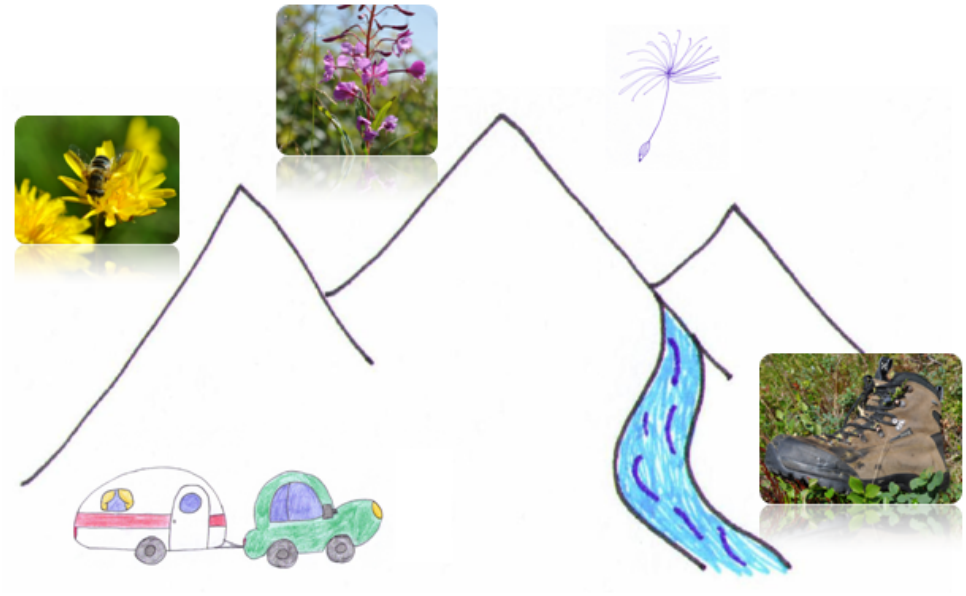
UPPSALA
UNIVERSITET

Är invasiva växtarter ett hot mot Sveriges fjällvärld?



Malin Undin

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

Sammandrag
Fjällvärldens alpina zon är än så länge förhållandevis förskonad från invasiva växtarter, men denna situation riskerar att förändras med ett varmare klimat och en stadigt ökande exploatering. Den alpina zonen är en heterogen biotop som återfinns spridd över hela jorden och därför hyser den en rik flora. Floran är av avgörande betydelse för flera ekosystemtjänster, varav en av de mest värdefulla är floder med rent vatten. Om floran förändras riskerar också ekosystemtjänsterna att göra det. En orsak till sådan förändring är invasiva växtarter, som bland annat kan konkurrera ut inhemsk flora. Högre grad av mänsklig påverkan ökar den onaturliga störningen, mängden tillfört kväve och diasportrycket; samtidigt väntas klimatförändringarna öka medeltemperaturen. Alla dessa faktorer riskerar att minska fjällens ekologiska motståndskraft mot invasiva växtarter, i en tid när den skulle behöva vara högre än någonsin. Idag finns fjällvärldens främmande arter framförallt längs vägarna, dit de har förts med fordon som vektorer. Frön från dessa främmande arter fastnar lätt på fjällvandrares utrustning när de korsar vägkanten. På detta sätt sprids växterna längre in i den alpina vildmarken och potentiellt även till andra sidan jorden. Än så länge har få främmade arter blivit invasiva i den alpina zonen, men det finns undantag i form av både avsiktligt införda specialister och slumpmässigt införda generalister. Det effektivaste ur både ekologisk och ekonomisk synvinkel för att hålla problemen med invasiva arter på en hanterbar nivå är förebyggande åtgärder. Sverige har ett ypperligt tillfälle att med goda resultat sätta in åtgärder redan idag bland annat mot den ökande mängden spridningsvägar och den utbredda kunskapsbristen om invasiva växtarter i fjällvärlden.

Inledning
Fjällvärldens flora spelar en central roll i flera ekosystemtjänster såsom tillgång på vatten, skydd mot laviner och inte minst rekreation för såväl lokalbefolkning som turister (Grêt-Regamey *et al.* 2008a, 2008b). Florans funktion är främst att binda vatten, vilket gör att det renas och att flödet jämnas ut, samt att bind jordlagret så att erosion förhindras. I Sverige bidrar fjällen också med floder som ger rörelseenergi till alla de vattenkraftverk som tillsammans genererar närmare hälften av landets producerade elektricitet (SCB 2013a). Frågan är vad som händer när denna flora förändras? Och mer specifikt vad som händer när denna förändring orsakas av invasiva arter?

Ungefär en femtedel av jordens landyta är högre, brantare och kallare än sin omgivning och kallas därför berg eller, främst i Skandinavien, fjäll (Körner 2004). Den del av denna miljö som ligger ovanför trädgränsen definieras som den alpina zonen. En tiondel av Sveriges yta utgörs av naturligt trädlös mark och förutom Ölands alvar samt en mindre del längst i norr, som istället klassas som arktisk, tillhör denna yta den alpina zonen (Bernes 2011). Globalt hyser den alpina zonen ca 10 000 växtarter, vilket per ytenhet utgör ett högre antal arter än genomsnittet för alla växtzoner (Körner 2004). Artdiversiteten i de svenska fjällen är också signifikant högre än i den mer homogena boreala barrskogen som återfinns på motsvarade latitud (Bernes 2011).

Den alpina zonen återfinns i geografiskt åtskilda områden över hela jorden vilket gör att trots många likheter är också skillnaderna stora. Inom varje område är förhållandena mycket heterogena tack vare småskaliga skillnader i höjd, exponering och marktextur, vilket skapar olika mikroklimat med stora skillnader i tillväxtsäsong, temperatur, vindförhållanden,

fuktighet, snötäcke och näringstillgång (Carlsson *et al.* 1999, Körner 2004, Bernes 2011). Den huvudsakliga begränsade faktorn för växters utbredning i den alpina zonen är den långa vintern och den korta tillväxtsäsongen (Carlsson *et al.* 1999, Kullman 2010). Tillgången på näringsämnen är också begränsad eftersom det kalla klimatet får mineralvittringen att gå långsammare (Körner 2004, Bernes 2011). Köld, torka, näringsbrist och en kort tillväxtsäsong är därför troligen de drivande selektionsfaktorerna i den alpina zonen och i kombination med heterogeniteten som skapar ett stort antal nischer, har detta givit upphov till florans mångfald. Flera växtstrategier som evolverat fram här bygger på mutualistiska förhållanden mellan olika arter och individer. Att växa flera arter tillsammans i låga tuvor eller mattor ökar framförallt groddöverlevnaden eftersom tuvorna vintertid ger ett säkrare snötäcke och sommartid en högre lufttemperatur samt skydd mot vind och uttorkning (Körner 2004, Cavieres *et al.* 2005, Bernes 2011).

Svensk fjällflora

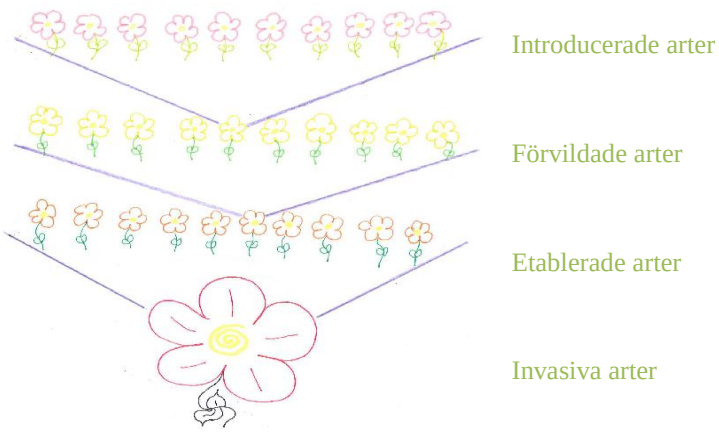
Sveriges fjällflora, liksom landets resterande flora och fauna, bygger på arter som vandrat in efter den senaste istiden. Ur ett evolutionärt perspektiv är detta en mycket kort period vilket gör att Skandinaviens alpina flora fortfarande i huvudsak är gemensam med den arktiska floran med undantag för ett fåtal endemiska arter som hunnit utvecklas. Till dessa endemer hör *Gymnadenia nigra* (brunkulla), *Primula scandinavica* (fjällviva) och *Papaver radicatum* (fjällvallmo) (Carlsson *et al.* 1999, Bernes 2011). Unikt för den skandinaviska fjällvärlden är den subalpina fjällbjörkskogen, vilken till skillnad från andra björkskogar inte är en övergående successionsfas utan är en stabil vegetationstyp. På en höjd av 500 till 1000 meter över havet, beroende på latitud, följs den subalpina fjällbjörkskogen av trädgränsen och därefter av den alpina zonen (Carlsson *et al.* 1999, Bernes 2011). Denna zon delas sedan in i låg- mellan- och högalpin.

