteten i ytterligare ett led. Nålginst utgör till exempel föda åt ginstplattmal (*Agonopterix atomella*), daggig ginstmätare (*Pseudoterpna pruinata*) och gråstreckad backmätare (*Scotopteryx luridata*) vilka alla är klassade som hotade på den svenska rödlistan (ArtDatabanken 2019a).

4.4. Interaktioner med herbivorer

Studierna gällande relationen mellan parkslide och diverse herbivorer (Krebs et al. 2011; Maurel et al. 2013) styrker hypotesen *Enemy Release Hypothesis* (ERH). Bestånd av parkslide i Europa var i lägre grad utsatt för ätskador, både jämfört med andra arter och jämfört med exemplar av parkslide i Japan. Av de fyra herbivorererna i studien från Krebs et al. (2011) finns åtminstone tre i Sverige. Den fjärde arten, skogssnigeln *Arion lusitanicus*, är troligtvis lik den spanska skogssnigeln (*A. vulgaris*) som förekommer i Sverige idag (ArtDatabanken 2019a) då de två arterna tidigare har blivit sammanblandade och det fortfarande råder en diskussion kring korrekt artepitet för den spanska skogssnigeln (Slotsbo 2014). Även om dessa fyra herbivorer åt en mindre mängd bladyta på parkslide jämfört med de inhemska växterna visar studien ändå att de kan konsumera parkslide. Precis som exemplet från Storbritannien, där det under de senaste decennierna pågått en ökning av insekter som pollinerat parkslide (Bailey, Bímová och Mandák 2009), skulle med tiden svenska herbivorerers beteende kunna förändras. Fler arter, samt i en högre utsträckning, skulle i framtiden kunna livnära sig på parkslide och på så vis förändra balansen i relationen dem emellan. Ur ett annat perspektiv kan parkslidets rika blomning gynna de insekter som samlar nektar (CABI 2018). Den sena blomningen blir också ett komplement till den inhemska floran, där få arter fortfarande blommar så sent på säsongen. Parkslidets nektar kan till exempel fungera som en viktig resurs i biodling (ibid.) men när den växer vilt och i mindre kontrollerade sammanhang är det dock sannolikt att den i övrigt negativa påverkan parkslide har överskuggar den positiva effekten av blomningen. Bland annat genom att tränga ut andra, för insekter, viktiga födoresurser som i exemplet med nålginst.

4.5. Inverkan på näring och pH

Vad gäller parkslidets inverkan på markens näringsnivå och pH-värde finns få signifikanta resultat i studierna som tas upp och riktningen på resultaten är heller inte entydiga. Aguilera et al. (2010) såg tendenser till en högre kvävemängd i marken inne i parkslidebestånd jämfört med utanför men diskuterar också i sin studie att mängden nedfallet växtmaterial, och i vilken hastighet det mineraliseras, säger mer om nivån av tillgängligt kväve i marken än vad mätningar av kvävenivå vid ett enstaka tillfälle gör. Exempel från litteraturen visar också en större enighet just kring att den stora mängd nedfallet växtmaterial som parkslide producerar har desto större påverkan på omgivande vegetation (Aguilera et al. 2010; Beerling, Bailey & Conolly 1994; Gioria & Osborne 2010). Det är möjligt att de växter i vägkanten som är anpassade till

näringsfattiga miljöer med regelbundna störningar, exempelvis slåtterängar, (Vägverket 1997) utsätts för en liknande negativ påverkan av att växa intill parkslide då allt det växtmaterial den årligen faller delvis kan likna effekten av en upphörd hävd. I sin 18 år långa studie om betydelsen av att föra bort växtmaterial efter slåtter eller ej diskuterade Parr och Way (1988) just att kvarliggande, dött växtmaterial har en kvävande effekt på vissa arter. Att de i sin studie inte såg någon skillnad på markens näringsnivå i dessa två behandlingar beror troligtvis på att 18 år är en kort tidsperiod i dessa sammanhang, och kan jämföras med de hundratals år som bruket av slåtterängar ingick i den etablerade jordbrukstraditionen (Svensson & Moreau 2012). Det finns också arter som får svårt att gro och etablera sig om det inte finns öppna ytor i marktäcknet (Persson 1990; Sjölund 1999) och det är troligt att parkslidets stora bladnedfall även där utgör en hämmande faktor vad gäller artdiversiteten. Med stora mängder växtmaterial på marken försämras även ljusstillgången, och därmed fotosyntesen, för lågväxande arter (Hammer 1987 se Persson 1990). En minskad fotosyntes som i sin tur försämrar tillväxten ger parkslide ytterligare konkurrensfördelar gentemot dessa växter.

