

Fisk i fel vatten

Ekologiska konsekvenser
av utsättningar av fisk



SUSANNA PAKKASMAA
ERIK PETERSSON
Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium

Ansvarig utgivare: Axel Wenblad
Redaktionskommitté: Ingemar Berglund, Torbjörn Järvi,
Susanna Pakkasmaa, Erik Petersson

För beställning kontakta:
Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet
Stångholmsvägen 2, 178 93 Drottningholm
Telefon: 08-699 06 06
eva.sers@fiskeriverket.se

Kostnad 50 kr, inklusive moms. Porto tillkommer.
Rapporten kan också laddas ned från Fiskeriverkets hemsida:
www.fiskeriverket.se

Omslagsbild: Regnbåge *Oncorhynchus mykiss*.
Foto: Christian Dieperink.
Omslag tryckt på Conqueror Texture miljövänligt papper.
Inlaga tryckt på obestruket miljövänligt papper.
Tryckt i 200 ex, juli 2005. Intellecta Docusys, Västra Frölunda.

ISSN 1404-8590

Fisk i fel vatten

Ekologiska konsekvenser
av utsättningar av fisk

SUSANNA PAKKASMAA

ERIK PETERSSON

Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet

Stångholmsvägen 2, 178 93 Drottningholm

susanna.pakkasmaa@fiskeriverket.se

erik.petersson@fiskeriverket.se

Innehåll

Sammanfattning	6
Summary	7
Yhteenveto	8
Inledning	9
Bakgrund	9
Främmande fiskarter och stammar	10
Arbete med främmande arter	13
Lagstiftning	14
Införsel av främmande arter och stammar	18
Utsättningar	18
Utsättningar baserade på vattendomar	20
Vattenbruk	21
Barlastvatten	22
Levande agn	24
Akvariefiskar	26
Utsättningar av signalkräfta	28
Övrig oavsiktlig införsel	30
Effekter och risker orsakade av främmande arter	31
Hur effekter uppstår	31
Ekologiska effekter	34
Genetiska effekter	42

Utvärdering av utsättningar i Sverige 1995-2002	46
Nationell nivå	46
Regional nivå – exemplet Jönköpings län	52
Effekter i Sverige	54
Effekter orsakade av främmande arter	54
Effekter orsakade av främmande stammar	58
Vad visar provfiskedatabaserna	58
Diskussion	61
Varför är effekterna (hittills) förhållandevis små?	61
Vad påverkar riskerna?	62
Potentiella framtida effekter	63
Situationen i relation till Fiskeriverkets utsättningsstrategi	64
Framtidsvisioner	65
Referenser	67
Tack	77
Bilaga 1. Lista på fiskarter som förekommer i rapporten	78

Sammanfattning

Främmande arter sprider sig i sötvattensmiljön genom avsiktliga utsättningar och oavsiktligt genom t.ex. sjöfartstrafikens barlastvatten, rymningar från odlingar och akvarier samt användning av levande agn. Fiskutsättningar utförs för att bevara hotade arter och stammar och för att förbättra fisket. Detta är en omfattande verksamhet, både i Sverige och i övriga världen. Årligen ger länsstyrelserna tillstånd till hundratals utsättningar. Laxfiskar dominerar i utsättningarna, och den vanligaste utländska arten är regnbåge, och den vanligaste inhemska arten öring. Sammanlagt har 25 olika sötvattensarter använts i utsättningar mellan 1995-2002. Utöver de tillståndsprövade utsättningarna utförs årligen omfattande kompensationsutsättningar av huvudsakligen lax och öring för att ersätta

utebliven reproduktion bl.a. i vattenkrafts-utbyggda vattendrag. Dessa utsättningar är baserade på vattendomar. Under de senaste åren har man börjat inse att utsättningar inte bara har positiva effekter på fiskbestånd och fiske, utan även negativa effekter genom att påverka biologisk mångfald. Främmande arter kan påverka biologisk mångfald genom effekter på gen-, art- och ekosystemnivå. De mest påtagliga ekologiska effekterna som man hittills konstaterat i Sverige är kraftig reducering av rödingbestånd när sik introducerats, förändring av planktonsamhället när fisk introducerats i fisktomma sjöar, och ökad spridning av kräftpest samt kraftig tillbakagång av flodkräfta i samband med introduktion av signalkräfta.

Summary

Introduced species spread in freshwater environments through intentional introductions as well as unintentionally, from ships' ballast water, as escapees from aquaculture and aquaria, and from the use of living bait. Introductions are performed to conserve threatened species and populations and to improve fisheries. Fish introductions are a widespread activity both in Sweden and elsewhere in the world. Several hundreds of fish introductions are performed every year with the permission from the county administrative boards. Salmonids dominate in introductions, and the most common foreign species is rainbow trout, and the most common domestic species brown trout. Altogether 25 different species have been used in introductions between 1995-2002. In addition to these, extensive compensation introductions of mainly salmon and

brown trout are performed to compensate reproductive failures in watercourses with hydroelectric power plants. During the recent years we have started to realise that introductions not only have positive effects on fish assemblages and fishing, but they can also have negative consequences through effects on biological diversity. Introduced species can influence biological diversity at gene, species and ecosystem level. The most pronounced effects of introductions observed in Sweden so far include the reduction of Arctic charr after the introduction of whitefish, changes in zooplankton assemblages after fish introductions in originally fish-free lakes, as well as increased spread of noble crayfish plague and decrease of native crayfish as a consequence of introductions of signal crayfish.

Yhteenveto

Vieraat lajit eli tulokaslajit leviävät makean veden elinympäristöihin tarkoituksellisesti kalaistutusten välityksellä ja vahingossa esim. laivaliikenteen painolasiveden mukana, karkulaisina kalanviljelylaitoksista ja akvaarioista, sekä elävän syötin käytön yhteydessä. Kalaistutuksia tehdään laajasti sekä Ruotsissa että muualla maailmassa, ja niiden päätarkoitukset ovat uhanalaisten lajien ja kantojen suojele sekä kalakantojen parantaminen kalastuksen tarpeisiin. Vuosittain tehdään satoja kalaistutuksia lääninhallitusten myöntämien lupien turvin. Eniten istutetaan lohikaloja, ja yleisin ulkomainen istutuslaji on kirjolohi, ja yleisin kotimainen laji taimen. Vuosina 1995-2002 istutettiin yhteensä 25 kalalajia. Vuosittain tehdään lisäksi mittavia lohen ja taimenen kompensatio-

istutuksia rakennetuissa vesistöissä. Viime vuosina on alettu ymmärtää, että istutusten vaikutukset kalakantoihin ja kalastukseen eivät ole pelkästään myönteisiä, vaan niillä voi olla myös haitallisia vaikutuksia luonnon biologiseen monimuotoisuuteen. Tulokaslajit voivat vaikuttaa monimuotoisuuden perimäaineksen tasolla, lajitasolla ja ekosysteemitasolla. Toistaiseksi suurimmat Ruotsissa havaitut tulokaslajien aiheuttamat vaikutukset ovat olleet nieviäkkainten pieneminen siikaistutusten seurauksena, kalaistutusten aiheuttamat muutokset alun perin kalattomien järvien planktoniyhteisössä, sekä rapuruton lisääntynyt leviäminen ja kotimaisen jokiravun taantuminen täplärapiistutusten seurauksena.