I den lågalpina zonen dominerar ris- och buskartad vegetation med *Salix* spp., *Vaccinium* spp. samt andra släkten ur familjen Ericaceae. Ytterligare 300 till 400 meter högre upp slutar den naturliga utbredningen av *Vaccinium myrtillus* (blåbär) vilket utgör gränsen till den mellanalpina zonen som domineras av Poaceae samt *Carex* spp. När växttäcket övergår till isolerade bestånd och man ej längre finner *Vaccinium vitis-idaea* (lingon) övergår den mellanalpina i den högalpina zonen (Carlsson *et al.* 1999, Bernes 2011). Hela den alpina zonen och dess flora utsätts just nu för snabb förändring. I den svenska fjällvärlden har medeltemperaturen stigit med ca 1,5° de senaste 100 åren och ytan som täcks av snö året runt har minskat (Kullman 2010). Enligt Kullman (2010) har detta lett till att det idag finns närmare dubbelt så många arter högst upp på det svenska kalfjället som det gjorde på 1950-talet och att arter i genomsnitt återfinns 80 meter högre upp idag än för 35 år sedan. Flera arter som tidigare förknippades med fjällen nedom trädgränsen återfinns nu i den alpina zonen, till exempel *Cornus suecica* (hönsbär), *Maianthemum bifolium* (ekorrbär), *Melampyrum sylvaticum* (skogskovall) och *Trientalis europaea* (skogsstjärna). Till de senaste och mest iögonfallande tillskotten i den alpina floran hör den högväxta *Epilobium angustifolium* (mjölkört) med sin stora, rosa blomställning. Andra arter som markant har ökat sin höjdutbredning men ännu inte nått ovanför trädgränsen är *Anemone nemorosa* (vitsippa), *Polygala amarella* (rosettjungfrulin) och *Pteridium aquilinum* (örnbräken). Än så länge verkar ingen främmande art ha orsakat någon annan svensk kalfjällsarts försvinnande (Kullman 2010). Frågan är om det kommer att förbli så eller om nuvarande och framtida främmande arter kommer att bli invasiva i den svenska fjällvärlden? Med hjälp av forskningsresultat från den alpina zonen runt om i hela världen ska detta arbete försöka besvara: Är invasiva växtarter ett hot mot de svenska fjällens ekosystem? Är det bara en fråga

om tid innan de är här? Samspelar de invasiva arterna med andra hot som klimatförändringar och ökad exploatering? Finns det något vi kan göra åt saken nu, innan det är för sent?

Invasiva växtarter

Alla arter som inte tillhör den naturliga, inhemska floran på en plats betecknas som främmande arter, dessa kan sedan delas in i kategorierna införda arter, förvildade arter, etablerade arter samt invasiva arter (Williamson & Fitter 1996). Trots att det inte är helt lätt att definiera de olika kategorierna (Heger *et al.* 2013) följer övergången mellan dem vissa generella, statistiska mönster. Det mest kända mönstret är den så kallade ”en-av-tio-regeln” (Figur 1, Williamson & Fitter 1996). En av tio arter som förs in till ett område förvildas. En av tio förvildade arter blir etablerade, det vill säga bildar självförökande bestånd. En av tio etablerade arter sprider sig sedan på ett sådant sätt att de påverkar arter, ekosystem och/eller ekosystemtjänster och betecknas därmed som invasiva. Williamson och Fitter (1996) är själva de första att erkänna att ”en-av-tio-regeln” är en grov förenkling, speciellt eftersom de tre stegen ej alltid är tydligt åtskiljbara, men om en av tio läses som ”mellan en av fem och en av tjugo” stämmer regeln i majoriteten av alla fall, oavsett organismgrupp. Det finns dock exempel som tydligt avviker; av 75 införda odlade grödor i Storbritannien har 71 förvildats men ingen har blivit invasiv (Williamson & Fitter 1996). Utöver introducerade arter finns också fall där inhemska arter börjar sprida sig och orsaka förändringar i ekosystemet. Det skiljer sig åt mellan forskare huruvida dessa också ska benämnas invasiva, vilket kan vålla problem då gränsen till vad som räknas som en inhemsk art inte alltid är självklar (Heger *et al.* 2013). I detta arbete avser begreppet invasiv art en art vars spridning fått konsekvenser för ekosystemet, oavsett varifrån arten kommit eller hur och varför den hamnat där.



Figur 1. Den så kallade ”en-av-tio-regeln” innebär att för varje invasiv art går det i genomsnitt 10 etablerade arter, 100 förvildade arter och 1000 introducerade arter.

Problem med invasiva arter

Habitatförlust till följd av förändrade ekosystem är troligen den främsta orsaken till dagens enorma förluster av biologisk mångfald (Gurevitch & Padilla 2004). Invasiva arter får ofta skulden för att orsaka både generella förändringar i ekosystemet och specifika arters utdöende (Williamson & Fitter 1996, Lockwood *et al.* 2005, Pauchard *et al.* 2009). Det råder ingen tvekan om att invasioner och utdöenden ofta sker samtidigt och på samma plats (Williamson & Fitter 1996, Lockwood *et al.* 2005, Pauchard *et al.* 2009) men det finns de som anser att detta är att betrakta som oberoende symptom på samma förändring (Gurevitch & Padilla 2004, Didham *et al.* 2005). Bevisen för att en viss invasiv art faktiskt direkt orsakat en inhemsk arts utdöende är ofta vaga och byggda på spekulationer och anekdoter (Gurevitch & Padilla 2004). I många fall verkar den invasiva arten helt enkelt vara arten som snabbast dragit nytta av den tomma nisch som en försvunnen inhemsk art lämnat efter sig; ett faktum

som stödjer så skulle vara fallet är svårigheten för ett växtsamhälle att återhämta sig efter det att en invasiv art tagits bort från ett ekosystem (Didham *et al.* 2005).

Orsak till utdöenden eller ej, så finns det en tydlig korrelation mellan invasiva arter och förändrade ekosystem (Gurevitch & Padilla 2004). Det finns ofta en tendens att dela upp dessa förändringar i positiva respektive negativa, men eftersom detta beror helt på vilket perspektiv man har är det egentligen endast relevant att tala om förändringar *per se* (Pyšek *et al.* 2012, Heger *et al.* 2013). Förändringarna tar sig många olika uttryck. Invasiva växter i ett ekosystem orsakar i första hand en förändrad flora, till exempel genom att konkurrera om ljus, plats och/eller näring, och på så vis förändra inhemska arters överlevnadschanser (Pyšek *et al.* 2012). Andra vanliga effekter av invasiva växtarter är förändrad tillgång på mineraler och näring i marken eller ett förändrat beteende hos djur, till exempel pollinatörer (Muñoz & Cavieres 2008, Pyšek *et al.* 2012). Ytterligare en vanlig och dramatisk effekt är en förändrad brandregim. De invasiva arterna förändrar tillgången på brännbart material och lättantändligheten (Davies & Nafus 2013) vilket ofta får en ökad brandfrekvens som följd, och mer bränder kan bli inkörsporten för ytterligare invasioner i en slags positiv feedback-loop (D'Antonio & Thomsen 2004, McDougall *et al.* 2005, Pyšek *et al.* 2012).

Konkurrens

Även om många invasiva arter får skulden för att ha konkurrerat ut inhemska arter är det med få undantag endast för invasiva annueller ur familjen Poaceae som detta har kunnat bevisas (Gurevitch & Padilla 2004, Pyšek *et al.* 2012). Exempel på sådana invasiva gräs är *Bromus tectorum* (taklosta), *Lolium multiflorum* (italienskt rajgräs), *Microstegium vimineum* (japanskt styltgräs) och *Pennisetum polystachion* (missionärsgräs) (Pyšek *et al.* 2012). Genom att vara den vanligaste familjen bland främmande arter, både generellt och i den alpina zonen, och samtidigt innehålla de mest potenta invasiva arterna, är Poaceae att betrakta som den framgångsrikaste invaderande familjen (McDougall *et al.* 2011a). Den avgörande faktorn hos Poaceae verkar vara deras vindpollinering och en möjlig förklaring till detta är att de därmed saknar behov av mutualism med lokala pollinatörer (Pyšek *et al.* 2012). Väl på plats konkurrerar de invasiva gräsen sedan ut enskilda inhemska arter genom direkt konkurrens om plats och näring. Invasiva träd är en annan konkurrenskraftig grupp men jämfört med gräs orsakar träd vanligen en annan form av konkurrens. Genom att växa sig höga och skugga marken skapar träden en brist på ljus för undervegetationen vilket får en mer generell effekt på växtsamhället och hela ekosystemets produktivitet minskar snarare än att vissa arter konkurreras ut (Pyšek *et al.* 2012).