4.6. Artdiversitet

Precis som andra invasiva växter har en negativ effekt på den biologiska mångfalden (Invasive Species Specialist Group 2019) visar litteraturen att parkslide hämmar artdiversiteten där den växer (Aguilera et al. 2010; Dassonville et al. 2007; Maurel et al. 2013; Stefanowicz et al. 2017). Även artsammansättningen kan påverkas, vilket visades i studien om invasiva växters påverkan på andra arters fröbanker (Gioria & Osborne 2010). Att artsammansättningen förändrades och bland annat kom att domineras av ogräsklassade arter som brännässla, vecketåg och åkerspärgel (Jordbruksverket 2018; Ogräsrådgivaren 2019) antyder att parkslide även kan ha en sekundär inverkan på artdiversiteten genom att gynna starkväxande arter, vilka i sin tur ytterligare kan bidra till att andra växter konkurreras ut. Gioria & Osborne (2010) tar i sin diskussion också upp just det, att den homogeniserande effekten på vegetationen bland annat kan förklaras med att vissa arter har konkurrerats bort eller inte når ett stadium av frömodnad. Brännässla var också den art som inte visade sig påverkad i studierna om parkslidets allelopatiska egenskaper (Moravcová et al. 2011), vilket skulle kunna ge den en extra fördel i konkurrensen om att växa i marken kring parkslide.

4.7. Allelopati

I studierna om allelopati påträffades vissa allelopatiska ämnen hos parkslide och den visade tendenser till att hämma andra arters tillväxt och frögrönad (Fan, Hostettmann & Lou 2010; Moravcová et al. 2011; Novak et al. 2018). Resultaten varierade dock och det är troligt att parkslide kan, med sin breda ståndortsamplitud och snabba tillväxt, tränga undan annan växtlighet även utan några större effekter från dessa allelopatiska ämnen.

4.8. Metod

Litteraturstudien över parkslide består av forskning från andra länder i Europa samt från Nordamerika, vilket kan göra tillämpningen av den på svenska förhållanden något mindre exakt. Att studierna kommer från ett relativt stort geografiskt område borde sammantaget ändå ge resultatet av litteraturstudien en tillräcklig bredd, samt det faktum att alla studier utförts i andra tempererade områden.

Det har gjorts många studier på parkslide, vilket framför allt är positivt för ett arbete som detta, men det innebär också att det kan vara svårt att inom den här tidsramen överblicka allt och göra ett lämpligt urval.

Som diskuteras av Wissman, Norlin och Lennartsson (2015) kan de fynd av arter som presenteras i Artportalens databas ibland ge en något missvisande bild. Till exempel finns det en tendens att i högre grad rapportera in mer ovanliga arter jämfört med de mer vanligt förekommande. Att frånvaro av arter på en viss plats inte rapporteras in betyder också att parkslide skulle kunna förekomma på fler platser i Sverige än vad som idag syns på Artportalens kartor.

4.9. Slutsats

Parkslide är en kraftigväxande perenn i sina inhemska regioner men än mer i de delar av världen där den blivit invasiv. Till skillnad från många andra invasiva växter sprider den sig effektivt även utan frö, men uppvisar en allt större förökning genom hybrider, utöver sin mycket effektiva vegetativa förökning

Litteraturstudien visar att parkslide kan etablera sig i många typer av miljöer, vilka alla går att finna i vägkanter, och hur den på vissa sätt kan förändra ett habitat. Studier på allelopati och på parkslidets inverkan på markens näringsnivåer och pH-värde har något varierande resultat, men en större samstämmighet verkar råda kring parkslidets påverkan på artdiversitet och artsammansättning samt dess interaktioner med herbivorer. Vägkanten hyser många växter vars existens redan är hotad och som utifrån sina ståndortskrav skulle få ännu svårare att etablera och sprida sig om de måste växa tillsammans med parkslide. Samtidigt är parkslide tämligen nyss inkommen i sina nya regioner, i evolutionära mått mätt, vilket på längre sikt kan innebära förändringar i dynamiken mellan den och andra organismer. Exempelvis skulle förändringar i både klimat och herbivorerens beteenden kunna gynna men även hämma parkslidets framtida utbredning.