Inledning

Bakgrund

Införsel av främmande växter och djur utgör i samtliga delar av världen ett allvarligt hot mot biologisk mångfald. Enligt Naturvårdsverket skadar främmande växt- och djurarter livet i sjöarna lika mycket som exempelvis förorening och föroreningar (Naturvårdsverket 1999). Främmande arter kan skapa stora ekonomiska problem dels genom försämrad eller utebliven avkastning av den ursprungliga resursen, dels genom kostsamma motåtgärder för att begränsa den nya artens utbredning. Några främmande arter kan dessutom påverka människans hälsa.

Biologisk mångfald (synonym biologisk diversitet, biodiversitet) (eng. biodiversity, biological diversity)

Definition (Rio-avtalet): variationsrikedomen bland levande organismer av alla ursprung, inklusive från bland annat landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem

Diversitet kan beskrivas på olika nivåer:

- alfa-diversitet = antalet arter på ett visst område vid en viss tidpunkt (artlista)
- beta-diversitet = variation mellan angränsande ekosystem
- gamma-diversitet = antalet ekosystem i ett landskap

Diversitet kan mätas med hjälp av diversitetsindex, som är mått på förhållandet mellan antal individer hos olika arter. Ett av de vanligaste indexen är Shannon-Wiener diversitetsindex (H'). Det får högre värden ju flera arter och ju mer jämnt fördelade de är, och låga värden om systemet består av en eller få arter.

Sverige har anslutit sig till den internationella konventionen för biologisk mångfald (s.k. Rio-konventionen). Vi har därmed förbundit oss att kontrollera, utrota eller hindra införseln av de främmande arter som kan påverka biologisk mångfald negativt.

Utsättning av fisk har traditionellt varit en viktig del av fiskevårdsarbetet. Under senare år har man börjat inse att utsättningar av främmande arter och stammar även kan ha negativa effekter. Globalt sett utgör främmande arter i dag det näst största hotet mot biologisk mångfald efter förstörelse av arternas livsmiljö (Chapin et al. 2000). I sjöar anses främmande arter vara det största hotet mot biologisk mångfald (Lodge 2001). Främmande arter kan ge effekter både på kort och lång sikt, och speciellt de långsiktiga effekterna kan vara svåra att identifiera och förutse.

Fiskeriverkets sektorsmål (Fiskeriverket 1999) förutsätter att all utsättning av fisk skall ske på ett ansvarsfullt sätt. Försiktighetsprincipen bör tillämpas vid tillståndsgivning, och stor restriktivitet skall gälla vid utsättning av främmande arter och stammar.

Förutom rent biologiska effekter kan fiskutsättningar ha olika socioekonomiska effekter. En utsättning kan öka systemets produktivitet och ha positiva effekter på fisket (Mutenia & Salonen 1992). De positiva effekterna visar sig ofta kort efter utsättningen, medan det däremot kan dröja länge innan de negativa effekterna blir uppenbara (Allendorf 1991). Därför bör de tidiga positiva effekterna inte användas som ett stöd för framtida utsättningar.

Främmande fiskarter och stammar

Vad är främmande arter och stammar?

Fiskarna är den mest artrika gruppen bland ryggradsdjuren, och sammanlagt finns det över 25 000 fiskarter i världen (Nelson 1994). Den svenska sötvattens-fiskfaunan består av ca 40 ursprungliga arter. Det relativt låga artantalet beror på att spridningstiden efter sista istiden har varit ganska kort, och dessutom begränsar klimatiska faktorer arternas utbredning.

Främmande arter

Med främmande arter avses fiskarter som inte tillhör den ursprungliga faunan, men som flyttats utanför sitt ursprungliga utbredningsområde eller kommit till landet med människans hjälp. Eftersom den svenska florin och faunan är relativt ung och kontinuerligt har förändrats efter den senaste istiden, anses i praktiken de arter som kommit till landet efter år 1800 vara främmande. I ekologisk mening är även inhemska arter att betrakta som främmande arter, när de sätts ut utanför sitt ursprungliga utbredningsområde.

Som synonymer till främmande arter används även introducerade, utländska eller exotiska arter. Exempel på främmande arter i Sverige är nordamerikanska lax-fiskarter, så som regnbåge och bäckröding, och signalkräftan, som också är av nordamerikanskt ursprung.

Främmande stammar

Förutom främmande arter, bör man även beakta främmande stammar. Med främmande stammar avses populationer av ursprungliga arter som härstammar från ett annat vattensystem eller geografiskt område än utsättningsvattnet. Främmande stammar kan således vara andra inhemska populationer eller utländska populationer.

Ett exempel på en främmande stam är den finska Konnevesiöringen, som härstammar från sjön Konnevesi i mellersta Finland. Den har varit en populär utsättningsfisk i Sverige genom årtionden.

Alla arter som härstammar från regioner utanför landets gränser kan anses vara främmande. Ur en rent biologisk synvinkel saknar administrativa gränser betydelse, men i praktiskt arbete kan sådana gränser vara användbara. Vissa geografiska områden är mera representerade som "donatorregioner" eller källor för främmande arter. De flesta främmande fiskarter i Sverige kommer ursprungligen från Nordamerika eller Eurasien. Ponto-kaspiska området, dvs. Svarta havet och Kaspiska havet, är också en välkänd donatorregion.

Även andra främmande arter än fiskar förekommer i vattenmiljön. Exempel på sådana djurarter i Sverige är nordamerikansk bäver (*Castor canadensis*), mink (*Mustela vison*), knölsvan (*Cygnus olor*), vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*), och kinesisk ullhandskrabba (*Eriocheir sinensis*), och växter vattenpest (*Elodea canadensis*) och sjögull (*Nymphoides peltata*). De kan påverka ekosystemet kraftigt och ha effekter även på fisk och fiskbestånden.

Definitioner

- vattenområde: det vatten inom vilket fisken kan vandra eller sprida sig
- utplantering av fisk: att fisken släpps fri i naturvatten
- flyttning av fisk: flyttning av en art från ett vattenområde till ett annat för odling, utplantering eller sumpning
- främmande art: en art som inte är ursprunglig för Sverige och som förts hit efter år 1800
- främmande stam: en stam som inte är ursprunglig för Sverige och som förts hit efter år 1800

Källa: Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2001:3)

Genetiskt modifierade organismer

En specialgrupp av främmande arter och stammar är genetiskt modifierade organismer (GMO). Med GMO avses organismer vars genetiska material har ändrats på ett sätt som inte sker naturligt genom korsning, parning eller annan naturlig rekombination (Miljöbalken, kap. 13).

Egenskaper som har påverkats genom genmodifiering är bl.a. ämnesomsättning, som påverkar tillväxt, tolerans för olika fysiska och kemiska faktorer, resistans mot sjukdomar och parasiter, beteende samt könsmognad. Som modellsystem har man studerat över 35 fiskarter (Zbikowska 2003), och bl.a. laxfiskar (*Salmo* sp.), tilapia (*Tilapia* sp.) och karpar (*Cyprinus* sp.) har studerats för kommersiella ändamål.

