



# **Miljöövervakning av främmande växt- och evertebratarter i sötvatten i Sverige**

Ulf Grandin

Department of Environmental Assessment  
Swedish University of Agricultural Sciences  
Box 7050, SE 750 07 Uppsala

# **Miljöövervakning av främmande växt- och evertebratarter i sötvatten i Sverige**

ISSN 1403-977X

## **Miljöövervakning av främmande växt- och evertebratarter i sötvatten i Sverige**

*Ulf Grandin, Institutionen för miljöanalys, SLU*

### **Bakgrund**

Detta dokument är ett första underlag till ett program för övervakning av främmande arter och introduktioner av växter och evertebrater i Sveriges sötvattenmiljö. Rapporten omfattar en sammanställning av litteratur inom ämnesområdet, och är skriven på uppdrag av Naturvårdsverket.

### **Introduktion**

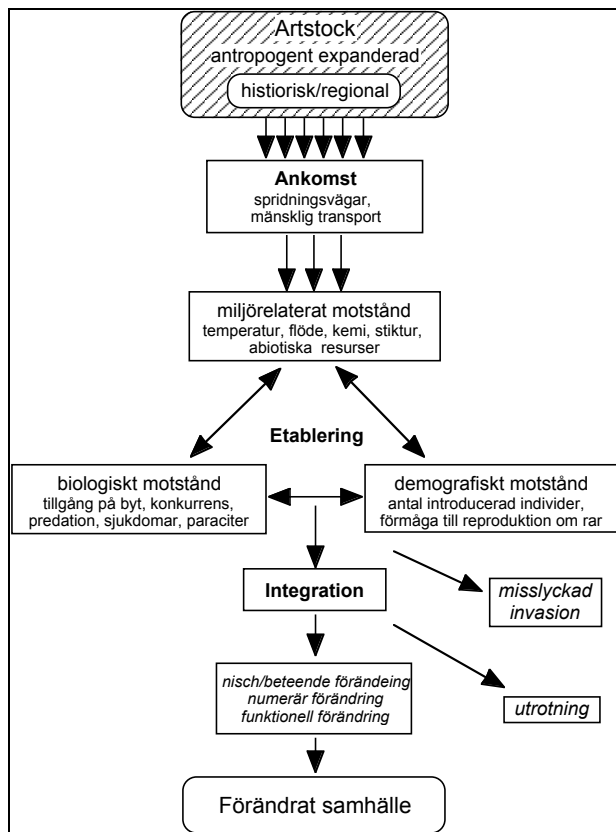
Införelse av främmande arter i ett ekosystem kan leda till stora förändringar i det mottagande systemet. En vanlig generalisering (Williamson & Fitter 1996) är att ca 10% av de arter som importeras kommer ut i det fria. Av dessa är det ånyo ca 10% som etablerar sig i den nya miljön. Slutligen räknar man med att ca 10% av de etablerade arterna blir så kallade invasionsarter. Dessa kommer genom kraftig populationstillväxt att utgöra ett reellt hot mot den ursprungliga artsammansättningen och även den ursprungliga miljön. För att undkomma dessa hot finns en önskan att kunna förutsäga vilka arter som skulle kunna bli invasionsarter. Om man tidigt kan upptäcka en invasionsart finns möjlighet att hindra fortsatt spridning. Detta kräver dock ingående kunskap om artens livshistorieegenskaper och om dess fundamentala nischbredd. Utöver kunskap om en invaderande art eller en potentiell invasionsart krävs kunskap om det område som riskerar att bli invaderat. Introducerade arters framgång bestäms både av det invaderade samhället och av egenskaper hos den invaderande arten. En prediktionsmodell måste därför bygga på ingående kunskap om båda dessa faktorer, men eftersom både arter och samhällen varierar är det svårt att göra generaliseringar.

Ett av resultaten från denna typ av prediktioner skulle kunna ge svar på i vilka habitat och under vilka förutsättningar nya arter kommer att kunna etablera sig och börja spridas. En nyanländ arts framgång beror delvis på varifrån arten kommer. Antingen kommer arten att introduceras i ett område som liknar ursprungsområdet, eller i en ny miljö olik den ursprungliga. Var en etablering har störst chans att lyckas går dock inte att förutsäga, eftersom detta beror på en mängd faktorer. Många studier har följaktligen kommit fram till att det är mycket svårt att förutsäga om en introducerad art kommer att bli en invasionsart.

En samhällsfaktor som ofta tas upp som viktigt för etablering och spridning av främmande arter är graden av påverkan på miljön. Ju mer onaturlig och störd miljö, desto större chans att främmande arter etablerar sig. Många studier pekar på att de faktorer som främst bestämmer ett samhälles motståndskraft mot invasioner är predation, sjukdomar och bytestillgång. Simuleringar av näringsvävar visar att det främst är brist på nödvändiga resurser för den invaderande arten eller kraftig predation som bestämmer om en invasion lyckas eller ej (Drake 1990).

### **Definitioner**

Invasionsbiologiska studier grundar sig ofta på en konceptuell modell för hur en potentiell invasionsart sprids till en främmande miljö (Figur 1). De olika faserna i modellen har lite olika benämningar beroende på författare. I den här studien kommer begreppen anländ, etablerad, integrerad och invasionsart att användas.



Figur 1. En konceptuell bild av en modell för artinvasion. Modellen bygger på tre steg: Ankomst, Etablering och Integration. Efter Moyle och Light (1996).