För att skydda den biologiska mångfalden i vägkanter är det viktigt med kunskap om och vidare forskning på parkslidets inverkan på ekosystem och hur vidare spridning ska kunna hämmas. Det är också av stor betydelse att se till de miljöer vilka vägkanten ibland är ett substitut för. Eftersom vägkanter kan fungera som habitat och spridningskorridor både för hotade och invasiva växter är det viktigt att bevara alternativa växtplatser för de arter som inte kan konkurrera med parkslide om utrymmet i just vägkanten. Studier från Norden på förekomst av gräsmarksarter i vägkanter visar också att dessa arter visserligen påträffas där men sällan i lika hög grad som i de avtagande ängs- och betesmarkerna (Norderhaug, Ihse & Pedersen 2000; Tikka et al. 2000). Dessa resultat visar på värdet av att, tillsammans med lämpligt underhåll av vägkanter, bevara ett varierat naturlandskap för att på så vis upprätthålla en rik biologisk mångfald.

5. Referenslista

Adachi, N., Terashima, I. & Takahashi, M. (1996). Nitrogen translocation via rhizome systems in monoclonal stands of *Reynoutria japonica* in an oligotrophic desert on Mt Fuji: Field experiments. *Ecological Research*, vol. 11 (2), ss. 175–186. DOI: 10.1007/BF02347683

Aguilera, A. et al. (2010). Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biological Invasions*, vol.12 (5), ss.1243-1252. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9543-z>

Anderson, H. (2012). *Invasive Japanese Knotweed (Fallopia japonica (Houtt.)) Best Management Practices in Ontario*. Peterborough: Ontario Invasive Plant Council. Tillgänglig: https://www.ontarioinvasiveplants.ca/wp-content/uploads/2016/06/OIPC_BMP_JapaneseKnotweed.pdf [2019-11-26]

ArtDatabanken (2011). *Majviva*. Tillgänglig: <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/primula-farinosa-221137> [2019-11-26]

ArtDatabanken (2019a). *Artbestämning*. Tillgänglig: <https://artfakta.se/artbestamning> [2019-07-11]

ArtDatabanken (2019b). *Parkslide*. Tillgänglig: <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/220782> [2019-07-04]

Artdatabanken (2019c). *Vad är en främmande art?* Tillgänglig: <https://www.artdatabanken.se/arter-och-natur/biologisk-mangfald/frammande-arter/> [2019-08-29]

Artdatabanken SLU (2015). *Rödlistade arter i Sverige 2015*. Uppsala: ArtDatabanken SLU. Tillgänglig: https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/2.-var-verksamhet/publikationer/22.-rodlistan-2015/rodlistan_2015.pdf [2019-10-22]

Artportalen, ArtDatabanken SLU (2019). *Rasterkarta över vanligt parkslide i Sverige 2000-2019*. Tillgänglig: <https://www.artportalen.se/ViewSighting/SearchSighting#> [2019-11-12]

Bailey, J. (2003). Japanese knotweed s.l. at home and abroad. I: Child, L. et al. (red.), *Plant invasions: Ecological threats and management solutions*. Leiden: Backhuys, ss. 183-196.

Bailey, J. P., Bímová, K. & Mandák, B. (2009). Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese knotweed s.l. sets the stage for the ‘Battle of the Clones’. *Biological invasions*, vol 11 (5), ss. 1189–1203. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9381-4>

Bailey, J. P. & Conolly, A. P. (2000). Prize-winners to pariahs - a history of Japanese knotweed s.l. (Polygonaceae) in the British Isles. *Watsonia*, vol. 23 (1), ss. 93-110. Tillgänglig: <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20002302302> [2019-11-06]

Baker, H. G. (1989). Some aspects of the natural history of seed banks. I: Leck M. A., Parker V. T. & Simpson R. L. (red.), *Ecology of soil seed banks*. San Diego: Academic Press, ss. 9-21.