Forskning på genetiskt modifierad fisk har två huvudinriktningar: grundforskning, som använder mest zebrafisk (*Danio rario*), guldfisk (*Carassius auratus*) och medaka (*Oryzias latipes*) som modellorganismer, och produktionsinriktad forskning, där målet är att öka produktivitet hos odlade fiskar, t.ex. lax, karp, tilapia och dvärgmal (*Ictalurus nebulosus*).

Exempelvis har man producerat fiskar med ökad frystolerans genom att införa gener som kodar för produktion av "anti-freeze" proteiner. Fiskar har fyra typer av dessa proteiner (Davies et al. 1989), och proteiner isolerade från en plattfiskart (*Pleuronectes americanus*) och en tånglakeart (*Zoarces americanus*) har överförts till andra arter (Maclean & Laight 2000). I syfte att skapa fiskar med ökad tillväxthastighet har man tillfört tillväxthormongener från däggdjur, såsom människa, nötkreatur och råtta, men även från andra fiskarter (Maclean & Laight 2000). Omfattande tillväxtexperiment krävs för att bedöma fram-

gången av dessa experiment, och studier behöver genomföras i flera generationer. Hos genmodifierade laxar (*Salmo salar*) och silverlaxar (*Oncorhynchus kisutch*) har tillväxtökningen varit markant, och fiskar 10 gånger större än normalt har producerats (Du et al. 1992, Devlin et al. 1995a).

Genetiskt modifierade vattenlevande organismer regleras i Miljöbalken (kap. 2 och 13), förordningen om utsättning av genetiskt modifierade organismer i miljön (2002:1086), förordningen om innesluten användning av genetiskt modifierade organismer (2000:271) samt Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:2). Dessutom finns det två EU-direktiv som handlar om innesluten användning av GM-organismer samt avsiktlig utsättning av dem i miljön och frisläppande på marknaden. Utsättning av genmodifierad fisk skall inte förekomma i Sverige. Mera information om GMO finns på Naturvårdsverkets webbplats (www.naturvardsverket.se) samt på Genteknikmyndigheternas webbplats (www.gmo.nu).

Främmande sötvattensfiskarter i Sverige

Sammanlagt har ca 50 främmande arter av både djur och växter påträffats i Sverige (Josefsson 1999). Mänsklig aktivitet har genom ökad rörlighet och transport, ökat resande och kolonisation av nya områden spridit djur och växter till områden till vilka de inte skulle kunna ha spridit sig själva. Ett tjugotal inhemska arter och ett tiotal utländska arter har satts ut i svenska vatten (Filipsson 1994). Främmande arter som har bildat kända bestånd åtminstone i någon del av landet presenteras i Tabell 1.

Tabell 1. Främmande sötvattensfiskarter som har bildat kända bestånd i Sverige (Filipsson 1994).

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Ursprungsområde	Kom till Sverige
karp	<i>Cyprinus carpio</i>	Eurasien	1560
bäckröding	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Nordamerika	1892
regnbåge	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Nordamerika	1890-talet
strupsnittsöring	<i>Oncorhynchus clarki</i>	Nordamerika	1960-talet
kanadaröding	<i>Salvelinus namaycush</i>	Nordamerika	1960-talet
indianlax	<i>Oncorhynchus nerka</i>	Nordamerika	1950-talet

Främmande fiskarter i övriga världen

Närområden

I Finland har 14 sötvattensfiskarter introducerats sedan 1860-talet, då karp infördes till landet (Lehtonen 2003). Hälften av arterna kommer från Nordamerika, men utsättningar har också gjorts med material från Sverige, Danmark, Tyskland samt Ryssland och Baltikum. Fyra sötvattensarter (bäckröding *Salvelinus fontinalis*, peledsik *Coregonus peled*, dvärgmal, bäckspigg *Culaea inconstans*) har bildat självreproducerande bestånd i naturen (Nummi 2000). Dessutom har främmande arter från grannländernas utsättningar, framför allt före detta Sovjetunionens, påträffats sporadiskt i finska vatten (Lehtonen 2003). Svartmunnad smörbult (*Neogobius melanostomus*) påträffades i finska vatten för första gången i februari 2005 i Skärgårdshavet; arten misstänks ha spridit sig genom barlastvatten.

I Norge har nio introducerade sötvattensfiskar etablerat sig (karp, guldfisk *Carassius auratus*, sutare *Tinca tinca*, groplöja *Leucaspis delineatus*, sandkrypare *Gobio gobio*, dvärgmal, regnbåge, kanadaröding, bäckröding) (NINA/NIKU). Dessutom har en annan främmande art, laxparasiten *Gyrodactylus salaris*, spridit sig till Norge, och orsakat stor förstörelse för inhemska laxbestånd.

I Danmark har 23 fiskarter introducerats, varav minst 6 reproducerar sig i naturen (gös *Stizostedion lucioperca*, guldfisk, karp, bandslätting *Pseudorasbora parva*, regnbåge, bäckröding) (Skov- og Naturstyrelsen 2005).

I Östersjön finns det 29 kända främmande fiskarter (Baltic Sea Alien Species database). Enligt uppgifterna på Baltic Sea Alien Species Database har 24 av dessa kommit genom utsättningar, två som akvarierymlingar, en från sjöfart (barlastvatten), och två via okända vägar.

I Ryssland är antalet introducerade fiskarter 13, och i före detta Sovjetunionen 30 arter (Lehtonen 2002).

Världens mest "framgångsrika" invasiva fiskarter enligt Invasive Species Specialist Group (www.issg.org)

Clarias batrachus – ålmal

- ursprunglig i sydöstra Asien
- introduktioner för odling
- eng. walking catfish, kan röra på sig på land
- allätare

Cyprinus carpio – karp

- introducerat som matfisk och som dekorationsfisk i tempererade områden runt om i världen
- plågefisk i stora mängd, kan grumla vattnet samt förstöra vattenvegetation (habitat för många andra arter)

Gambusia affinis – västlig moskitfisk

- introducerat för att kontrollera mygg
- skadat vattenekosystem genom predation på fiskägg, fisk och ryggradslösa djur

Lates niloticus – Nilabborre

- introduktion i Victoriasjön har orsakat utrotning av över 200 endemiska fiskarter
- storväxt predator, kan bli över 200 kg och 2 m

Micropterus salmoides – öringabborre

- utsättningar för sportfiske
- orsakat utrotning av ursprungliga arter på många håll genom predation

Oncorhynchus mykiss – regnbåge

- populär i sportfiske och vattenbruk
- ersätter ursprungliga arter, äter bl.a. fisklarver
- kan hybridisera med andra laxfiskar

Oreochromis mossambicus – "Mozambiktilapia"

- spridit runt om i världen från vattenbruk, rymd från odlingar på många håll
- allätare, äter nästan allt från alger till insekter

Salmo trutta – öring

- utsättningar för vattenbruk och sportfiske runt om i världen
- minskar populationer av ursprungliga arter, speciellt andra laxfiskar, bl.a. genom predation och konkurrens

Övriga Europa

Utsättning av fiskar i Europa har varit omfattande, fast det exakta antalet introducerade arter är svårt att fastställa, för olika källor ger olika uppgifter. Enligt Welcomme (1991) har 113 fiskarter satts ut i Europa,

men enligt Holčík (1991) är antalet 134 arter. Om endast icke-europeiska arter räknas med, har minst 76 sötvattensfiskar satts ut i Europa, varav 34 från Nordamerika och 26 från Asien (Lehtonen 2002). Nästan hälften av arterna tillhör antingen mörtfiskar (Cyprinidae), laxfiskar (Salmonidae) eller sikar (Coregonidae) (Holčík 1991). Åtminstone 50 av dessa har bildat reproducerande bestånd i minst ett europeiskt land, medan 25 arter inte har bildat bestånd i något land (Lehtonen 2002).