Konkurrens behöver inte alltid handla om så direkta faktorer som plats, ljus och näring utan kan också vara mer subtil. En av de vanligaste invasiva familjerna utom Poaceae är Asteraceae (McDougall *et al.* 2011a). I denna familj ingår *Taraxacum officinale* (maskros) som nu återfinns som invasiv på flera kontinenter (Muñoz & Cavieres 2008, McDougall *et al.* 2011a). I chilenska Anderna är *T. officinale* eventuellt på väg att konkurrera ut två lokala Asteraceae-arter: *Hypochaeris thrincioides* och *Perezia carthamoides*, genom att attrahera samma pollinatörer (Muñoz & Cavieres 2008). Arterna har flera gemensamma besökare, såsom *Lipanthus* sp. och Syrphidae spp., och sammanlagt beräknades pollinatöröverlappet mellan *T. officinale* och *H. thrincioides* respektive mellan *T. officinale* och *P. carthamoides* i det här området vara 94 respektive 91 % (Muñoz & Cavieres 2008). Närvaro av endast en *T. officinale* visade sig ha en positiv effekt på *H. thrincioides* vad gäller både antal pollinatörbesök och mängden producerade frön, men när antalet ökades till fem plantor observerades istället en minskning av båda faktorerna (Muñoz & Cavieres 2008). För *P.*

carthamoides minskade antal besök och antal producerade frön också i närvaro av fem *T. officinale*, medan en planta inte gjorde någon signifikant skillnad. Båda de inhemska arterna är pollenbegränsade i naturen och obligat beroende av korspollinering. Sammantaget får detta Muñoz och Cavieres (2008) att misstänka att det endast är en fråga om tid innan *T. officinale* orsakar signifikant populationsminskning hos både *H. thrincioides* och *P. carthamoides*. Resultaten tyder dock på att sådan minskning i alla fall för *H. thrincioides* skulle kunna föregås av en tillfällig uppgång så länge antalet *T. officinale* är relativt lågt. Detta utgör ett i raden ett exempel på hur svårförutsagda och svårtolkade följderna av en invasiv art kan vara (Gurevitch & Padilla 2004, Muñoz & Cavieres 2008).

Det finns starkt stöd för en koppling mellan etablering av invasiva arter och utrotning av inhemska sådana men det går inte att dra generella slutsatser för alla invasiva arter. Endast för fyra procent av USAs hotade kärlväxter anges konkurrens från invasiva arter som den primära orsaken till deras nedgång (Gurevitch & Padilla 2004). I de fall den invasiva arten inte är den enskilt primära orsaken till en inhemsk arts nedgång kan den ändå utgöra en bidragande faktor eller vara droppen som får bägaren att rinna över. I vissa fall är den invasiva arten dock bara en oskyldig efterträdare som fyller ut en tömd lucka (Gurevitch & Padilla 2004); frågan är om arten även i ett sådant fall kan klassas som invasiv (Heger *et al.* 2013)?

Hur och var blir en art invasiv?

Spridningen av de arter som blir invasiva är inte jämnt fördelad i landskapet. Varför är det så? För det första har betydligt större fokus lagts på att leta efter invasiva arter i vissa miljöer, men även när man kompenserar statistiskt för detta återstår tydliga skillnader (Aikio *et al.* 2012). Det som vanligen framhålls som avgörande för huruvida införda arter ska etablera sig och bli invasiva är inneboende faktorer hos den aktuella växten samt ekologiska faktorer hos habitatet (Elton 1958, D'Antonio & Thomsen 2004). En av de tydligaste trenderna, som också håller över tid, är dock att antalet främmande arter ökar med ökande närhet till mänsklig påverkan (Aikio *et al.* 2012).

Ekologisk motståndskraft

På enklast möjliga sätt kan man beskriva det som krävs för att en främmande arter ska etablera sig som att populationens ökningstakt måste överstiga summan av alla individers dödstakt; är ökningstakten tillräckligt hög kan arten bli invasiv (Williamson & Fitter 1996). Trots denna i teorin enkla förklaring är stegen från införd till invasiv både svåra att förklara och att förutse i naturen (Williamson & Fitter 1996). På 1950-talet började man tala om att ekosystem har ekologisk motståndskraft (ecological resistance) mot invasiva arter (Elton 1958). Både biotiska faktorer, såsom herbivorer, patogener och avsaknad av mutualister, och abiotiska faktorer, såsom låga temperaturer, torka, naturlig störning och jordmånens sammansättning, bidrar till denna motståndskraft (D'Antonio & Thomsen 2004). Två av de avgörande stegen en art måste passera för att bli invasiv är att sprida sig till platsen och att överleva där (jmf Figur 1); faktorer som bidrar till att försvåra dessa steg ökar den ekologiska motståndskraften. Traditionellt har mer forskningsfokus lagts på det sistnämnda steget (Elton 1958, D'Antonio & Thomsen 2004) men på senare tid har spridningen kommit att lyftas fram i allt högre grad som den avgörande faktorn (Williamson & Fitter 1996, Lockwood *et al.* 2005).

Mångfaldshypotesen
Charles Elton (1958) lade fram mångfaldshypotesen. Enligt denna finns ett samband mellan fler arter i ett ekosystem och en högre ekologisk motståndskraft (Elton 1958). Mångfaldshypotesen har ägnats mycket forskning (D'Antonio & Thomsen 2004) och många studier ger den sitt stöd då de visar på en positiv korrelation mellan ökad resistans och såväl högre biomassa som högre artantal i ett system (se ex Naeem *et al.* 2000, Byun *et al.* 2013). Förklaringen till korrelationen anses vara att fler arter i systemet innebär att utnyttjandet av resurser som plats, ljus och näring bli mer varierat och därmed mer heltäckande. Detta gör att det finns färre lediga nischer för invasiva arter att invadera. Ekosystem med många arter har större biomassa både ovan och under jord, effektivare kväveupptag samt mer heltäckande bladverk än monokulturer av varje enskild art (Naeem *et al.* 2000). Naeem *et al.* (2000) visade att när fler arter gradvis tillsätts till ett system minskar både biomassan och antalet plantor av de invasiva arterna *Crepis tectorum* (klofibbla) och *Digitaria ischaemum* (fingerhirs) exponentiellt, vilket innebär att den sammanlagda motståndskraften är större än summan av motståndskrafterna för de enskilda monokulturerna. Försöket upprepades med motsvarande resultat både *in situ* och i växhus (Naeem *et al.* 2000). Beroende på artens funktionella grupptillhörighet ger monokulturer olika stor motståndskraft och motståndskraften för samma monokultur kan variera över tid. Testrutor med växter ur fler funktionella grupper ger högre motståndskraft mot det invasiva gräset *Phragmites australis* (bladvass) i Nordamerika (Byun *et al.* 2013). Det är således inte bara antalet arter utan också vilka arter som finns i ett ekosystem som spelar roll för den ekologiska motståndskraften (Byun *et al.* 2013). Detta förklaras med att arter från fler funktionella grupper leder till ett ännu mer heltäckande nischutnyttjande, något som brukar betecknas "biologiskmångfald-effekt" (Naeem *et al.* 2000).

Tvärt emot mångfaldshypotesen visade Gilbert och Lechowicz (2005) att oberoende av andra miljöfaktorer ökar antalet införda arter i nordkanadensiska, höglänta skogsmarker med ett högre antal inhemska arter. Detta kan tolkas som att det som gynnar inhemsk flora även gynnar införd (Gilbert & Lechowicz 2005). Andra studier visar att ekosystem som förlorat arter, lättare drabbas av invasioner vilket är i linje med mångfaldshypotesen (D'Antonio & Thomsen 2004). Tomasetto *et al.* (2013) undersökte 1227 rutor á 6x6 meter inom ett 1000 kvadratkilometer stort område på Nya Zeeland. Det visade sig att det totala artantalet var ungefär detsamma för främmade respektive inhemska arter men i de enskilda rutorna var antalet främmade arter i genomsnitt dubbelt så högt som antalet inhemska arter. Detta berodde på att inhemska arter i genomsnitt hade ett mindre utbredningsområde och därmed återfanns i färre rutor. I över 60 % av rutorna dominerade främmade arter och täckte mer än halva markytan. Majoriteten av rutorna som dominerades av främmande arter hade färre än tio inhemska arter, i rutor med större mångfald täckte inhemska arter däremot en större andel av ytan. För rutor med färre än tio arter var sambandet mellan antalet främmande och antalet inhemska arter positivt, medan man för rutor med ett högre antal arter fann den negativa korrelation som förknippas med mångfaldshypotesen. Baserat på dessa resultat hävdar Tomasetto *et al.* (2013) att huruvida mångfaldshypotesen stöds eller inte beror helt på skalan och omständigheterna.

Störning
I alla ekosystem ingår en viss grad av naturlig störning som de inhemska arterna har anpassats till över tid. Den aktuella störningsregimen kan till exempel utgöras av ett visst brandintervall eller av bete. Icke naturlig störning kan däremot gynna invasiva arter eftersom majoriteten av dessa är så kallade pionjärarter som är anpassade för att snabbt sprida sig, och därmed lätt

etablerar sig på en nystörd yta med låg konkurrens (D'Antonio & Thomsen 2004). Den främsta orsaken till onaturlig störning är människan. Mänsklig närvaro samvarierar ofta med andra egenskaper som gynnar främmande arter, såsom lägre altitud och ett varmare klimat, därför kan det vara svårt att avgöra till vilken grad den mänskliga störningen är den avgörande faktorn (Tomasetto *et al.* 2013). Även om Gilbert och Lechowicz (2005) inte kunde visa något samband mellan 12 främmande arters utbredning i kanadensiska naturreservat och mänsklig störning, är det fortfarande i de avlägsnaste och minst påverkade miljöerna som antalet främmande arter är som lägst (Aikio *et al.* 2012, Tomasetto *et al.* 2013). Idag etablerar sig ett ökande antal främmande arter även i de mest avlägsna habitat, men högst antal främmande arter återfinns i ett av de habitat som utsätts för högst grad av mänsklig störning: vägkanter (Aikio *et al.* 2012).