Från en artstock i ett ursprungsområde kan arter spridas till nya områden. Artstocken i ursprungsområdet är i ett evolutionärt tidsperspektiv ett resultat av upprepade invandringar och utdöenden. Det är dock stor chans att artstocken det senaste seklet förändrats i högre grad än tidigare i och med människans ökande mobilitet och därmed påverkan på ekosystemen. För att en art ska kunna anlända till ett nytt område måste den till att börja med lämna sitt ursprungsområde. Detta sker med hjälp av någon form av vektor, t.ex. ballastvatten eller import av arter för olika former av odling. Det första hindret en potentiell invasionsart måste överbygga är således steget från den naturliga miljön till vektorn. Om en art når en spridningsvektor måste arten därefter överleva transporten med vektorn. Har en art väl klarat detta hinder är nästa steg på vägen att bli en invasionsart övergången från vektorn till den nya miljön. Lyckas även detta steg har arten *anlänt*, enligt den terminologi som används här. Dessa och andra termer som kommer att användas här är sammanställda i tabell 1.

Tabell 1. Beskrivning av några centrala begrepp och termer som förekommer i denna rapport.

| Begrepp             | Definition                                                                               |
|---------------------|------------------------------------------------------------------------------------------|
| Anländ              | Införd till landet                                                                       |
| Etablerad           | Förekomst i det fria                                                                     |
| Integrerad          | Reproducerande population, naturaliserad                                                 |
| Invasionsart        | Populationsstorlek som medför negativa biologiska och ekonomiska konsekvenser för landet |
| Etablering          | Övergång från anländ till etablerad                                                      |
| Integrering         | Övergång från etablerad till integrerad                                                  |
| Bli en invasionsart | Övergång från integrerad till invasionsart                                               |

Efter att en art anlänt kommer etableringssteget. Moyle och Light (1996) har föreslagit att det motstånd som en art möter vid etablering i en ny miljö kan delas upp i tre delar: miljörelaterat, biologiskt och demografiskt motstånd (Figur 1). Alla delarna interagerar och för att en art ska lyckas etablera sig krävs en gynnsam kombination av element från alla tre delar.

Det miljörelaterade motståndet är enligt många den viktigaste bestämmande faktorn. Här ingår fysiska faktorer som t.ex. temperatur, flöde (i vattendrag) och vattenkemi. I Sverige är den fysiska miljön en viktig och avgörande faktor för om en introducerad art överhuvudtaget har någon möjlighet att etablera sig. Arter som inte klarar av våra vinterförhållanden kommer aldrig att kunna utgöra något hot. För de arter som klarar vintern kan ändå miljön vara en begränsande faktor, t.ex. genom stor mortalitet under vintern. I begreppet miljörelaterat motstånd ingår även tillgången på resurser som t.ex. lämpliga bo- eller lekplatser. Dessa resurser kan vara en bristvara i sig eller så kan redan etablerade arter ha minskat tillgången på dem. Efter att en främmande art etablerat sig kommer den att påverka det invaderade samhället på flera sätt. Dels tillkommer en ökad konkurrens om de resurser som finns tillgängliga, och dels utgör arten själv en resurs för eventuella naturliga fiender till arten. Om en främmande art kan utnyttja befintliga resurser bättre än etablerade arter finns goda möjligheter för etablering.

Det biologiska motståndet är främst konkurrens och naturliga fiender i den nya miljön. Fiender kan vara sjukdomar, parasiter eller predatorer. Invasionsarter som inte har några naturliga fiender i sin nya miljö har goda möjligheter att etablera sig. Detta gäller speciellt för arter som utvecklat en reproduktiv strategi som bygger på kraftig predation i den ursprungliga miljön, men som saknar fiender i den nya. Konkurrensen kan vara gentemot inhemska arter eller redan etablerade andra främmande arter.

Med demografiskt motstånd menas främst en minskad reproduktiv framgång till följd av en så låg populationstäthet att individer av olika kön har svårt att hitta varandra, s.k. Allee-effekt (Allee 1931). Motsvarande för växter är att obligat utkorsande arter växer så glesat att pollinering förhindras. Detta är dock bara ett spridningshinder för arter utan förmåga till vegetativ förökning.

Om kombinationen av fysisk miljö, tillgång på resurser och påverkan på och från etablerade arter är gynnsam kommer den främmande arten att etablera sig. Framgången i etablering och spridning bestäms till stor del av skillnaden mellan hur en främmande art och en etablerad art regleras på de tre faktorerna. Om främmande arter har svårare än etablerade arter att klara miljön, att utnyttja resurser och undvika fiender kommer den främmande artens etablering att försvåras genom stor konkurrens från de etablerade arterna (Shea & Chesson 2002).

Alla tre uppräknade faktorer kan variera i tid och rum. Vid stora fluktuationer kan det bildas temporala eller spatiala refugier där en främmande art har möjlighet till lokal expansion i populationstäthet. Precis som för responsen på de begränsande faktorerna i allmänhet, är det även för fluktuationer skillnaden mellan främmande och etablerade arters förmåga att utnyttja fluktuationer som bestämmer de främmande arternas framgång.

Chanserna att en främmande art ska lyckas etablera sig beror således på chansen att hitta en plats eller en tidpunkt där den främmande arten på ett bättre sätt än de etablerade arterna kan utnyttja de tillgängliga resurserna eller miljöförhållandena. Detta bestäms bl.a. av arternas livshistorieegenskaper. Flera studier har dock visat att de egenskaper som man initialt kan anta vara av vikt för en lyckad etablering och integrering inte nödvändigtvis behöver vara styrande. En tidigare vanlig uppfattning var att ruderalarter i större utsträckning än andra blir invasionsarter, men det visar sig att även mer K-selektade arter uppträder som invasionsarter (Mack 1996).