Flera av de introducerade arterna har blivit ekonomiskt viktiga för fiske och vattenbruk. De ekologiska effekterna av introducerade fiskar i Europa har i de flesta fallen varit små. Asiatiska karpfiskar, framför allt gräskarp (*Ctenopharyngodon idella*), har dock orsakat betydande förändringar i ursprungliga ekosystem genom att beta ned växtlighet och röra upp sediment och därmed öka vattnets grumlighet (Lehtonen 2002). Det finns också exempel på fall då predation och konkurrens med ursprungliga fiskar har orsakat minskning av ursprungliga populationer och ibland även lett till att dessa kraschat (Lehtonen 2002).

Övriga världen

I Nordamerika har över 600 arter sötvattensfiskar introducerats utanför sitt natur-

liga utbredningsområde, och närmare 400 arter har etablerat sig (Nonindigenous Aquatic Species). I Kanada har man påträffat 92 nya arter (Crossman 1991). Nordamerikas Stora sjöar, som utgör ett av världens största sötvattensekosystem, har tagit emot 162 främmande arter främst via oavsiktliga introduktioner (Ricciardi 2001), och mera än en tredjedel av dem har spridit sig efter öppnandet av St. Lawrence-farleden på 1950-talet (Abramovitz 1996). Allt tyder på att Stora sjöarna även i framtiden kommer att fortsätta ta emot nya arter främst via oavsiktliga introduktioner av eurasiska arter (Ricciardi & Rasmussen 1998).

I Afrika har fiskutsättningar utförts framför allt för att uppehålla eller förbättra produktiviteten i sjöarna, och ca 50 arter har introducerats eller förflyttats inom kontinenten (Ogutu-Ohwayo & Hecky 1991). En del av utsättningarna har skapat ett produktivt fiske, men en del har lett till dramatiska förluster av biologisk mångfald (Ogutu-Ohwayo & Hecky 1991). I Australien har utsättningar av främmande arter lett till etablering av minst 20 sötvattensarter (Arthington 1991).

Det skall påpekas att alla siffror är uppskattningar, och baserade på upptäckta främmande arter.

Arbete med främmande arter

Fiskeriverkets miljömålsarbete

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium har studerat förekomst av nya fiskbestånd samt ekologiska effekter av utsättningar. Filipsson (1994) rapporterade år 1994 förekomst av 783 nya fiskbestånd, samt 115 osäkra fall där det är oklart om beståndet har tillkommit genom utsättning. Av dessa är 64 fall bestånd av främmande arter. Sedan dess har det kommit information om ca 30-50 nya fiskbestånd från olika delar av landet.

Inom Fiskeriverkets miljömålsarbete har de ekologiska konsekvenserna av fiskutsättningar studerats under 2002-2004. Denna publikation är baserad på delrapporterna "Ekologiska konsekvenser av utsättningar av fisk med utgångspunkt i regelverket för främmande arter och fiskstammar" (daterade 2003-03-03 och 2004-02-26). De sammanställer informationen om fiskutsättningar i Sverige. Alla slutsatser är baserade på den information vi har i nuläget, och framtida forskning kommer att ge ny information och kan leda till nya slutsatser. Mer information om miljömålsarbetet finns på rapporten Fisk, fiske

Miljökvalitetsmålet Levande sjöar och vattendrag, Regeringens proposition 2000/01:130

Sjöar och vattendrag skall vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer skall bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljövärden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion skall bevaras samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas.

- Delmål 4. Utsättning av djur och växter som lever i vatten.
Senast år 2005 ska utsättning av djur och växter som lever i vatten ske på sådant sätt att biologisk mångfald inte påverkas negativt.

Miljömålportalen: www.miljomal.nu

Naturvårdsverket: www.naturvardsverket.se

och miljö, Fiskeriverkets miljömålsarbete 2001-2004 (www.fiskeriverket.se).

Forskning på främmande arter

Naturvårdsverket startade år 2002 ett forskningsprogram om främmande arter i vattenmiljö, AquAliens. Programmet stu-

derar var och varför kommer främmande arter att utgöra ett hot mot ekosystemfunktion och ekonomi, och det innefattar flera delprojekt som koncentrerar sig på olika organismgrupper (fiskar, makroalger, kärlväxter, m.m.) samt risker och socioekonomiska effekter orsakade av främmande arter. Projektet pågår fram till år 2007.

Naturvårdsverket har i samarbete med danska Skov- og Naturstyrelsen startat ett projekt för att utveckla en internetbaserad portal för utbyte av information om främmande arter och deras påverkan på biologiska mångfald. Projektet Nordic/Baltic Network on Invasive Species, eller NOBANIS, ska genomföras under åren 2004-2007.

I Finland startades 2003 ett projekt med namnet "Is the biological integrity of the Baltic Sea threatened by invasive non-native species?" (BITIS) för att studera främmande arter i Östersjön. BITIS-projektets huvudmål är att studera Finska viken som mottagar- och givarområde för främmande organismer, och att studera främmande arters effekter på miljön. Eftersom salthalten i Östersjön är låg, kan många främmande arter som klarar sig där klara sig även i sötvatten, och spridningen av främmande arter i Östersjön utgör ett potentiellt hot mot biologisk mångfald i insjöarna.

Motsvarande forskningsprojekt pågår på flera håll av världen.

Lagstiftning

Nationell lagstiftning

Myndigheternas roll

Naturvårdsverket har det övergripande ansvaret över införsel av främmande arter till Sverige (Tabell 2). Principen om sektorsansvar innebär att myndigheter som Jordbruksverket, Skogsstyrelsen och Fiskeriverket har ansvar för den införsel av främmande arter som sker inom ramen för den egna sektorn. Problemet med införsel av främmande arter berör många aktörer i

samhället, såväl fiske och andra näringar som myndigheter. Näringsutövare inom olika branscher har också ett ansvar för att miljöhänsyn tas i samband med den egna verksamheten.

Jaktförordningen förbjuder införsel av främmande däggdjurs- och fågelarter, som misstänks kunna föröka sig i vilt tillstånd. Jordbruksverkets föreskrifter om handel med hotade arter (SJVFS 1994:1716) innehåller en liknande bestämmelse om reptiler och groddjur. Jordbruksverkets föreskrifter (SJVFS 1995:125, med ändring SJVFS 2000:157) handlar om införsel av

Tabell 2. Olika sektorsmyndigheternas ansvarsområden för reglering av främmande arter.