Beerling, D. J. (1991). The effect of riparian land use on occurrence and abundance of Japanese knotweed *Reynoutria japonica* on selected rivers in South Wales. *Biological Conservation*, vol. 55 (3), ss. 329-337. DOI: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90036-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90036-9)

Beerling, D. J., Bailey, J. P. & Conolly, A. P. (1994). *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene (*Reynoutria japonica* Houtt.; *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc.). *Journal of ecology*, vol. 82 (4), ss. 959-979. DOI: <http://dx.doi.org/10.2307/2261459>

CABI (2018). *Fallopia japonica* (*Japanese knotweed*). Tillgänglig: <https://www.cabi.org/isc/datasheet/23875#todistribution> [2019-08-14]

Claesson, I. (2019). *Återskapa slätterängen*. [Broschyr] Göteborg: Länsstyrelsen. Tillgänglig: <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.1dfa69ad1630328ad7c7ec58/1558968054245/aterskapa-slatterangen.pdf> [2019-10-15]

Cleland, E. E. & Harpole, W. S. (2010). Nitrogen enrichment and plant communities. *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1195 (1), ss. 46-61. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05458.x>

Convention on Biological Diversity (2019). *List of parties*. Tillgänglig: <https://www.cbd.int/information/parties.shtml> [2019-09-11]

Crawley, M. J. (1997). Biodiversity. I: Crawley, M. J. (red.), *Plant ecology*. 2. uppl. Oxford: Blackwell, s. 617.

Dassonville, N. et al. (2007). Invasion by *Fallopia japonica* increases topsoil mineral nutrient concentrations. *Écoscience*, vol. 14 (2), ss. 230-240. DOI: 10.2980/1195-6860(2007)14[230:IBFJIT]2.0.CO

Dommanget, F. et al. (2013). Light availability prevails over soil fertility and structure in the performance of Asian knotweeds on riverbanks: new management perspectives. *Environmental Management*, vol. 52 (6), ss. 1453-1462. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0160-3>

Duquette, M.-C. et al. (2015). From the source to the outlet: understanding the distribution of invasive knotweeds along a North American river. *River Research and Applications*, vol. 32 (5), ss. 958-966. DOI: 10.1002/rra.2914

EPRS (2015). *Invasive alien species*. (PE 573.889). Tillgänglig: [http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2015/573889/EPRS_BRI\(2015\)573889_EN.pdf](http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2015/573889/EPRS_BRI(2015)573889_EN.pdf) [2019-08-30]

Europeiska kommissionen (2019). *List of invasive alien species of Union concern*. Tillgänglig: https://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/list/index_en.htm [2019-08-11]

Europeiska unionen (2014). *Europaparlamentets och rådets förordning om förebyggande och hantering av introduktion och spridning av invasiva främmande arter*. Bryssel: Europeiska unionens officiella tidning (1143/2014: Artikel 4). Tillgänglig: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1143&from=EN> [2019-11-27]

Fan, P., Hostettmann, K. & Lou, H. (2010). Allelochemicals of the invasive neophyte *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. (Polygonaceae). *Chemoecology*, vol. 20 (3), ss. 223–227. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00049-010-0052-4>

FN (1992). *Convention on biological diversity*. Tillgänglig: https://treaties.un.org/doc/Treaties/1992/06/19920605%2008-44%20PM/Ch_XXVII_08p.pdf [2019-09-11]

FN:s generalförsamling (2015). *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*. (A/RES/70/1). Tillgänglig: <https://www.refworld.org/docid/57b6e3e44.html> [2019-08-28]

Gioria, M. & Osborne, B. (2010). Similarities in the impact of three large invasive plant species on soil seed bank communities. *Biological Invasions*, vol. 12 (6), ss. 1671–1683. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9580-7>