Resursökningshypotesen
Enligt resursökningshypotesen är det inte förlust av inhemska arter eller störning *per se* som gynnar invasiva arter, utan det faktum att båda processerna ger upphov till ett överskott på resurser i form av plats, ljus och/eller näring. De arter som effektivast tillgodogör sig dessa resurser blir invasiva (D'Antonio & Thomsen 2004). Detta stämmer väl överens med att platser där näring tillförts oftare än andra platser hyser invasiva arter, ett faktum som oroar eftersom kvävehalterna generellt ökar i våra marker. Ökad näringstillgång riskerar att bli ett extra påtagligt problem i naturligt näringsfattiga miljöer, som till exempel den alpina zonen, eftersom detta missgynnar lokala specialister och gynnar invasiva generalister (D'Antonio & Thomsen 2004).

Diasportryck
Det har visat sig mycket svårt att beräkna ett ekosystems ekologiska motståndskraft och framförallt är det svårt att dra generella slutsatser och att extrapolera resultat (D'Antonio & Thomsen 2004). Som försvårande faktor spelar också flera icke-ekologiska faktorer in. Den mest undersökta, och enligt många den avgörande, av dessa faktorer är diasportrycket (propagule pressure) (Williamson & Fitter 1996; Lockwood *et al* 2005). Diasportrycket utgörs av mängden spridningsenheter, det vill säga sporer, frön och asexuella diasporer, som kommer till en plats (Lockwood *et al.* 2005). Detta kan öka på två sätt: antingen genom en ökning av antalet enheter per spridningstillfälle eller genom att antalet spridningstillfällen blir fler. Enligt denna förklaringsmodell är den främsta orsaken till sambandet mellan ökad mänsklig påverkan och fler invasiva arter att människan som indirekt eller direkt vektor ökar diasportrycket (Lockwood *et al.* 2005).

Per definition kommer ett ekosystem inte att drabbas av en invasiv art så länge den ekologiska motståndskraften är tillräckligt hög (Elton 1958) därför kan mångfaldshypotesen, störning, resursökningshypotesen respektive diasportryck alla ses som faktorer som antingen bidrar till motståndskraften i sig eller till förändringar i behovet av den. Förklaringarna till hur och var en art blir invasiv som lagts fram här är långt ifrån de enda föreslagna, men det är viktigt att komma ihåg att olika förklaringar 1) inte utesluter varandra, 2) verkar på olika skalor och 3) är inte oberoende av varandra (Heger *et al.* 2013). Det som gör systemet motståndskraftigt mot en art kan vara just vad som gör det mottaglig för en annan, vilket gör ekologisk motståndskraft mycket svår att mäta och generalisera (D'Antonio & Thomsen 2004). Det är dessutom nästan omöjligt att med hjälp av efterhandskonstruktioner avgöra om en främmande art som ersatt en inhemsk har agerat utrotare eller bara kolonisatör i en ledig nisch (D'Antonio & Thomsen 2004, Gurevitch & Padilla 2004, Didham *et al.* 2005, Lockwood *et al.* 2005). Är motståndskraften inte tillräckligt hög för att helt avstyra en invasion kan den ändå vara

avgörande för att naturvårdsinsatser ska hinna sättas in innan förändringen av ekosystemet blivit irreversibel (D'Antonio & Thomsen 2004).

Invasiva arter och fjällen

Än så länge har de svenska fjällen och den alpina zonen globalt drabbats i förhållandevis låg grad av invasiva arter (Pauchard & Alaback 2004, Becker *et al.* 2005, Dainese & Bregazza 2012), men därmed inte sagt att de är helt förskonade (McDougall *et al.* 2011a). Är det bara en tidsfråga innan de invasiva arterna blir ett mer påtagligt problem även där? Fjällens och hela den alpina zonens ekosystem har flera inneboende egenskaper som i teorin gör dem extra mottagliga för invasiva arter: en begränsad artdiversitet per ytenhet, ett glest växttäcke samt en hög grad av naturlig störning (Pauchard *et al.* 2009). De vanligt förekommande mutualistiska förhållande mellan arter kan också utgöra en sådan egenskap. I Chile har detta möjliggjort invasioner av *Taraxacum officinale* då tuvor av *Azorella monantha* signifikant ökar groddöverlevnaden och fotosyntesen hos denna främmande art. Man har inte kunnat se någon negativ effekt av detta på varken *A. monantha* eller andra arter som gror i dess tuvor (Cavieres *et al.* 2005). Däremot har *T. officinale* visat sig konkurrera med inhemska Asteracea-arter i området (Muñoz & Cavieres 2008) varför arten är att betrakta som invasiv (Williamson & Fitter 1996). Å andra sidan talar den korta tillväxtsäsongen, den låga medeltemperaturen samt den geografiska isoleringen för att den alpina zonen skulle ha en extra hög ekologisk motståndskraft (Pauchard *et al.* 2009). Störning är en faktor som generellt gynnar invasiva arter men detta gäller framförallt störning som är kopplad till ökad tillgång på kväve och den alpina zonens vanligaste naturliga störningar är inte sådana (D'Antonio & Thomsen 2004, Pauchard *et al.* 2009).

Trender för främmande arter i den alpina zonen

Floran i de svenska fjällen förändras. Den forskning som bedrivs i Skandinavien fokuserar framförallt på hur klimatförändringarna hänger ihop med att arter återfinns på allt högre höjd (Kullman 2010). Från internationell forskning som fokuserar mer direkt på invasioner av främmande arter i den alpina zonen kan man dock utläsa en del trender som troligen är giltiga även under svenska förhållanden.

Altitud

Ju längre tid som gått sedan första fyndet gjorts av en främmande art, samt ju vanligare arten är i ett område, desto högre altitud görs de högsta fynden av arten på. Både inhemska och främmande arter expanderar uppåt över tid, men de främmande arterna har en högre hastighet (Becker *et al.* 2005, Kullman 2010, Pyšek *et al.* 2011). I schweiziska Alperna rör det sig just nu om en förflyttning med ca 10 höjdmeter per år, men hastigheten har stadigt ökat åtminstone sedan mitten av 1700-talet (Pyšek *et al.* 2011). Trots denna expansion minskar både antalet inhemska och främmande arter med ökande altitud (Körner 2004, Pauchard & Alaback 2004, Becker *et al.* 2005, McDougall *et al.* 2005, Alexander *et al.* 2011, Marini *et al.* 2012), även om det finns enskilda studier som visar att så inte alltid är fallet (Paiaro *et al.* 2011). En anledning till sådan minskning kan vara rent geometrisk; ett bergs yta minskar med ökande altitud (Körner 2004). En mindre yta stödjer en mindre population, vilket innebär en lägre grad av genetisk variation och därmed försämrade möjligheter att evolvera samt högre utsatthet för slumpmässiga händelser och genetisk drift. För den inhemska floran sker inte bara en minskning av antalet arter med ökande altitud utan arterna byts efter hand ut till mer och mer anpassade specialister (Körner 2004, Marini *et al.* 2012). För de främmande arterna syns inte detta mönster utan arterna försvinner helt enkelt successivt och högst upp återfinns i

huvudsak de som har den allra största utbredningen (Alexander *et al.* 2011, Marini *et al.* 2012). På de extremaste altituderna förklaras minskningen troligen till stor del av ett strängt klimat (McDougall *et al.* 2005) men eftersom samma mönster finns för antalet främmande arter oavsett bergens höjd över havet, är en korrelation mellan högre höjd och lägre diasportryck en annan tänkbar förklaring (Alexander *et al.* 2011).

Mångfaldshypotesen i fjällen

Varken McDougall *et al.* (2005), Paiaro *et al.* (2011) eller Dainese och Bregazza (2012) fann något stöd för att mångfaldshypotesen för ökad ekologisk motståndskraft skulle gälla i den alpina zonen. Istället fann de en svag positiv korrelation mellan antalet inhemska och antalet främmande arter. I motsats till mångfaldshypotesen tenderar främmande arter i den alpina zonen att etablera sig i nischer som redan ockuperas av inhemska arter (Paiaro *et al.* 2011). Detta skulle kunna tolkas som att de inhemska arterna inte fyller respektive nisch i tillräckligt stor utsträckning för att hindra en främmande art (D'Antonio & Thomsen 2004). Eftersom det enda habitat på högre höjd som domineras av främmande arter är vägkanter och dessa inte kan anses vara naturliga ekosystem, kan det ifrågasätts i vilken utsträckning resultat här ifrån säger något om mångfaldshypotesen (D'Antonio & Thomsen 2004, McDougall *et al.* 2005, Dainese & Bregazza 2012).