Myndighet	Ansvarsområde
Arbetsmiljöverket	innesluten användning av mikroorganismer
Fiskeriverket	utsättning och odling av fisk, vattenlevande kräftdjur och blötdjur
Jordbruksverket	införsel av trädgårdsväxter, lantbruksgrödor och djur, import av timmer och massaved, import av fisk, kräftdjur och blötdjur, kontroll av skadeinsekter och sjukdomar vid import av växter (växtinspektion)
Kemikalieinspektion	biologisk bekämpning av mikroorganismer, insekter, nematoder eller spindeldjur
Naturvårdsverket	övergripande ansvar som central miljömyndighet, remissinstans vid införsel av främmande arter
Sjöfartsverket	oavsiktlig introduktion av främmande arter via barlastvatten
Skogsstyrelsen	främmande skogsodlingsmaterial
Tullverket	gränskontroll av införsel av hotade arter, som ofta är "främmande"
Vägverket	utsättning/sådd av vägkantsväxter, fröblandningar m.m.

fisk, kräftdjur och blötdjur samt produkter härav. Enligt förordningen kräver odling och utsättning av fisk tillstånd, som beviljas av länsstyrelsen. Både tillståndsgivandet och utsättningsförfarandet skall följa Fiskeriverkets utsättningsstrategi (Fiskeriverket 2001).

Fiskeriverkets ansvarsområde

Fiskeriverkets sektorsmål (Fiskeriverket 1999) för ekologiskt hållbar utveckling kräver att utsättning av fisk skall ske på ett ansvarsfullt sätt så att främmande arter och stammar av fisk inte introduceras och att försiktighetsprincipen bör tillämpas vid tillståndsgivning. Det förutsätter att förstärkningsutsättningar inte får genomföras i skyddade vattenområden, och att återintroduktioner till skadade områden helst skall ske med den ursprungliga stammen eller en närbesläktad stam. Åtgärder som bör vidtas för att nå detta mål inkluderar bedömning av ekologiska och genetiska effekter av utsättningarna på naturliga bestånd.

Fiskeriverket har fastställt en strategi och givit en bakgrund för utsättning och spridning av fisk (Fiskeriverket 2001). Denna betonar försiktighetsprincipen samt hållbart nyttjande och beskattande av resursen. Strategin förutsätter att försiktighetsprincipen tillämpas vid utsättningar av främmande arter och stammar.

En riskbedömning skall genomföras innan nya utsättningar planeras, och den skall fungera som underlag att ta ställning till om riskerna är acceptabla och identifiering av åtgärder för att minimera dem. Riskbedömningen ska ta hänsyn till typen av utsättning samt vattenområdets skyddsvärde, och både nyttan och riskerna skall övervägas. Utsättningar får inte medföra nya risker för ursprungliga arter eller biologisk mångfald.

Fiskerilagstiftningen

Den svenska fiskerilagstiftningen består av

1. lagar utfärdade av riksdagen
2. förordningar utfärdade av regeringen, och
3. föreskrifter utfärdade av Fiskeriverket.

Fiskelagen (1993:787) och förordningen (1994:1716) om fisket, vattenbruket och fiskerinäringen behandlar utsättning och flyttning av fisk och vattenlevande kräftdjur och blötdjur. Utsättningstillstånd ges inte för arter eller stammar som är olämpliga med hänsyn till vattenområdets särart. Tillstånd får inte heller ges om det finns risk för spridning av smittsam sjukdom. I Fiskelagen (1993:787) stadgas att myndigheten kan kräva en analys av effekterna av utsättningen på miljön.

Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2001:3) reglerar odling, utplantering och flyttning av fisk. Ansökning om utsättningstillstånd

prövas av länsstyrelser, och får inte avse arter eller stammar som är främmande för landet med undantag av regnbåge, bäckröding, kanadaröding, gräskarp, splejk och signalkräfta. I ändringen av föreskrifterna (FIFS 2004:47), som trädde i kraft den 1 januari 2005, anges att tillstånd för utplantering av gräskarp, bäckröding, kanadaröding och splejk skall förenas med villkor att sådana åtgärder vidtas att fisken inte kan lämna det vattenområde där den sätts ut. Enligt föreskrifterna får utsättning av bäckröding, kanadaröding och splejk endast ske i vattenområden där tillstånd tidigare har givits, och kanadaröding får utplanteras endast i vattenområden där arten förekommer i dag.

Tillstånd för odling och utsättning får inte ges för arter och stammar som är främmande för landet, dvs. införda efter år 1800. Regnbåge, bäckröding, kanadaröding, gräskarp, splejk och signalkräfta utgör undantag eftersom de redan förekommer i landet. Även ursprungliga stammar av arter gemensamma för Sverige, Finland och Norge utgör undantag. Tillstånd för utsättning av gräskarp, bäckröding, kanadaröding och splejk skall förenas med villkor på rymningshinder. Tillstånd får förenas med villkor om hälsostatus. Avsikten är att minimera antalet och minska spridningen av främmande arter och smittsamma sjukdomar.

Alla fiskutsättningar kräver tillstånd, vare sig det är fråga om stödutsättningar, förflyttningar av fisk från en sjö till en annan, utsättningar för fiske, till en put-and-take sjö, eller försöksverksamhet. Det enda undantaget från tillståndsplikt är utsättningar i speciellt anlagda avloppslösa dammar – detta gäller dock inte utsättning av kräftor. Tillstånd för utsättningar ges av länsstyrelserna. När kompensationsutsättningar utdöms av Miljödomstolen i samband med vattenmål skall tillståndsprövningen endast omfatta villkor som behövs för att förebygga spridning av smittsamma sjukdomar.

Fiskeriverket är enligt Fiskelagen överprövningsinstans för länsstyrelsernas beslut. Ärligen handlägger Fiskeriverket ett tiotal överklagade beslut.

Utsättningar av främmande stammar skall undvikas. I förstärkningsutsättningar och kompensationsutsättningar skall helst

lokal stam (älveget material) användas. Om sådant inte finns är det näst bästa alternativet att man använder sig av en geografiskt närbelägen stam eller en med liknande ekologi och livshistorieegenskaper som den ursprungliga stammen har.

Import till Sverige av levande sötvattenskräftor av arter inom familjerna As-tacidae, Cambaridae och Parastacidae har varit förbjudet sedan den 1 augusti 2003 (SFS 2003:434). Förbudet gäller kräftornas alla levnadsstadier, och det gäller införsel från EU-länder och andra länder. Det är också förbjudet att förvara och transportera levande sötvattenskräftor som inte fångats eller odlats i Sverige (SFS 2003:434). Förbudet behövs för att minimera risken för att främmande kräftarter sprider sig i svenska vatten, och syftet är att skydda flodkräftan från utrotning.

Sjukdomar (epizootier) och smittskydd regleras i särskild lagstiftning (bl.a. epizootilagen 1999:657 och epizootiförordningen 1999:659) samt i Jordbruksverkets föreskrifter.

Fiskeriverket är den ansvariga myndigheten för avsiktlig utsättning av vattenlevande GMO. Utsättning av genmodifierad fisk skall inte äga rum i naturvatten eller i matfiskodling.