Det sista steget i modellen i figur 1 innebär att en främmande art har integrerats i den nya miljön. En integrerad art har till att börja med förmågan att reproducera sig i den nya miljön. Dessutom klarar den konkurrensen med liknande arter och har förmåga att undvika predation. Detta leder till ett utökat utbredningsområde, som gynnar framtida överlevnad och reproduktion (Carroll & Dingle 1996). Det finns även studier som visar att integrerade arter genomgår en snabb evolutionär förändring (Hänfling & Kollmann 2002). Dessa observationer gäller arter med kort generationstid. Långlivade trädarter är fortfarande i ett tidigt kolonisationsstadium efter den senaste nedisningen och har därmed inte hunnit med evolutionära förändringar. Integrering och evolution kan innebära att både den invaderande arten och inhemska arter förändrar sina (realiserade) nischer. Detta kan i sin tur leda till förändringar i hela ekosystem, i och med att näringsvävar kan komma att förändras.

## ***Etablering och integrering***

Det går inte att förutsäga hur många arter som förs in i en ny miljö. De flesta införslar av arter leder inte till en etablering och är därmed okända (Lodge 1993a). Om en art lyckas etablera sig är det ändå så att många etableringar inte leder till några större förändringar av samhällen. Invandrande arter kan dock snabbt bli en del i ett etablerat samhälle utan att den skall påverka strukturen på näringsväven. Det finns dock även exempel på motsatsen, där införda arter fullkomligt förändrat faunan. Ett känt exempel är införandet av nilaborre i Victoriasjön, där nilaboren på mindre än ett decennium utrotade över 200 arter endemiska ciklidarter (Pitcher & Hart 1995).

De flesta organismer behöver särskilda förutsättningar för att lyckas i sin etablering. För många organismer är dessa förutsättningar uppfyllda endast under kortare perioder. Även om en främmande art lyckas integreras i ett nytt samhälle är det inte säkert att den kommer att bli en invasionsart. En invasion omfattar som tidigare nämnts (fig. 1) flera olika stadier. Det är inte självklart att egenskaper som leder till framgång i ett av stadierna även gynnar framgång i de andra (Kolar & Lodge 2001). Därför är det svårt att peka ut en enskild egenskap som leder till att en art blir en invasionsart. De flesta lyckade etableringarna är därför en effekt av att en organism med en viss uppsättning egenskaper och miljökrav blir spridd till ett nytt område vid rätt tillfälle. Shea & Chesson (2002) pekar på fyra faktorer som avgörande för om en art blir en invasionsart. Dessa är egenskaper hos invasionsarterna, de invaderade samhällena, tillgång och fördelning i tid och rum av resurser samt naturliga fiender.

## ***Invasion i olika samhällstyper***

De flesta akvatiska system världen över har någon eller några främmande arter. Detta tolkar Moyle och Light (1996) bl.a. som att enorma mängder akvatiska organismer flyttas runt jorden, och att biologiska invasioner är en naturlig process. Detta motsäger den allmänna uppfattningen att det bara är artfattiga system men låg komplexitet som blir invaderade. Teoretiskt sett är artrika och komplexa samhällen resultatet av många tidigare invasioner. De arter som lyckats invadera i dessa samhällen måste alla ha de egenskaper som krävs för att lyckas invadera ett nytt område. De artrika samhällen vi ser idag är således resultatet av en lång samevolution av tidigare invasionsarter. Detta leder till en komplex artsammansättning och näringsväv där egenskaperna hos de ingående arterna utgör en barriär mot ytterligare invasioner. De arter som trots denna barriär klarat att etablera sig i den nya miljön är därför oftast framgångsrika konkurrenter eller predatorer. Om en sådan effektiv invasionsart istället invaderar ett samhälle med få arter och låg komplexitet är risken stor att en etablering kommer att medföra stora effekter i det invaderade samhället. Exemplet från Victoriasjön kan tyckas motsäga detta, eftersom Victoriasjön var mycket artrik. Man antar dock att alla olika ciklidarter i sjön hade evoluerat mycket snabbt och därför var väldigt närstående i fråga om ekologisk nisch. I praktiken var sjön därför inte alls så artrik som kan tyckas sett till antalet arter. Undersökningar på gräsmarker i USA har däremot visat att det fanns en positiv korrelation mellan antalet inhemska och antalet främmande arter (Enserik 1999). Detta tolkades som att alla växtarter, oavsett ursprung, reagerar positivt på de viktigaste resurserna för växter, dvs. vatten, ljus och näring.

Invasionsmöjligheterna i akvatiska system är begränsad av tydliga gränser mellan habitat. Spridning kan ske inom en sjö eller ett vattendrag, mellan vatten i ett avrinningsområde och mellan avrinningsområden. Framgången för en invasionsart beror främst av fysiska möjligheter till spridning. Därutöver är expansionen relaterad till en kombination av miljöns variation, förutsägbarhet och ogästvänlighet. Generellt sett har invasionsarter lägst chans att lyckas i miljöer med hög variation och stor förutsägbarhet (Moyle & Light 1996). Dessa miljöförhållanden leder till en speciell miljö där lokala arter hunnit adaptera sig till de speciella förutsättningarna som råder i området. Störst chans att lyckas med en invasion föreligger i miljöer som antingen har låg variation i miljön eller har måttlig variation men med låg förutsägbarhet. Miljöns ogästvänlighet är ett mått på de mest extrema

förhållanden som råder i ett område. I Sverige är vintern en avgörande faktor för om etablerade arter ska lyckas att integrera i den inhemska floran eller faunan. Ett annat exempel på en bestämmande miljöfaktor kan vara låga pH-värden under surstötter.

Invasionsarter har störst sannolikhet att utrota inhemska arter i akvatiska miljöer som har en låg variation eller ogästvänlighet. I USA har det visat sig att många inhemska akvatiska arter försvinner och främmande arter etablerar sig efter att man konstruerat dammar i tidigare naturliga vattendrag (Moyle 1976). En damm är mindre variabel än ett naturligt vattendrag och inbjuder därmed till etablering av arter som inte är specialiserade till den högre variationen i det naturliga vattendraget.