Global Invasive Species Database (2019). *100 of the World's Worst Invasive Alien Species*. Tillgänglig: http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php [2019-07-05]

Gowton, C., Budsock, A. & Matlaga, D. (2016). Influence of disturbance on Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) stem and rhizome fragment recruitment success within riparian forest understory. *Natural Areas Journal*, vol. 36 (3), ss. 259–267. DOI: <https://doi.org/10.3375/043.036.0306>

Hellmann, J. et al. (2008). Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation biology the journal of the Society for Conservation Biology*, vol. 22 (3), ss. 534–543. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00951.x>

Hylander, N. (1971). *Prima loca plantarum vascularium Sueciae : plantae subspontaneae vel in tempore recentiore adventitiae = Första litteraturuppgift för Sveriges vildväxande kärlväxter jämte uppgifter om första fynd : förvildade eller i senare tid inkomna växter*. Stockholm: Sv. botaniska fören.

Invasive Species Specialist Group (2019). *About Invasive Species*. Tillgänglig: http://www.issg.org/about_is.htm [2019-07-04]

Jantunen, J. et al. (2006). Grassland vegetation along roads differing in size and traffic density. *Annales Botanici Fennici*, vol. 43 (2), ss. 107–117. Tillgänglig: <https://www.jstor.org/stable/23727194> [2019-10-31]

Jarvis, P. J. (2000). *Ecological principles and environmental issues*. Harlow: Prentice Hall.

Jeschke, J. et al. (2012). Support for major hypotheses in invasion biology is uneven and declining. *NeoBiota*, vol. 14, ss. 1–20. DOI: 10.3897/neobiota.14.3435

Johnsson, K. (2016). Vad gäller för din väg egentligen? *Jordbruksaktuellt*, 1 november. Tillgänglig: <https://www.ja.se/artikel/52077/vad-galler-for-din-vag-egentligen.html> [2019-09-12]

Jordbruksverket (2018). *Besvärliga växter i odlingslandskapet tränger undan värdefulla blommor*. Tillgänglig: <http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/miljoklimat/ettriktodlingslandskap/naturbetesmarkerensresurs/besvarligavaxteriodlingslandskapet.4.62f1367a163e53653215f38b.html> [2019-12-03]

Karlsson, A-M. (2019). Det fanns 526 tusen hektar slätterängar år 1927. År 2019 är arealen 12 tusen hektar men den har mer än fördubblats sedan år 2003. *Jordbruket i siffror*. [Blogg]. 31 juli. Tillgänglig: <https://jordbruketisiffror.wordpress.com/2019/07/31/det-fanns-526-tusen-hektar-slatterangar-ar-1927-ar-2019-ar-arealen-12-tusen-hektar-men-den-har-mer-an-fordubblats-sedan-ar-2003/> [2019-10-30]

Kjellman Erici, Å. (2012). Sanddyner restaureras i södra Sverige. *Sveriges Radio*, 30 oktober. Tillgänglig: <https://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=406&artikel=5328405> [2019-10-15]

Krebs, C. et al. (2011). Herbivore resistance of invasive *Fallopia* species and their hybrids. *Oecologia*, vol. 167 (4), ss. 1041–1052. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2035-8>

Lecerf, A. et al. (2007). Stream ecosystems respond to riparian invasion by Japanese knotweed (*Fallopia japonica*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 64 (9), ss. 1273-1283. DOI: <https://doi.org/10.1139/f07-092>

Länsstyrelsen Skåne (2020a). *Natur och landsbygd*. Tillgänglig: <https://www.lansstyrelsen.se/skane/natur-och-landsbygd.html> [2020-01-13]

Länsstyrelsen Skåne (2020b). *Skötsel av skyddad natur*. Tillgänglig: <https://www.lansstyrelsen.se/skane/natur-och-landsbygd/skyddad-natur/skotsel-av-skyddad-natur.html#0> [2020-01-13]

Länsstyrelsen Skåne (2020c). *Söderåsens nationalpark*. Tillgänglig: <https://www.lansstyrelsen.se/skane/besoksmal/naturreservat/nationalparker/soderasens-nationalpark.html> [2020-01-13]

Mack, R. N. (2003). Global plant dispersal, naturalization, and invasion: pathways, modes and circumstances. I: Ruiz, G. M. & Carlton, J. T. (red.), *Invasive species : vectors and management strategies*. Washington, D.C: Island Press, ss. 3-30.