Specialister

På grund av de krävande förutsättningarna skulle man kunna vänta sig att växter som är anpassade för köld, torka, vind och en kort tillväxtsäsong har störst potential att invadera fjällvärlden, men generellt verkar specialister vara en underrepresenterad grupp bland invasiva arter i den alpina zonen (Pauchard *et al.* 2009). Undantaget är arter som förts in med avsikt just tack vara sin förmåga att växa i denna miljö och som sedan spritt sig och blivit invasiva (Becker *et al.* 2005). Det finns också exempel på slumpmässigt införda främmande arter som är konvergenta med de inhemska och som genom marginellt men signifikant högre fitness successivt konkurrerar ut sina motsvarigheter i den inhemska floran och som därmed är att betrakta som invasiva (Williamson & Fitter 1996, Dainese & Bregazza 2012). Även detta kan tolkas som att nischerna inte fylls i tillräckligt hög grad för att mångfaldshypotesen ska göra sig gällande (D'Antonio & Thomsen 2004).

Generalister

I en genomgång av 13 globalt spridda alpina områden identifierade McDougall *et al.* (2011a) 972 främmande arter. Precis som i låglandet var de två vanligaste familjerna, Poaceae och Asteraceae, men till skillnad från i låglandet var andelen vedartade arter och perenner lägre bland främmande arter i den alpina zonen, medan andelen örtartade annueller var högre. Av de 972 arterna var majoriteten av europeiskt ursprung och inte knutna till alpin miljö i sitt ursprungliga utbredningsområde. Alla utom ett fåtal fanns också som främmande arter i respektive områdes omgivande lågland (McDougall *et al.* 2011a). I kombination med att de främmande arterna faller bort successivt med ökande altitud, tyder detta på att det är generalister som dominerar bland den alpina zonens främmande arter (Becker *et al.* 2005, Alexander *et al.* 2011) och att deras utbredning främst är begränsad av spridning (McDougall *et al.* 2011a).

Vilka arter blir invasiva?

Den vanligaste familjen bland främmande arter är i den alpina zonen är som redan nämnts Poaceae (McDougall *et al.* 2011a). Denna familj har visat sig innehålla de mest konkurrenskraftiga invasiva arterna (Gurevitch & Padilla 2004, Pyšek *et al.* 2012). Den näst

vanligaste familjen är Asteraceae (McDougall *et al.* 2011a). Hit hör flera arter som visat sig ha negativa konsekvenser för biologisk mångfald, bland annat *Hieracium* spp. och *Taraxacum officinale* (Muñoz & Cavieres 2008, McDougall *et al.* 2011a; Paiaro *et al.* 2011). Den tredje vanligaste familjen är Fabaceae, vars arter, tack vare sin kvävefixerande förmåga, potentiellt kan orsaka ökad näringstillgång (Paiaro *et al.* 2011) vilket riskerar skapa gynnsamma förutsättningar för fler invasiva arter (D'Antonio & Thomsen 2004). Många alpina områden är hittills förskonade från arter som tagit steget från etablerad till invasiv (jmf Figur 1, Becker *et al.* 2005), däribland kan nämnas de italienska Alperna (Dainese & Bregazza 2012). Även i chilenska Anderna har relativt få arter blivit invasiva trots att ett stort antal främmande arter återfinns där (Pauchard & Alaback 2004). Den generella åsikten är dock att det bara är en fråga om tid. Av de 972 främmande arter som McDougall *et al.* (2011a) identifierade klassade man 102 som invasiva eftersom de på minst en plats krävt bekämpningsinsatser. Bland dessa 102 var vedartade växter, födoväxter samt trädgårdsväxter överrepresenterade i förhållande till andelen de utgjorde av det totala antalet främmade arter (McDougall *et al.* 2011a). Några av de arter som klassades som invasiva var: *Carduus nutans* (nicktistel), *Centaurea stoebe* (sandklint), *Cirsium arvense* (åkertistel), *Cirsium vulgare* (vägtistel), *Cytisus scoparius* (harris), *Hieracium aurantiacum* (rödfibbla), *Lepidium draba* (välsk krassing), *Leucanthemum vulgare* (prästkrage), *Linaria dalmatica* (jättesporre), *Linaria vulgaris* (gulsporre), *Potentilla recta* (styv fingerört), *Salix* spp. (vide) samt *Verbascum thapsus* (kungsljus).

Fjällen är inte längre avlägsen ödemark

Geografisk avlägsenhet och låg grad av mänsklig påverkan har hittills varit helt avgörande för såväl de svenska fjällens som hela den alpina zonens förhållandevis låga antal etablerade och invasiva främmande arter (Aikio *et al.* 2012, Tomasetto *et al.* 2013). Idag ökar exploateringen av fjällvärlden i snabbt takt och med ökad mänsklig närvaro kommer ökad störning, ökad tillförsel av näring samt ökat diasportryck och därmed en ökad risk för invasiva arter (D'Antonio & Thomsen 2004, Lockwood *et al.* 2005, Pauchard *et al.* 2009).

Låghöjdsfilterhypotesen

En förklaringsmodell till att antalet främmande arter minskar med ökande altitud (Pauchard & Alaback 2004, Becker *et al.* 2005, McDougall *et al.* 2005, Alexander *et al.* 2011, Marini *et al.* 2012), men att deras utbredning expanderar i höjdled över tid (Becker *et al.* 2005, Pyšek *et al.* 2011), är låghöjdsfilterhypotesen (Pauchard *et al.* 2009). Enligt denna hypotes introduceras främmade arter generellt nära bergets fot, det vill säga på förhållandevis låg höjd, varför individer som är anpassade för detta kommer att klara sig bäst och utgöra den begränsade population som etablerar sig (Becker *et al.* 2005, Pauchard *et al.* 2009). Högre altitud innebär högre krav på tålighet varför växterna måste anpassa sig innan spridning uppåt är möjlig. Den etablerade populationens anpassning till lägre höjd samt dess låga numerär gör att denna process bromsas; det är detta som utgör låghöjdsfiltret (Becker *et al.* 2005, Pauchard *et al.* 2009). Man kan således se låghöjdsfilterhypotesen som ett exempel på "grundareffekt" (founder effect). Detta förklarar dels varför den alpina zonens främmande arter också återfinns som främmande i det närbelägna låglandet och dels varför endast ca hälften av låglandets främmande arter lyckas sprida sig upp över trädgränsen (McDougall *et al.* 2011a). Kraften i detta filter försvagas just nu på grund av två faktorer; dels minskar klimatförändringar behovet av anpassning innan spridning uppåt kan ske, dels introduceras fler och fler arter direkt på högre höjder tack vare ett ökat diasportryck (Pauchard *et al.* 2009).

Vägar och annan onaturlig störning
Vägkanter är den habitattyp där man finner störst antal och högst diversitet vad gäller främmande arter (Aikio *et al.* 2012). Detta gäller inte minst på högre höjder (Becker *et al.* 2005, McDougall *et al.* 2005, Paiaro *et al.* 2011). Även i vägkanterna följs mönstret att antalet främmande arter minskar med ökande altitud (Becker *et al.* 2005) men eftersom samma mönster gäller för mänsklig påverkan och därmed för diasportryck, är det svårt att klargöra en inbördes rangordning för betydelsen av dessa variabler (Alexander *et al.* 2011, Marini *et al.* 2012). När populationen i vägkanten blivit tillräckligt stor riskerar den att orsaka ett tillräckligt högt diasportryck för att den främmande arten ska lyckas sprida sig till närliggande miljöer (Lockwood *et al.* 2005). Av 66 främmande arter i chilenska Anderna visade sig alla utom fem ha lyckats sprida sig från vägkanterna in i vildmarken (Pauchard & Alaback 2004). En ökad exploatering av världens alpina områden leder inte bara till fler vägar utan också till ökning av annan onaturlig störning som sammankopplats med ökad spridning, etablering och tillväxt av främmande arter. Ett exempel är den kraftiga brand som härjade i de australiska alperna år 2003 (McDougall *et al.* 2005).

Turismen och invasiva arter

Turismen kan ses som en av de primära orsakerna till en ökad exploatering av den svenska fjällvärlden och den alpina och subalpina zonen globalt. Hur ser sambandet mellan turism och spridning av invasiva arter ut?

Bilar
Trots att officiell statistik mig veterligen saknas, gör de svenska fjällens geografiska position att huvuddelen av turismen anländer dit i bil eller med buss och som redan beskrivits utgör den alpina zonens vägkanter hotspots för mångfald av främmande arter (Becker *et al.* 2005, McDougall *et al.* 2005, Paiaro *et al.* 2011). Ursprunget till merparten av sådana vägkantspopulationer är troligen frön spridda med fordon. Taylor *et al.* (2012) visade att oavsett vägtyp, frötyp respektive var på bilen frön fastnar, sitter mer än 95 % kvar på bilen efter 256 körda kilometer vid torrt väglag. Mängden frön sjönk däremot dubbelexponentiellt så fort underlaget var vått (Taylor *et al.* 2012). Detta tyder på att frön kan spridas mycket långa sträckor med fordon och var de hamnar beror till stor del på vädret, vilket stämmer väl överens med att McDougall *et al.* (2011a) visade att många arter i vägkanterna härhör från mycket avlägsna platser och inte sällan andra kontinenter.