I system med låg antropogen påverkan har toppredatorer och omnivorer störst chans att etablera sig. Fiskätande arter har störst potential att förändra ett invaderat akvatiskt samhället, medan omnivorer/detritivorer har lägst potential. I naturliga system finns ofta en god tillgång på byte under etableringsfasen för en toppredator eller omnivor. Bytesdjur som inte är vana vid en ny predator blir därför lätt fångade. Det finns många exempel på hur toppredatorer drastiskt förändrat artsammansättningen efter sin etablering. Effekterna av en predatorart kan fortplanta sig nedåt i näringskedjan och orsaka stora förändringar i hela samhällen. Det finns dock studier som tyder på att naturliga, ostörda sötvattensystem generellt har ett visst motstånd mot invasioner (Moyle & Light 1996).

Vid intermediär nivå på den antropogena störningen har alla arter med rätt fysiologi och morfologi möjligheten att etablera sig. Med intermediär störning menas att miljön fluktuerar så pass mycket att det blir omöjligt för någon art att kunna dominera under lång tid. Detta leder till att det finns en möjlighet för många arter att samexistera. För att en främmande art ska lyckas etablera sig i denna miljö krävs att den främmande artens miljökrav stämmer överens med de förhållanden som råder vid införseln. Efter en lyckad etablering kommer dock miljön till följd av den naturligt höga variationen att förändras så att integreringen försvåras. Långsiktig framgång beror på om invasionsartens fysiologi stämmer med miljön i det invaderade samhället. Flera studier tyder på att organismer från närbelägna områden har stor chans att lyckas etableras och integreras i ett nytt område (Lodge 1993b). Detta beror på att denna grupp av främmande arter redan är adapterade till regionala variationer i klimatet.

Störst chans till långsiktig framgång i en invasion föreligger i akvatiska system som är kraftigt förändrade av människan. Akvatiska system som permanent förändrats av människan tenderar att likna varandra. Eftersom dessa miljöer liknar varandra kommer de genom transport av arter bl.a. med ballastvatten även att hålla en liknande artsammansättning. Detta har lett till att det finns ett antal arter och artgrupper som är vanliga i dessa artificiella system världen över (Carlton & Geller 1993).

### ***Olika typer av prediktioner***

Vid alla introduktioner står man inför risken att den introducerade arten sprider sig okontrollerat och blir ett hot mot den inhemska floran och faunan. För många arter går det inte att i förväg veta om de kommer att bli invasionsarter. Eftersom det är mycket svårt att utrota invasionsarter (Kolar & Lodge 2002) är det av stor vikt att kunna förutsäga om en införd främmande art riskerar bli en invasionsart. Eftersom detta problem inte är nytt har det under det senaste seklet utvecklats många olika metoder och strategier för att försöka förutsäga vilka arter som utgör en potentiell risk. En del metoder bygger på experiment. Att utföra experiment med främmande är dock vanskligt. Det finns alltid en risk att experimentellt införda arter av misstag etablerar sig och blir invasionsarter. Det har också visat sig att det inte alltid går att skala upp små experiment till full skala (Lodge m.fl. 1998). Till följd av dessa problem är det långt vanligare med olika prediktionsmodeller. Dessa bygger på olika former av metoder för att klassa arter och mottagande områden efter hur stor risken är för invasion (Mack 1996). Som vid all typ av modellering riskerar man även för dessa förutsägelser att göra felaktiga utsagor om hur framtiden kommer att se ut. I bästa fall bli utsagan korrekt. De fel man kan råka ut för är besläktade med de fel man inom statistiken kallar för typ I-fel och typ II-fel. Ett typ I-fel är att påstå att det finns en effekt trots att det i själva verket inte finns någon effekt. Ett typ II-fel är istället att

påstå att det inte finns en effekt trots att det i verkligheten gör det. Dessa båda typer av fel kan omvandlas till effekter av felaktiga bedömningar av risker med främmande arter. Ett typ I-fel blir då att utifrån modeller och kunskap om en art påstå att en införsel kommer att leda till allvarliga effekter, trots att detta inte skulle vara fallet om man förde in arten. Det enda sättet att kontrollera om modellerna ger upphov till ett typ I-fel är att trots modellens utsaga om en kraftig påverkan föra in arten i fråga. Den andra typen av fel man kan göra är att på basis av de modeller man har dra slutsatsen att en införsel inte kommer att leda till några allvarliga effekter på de inhemska ekosystemen, trots att det i verkligheten blir stora effekter. Detta är ur ekologisk synvinkel ett allvarligare fel än ett typ I-fel, eftersom man i vid ett typ II-fel inte finner några belägg för att vara restriktiv vid införseln.

Det har genom historien förekommit flera olika angreppssätt för att förutsäga vilka arter som utgör en risk att bli invasionsarter (Mack 1996). Vart och ett med sina fördelar och nackdelar. Ett tidigt och inte speciellt effektivt sätt var att lista alla arter med en aggressiv spridning, antingen i den ursprungliga miljön eller i en ny miljö. Dessa listor kan ej visa hur en art kommer att bete sig i nya miljöer, även om de ger ett visst underlag för att kunna kategorisera invasionsarter. En sådan kategorisering och listning av invasionsarters livshistorieegenskaper ger en mer effektiv karakterisering av vilka egenskaper som främjar ett invasionsbeteende. Det ger dock inte svar på vilka av en arts egenskaper som ligger bakom invasionen, och vilka egenskaper som är oväsentliga i sammanhanget.