Martin, P. H., Canham, C. D. & Marks, P. L. (2009). Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7 (3), ss. 142-149. DOI: <https://doi.org/10.1890/070096>

Maurel, N. et al. (2013). Biogeographic comparisons of herbivore attack, growth and impact of Japanese knotweed between Japan and France. *Journal of Ecology*, vol. 101 (1), ss. 118–127. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12026>

Michigan Invasive Species (2019). *Japanese knotweed*. Tillgänglig: https://www.michigan.gov/invasives/0,5664,7-324-68002_71240_73850-368750--,00.html [2019-11-26]

Moravcová, L. et al. (2011). Potential phytotoxic and shading effects of invasive Fallopia (Polygonaceae) taxa on the germination of native dominant species. *NeoBiota*, vol. 9, ss.31–47. DOI: 10.3897/neobiota.9.1266

Nationalencyklopedin (2019a). *Allelopati*. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/allelopati> [2019-08-15]

Nationalencyklopedin (2019b). *Fröbank*. Tillgänglig: [http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/fröbank-\(vilande-frön-i-marken\)](http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/fröbank-(vilande-frön-i-marken)) [2019-08-19]

Nationalencyklopedin (2019c). *Geofyt*. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/geofyt> [2019-07-11]

Naturhistoriska riksmuseet (2008). *Polygonaceae*. Tillgänglig: <http://linnaeus.nrm.se/flora/di/polygona/welcome.html> [2019-07-04]

Naturvårdsverket (2018). *Biologisk mångfald*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vaxter-och-djur/Biologisk-mangfald/> [2019-09-11]

Naturvårdsverket (2019a). *Arbetet med invasiva främmande arter i Sverige*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Naturvard/Invasiva-frammande-arter/> [2019-07-04]

Naturvårdsverket (2019b). *Invasiva främmande arter – artfakta*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vaxter-och-djur/Frammande-arter/Invasiva-frammande-arter/#ej-reglerade> [2019-08-11]

Naturvårdsverket (2019c). *Parkslide (Reynoutria japonica, tidigare Fallopia japonica)*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vaxter-och-djur/Frammande-arter/Invasiva-frammande-arter/Arter-som-inte-ar-EU-reglerade/Parkslide/> [2019-07-04]

Norderhaug, A., Ihse, M. & Pedersen, O. (2000). Biotope patterns and abundance of meadow plant species in a Norwegian rural landscape. *Landscape Ecology*, vol. 15 (3), ss. 201-218. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1008141400166>

Novak, N. et al. (2018). Allelopathic potential of segetal and ruderal invasive alien plants. *Journal of Central European Agriculture*, vol. 19 (2), ss. 408–422. DOI: 10.5513/JCEA01/19.2.2116

Ogråsrådgivaren (2019). *Åkerspärjel*. Tillgänglig: https://ograsradgivaren.slu.se/arter/index.cfm?showOgras=15&Sprak_id=12 [2019-12-03]