Kläder och skor
Sammanlagt finns studier på närmare 200 arter som visar att deras frön kan spridas långväga med kläder och/eller skor som vektorer (Mount & Pickering 2009). Stora mängder frön är karaktäristiskt för pionjärarter, vilka utgör en betydande del av alla habitats främmande arter (D'Antonio & Thomsen 2004) och som väntat är frön från främmande arter i den alpina zonen överrepresenterade bland de diasporer som fastnar på kängor och annan utrustning. Även om mer än 50 % av de frön som fastnar faller av redan inom 5 meter och mängden frön sedan minskar exponentiellt, sprids de fortfarande från plaggen efter 5 kilometers vandring (Wishmann *et al.* 2009, Pickering *et al.* 2011). Mängden fästa och därmed spridda frön varierar kraftigt med plaggens typ och material och antalet frön per undersökt ben sträcker sig mellan 10 och 3000 stycken (Mount & Pickering 2009). Flest frön fastnar vid vandring i vägkanten och redan efter 5 minuter kan en vandrare bära på över 1000 stycken och bland dessa är frön från främmande arter kraftigt överrepresenterade. På grund av detta kan början av vandringsleder tänkas vara extra utsatta för högt diasportryck eftersom de både ligger nära

vägkanten och generellt innebär en större upptrampad yta än ledens senare delar (Mount & Pickering 2009, Pickering *et al.* 2011). Frön som fastnat på kläder och skor och sprids längs stigar ger i sin tur upphov till plantor som producerar frön som med 50 % sannolikhet hamnar på leden och därmed exponeras för att fastna på andra vektorer och spridas längre in i vildmarken (Pickering *et al.* 2011).

En stor del av besökarna i alpina områden och motsvarande, bär kläder och annan utrustning som tidigare använts i liknande miljöer. Detta ökar inte bara mängden frö (Ware *et al.* 2012) utan också risken för att fröna kommer från arter som är anpassade för att etablera sig på den nya platsen (Whinam *et al.* 2005). Lösare stickade strumpor har störst potential som spridare, men även förhållandevis slätt byxtyg har kapacitet att sprida frön mer än 5 kilometer (Mount & Pickering 2009, Pickering *et al.* 2011). För att minimera spridningen är det effektivast att bära byxor som går utanpå strumpskaft, plös och skosnörning. Hur noga klädvalet än görs är det dock oundvikligt att vandrare vid dagens slut fortfarande har hundratals frön på varje ben (Mount & Pickering 2009) vilka, fästa i sömmar, fickor, utrustningsfodral och framför allt på skor och i kardborre, riskerar att spridas än mer långväga (Whinam *et al.* 2005, Ware *et al.* 2012). Whinam *et al.* (2005) samlade in fröer från besökares kläder på ett antal subantarktiska öar medan Ware *et al.* (2012) samlade in fröer från skor på Svalbards flygplats. Hälften respektive 20 % av ägarna uppgav att de rengjort sin utrustning, vilket inte visade sig innebära signifikant färre medförda frön (Whinam *et al.* 2005, Ware *et al.* 2012). När dessa frön fick gro under förhållanden som motsvarar sommaren på aktuella breddgrader blev resultatet att 15 respektive 26 % grodde, vilket innebär att de hade kunnat introduceras oavsiktligt.

Medvetna introduktioner

Bilar bidrar troligen med ett slumpmässigt urval av frön från många olika biotoper, vilket naturligtvis skulle kunna innebära en och annan specialist anpassad för alpina miljöer, men man kan misstänka att trafiken framförallt bidrar med invasiva generalister. Vad gäller kläder och skor är urvalet mer specifikt eftersom det endast är i vissa typer av miljöer som vildmarksutrustning används. Därför kan man tänka sig att kläder och skor i högre grad bidrar med arter anpassade för fjällmiljö och med främmande arter som etablerat sig i andra delar av den alpina zonen. En stor del av de klädspridda fröna är dock troligen också slumpmässiga, men det finns också betydligt mer medvetna introduktioner av växter som väljs ut just för att de är anpassade för den alpina miljön. Detta kan till exempel handla om främmande gräsarter som introducerats som jordbindare för att minska erosion vid skidanläggningar (McDougall *et al.* 2005). Ett annat exempel är växter som sprider sig från trädgårdar i anslutning till samma anläggningar samt från privata fjällstugeträdgårdar. Dessa prydnadsväxter blir i oproportionerligt hög grad invasiva (McDougall *et al.* 2011a).

Papaver croceum (sibirisk vallmo) kan klassas som en pionjärart kopplad till störning (Irl *et al.* 2013) och representerar därmed flertalet etablerade främmande arter (D'Antonio & Thomsen 2004). *P. croceum* är dessutom föranpassad till alpin miljö då dess naturliga nisch är att snabbt kolonisera framtinade glaciärfält (Irl *et al.* 2013). På grund av denna tålighet och dess tilltalande utseende har *P. croceum* kommit att bli en populär prydnadsväxt i anslutning till turistanläggningar i schweiziska Alperna, varifrån den nu sprider sig uppåt, framförallt längs vandringsleder (Irl *et al.* 2013). I samma område växer den inhemska arten och nära släktingen *P. aurantiacum* (gul fjällvallmo). I växthusexperiment presterar de båda arterna lika bra under samma förhållanden men än så länge saknas bevis för att de överlappar varandra i naturen (Irl *et al.* 2013). Trots att *P. croceum* hittills inte visat sig påverka andra arter i området negativt och därmed inte kan klassas som invasiv (Williamson & Fitter 1996)

belyser detta exempel mångfalden av faktorer som spelar in samt hur svåra biologiska förlopp är att förutse (D'Antonio & Thomsen 2004, Heger *et al.* 2013).

Fjällens framtid

Fjällen är av naturen en oförutsägbar och föränderlig miljö (Körner 2004). Därför resonerar Körner (2004) att biologisk mångfald kan anses vara extra viktig i fjällens ekosystem eftersom mångfald, speciellt inom funktionella grupper, ökar sannolikheten för att någon art ska vara anpassad och klara av varje enskild typ av förändring eller störning. Ökad mänsklig närvaro ökar tillförseln av näring, mängden onaturlig störning och kanske framförallt diasportrycket (Pauchard *et al.* 2009). Den ökade onaturliga störningen kan tänkas drabba den alpina zonen hårdare än andra miljöer då floran generellt har låg tillväxthastighet och återhämtar sig långsamt, trots att den i hög grad är anpassad till olika naturliga störningar (Pauchard *et al.* 2009).

En föränderlig fjällvärld

Det som möjliggör att en art blir invasiv är dess förmåga att etablera sig i nya miljöer (Williamson & Fitter 1996) och förändringar, oavsett art, skapar nya miljöer. Därför kan man tänka sig att hur de än ter sig kommer förändringar i fjällvärlden att gynna invasiva arter (Bradley *et al.* 2010). Idag förändras den alpina zonen snabbt, främst genom ökad exploatering och klimatförändringar (Pauchard *et al.* 2009, Kullman 2010). Ett varmare klimat samt ökade CO_2-nivåer tros öka risken för invasiva arter i den alpina zonen (Bradley *et al.* 2010, Marini *et al.* 2012) och med uppvärmningen fruktas den mest dramatiska av alla invasioner: den stigande trädgränsen (Pauchard *et al.* 2009, Kullman 2010). Hur klimatförändringarna kommer att påverka nederbörden är svårare att förutsäga samtidigt som detta är helt avgörande för både inhemska och främmande arters framtida utbredning (Körner 2004, Bradley *et al.* 2010). Mekanismen genom vilken den globala uppvärmningen utgör ett hot mot den alpina floran är att värmen minskar behovet av köldtolerans och förlänger tillväxtsäsongen, vilket riskerar att minska de lokalanpassade specialisternas fördel gentemot generalisterna (Pauchard *et al.* 2009). Detta tros framförallt gynna uppvandrandet av främmande arter från låglandet (McDougall *et al.* 2005). Detsamma gäller för en ökad tillgång på kväve (D'Antonio & Thomsen 2004, Körner 2004). Mer kväve gynnar framförallt Poaceae (Körner 2004) vilket som sagt utgör den vanligaste familjen bland främmande arter (McDougall *et al.* 2011a) och familjen med de värsta konkurrerande invasiva arterna (Gurevitch & Padilla 2004, Pyšek *et al.* 2012).

Eftersom temperatur och mänsklig påverkan är de två faktorer som ger högst förklaringsgrad till utbredning av främmade arter idag och båda dessa väntas öka, väntas även utbredningen av de främmande arterna göra det (Marini *et al.* 2012). Simpson och Prots (2012) gjorde med hjälp av datormodulering framtidsberäkningar för 11 arter i de ukrainska Karpaterna; *Acer negundo* (asklönn), *Ambrosia artemisiifolia* (malörtsambrosia), *Echinocystis lobata* (vildgurka), *Helianthus tuberosus* (jordärtskocka), *Heracleum sosnowskyi* (sosnowskis jätteloka), *Impatiens glandulifera* (jättebalsamin), *Reynoutria japonica* (parkslide), *Reynoutria × bohemica*, *Robinia pseudoacacia* (robinia), *Solidago canadensis* (kanadensiskt gullris) och *Solidago gigantea* (höstgullris). Arterna valdes ut för att de finns i området idag som främmande arter och i andra områden har de blivit invasiva. Resultaten visar att de miljöer som löper störst risk att i framtiden drabbas av invasioner är korridorformade habitat som flodbankar och vägkanter. Ju lägre, varmare och närmare bebyggelse en plats ligger desto högre blir den beräknade risken. Omvänt beräknades branta områden med låg mänsklig

påverkan belägna mer än 700 meter över havet löpa minst risk att drabbas. Vidare beräknades att år 2100 utgör 20 % av bergskedjans skyddade områden gynnsamma habitat för minst en av de 11 arterna. Detta är lägre än 25 % redan år 2050 i de oskyddade områdena, men det är inom de skyddade områdena ökningen i areal väntas bli störst (Simpson & Prots 2012).