Flera studier har försökt hitta gemensamma egenskaper hos invaderande arter. Resultaten tyder på att det finns några gemensamma egenskaper, men att mönstret är långt ifrån entydigt. Viktiga attribut för många invasionsarter är att: 1) människan är en interkontinental spridningsvektor, 2) ekologiska optima stämmer med förhållanden i den nya regionen, 3) arten har en tillräckligt vid ekologisk amplitud, 4) arten har konkurrens- och stresstålighet, 5) arten har hög spridningseffektivitet (Prinzing m.fl. 2002). Williamson och Fitter (1996) har jämfört olika attribut hos inhemska och invaderande växtarter och kommit fram till det främst är morfologiska karaktärer som skiljer de båda grupperna. Livshistorieegenskaper hade däremot en liten skillnad mellan de båda grupperna. Detta talar emot den allmänna uppfattningen att växtarter med förmåga till vegetativ spridning har större chanser att sprida sig än vad växter som uteslutande är beroende av sexuell förökning har. Reichard och Hamilton (1997) har däremot i en liknande studie kommit fram till att förmågan till vegetativ spridning är en viktig skillnad mellan inhemska och främmande arter i USA.

Genom att jämföra artens egenskaper för invaderande Europeiska arter i Argentina har Prinzing m.fl. (2002) konstaterat att invaderande växtarter karaktäriseras av fyra faktorer. Dessa är 1) förekomstfrekvens och människans utnyttjande av arten i Europa, 2) huvudsaklig förekomst på varma, torra och kväverika platser i Europa, 3) nischbredd som täcker flera vegetationszoner i ursprungsområdet, och 4) ruderalväxter. En viktig faktor är även att arten har människan som spridningsvektor, oftast genom att arten utnyttjas kommersiellt. Andra studier (Kolar & Lodge 2001) gör gällande att varken längden på blomningsperioden, om en växt är årlig eller perenn, eller nischbredd i ursprungsområde avgör om en växtart blir en invasionsart.

Ett annat angreppssätt för att förutsäga vilka arter som är potentiella invasionsarter har varit att se till vilka arter som invaderat områden med liknande klimat. Med denna metod kan det vara möjligt att förutsäga vilka arter som utgör en risk för att invadera ännu fler områden med liknande klimat. För växter har det visat sig att många invasionsarter invaderat regioner med ungefär samma klimat som ursprungsregionen (Baker 1974). Denna metod har av många ansetts som givande och datorprogram har utvecklats för att hitta områden med liknande klimat (Busby 1991). Nackdelen med denna metod är att den ej tar hänsyn till skillnader i biotiska faktorer mellan klimatiskt lika regioner. De modeller som utvecklats för att hitta platser med liknande klimat bygger på relativt storskaliga klimatiska data. En invaderande art kan hitta lokala avvikelser från de storskaliga mönster som modellerna visar och därigenom ändå etablera sig och integreras i ett nytt område. Metoden bygger också på att invasionsarten utnyttjar sitt fulla toleransområde för klimatisk variation i sitt hemområde. En variant av denna typ av modeller är att se till arters fysiska begränsningar för att på så sätt undersöka vilka områden som är utom risk för att bli invaderade. Denna metod fungerar i många fall. Det kan dock



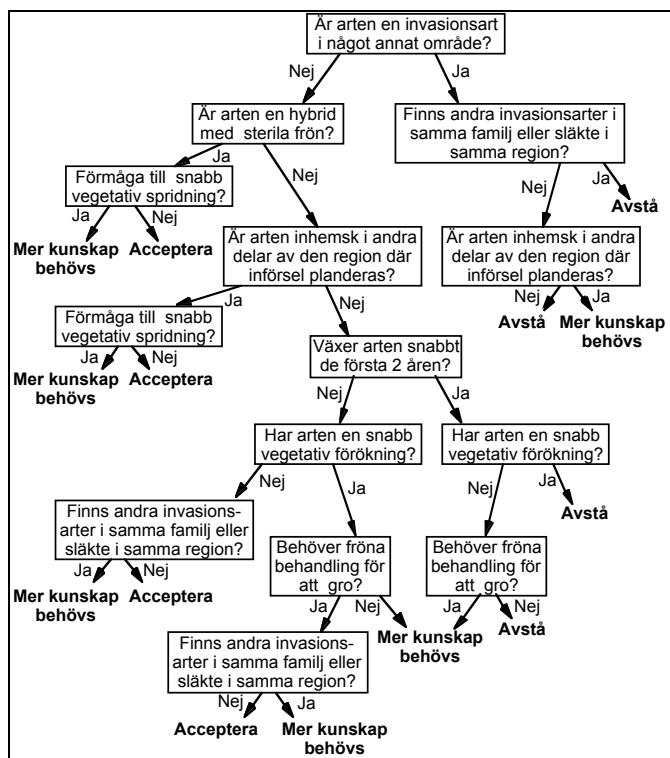
inte uteslutas att kombinationer av abiotiska faktorer i en ny miljö kan leda till att arter överlever trots att faktorerna en och en utesluter etablering.

Genom jämförelser mellan närstående arter kan man på ett mer kontrollerat sätt jämföra egenskaper mellan arter som invaderat och inte invaderat. Detta kan aningen gälla jämförelser mellan par av närstående arter där en bara en av arterna invaderat ett nytt område (jfr. Kolar & Lodge 2001). Jämförelserna kan även gälla invaderande artpar där en av arterna lyckats mycket bättre än den andra i den invaderade miljön. En nackdel med denna metod är att det är svårt att veta egenskaper de jämförda arterna delar och vilka som enbart är skenbart lika. Vidare är det omöjligt att veta om en invaderande art har invaderat tack vare egenskaper som gynnar invasion, eller om det är en slump att just den och inte en närstående art invaderat. Metoden ger dock en möjlighet att på ett någorlunda kontrollerat sätt jämföra vad olika egenskaper betyder för lyckad etablering, utan att behöva utföra regelrätta experiment. Detta har en klar fördel eftersom experiment inom detta område kan få katastrofala följder.