- Ohwi, J. (1984). *Flora of Japan: a combined, much revised and extended translation by the author of his Flora of Japan(1953) and Flora of Japan - Pteridophyta(1957)*. 2. uppl. Washington, D.C.: Smithsonian Institution.
- Olden, J. D. et al. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 19 (1), ss. 18–24. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>
- Parr, T. W. & Way, J. M. (1988). Management of roadside vegetation: The long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology*, vol. 25 (3), ss. 1073–1087. DOI: 10.2307/2403767
- Peng, W. et al. (2013). Botany, phytochemistry, pharmacology, and potential application of *Polygonum cuspidatum* Sieb.et Zucc.: A review. *Journal of Ethnopharmacology*, vol. 148 (3), ss. 729–745. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jep.2013.05.007>
- Persson, T. (1990). *Vägområdet som miljö: väkantvegetationens ekologi och skötsel: kunskapsöversikt*. Uppsala: SLU.
- Queensland Government (2019). *Fact Sheet Index*. Tillgänglig: https://keyserver.lucidcentral.org/weeds/data/media/Html/fallopia_japonica.htm [2019-08-13]
- REV (2003). *Enskild väghållning - några vanliga frågeställningar*. 3. uppl. Stockholm. (2003-03). Tillgänglig: https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/10494/RelatedFiles/88413_enskild_vaghallning.pdf
- Rice, G. (2006). *Encyclopedia of perennials*. 1. uppl. New York: DK.
- Richards, C. et al. (2008). Plasticity in salt tolerance traits allows for invasion of novel habitat by Japanese knotweed s. l. (*Fallopia japonica* and *F. × bohemica*, Polygonaceae). *American Journal of Botany*, vol. 95 (8), ss. 931-942. DOI: 10.3732/ajb.2007364
- Rosquist, G. (2017). *Åtgärdsprogram för sandstäpp*. Stockholm: Naturvårdsverket. (Rapport 6676). Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6676-5.pdf?pid=15283> [2019-10-31]
- Rouifed, S. et al. (2012). Invasive knotweeds are highly tolerant to salt stress. *Environmental Management*, vol. 50 (6), ss. 1027-1034. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9934-2>
- Runesson, K. (2012). *Vegetation och flora i vägkanter – effekter av olika metoder för skötsel och underhåll*. Uppsala: Centrum för biologisk mångfald. (CBM:s skriftserie 63, 2. uppl.). Tillgänglig: <http://media.triekol.se/2013/10/Triekol-CBM-skrift-63.pdf> [2019-10-31]
- Sandström, J. et al. (2015). *Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2015*. Uppsala: ArtDatabanken SLU. (ArtDatabanken Rapporterar 17). Tillgänglig: https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/2.-var-verksamhet/publikationer/21.-tillstand-och-trender/rapport_tillstand_och_trender.pdf [2019-10-21]

Schaffers, A. P. (2002). Soil, biomass, and management of semi-natural vegetation - Part II. Factors controlling species diversity. *Plant Ecology*, vol. 158 (2), ss. 247–268. DOI: 10.1023/A:1015545821845

Schmidt, W. (1989). Plant dispersal by motor cars. *Vegetatio*, vol. 80 (2), ss. 147-152. Tillgänglig: <https://www.jstor.org/stable/20038427> [2019-10-22]

Science and Technology Committee (2019). *Japanese knotweed and the built environment*. House of Commons. (HC 1702). Tillgänglig: <https://publications.parliament.uk/pa/cm201719/cmselect/cmsctech/1702/1702.pdf> [2019-08-30]

Senator, S. A. & Rozenberg, A. G. (2017). Assessment of economic and environmental impact of invasive plant species. *Biology Bulletin Reviews*, vol. 7 (4) ss. 273–278. DOI: <https://doi.org/10.1134/S2079086417040089>

Šerá, B. (2008). Road vegetation in Central Europe - an example from the Czech Republic. *Biologia*, vol. 63 (6), ss.1085–1088. DOI: <https://doi.org/10.2478/s11756-008-0152-6>

Shimoda, M. & Yamasaki, N. (2016). *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) in Japan: Why is it not a pest for Japanese people? I: Box, E. O. (red.), *Vegetation Structure and Function at Multiple Spatial, Temporal and Conceptual Scales*. Cham: Springer International Publishing, ss. 447-473.

Sjölund, A. (1999). *Väggkantsfloran*. Borlänge: Vägverket.

Skogskunskap (2016). *Skogsbilvägar och andra enskilda vägar*. Tillgänglig: <https://www.skogskunskap.se/vagar-i-skogen/om-skogsbilvagar/skogsbilvagar-och-andra-enskilda-vagar/> [2019-09-12]

SKUD (2019a). *Reynoutria japonica*. Tillgänglig: <https://skud.slu.se/Skud/ReportPlant.action?skudNumber=23391> [2019-07-05]

Slotsbo, S. (2014). *Arion lusitanicus (or vulgaris)*. [Broschyr]. Silkeborg: NOBANIS. Tillgänglig: https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/a/arion-lusitanicus/arion_vulgaris1.pdf [2019-12-02]