Lagstiftning och regelverket ändras fortlöpande, och det som angetts ovan gäller i april 2005. För aktuell fiskerilagstiftning, se www.fiskeriverket.se.

Internationella konventioner

Sverige har anslutit sig till flera internationella konventioner som behandlar främmande arter. Bland dessa finns det internationella riktlinjer och rekommendationer för olika åtgärder. FN:s konvention för biologisk mångfald (s.k. Rio-konventionen) förutsätter att medlemsländerna vidtar åtgärder som förhindrar introduktion av främmande arter och kontrollerar eller utrotar sådana arter som hotar ekosystem, habitat eller inhemska arter (Artikel 8h).

Konventionen om migrerande arter (s.k. Bonn-konventionen) förutsätter att medlemsländerna vidtar åtgärder som helt eller delvis förhindrar introduktion av exotiska

arter samt kontrollerar och eliminerar redan introducerade arter (Artikel III (4) c).

Europeiska Bern-konventionen (Conservation of European Wildlife and Natural Habitats) förutsätter att medlemsländerna noggrant kontrollerar introduktion av främmande arter. Ramsar-konventionen (Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat) handlar om våtmarker av internationell betydelse framför allt som fågelhabitat, och dess beslut VII.14 handlar om invasiva arter i våtmarker. EU:s habitatdirektiv kräver reglering och förhindrandet av introduktioner. Även EU:s fiskhälsodirektiv tar hänsyn till introduktioner, speciellt oavsiktliga följdintroduktioner med andra arter.

Flera av FN:s organisationer har avtal som gäller introduktion av främmande arter, såsom IMO:s (International Maritime Organization) regler om barlastvatten och FAO:s riktlinjer om fiske. ICES (International Council for the Exploration of the Sea) Code of Practice handlar om utsättning och flyttning av marina organismer. Marina organismer behandlas även i pakter

av andra organisationer (North Atlantic Salmon Conservation Organization, NASCO; UN Conference on Environment and Development, Agenda 21, UNCED 1992).

EU:s ramdirektiv för vatten antogs år 2000, och det syftar till att upprätta en ram på EU-nivå för skydd av allt vatten: ytvatten i inlandet, vatten i övergångszoner, kustvatten och grundvatten. Direktivets mål är att hindra och minska föroreningar, främja hållbar användning, skydda miljön, förbättra tillståndet för akvatiska ekosystem och mildra effekterna av översvämningar och torka. Senast år 2015 ska minst god ytvattenstatus nås i alla vattensystem. Enligt direktivet ska man använda fisk tillsammans med andra biologiska kvalitetselement (vattenväxter, bottenfauna, växtplankton) i bedömning av ekologisk status. I Sverige har man använt ett fisk-baserat index (s.k. FIX-index; Appelberg et al. 2000) för bedömning av ekologisk status baserad på fisk, och en av indikatorerna i indexet är främmande arter.

Införsel av främmande arter och stammar

Utsättningar

Allmänt om utsättningar

Främmande fiskarter kan komma till ett nytt område genom avsiktliga eller oavsiktliga introduktioner. Avsiktliga introduktioner avser främst fiskutsättningar. Oavsiktliga introduktioner sker genom transport i barlastvatten eller i vatten använt för transport av andra vattenlevande djur eller växter eller annan transport, som rymlingar från fiskodlingar eller akvarier, som agnfisk, eller tillsammans med utsättning av en annan art. Introducerade fiskar kan invadera andra sjöar eller vattensystem långt från utsättningsplatsen (Amundsen et al. 1999). Till skillnad från oavsiktliga är avsiktliga utsättningar ofta dokumenterade. Som synonym till utsättning används även utplantering, inplantering, insättning och introduktion.

Historia

Fiskutsättningar har långa anor, redan för över 2000 år sedan flyttade romarna karp (*Cyprinus carpio*) från Kaspiska havet och Svarta havet för odling i nuvarande Italien (Balon 1995). I Sverige skedde utsättning och förflyttning av fisk redan på vikingatiden, och historiska uppgifter antyder att omfattande utsättningar och förflyttningar av ett stort antal arter skedde före de inventeringar som påbörjades i slutet av 1800-talet (Schindler et al. 2001). Fiskutsättningarna har varit omfattande och vanligt förekommande: en tredjedel av svenska sjöar över 4 ha har minst en introducerad art (Fiskeriverket 2003).

De första utsättningarna gällde spridning av inhemska arter, som flyttades utanför sitt ursprungliga utbredningsområde. I fjällområden har öring (*Salmo trutta*) och röding (*Salvelinus alpinus*) flyttats till många ursprungligen fisktomma vatten. Vissa arter, t.ex. sik (*Coregonus lavaretus*) i Norrlands inland, har spridits tillsammans med kolonisationen, och sik är den art som bildat flest nya bestånd i landet (Filipsson 1994). I några områden är alla bestånd av vissa arter resultat av utsättningar, t.ex. gös i Jönköpings län. Enligt åtgärdsprogrammet för bevarande av flodkräfta är flodkräftpopulationer från mellersta Hälsingland norrut troligen resultat av utsättningar (Fiskeriverket och Naturvårdsverket 1998).

Användning av utländska arter i utsättningar har också en lång historia. Redan 1560 infördes karp i Skåne (Nilsson 1866). Den första utsättningen av bäckröding (*Salvelinus fontinalis*) i Sverige gjordes 1892, och de första utsättningarna av regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) gjordes också på 1890-talet (Filipsson 1994). Nordamerikanska laxfiskar har använts flitigt för utsättningar överallt i världen, mycket beroende på att de värderats högt som fångst av sport- och fritidsfiskare.

Fiskutsättningar utförs av flera olika instanser. Under första halvan av 1900-talet var särskilt hushållningssällskapen aktiva inom området. Enligt en sammanställning av Alm (1920) gjordes fiskutsättningar i över 800 sjöar mellan 1850 och 1916. Under perioden 1917-1935 utfördes 2 800 fiskutsättningar i hela landet (Brundin 1939). Sedan 1954 är utplantering av fisk tillståndspliktig.

Utsättningarna har kraftigt ökat många arters ursprungliga utbredningsområde. Ett bra exempel är regnbåge, som härstammar från östra Stillahavsområdet i Nordamerika, men på grund av omfattande utsättningar har nästan blivit kosmopolitisk (Lever 1996). Den är uppskattad bland sportfiskare och odlas som matfisk. Ekologiska effekter orsakade av introducerad regnbåge har rapporterats i minst ett tjugotal länder (FishBase).

Uppförandet av vattenkraftverk, dammar och andra vandringshinder har påverkat många fiskbestånd. Miljöförändringar såsom eutrofiering och försurning, samt spridning av sjukdomar har också haft en negativ påverkan på fiskbestånden. Intensivt fiske har medverkat till allvarlig decimering av lokala stammar av vissa arter (t.ex. mal *Silurus glanis*, asp *Aspius aspius*, röding). I de mest extrema fallen kan överfiske leda till utrotning; detta är sannolikt en av orsakerna till utrotning av stör (*Acipenser sturio*) i Sverige. Överfiske kan dessutom indirekt gynna främmande arter genom att inhemska konkurrenter undanröjts.