Ett närstående sätt är att följa hur avsiktligt införda arter klarar sig och hur de sprider sig. Denna typ av arter är ofta kommersiellt gångbara, införda antingen för kommersiell odling eller som prydnad. Genom att noggrant följa en sådan art kan man få mycket information hur den sprider sig under kända förhållanden. I denna typ av studie har man vetskap om när arten infördes och i hur stor mängd. För att få tillförlitliga resultat kräver dock denna typ av faktainsamling kring införda arter kräver många års övervakning. En kraftig expansion under några år kan vara en effekt av att vissa extrema förhållanden, abiotiska eller biotiska, inte inträffat under den studerade perioden. Eftersom extremer är ovanliga men förekommande bör denna typ av övervakning ske under så pass lång tid att arten utsatts för olika extremförhållanden.

Ett helt annat sätt att angripa problemet är att undersöka hur länge en art befinner sig i de olika stadierna i figur 1. Genom att se till en nyetablerad arts initiala spridning i ett nytt område, är det i vissa fall möjligt att förutsäga om arten är en potentiell invasionsart. Invasionsarter följer ofta en sigmoidal populationsutvecklingskurva. Eftersom denna typ kurvor har välkända matematiska egenskaper är det möjligt att utifrån den initiala spridningshastigheten förutsäga kurvans utseende. Detta förutsätter dock att den studerade arten följer ett idealt spridningsmönster. Forcella (1985) har visat att den initiala spridningshastigheten i ett nytt område kan användas för att prediktera om införda ogräs kommer att bli invasionsarter i framtiden. För vissa arter kan dock en initialt låg ökningshastighet plötsligt nå ett stadium där en linjär utveckling övergår i en exponentiell. Av denna anledning är metoden att använda initial spridningshastighet osäker eftersom det i förväg inte går att förutsäga vilka spridningsvägar, både spatiala och temporala, en art kommer att nyttja.

Beslut om en främmande art ska tillåtas i ett nytt område måste baseras på flera av de parametrar som nämns ovan. Reichard och Hamilton (1997) har på basis av jämförelser av artegenskaper mellan invasionsarter och inhemska arter använt en klassificeringsmetod (Brieman m.fl. 1984) för att skapa ett beslutsschema för introduktioner av vedartade växter i Nordamerika. Trots att schemat gäller vedartade växter och är baserat på observerade data är det en bra grund för utvecklande av liknande scheman för andra artgrupper (figur 2). I schemat i figur 2 ingår fem artegenskaper. Flera av dessa egenskaper har direkta motsvarigheter inom djurvärden (tabell 2), varför schemat även skulle kunna fungera som underlag för ett motsvarande schema för djur.



Figur 2. Förslag på resonemang kring beslut om en främmande växtart ska tillåtas introduceras (baserat på Reichard och Hamilton (1997)).

Tabell 2. Artegenskaper som ingår i figur 2, och deras motsvarighet inom djurriket.

| Egenskap hos växter              | Mått   | Motsvarade egenskap hos djur                                              |
|----------------------------------|--------|---------------------------------------------------------------------------|
| Invasionsart någon annanstans    | Ja/Nej | Samma                                                                     |
| Sterila frön                     | Ja/Nej | Ej livskraftiga zygoter/<br>Oförmåga till reproduktion                    |
| Förmåga till vegetativ spridning | Ja/Nej | Partenogenes                                                              |
| Juvenilperiodens längd           | År     | Samma                                                                     |
| Speciella gröningskrav           | Ja/Nej | Speciella miljökrav för avkomma, eller för<br>zygot vid yttre befruktning |

### Klassning av invaderade miljöer

I stort sett alla områden på jorden har under det senaste seklet nåtts av främmande arter. Det är dock långt ifrån alla arter som utgör något problem. I ett försök att klassa hur stor inverkan främmande arter har i ett ekosystem har Anonym (2002) föreslagit andel avrinningsområden som håller en eller flera etablerade främmande arter som indikator på främmande arter i sötvatten. Detta förfarande är dock inte helt användningsfritt. Många främmande arter kommer alltid att finnas i låga populationstätheter. Dessa arter kommer inte att utgöra något hot mot den inhemska floran eller faunan. Några arter kommer att utveckla stora populationer och sprida sig till nya områden. Idealt skulle indikatorn endast omfatta dessa problemarter och arter som är potentiella problemarter. Det finns idag dock inte någon metod att förutsäga vilka arter som kommer att bli invasionsarter. Eftersom denna kunskap saknas fokuserar indikatorn på alla introducerade arter. Anonym (2002) föreslår även ett ramverk för att bedöma främmande arters inverkan på ekosystemet (tabell 3). Även detta bygger på andelen främmande arter, sett till area eller biomassa. Båda systemen föreslagna av Anonym (2002) baserar sig på kvantitativa mått på främmande arter, men kan ändå utgöra en acceptabel klassning av hur påverkat ett system är. Systemet resulterar i fem klasser och passar därmed in i systemet för bedömningsgrunder. Klassningen i tabell 3 är dock bara ett förslag. Det behövs noggranna studier över hur stor del av olika ekosystem i Sverige som är invaderade innan klassgränserna kan fastställas i en eventuellt Svensk anpassning av detta system.