Fördelen med förebyggande åtgärder

Paragraf h i artikel 8 i konventionen om biologisk mångfald, mer känd som Riokonventionen, lyder: ”Varje ingående part skall förhindra införandet av, kontrollera samt bekämpa sådana främmande arter som hotar ekosystem, habitat eller arter” (egen översättning; United nations 1992). I den svenska fjällvärlden tillhör kalkmarkerna de artrikaste men också de känsligaste miljöerna för invasioner av konkurrenskraftiga arter (Carlsson *et al.* 1999). Arter där förlitar sig på att relativt få andra tolererar stressen från det höga pH-värdet och de har därmed aldrig selekterats för att utveckla någon betydande konkurrenskraft (Carlsson *et al.* 1999). Motsvarande kalkmarker i Australien tillhör de biotoper som drabbats hårdast av invasiva arter (McDougall *et al.* 2005). Även om den alpina zonen i stort hittills är relativt förskonad från invasiva arter, är kalkmarker ett exempel på ett habitat inom zonen som redan drabbats hårt. Finns det något Sverige kan göra för att vi ska förbli förskonade?

Det har visat sig att det både ekologiskt och ekonomiskt mest fördelaktiga i kampen mot invasiva arter är förebyggande åtgärder. Leung *et al.* (2002) visade med hjälp av matematiska modeller att under en period så kort som 5 år är det inte ekonomiskt lönsamt att göra någonting åt invasiva arter. I ett längre tidsperspektiv däremot beräknades kostnaderna för preventiva insatser, räknat i kronor, arbetstillfällen och förlorade ekosystemtjänster, vara endast hälften av kostnaden för bekämpning när en given art blivit invasiv, och betydligt lägre än kostnaden för att inte göra någonting. Den oländiga terrängen gör bekämpningsåtgärder extra komplicerade i den alpina zonen. Trots detta är det endast i västra USA samt på Hawaii man hittills satt in preventiva åtgärder i större skala (McDougall *et al.* 2011b). Förebyggande åtgärder som kan förhindra att behovet av direkt bekämpning uppstår inkluderar bland annat kartläggning av främmande arter som kan tänkas utgöra ett hot samt bekämpande av dessa redan i låglandet. Andra viktiga åtgärder är insatta resurser mot spridningsvägar av främmande arter och för spridningsvägar av information; både om problemen som kan uppstå och om de hotande arterna i sig för att identifiering av etableringar ska ske så snabbt som möjligt (McDougall *et al.* 2011b). Ytterligare en viktig del i det preventiva arbetet är delandet av information mellan olika alpina områden. Som ett led i detta bildades år 2005 MIREN, The Mountain Invasion Research Network, vars främsta syfte är att främja forskningssamarbeten mellan olika områden samt att samla all befintlig kunskap om invasiva arter i den alpina zonen i en gemensam databas (Dietz *et al.* 2006).

Det är svårt att motivera insatser mot framtida problem när det redan finns många nutida problem att åtgärda. Beslutsfattare ser sällan mer än en mandatperiod i taget och kunskapsbristen är utbredd. Både bland beslutsfattare och bland allmänheten finns en felaktig uppfattning om alpina miljöer som immuna mot invasiva arter (McDougall *et al.* 2011b). Den må ha en högre motståndskraft men när tröskeln väl passeras riskerar det att gå värre i den alpina zonen än i många andra biotoper (McDougall *et al.* 2011b). I den australiensiska alpina zonen har man redan fått se sig besegrad av invasiva arter som *Acetosella vulgaris* (bergsyra), *Hypochaeris radicata* (rotfibbla) och *Trifolium repens* (vitklöver) (McDougall *et al.* 2005). I Sverige däremot finns fortfarande tid att sätta in preventiva åtgärder!

Diskussion

Den svenska fjällvärlden är källan till en betydande del av landets inkomster från turism samt till närmare hälften av landets producerade elektricitet (SCB 2013a). På grund av detta borde beslutsfattare vara extra måna om att bevara den; även om jag personligen kan tycka att varje art och varje ekosystems egenvärde ska räcka som argument. Ända sedan tidigt 1900-tal är fjällen den biotop i Sverige som har högst andel skyddad areal i form av naturreservat och nationalparker (SCB 2013b) men skyddade miljöer riskerar att drabbas lika hårt av invasiva arter som oskyddade, bara efter en längre tid (Simpson & Prots 2012). Inom dessa skyddade områden finns till exempel mängder med vägar och vandringsleder som riskerar att fungera som källor till ett förhöjt diasportryck (Becker *et al.* 2005, McDougall *et al.* 2005, Wishmann *et al.* 2009, Paiaro *et al.* 2011, Pickering *et al.* 2011). På Nya Zeeland har man framgångsrikt minskat införseln av främmande arter genom så kallade biologiska säkerhetskontroller (Whinam *et al.* 2005, Ware *et al.* 2012). Till skillnad från Nya Zeeland och andra öar saknar dock den svenska fjällvärlden självklara knytpunkter där sådana insatser skulle bli effektiva, eftersom besökarna anländer från alla håll och inte koncentreras till ett fåtal flygplatser. Andra metoder som i teorin skulle ge goda resultat är tvättning av alla fordon innan de tar sig upp till fjällvärlden samt förbud mot bilkörning på våta väglag (Taylor *et al.* 2012). Sådana åtgärder skulle dock troligen vara ogenomförbara i praktiken.

Jag anser att i alla naturvårdsfrågor inklusive denna är den viktigaste förebyggande åtgärden informationsspridning, kunskapsbristen är nämligen utbredd. Bred kunskap om potentiella invasiva arter skulle bidra både till att invasioner upptäcks på ett tidigt stadium och till det folkliga stöd som alla naturvårdsinsatser tjänar på att ha. För att såväl privatpersoner som beslutsfattare ska kunna fatta korrekta beslut krävs en förståelse för ekosystemet och varför det är ett hot om det förändras (McDougall *et al.* 2011b; Heger *et al.* 2013). Kunskapsbrist finns också i forskarsamhället, speciellt kring de långsiktiga konsekvenserna av förändrade ekosystem och invasiva arter. Precis som Körner (2004) anser jag att vi inte har råd att vänta tills vi har den kunskapen. Redan i förordet till konventionen om biologisk mångfald står att läsa: alla undertecknade parter håller med om att ”när det finns ett hot om signifikanta förluster av biologisk mångfald ska brist på klara vetenskapliga bevis inte användas som ett argument för att fördröja insatser för att minimera ett sådant hot” (egen översättning; United nations 1992)

För att sammanfatta denna artikel: Är invasiva växtarter ett hot mot de svenska fjällens ekosystem? Ja, runt om i världen finns många exempel på hur invasiva arter påverkar alpina ekosystem så att biologisk mångfald minskar och ekosystemtjänster decimeras (McDougall *et al.* 2005, Muñoz & Cavieres 2008, McDougall *et al.* 2011a; Pyšek *et al.* 2012).

Är det bara en fråga om tid innan de är här? Ja, med tiden utvecklar främmande arter i låglandet anpassningar som gör att de sprider sig uppåt (Pauchard *et al.* 2009) och samtidigt kommer varje enskild punkt i den alpina zonen hela tiden närmare mänsklig påverkan (Simpson & Prots 2012). Med mänsklig påverkan ökar diasportrycket på höga höjder, varför fler främmande arter kommer att introduceras direkt där och få en kortare spridningsväg till den orörda fjällvärlden (Pauchard & Alaback 2004, Lockwood *et al.* 2005).

Samspelar de invasiva arterna med andra hot som klimatförändringar och ökad exploatering? Ja, klimatförändringarna väntas minska behovet av tolerans mot köld och en kort tillväxtsäsong hos fjällets flora vilket gynnar generalister och missgynnar specialister, och flertalet av de invasiva arterna återfinns bland generalisterna (Becker *et al.* 2005, Alexander *et*

al. 2011, McDougall *et al.* 2011a). Med en ökad exploatering kommer ökad onaturlig störning, ökad näringstillförsel och ett ökat diasportryck; tre faktorer som alla väntas gynna invasiva arter (D'Antonio & Thomsen 2004, Lockwood *et al.* 2005, McDougall *et al.* 2005).

Finns det något vi kan göra åt saken nu, innan det är för sent? Ja, preventiva åtgärder har visat sig vara både det effektivaste och det mest ekonomiskt gynnsamma på längre sikt (Leung *et al.* 2002, McDougall *et al.* 2011b). Detta i kombination med att Sverige undertecknat konventionen om biologisk mångfald, samt att argumenten för att bevara vår fjällvärld är många, gör att det inte finns några ursäkter för att inte sätt in insatser nu genast. Identifiering av arter som utgör ett potentiellt framtida hot och bekämpning av dessa redan i låglandet är två viktiga steg men allra viktigast är spridningen av information.