Syfte

Motiven och syftena med utsättningar har förändrats genom tiderna, men människans vilja att "förbättra" sin miljö har alltid varit ett ledmotiv. Globalt sett har de huvudsakliga motiven för att introducera en ny art varit vattenbruk, förbättring av bestånd, prydnad samt biologisk kontroll, och därtill kommer oavsiktliga utsättningar (Welcomme 1992). Motiven för utsättningar är dessutom olika beroende på om det är frågan om inhemska eller utländska arter.

Med viss generalisering kan man påstå att de tidigaste utsättningarna gjordes för att försäkra sig om tillgång på näring och föda genom att öka antalet arter eller förstärka befintliga bestånd. Under senare tider har ett viktigt syfte med utsättningar varit att reparera skador efter en miljöförändring genom att återställa eller återskapa drabbade bestånd.

Oavsiktliga introduktioner är ett mera modernt fenomen och de har ökat under de senaste årtiondena med ökad sjötransport, byggandet av vattentransportvägar samt eliminering av naturliga vandringshinder.

Utsättningar för bevarande

I bevarandesyfte utförs återintroduktioner av arter som tidigare funnits i ett område men som försvunnit av olika orsaker. I Sverige pågår arbete med att återskapa utrotade bestånd av mal genom återintroduktioner samt restaurering av flodkräftbestånd.

Stödutsättningar utförs för att stödja befintliga, men försvagade ursprungliga bestånd samt för att kompensera överfiske. Denna verksamhet gäller huvudsakligen laxfiskar. I utbyggda älvar görs kompensationsutsättningar för att ersätta vandringsfiskar som drabbats av förstörda vandringsvägar och lekplatser.

Miljöförändringar har påverkat fiskbestånd kraftigt på många håll. Försurning har påverkat bestånd och till och med slagit ut känsliga arter (Haines 1981; Henriksen et al. 1989; Henrikson & Brodin 1995). För att ändå ha fiskar i ett surt vatten har man satt ut mera toleranta arter. Bäckröding har varit en populär utsättningsfisk i många delar av världen, eftersom den klarar av relativt hårda miljöförhållanden (Lever 1996). I kalkade vatten utförs utsättningar för att återskapa den av försurningen utslagna faunan. Återintroduktion av flodkräfta har genomförts i kalkade sjöar och vattendrag i Västra Götalands, Värmlands, Örebro, Södermanlands, Stockholms, Jönköpings och Kronobergs län. Mört har ofta försvunnit i följd av försurningen, och den har återintroducerats i ett 30-tal sjöar i södra Sverige. Utsättningar har utförts också efter rotenonbehandlingar, där hela fisksamhället har eliminerats och ett nytt skapats genom utsättningar.

Utsättningar efter vattenutbyggnad

Regleringsmagasin i utbyggda vattendrag är hårda miljöer där endast ett fåtal fiskarter klarar sig. Kanadaröding (*Salvelinus namaycush*) infördes 1959-60 som utsättningsfisk i norrländska regleringsmagasin (Filipsson 1994). Kanadaröding har använts som utsättningsfisk i Sverige och i andra nordiska länder, eftersom den ansågs passa väl i en utarmad miljö, och den kunde samtidigt fungera som predator och vara en värdefull sportfisk (Langeland 1992). Trots att kanadaröding i sitt ursprungliga utbredningsområde lever i miljöer som

liknar regleringsmagasin, finns det endast sex kända självreproducerande bestånd i Sverige (Filipsson 1994).

Återintroduktion av mal

Mal är listad som akut hotad på den svenska rödlistan. Malen fanns i nedre delen av Helgeån fram till 1960-talet, men försämringar i vattenkvaliteten ledde till att den försvann. Efter att vattenkvaliteten har förbättrats, har återintroduktioner av lekmogna fiskar genomförts på tre platser i dessa områden, och uppföljningar har visat att återintroduktioner har varit åtminstone

delvis lyckade. Förstärkningsutsättningar av mal har också gjorts i Emån.

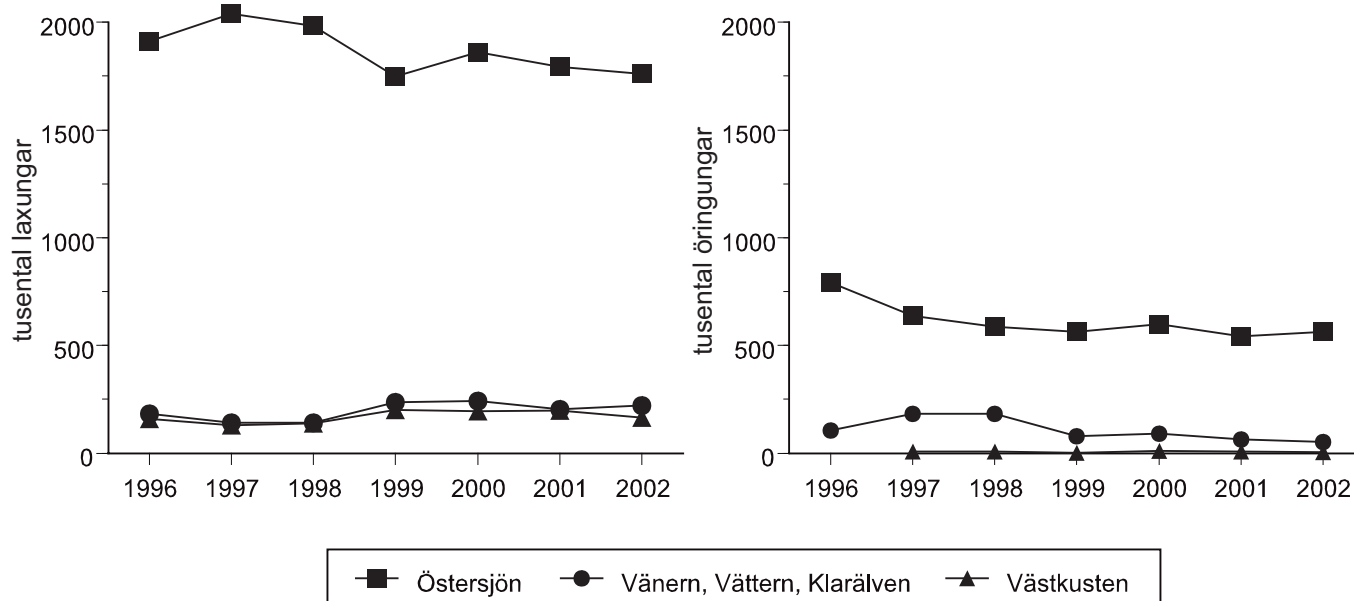
Utsättningar för förbättrat fiske

Ett viktigt mål med utsättningar har varit att förbättra fisket, både genom att öka antalet arter och antalet fiskar av en viss art. I vissa områden utgör utsättningarna grunden för fisketurism och skapar grunden för en hel näringsgren. Utsättningar utförs för s.k. put and take-fiske, där det är meningen att fiskarna skall fångas kort efter utsättningen. Utsättning av fisk kan medföra att fisketrycket på naturliga bestånd minskar.