Tabell 3. Ramverk för att fastställa främmande arters inverkan i ett ekosystem, efter Anonym (2002).

| % invaderad area eller<br>% biomassa* | % främmande arter |           |           |
|---------------------------------------|-------------------|-----------|-----------|
|                                       | <25               | 25 - 75   | >75       |
| <25                                   | 1 (låg)           | 2 (låg)   | 3 (medel) |
| 25 - 75                               | 2 (låg)           | 3 (medel) | 4 (hög)   |
| >75                                   | 3 (medel)         | 4 (hög)   | 5 (hög)   |

\*)För bottenfauna, makrofyter och makroalger föreslås andel invaderad area och för makrovertebrater och vertebrater föreslås andel biomassa.

### ***Statistiska tekniker***

Många av de tekniker som används för att skatta arters invasionsbenägenhet bygger på jämförelser av invaderande respektive icke invaderade par av arter. Skillnader och likheter mellan dessa par kan sedan jämföras med hjälp av olika statistiska tekniker. Willianson & Fitter (1996) har använt chi-två tester, Prinzing m.fl. (2002) använde univariat och multivariat och logistisk regression samt metoder för att testa fylogenetiska skillnader. Reichard och Hamilton (1997) har bl.a. använt diskriminantfunktionsanalys. Den metodik som Reichard och Hamilton (1997) använt för att konstruera det schema som figur 2 baserats på har även använts av Kolar och Lodge (2002) för att skapa ett beslutsschema kring främmande arter. Metodiken i dessa modeller bygger på olika tillämpningar av multivariat statistik. Genom diskriminantfunktionsanalys och en metod som förkortas CART (Classification And Regression Trees) kan man på basis av ett antal artattribut konstruera ett dikotont beslutsschema. Metoden väljer de attribut som bäst diskriminerar mellan olika klasser, i detta fall invasion eller inte. Denna typ av modellering baserar sig på kvantitativa mått och verkar vara ett lovande verktyg för att konstruera modeller för beslut om införsel av främmande arter.

### ***Miljöövervakning av främmande arter i Sverige***

I dagens läge finns det inga miljöövervakningsdata i Sverige som kan användas för att undersöka om det finns ett gemensamt mönster där främmande växter eller evertebrater etablerat sig (signalkräfta, som är en evertebrat, ingår inte i de arter som omfattas av denna rapport). Miljöövervakning innebär storskalig inventering med relativt låg upplösning. I Sverige övervakas biodiversiteten i sötvatten genom både nationella och regionala program. Den nationella övervakningen av evertebrater och plankton utförs av Institutionen för miljöanalys, SLU. Bottenfauna inventeras en gång per år, växtplankton fem till åtta gånger per år och zooplankton mellan två och fyra gånger per år. I medeltal de fem senaste åren inventeras årligen 144 (std.av = 10) stationer i sjöar och 43 (43) vattendrag med avseende på bottenfauna, 136 (3) stationer i sjöar på växtplankton och 26 (10) stationer i sjöar på zooplankton. Trots denna stora mängd miljöövervakningsdata finns inga främmande arter noterade från de prover som samlats in.

Den regionala övervakningen sköts av länsstyrelser. I en enkätfråga till landets samtliga länsstyrelser framkom att det endast var en länsstyrelse som har noteringar om förekomst av främmande arter i länets sötvattenmiljöer.

Detta sammantaget visar att miljöövervakningsdata sällan lämpar sig för övervakning av ovanliga företeelser. För att man med någorlunda statistisk säkerhet ska kunna uttala sig om trender och förändringar i miljöövervakningsdata krävs att arten är relativt vanlig. Man kan också konstatera att de allra flesta främmande arterna av de grupper som ingår i den Svenska miljöövervakningen av vatten fortfarande finns i låga tätheter.

Artgrupper som inte ingår i den akvatiska miljöövervakningen är bl.a. makrofyter. En sammanställning av data över främmande arter från olika regionala botaniska föreningars databaser samt från publicerade regionala floror visar att det finns 18 främmande växtarter i Svenska vatten (tabell 4, Larson 2003, opublicerat). Bland dessa klassas sex arter som invasionsarter eller potentiella invasionsarter (Wallentinus 2002). Två av dessa har ännu inte integrerats i några Svenska

växtsamhällen, men eftersom de uppträder som invasionsarter i andra regioner finns risk för en aggressiv spridning även i Sverige. Av de regelrätta invasionsarterna, sjögull, vattenpest samt smal vattenpest, är det bara vattenpest som har en vid geografisk spridning.

Tabell 4. Främmande växtarter i Svenska vatten (Larson, D. opublicerat). Arter med fet stil räknas som ogräs och understrukna arter är invasionsarter eller potentiella invasionsarter. Förekomst anger antalet ekonomiska kartblad där arten påträffats.

| Art                                                 | Livsform    | Introducerad<br>(alt. observerad) | Förekomst |
|-----------------------------------------------------|-------------|-----------------------------------|-----------|
| <b>Kalmus</b> <i>Acorus calamus</i>                 | Övervatten  | 1500-talet                        | 981       |
| Skunkkalla <i>Lysichiton americanus</i>             | Övervatten  | 1975                              | 29        |
| <b>Guldkolv</b> <i>Orontium aquaticum</i>           | Flytblad    | 1982                              | 1         |
| <b>Mossbräken</b> <i>Azolla filiculoides</i>        | Friflytande | 1923                              | 1         |
| <b>Kabomba</b> <i>Cabomba caroliniana</i>           | Flytblad    | 1984                              | 1         |
| Argentinsk vattenpest <i>Elodea callitrichoides</i> | Undervatten | 1985                              | 1         |
| <b>Vattenpest</b> <i>Elodea canadensis</i>          | Undervatten | 1873                              | 1458      |
| <b>Smal vattenpest</b> <i>Elodea nuttallii</i>      | Undervatten | 1991 (1973?)                      | 78        |
| Strandiris <i>Iris sibirica</i>                     | Övervatten  | 1795                              | 137       |
| <b>Brokiris</b> <i>Iris versicolor</i>              | Övervatten  | 1960                              | 21        |
| <b>Sjögull</b> <i>Nymphoides peltata</i>            | Flytblad    | Sent 1800-tal                     | 50        |
| Kvarngröe <i>Glyceria grandis</i>                   | Övervatten  | 1975                              | 17        |
| JätTEGRÖE <i>Glyceria maxima</i>                    | Övervatten  | 1800-talet*                       | 1855      |
| Strimgröe <i>Glyceria striata</i>                   | Övervatten  | 1975                              | 7         |
| <b>Skäggräs</b> <i>Polypogon monspeliensis</i>      | Övervatten  | 1862                              | 12        |
| Flugtrumpet <i>Sarracenia purpurea</i>              | Övervatten  | 1948                              | 9         |
| Gyckelblomma <i>Mimulus guttatus</i>                | Övervatten  | 1846                              | 52        |
| Kal gyckelblomma <i>Mimulus luteus</i>              | Övervatten  | 1909                              | 3         |