Stefanowicz, A. M. et al. (2017). Few effects of invasive plants *Reynoutria japonica*, *Rudbeckia laciniata* and *Solidago gigantea* on soil physical and chemical properties. *Science of the Total Environment*, vol. 574, ss. 938-946. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.120>

Strand, M., Aronsson, M. & Svensson, M. (2018). *Klassificering av främmande arters effekter på biologisk mångfald i Sverige – ArtDatabankens risklista*. Uppsala: ArtDatabanken SLU. (ArtDatabanken Rapporterar, 2018:21). Tillgänglig: <https://www.artdatabanken.se/publikationer/artdatabanken-rapporterar/frammande-invasiva-arter/> [2019-07-05]

Svensson, J. & Moreau, A. (2012). *Ängar*. [Broschyr]. Jönköping: Jordbruksverket.
Tillgänglig: [Ängar - www2 - www2 - Jordbruksverkethttps://www2.jordbruksverket.se](https://www2.jordbruksverket.se) > SJV > trycksaker > Pdf ovrigt > ovr3_10 [2019-10-14]

Tiitto, I. (2018). *Främmande växter och mördarsniglar – ett hot mot Skåne*. Tillgänglig: <https://www.svt.se/nyheter/lokalt/skane/skane-extra-utsatt-for-invasiva-arter> [2020-01-13]

Tikka, P. M. et al. (2000). Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges? *Applied Vegetation Science*, vol. 3 (1), ss. 25–32. DOI: 10.2307/1478915

Tikka, P. M., Högmander, H. & Koski, P. S. (2001). Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology*, vol. 16 (7), ss. 659–666. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1013120529382>

Trafikverket (2018a). *Slåtter och röjning av vägkanter för säkerhet och miljö*. Tillgänglig: <https://www.trafikverket.se/resa-och-trafik/underhall-av-vag-och-jarnvag/Sa-skoter-vi-vagar/slatter-och-rojning-av-vagkanter-for-sakerhet-och-miljo/> [2019-09-23]

Trafikverket (2018b). *Sveriges vägnät*. Tillgänglig: <https://www.trafikverket.se/resa-och-trafik/vag/Sveriges-vagnat/> [2019-09-12]

Trafikverket (2019a). *Samverkan för fler artrika vägkanter*. Tillgänglig: <https://www.trafikverket.se/om-oss/nyheter/Lansvisa-nyheter/Jonkoping/201907/slatter-i-sodra-sverige/> [2019-10-08]

Trafikverket (2019b). *Så sköter vi vägar*. Tillgänglig: <https://www.trafikverket.se/resa-och-trafik/underhall-av-vag-och-jarnvag/Sa-skoter-vi-vagar/> [2019-09-12]

Trafikverket (2019c). *Vägsalt*. Tillgänglig: <https://www.trafikverket.se/resa-och-trafik/underhall-av-vag-och-jarnvag/Sa-skoter-vi-vagar/Vintervaghallning/vagsalt-ny/> [2019-11-25]

Trafikverket, NVDB; Lantmäteriet, Geodatasamverkan (2019). *Artrik vägkant*. Tillgänglig: <https://nvdb2012.trafikverket.se/SeTransportnatverket> [2019-11-12]

Tyler, T. & Lundquist, K. (2007). *Floran i Skåne : arterna och deras utbredning*. Lund: Lunds botaniska förening.

Van Kleunen, M., Weber, E. & Fischer, M. (2010). A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters*, vol 13 (2), ss. 235–245. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x>

Vägverket (1997). *Artrikare vägkanter : en idéskrift*. Borlänge: Vägverket. (1996:74)

Wikimedia Commons (2006). *Blank world map*. Tillgänglig: <https://commons.wikimedia.org/wiki/File:BlankMap-World.svg> [2019-12-12]

Wissman, J., Norlin, K. & Lennartsson, T. (2015). *Invasiva arter i infrastruktur*. Uppsala: Centrum för biologisk mångfald. (CBM:s skriftserie 98). Tillgänglig: <https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/cbm/dokument/publikationer-cbm/cbm-skriftserie/invasiva-arter-i-infrastruktur.pdf> [2019-09-03]