Tack

Tusen tack till Anna Brunberg, Brita Svensson, Ronny Alexandersson, Anna Mentor, Katrin Björk, Anna Undin, Frida Karlsson och Miriam Rubin för ovärderliga förbättringsförslag vad gäller såväl form och språk som innehåll.

Referenser

Aikio S, Duncan RP, Hulme PE. 2012. The vulnerability of habitats to plant invasion: disentangling the roles of propagule pressure, time and sampling effort. Global Ecology and Biogeography **21**: 778-786.

Alexander JM, Kueffer C, Daehler CC, Edwards PJ, Pauchard A, Seipel T. 2011. Assembly of nonnative floras along elevational gradients explained by directional ecological filtering. Proceedings of the National Academy of science of the United States of America (PNAS) **108**: 656-661.

Becker T, Dietz H, Billeter R, Buschmann H, Edwards PJ. 2005. Altitudinal distribution of alien plant species in the Swiss Alps. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics **7:** 173-183.

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

Bradley BA, Blumenthal DM, Wilcove DS, Ziska LH. 2010. Predicting plant invasions in an era of global change. TRENDS in Ecology and Evolution **25**: 310-318.

Byun C, de Blois S, Brisson J. 2013. Plant functional group identity and diversity determine biotic resistance to invasion by an exotic grass. Journal of Ecology **101**: 128-139.

Carlsson BÅ, Karlsson PS, Svensson BM. 1999. Alpine and subalpine vegetation. I: H. Rydin H, Snoeijs P, Diekmann M (red.). Swedish plant geography - dedicated to Eddy van der Maarel on his 65th birthday. Acta Phytogeographica Suecica 84: 75-89. Opulus Press, Uppsala.

Cavieres LA, Quiroz CL, Molina-Montenegro MA, Muñoz AA, Pauchard A. 2005. Nurse effect of the native cushion plant *Azorella monantha* on the invasive non-native *Taraxacum officinale* in the high-Andes of central Chile. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics **7**: 217-226.

Dainese M, Bragazza L. 2012. Plant traits across different habitats of the Italian Alps: a comparative analysis between native and alien species. Alp Botany **122**:11-21.

D'Antonio CM, Thomsen M. 2004. Ecological Resistance in Theory and Practice. Weed Technology **18**: 1572-1577.

Davies KW, Nafus AM. 2013. Exotic annual grass invasion alters fuel amounts, continuity and moisture content. International journal of wildland fire **22**: 353-358.

Didham RK, Tylianakis JM, Hutchison MA, Ewers RM, Gemmell NJ. 2005. Are invasive species the drivers of ecological change? TRENDS in Ecology and Evolution **20**: 470-474.
Dietz H, Kueffer C, Parks CG. 2006. MIREN: A new research network concerned with plant invasion into mountain areas mountain research and development **26**: 80-81.
Elton CS. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Methuen and co LTD, London.
Gilbert B, Lechowicz M. 2005. Invasibility and abiotic gradients: the positive correlation between native and exotic plant diversity. Ecology **86**: 1848-1855.
Grêt-Regamey A, Walz A, Bebi P. 2008a. Valuing ecosystem services for sustainable landscape planning in alpine regions. Mountain Research and Development **28**: 156-165.
Grêt-Regamey A, Bebi P, Bishop ID, Schmid WA. 2008b. Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. Journal of Environmental Management **89**: 197-208.
Gurevitch J, Padilla DK. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? TRENDS in Ecology and Evolution **19:** 470-474.
Heger T, Pahl AT, Botta-Dukát Z, Gherardi F, Hoppe C, Hoste I, Jax K, Lindström L, Boets P, Haider S, Kollmann J, Wittmann MJ, Jeschke JM. 2013. Conceptual frameworks and methods for advancing invasion ecology. Ambio **42**: 527-540.
Irl SDH, Jentsch A, Walther GR. 2003. Papaver croceum LEDEB.: a rare example of an alien species in alpine environments of the Upper Engadine, Switzerland. Alp Botany **123**: 21-30.
Kullman L. 2010. Alpine flora dynamics - a critical review of responses to climate in the Swedish Scandes since the early 1950s. Nordic Journal of Botany **28**: 398-408.
Körner C. 2004. Mountain biodiversity, its causes and function. Ambio, Special Report Number 13. The Royal Colloquium: Mountain Areas: A Global Resource pp. 11-17.
Leung BB, Lodge DM, Finnoff D, Shogren JF, Lewis MA, Lamberti G. 2002. An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. Proceedings of the Royal Society of London, Series B 269: 2407-2413.
Lockwood JL, Cassey P, Blackburn T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. TRENDS in Ecology and Evolution **20**: 223-228.
Marini L, Battisti A, Bona E, Federici G, Martini F, Pautasso M, Hulme PE. 2012. Alien and native plant life-forms respond differently to human and climate pressures. Global Ecology and Biogeography **21**: 534-544.
McDougall KL, Alexander JM, Haider S, Pauchard A, Walsh NG, Kueffer C. 2011a. Alien flora of mountains: global comparisons for the development of local preventive measures against plant invasions. Diversity and Distributions **17**: 103-111.
McDougall KL, Khuroo AA, Loope LL, Parks CG, Pauchard A, Reshi ZA, Rushworth I, Kueffer C. 2011b. Plant invasions in mountains: global lessons for better management. mountain research and development **3**: 380-387.
McDougall KL, Morgan JW, Walsh NG, Williams RJ. 2005. Plant invasions in treeless vegetation of the Australian Alps. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics **7**: 159-171.
Mount A, Pickering CM. 2009. Testing the capacity of clothing to act as a vector for non-native seed in protected areas. Journal of Environmental Management **91**:168-179.
Muñoz AA, Cavieres LA. 2008. The presence of a showy invasive plant disrupts pollinator service and reproductive output in native alpine species only at high densities. Journal of Ecology **96**: 459-467.
Naeem S, Knops JMH, Tilman D, Howe KM, Kennedy T, Gale S. 2000. Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. Oikos **91**: 97-

108.
Paiaro V, Cabino M, Puchete E. 2011. Altitudinal distribution of native and alien plant species in roadside communities from central Argentina. Austral Ecology **36**: 176-184.
Pauchard A, Alaback PB. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasion along roadsides in protected areas of south-central Chile. Conservation Biology **18**: 238-248.
Pauchard A, Kueffer C, Dietz H, Daehler CC, Alexander J, Edwards PJ, Arévalo JR, Cavieres LA, Guisan A, Haider S, Jakobs G, McDougall KL, Millar CI, Naylor BJ, Parks CG, Rew LJ, Seipel T. 2009. Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. Frontiers in Ecology and the Environment **7**: 479-486.
Pickering CM, Mount A, Wichmann MC, Bullock JM. 2011. Estimating human-mediated dispersal of seeds within an Australian protected area. Biological Invasions **13**: 1869-1880.
Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Pergl J, Hejda M, Schaffner U, Vilá M. 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. Global Change Biology **18**: 1725-1737.
Pyšek P, Jarošík V, Pergl J, Wild J. 2011. Colonization of high altitudes by alien plants over the last two centuries. Proceedings of the National Academy of science of the United States of America (PNAS) **109**: 439-440.
United nations. 1992. Convention on biological diversity. WWW-dokument 2013-07-11: http://treaties.un.org/Pages/ViewDetails.aspx?src=TREATY&mtdsg_no=XXVII-8&chapter=27&lang=en Hämtat 2013-07-11.
SCB. 2013a. Elförsörjning månadsvis. WWW-dokument 2013-06-07: http://www.scb.se/Pages/TableAndChart____52958.aspx. Hämtat 2013-06-26.
SCB. 2013b. Skyddad natur per naturtyp. WWW-dokument 2013-05-29: http://www.scb.se/Pages/TableAndChart____275697.aspx Hämtat 2013-07-10.
Simpson M, Prots B. 2012. Predicting the distribution of invasive plants in the Ukrainian Carpathians under climatic change and intensification of anthropogenic disturbances: implications for biodiversity conservation. Environmental Conservation **40**: 167-181.
Taylor K, Brummer T, Taper ML, Wing A, Rew LJ. 2012. Human-mediated long-distance dispersal: an empirical evaluation of seed dispersal by vehicles. Diversity and Distributions **18**: 942-951.
Tomasetto F, Duncan RP, Hulme PE. 2013. Environmental gradients shift the direction of the relationship between native and alien plant species richness. Diversity and Distributions, **19**: 49-59.
Ware C, Bergstrom DM, Müller E, Alsos IG. 2012. Humans introduce viable seeds to the Arctic on footwear. Biological Invasions **14**:567-577.
Whinam J, N. Chilcott N, D.M. Bergstrom DM. 2005. Subantarctic hitchhikers: expeditioners as vectors for the introduction of alien organisms. Biological Conservation **121:** 207-219.
Williamson M, Fitter A. 1996. The varying success of invaders. Ecology **77**: 1661-1666.