\* introducerad inom landet

För att övervaka främmande arter behövs andra typer av datainsamling än den traditionella storskaliga miljöövervakningen. Som framgår av tabell 4 förekommer 14 av de främmande växtarterna i sötvatten i Sverige på färre än 100 ekonomiska kartblad. Några arter förekommer endast på några enstaka kartblad. Eftersom många av de främmande arterna fortfarande är i etableringsskedet eller endast lokalt integrerade (jfr fig. 1) bör en övervakning vara inriktad på de lokaler där främmande arter förekommer. Många av de främmande sötvattensevertbrater som förekommer i landet är integrerade i Mälaren. Detta gäller t.ex. vandringsmussla *Dreissena polymorpha*, ullhandskrabba *Eriocheir sinensis* och glattmasken (oligochaeta) *Branchiura sowerbyi* som hittats i Västeråsfjärden. En tänkbar övervakning av dessa arter vore att undersöka hur de är fördelade i Mälarens olika fjärdar och dess tillflöden. Detta skulle ge en mer detaljerad bild av hur de är fördelade i Mälaren och om de är under spridning till andra vatten. Eftersom Mälaren och dess tillflöden ingår i den normala övervakningen av vatten är det möjligt att koppla vattenkemi och algförekomst till utbredningsmönster och eventuella förändringar.

## Referenser

- Allee, W.C. (1931) *Animal aggregations. A study in general sociology*. Chicago Press, Chicago.
- Anonymous (2002) *The state of the nation's ecosystems: measuring the lands, waters, and living resources of the United States*. The H. John Heinz III Centre for Science, Economics, and the Environment. Cambridge University Press, Cambridge.
- Baker, H.G. (1974) The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 1-24.
- Brieman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A., & Stone, C.J. (1984) *Classification and regression trees*. Wadsworth, Belmont, California.
- Busby, J.R. (1991). BIOCLIM - A Bioclimatic Analysis and Prediction System. I: *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis*. (red. Margules, C.R. & Austin, M.P.), pp. 64-68. CSIRO, Canberra, Australia.

- Carlton, J.T. & Geller, J. (1993) Ecological roulette: the global transport and invasion of nonindigenous marine organisms. *Science*, 261, 239-266.
- Carroll, S.P. & Dingle, H. (1996) The biology of post-invasion events. *Biological Conservation*, 78, 207-214.
- Drake, J.A. (1990) The mechanics of community assembly and succession. *Journal of Theoretical Biology*, 147, 213-233.
- Enserik, M. (1999) Predicting invasions: Biological invades sweep in. *Science*, 285, 1834-1836.
- Forcella, F. (1985) Final distribution is related to rate of spread in alien weeds. *Weed research*, 25, 181-191.
- Hänfling, B. & Kollmann, J. (2002) An evolutionary perspective of biological invasions. *Trends in ecology and evolution*, 17, 545-546.
- Kolar, C.S. & Lodge, D.M. (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*, 16, 199-204.
- Kolar, C.S. & Lodge, D.M. (2002) Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science*, 298, 1233-1236.
- Lodge, D.M. (1993a) Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 8, 133-137.
- Lodge, D.M. (1993b). Species invasions and deletions: community effects and responses to climate and habitat change. I: *Biotic interactions and global change*. (red. Kareiva, P.M., Kingsolver, J.G. & Huey, R.B.), pp. 367-387. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Lodge, D.M., Stein, R.A., Brown, K.M., Covich, A.P., Bronmark, C., Garvey, J.E., & Klosiewski, S.P. (1998) Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: Challenges in spatial scaling. *Australian journal of ecology*, 23, 53-67.
- Mack, R.N. (1996) Predicting the identity and fate of plant invaders: Emergent and emerging approaches. *Biological Conservation*, 78, 107-121.
- Moyle, P.B. (1976) *Inland fishes of California*. University of California Press, Berkely.
- Moyle, P.B. & Light, T. (1996) Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*, 78, 149-161.
- Pitcher, T.J. & Hart, P.J.B., red. (1995) *The impact of species changes in African lakes*. Chapman & Hall, London.
- Prinzing, A., Durka, W., Klotz, S., & Brandl, R. (2002) Which species become aliens? *Evolutionary Ecology Research*, 4, 385-405.
- Reichard, S.H. & Hamilton, C.W. (1997) Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology*, 11, 193-203.
- Shea, K. & Chesson, P. (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 17, 170-176.
- Wallentinus, I. (2002). Introduced marine algae and vascular plants in European aquatic environments. I: *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management*. (red. Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S.), pp. 27-52. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Williamson, M.H. & Fitter, A. (1996) The characters of successful invaders. *Biological Conservation*, 78, 163-170.