Utsättningar baserade på vattendomar

Kraftbolagen utför årligen massiva kompensationsutsättningar i minst 14 vattendrag i reglerade vatten, framför allt laxfiskar. I kompensations syfte sätts årligen ut mera än 2,2 miljoner laxungar, och ca 725 000 öringungar (Figur 1; Statis-

tiska centralbyrån). Dessa utsättningar är baserade på vattendomar, och för det mesta används älveget material. En grundlig utredning av deras effekter kan vara aktuell i framtiden.



Figur 1. Kompensationsutsättningar av laxungar (t. vänster) och öringungar (t. höger) i Östersjön, Vänern, Vättern, Klarälven samt västkusten under 1996-2002. Data är från Statistiska centralbyrån.

Vattenbruk

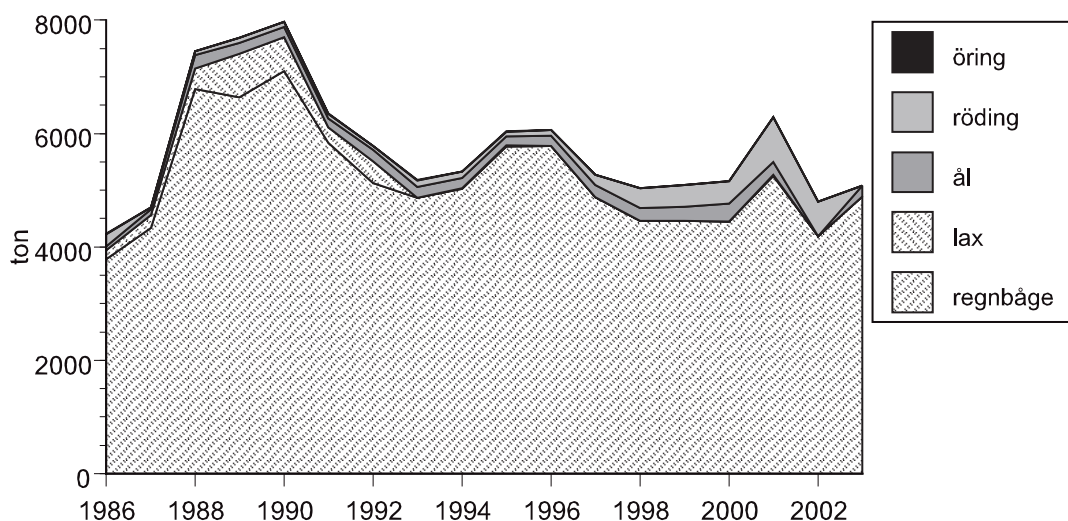
Vad är vattenbruk?

Vattenbruk, eller akvakultur, är odling av alla slags djur och växter i vatten. Fisk odlas för olika syften, dels finns det matfiskodling som producerar fisk direkt till konsumenterna, dels finns det odling av sättfisk, som producerar fisk för utsättningar. Vattenbruk har långa anor, och odling av karp förekom i Kina redan 5000 f.Kr. Under medeltiden spreds karpodlingen till Europa, först till klostren bl.a. för att användas under den katolska kyrkans fasteperiod. I Sverige har någon form av fiskodling förekommit i hundratals år, t.ex. dammodlingar av karp och ruda.

Fiskodlingar finns både i sötvatten och i kustområden, och odlingen sker i kassar i flytande odlingar, i dammar eller i bassänger. Största delen av matfiskproduktionen sker i sötvatten (produktion 4 162 ton eller 77 % år 2003). Av de två olika odlingsformerna, kasseodlingar och landbaserade odlingar, dominerar kasseodlingar produktionen i såväl sötvatten (63 % av totalproduktionen) som havsområdet (21 % av totalproduktionen), och landbaserade odlingar i havsområdet ansvarar för endast 2 % av totalproduktionen och landbaserade odlingar i sötvatten 14 % av totalproduktionen.

Odling av matfisk i Sverige är huvudsakligen odling av regnbåge i kasseodlingar. Produktion av matfisk varierar numera mellan 5 500 och 6 000 ton per år. Antalet odlingar i Sverige har minskat kontinuerligt sedan toppåren i början av 1990-talet, då det fanns 249 matfiskodlingar. I dag finns det ca 120 matfiskodlingar, ca 100 sättfiskodlingar, ca 100 matkräftodlingar, samt ett trettiotal andra odlingar (sättkräftor, musslor, ostron) (Statistiska centralbyrån). Produktionen av sättfisk har ökat under de senaste åren, och ligger på ca 1 000 ton per år, därtill kommer utsättningar i kompensations syfte som utförs av kraftbolagen. De flesta odlingsföretagen bedriver en blandad produktion av matfisk och sättfisk och/eller kräftor, endast ett 30-tal odlingar producerar enbart matfisk.

År 2003 producerades 5 404 ton matfisk i hel färskvikt (motsvarande 4 585 ton i slaktad vikt; Figur 2). Den viktigaste arten för vattenbruk är regnbåge, som utgjorde 90 % av hela produktionen år 2003. Regnbåge dominerar även produktionen av sättfisk, som var 1 108 ton år 2003. Totalvärdet av matfiskproduktionen var 151 miljoner kronor, och sättfisk- och sättkräftsproduktionen 76 miljoner kronor (Statistiska centralbyrån och Fiskeriverket) år 2003.



Figur 2. Vattenbrukets produktion av matfisk i Sverige 1986-2003. Data är från Statistiska centralbyrån och Fiskeriverket.

Rymning från fiskodlingar

Rymning av odlade fiskar utgör en potentiell risk för naturliga fiskbestånd och för den biologiska mångfalden. Rymning kan ske om kassar går sönder i följd av oväder eller sabotage. Fiskätande rovdjur, såsom mink, utter och fiskgjuse, kan också bidra till att rymning sker. Haverier är en av de största orsakerna till rymning av odlad fisk; de kan orsakas av översvämningar i tråg, dammhaverier eller storm- och ishaverier. Rymningsrisk finns också i samband med förflyttning av fisk. Endast landbaserade odlingar som är helt inneslutna med infil-

tration av avloppsvattnet kan anses som helt säkra för rymningar.

Det finns ingen exakt information om rymningar från svenska odlingar, och därför är det svårt att uppskatta riskerna. Från andra länder finns endast grova skattningar av antalet rymningar; i Norge antas 1-5 % av fiskarna rymma från laxodlingar. Detta betyder 240 000 – 553 000 förrymda laxar årligen, varav 34-54 % äger rum i yttre kustområden, och 10-21 % i fjordar. Det finns ett stort behov att utreda omfattning av rymning av odlad fisk, och uppskatta de risker och effekter som rymningar orsakar på de vilda bestånden.

Barlastvatten

Vad är barlastvatten?

Barlastvatten används för att reglera fartygens stabilitet, djupgående och manöverbarhet. Vatten har använts som barlast i fartyg sedan 1880-talet, dessförinnan användes stenar eller jord. Barlastvatten är ett oavsiktligt spridningssätt för många akvatiska organismer, både växter och djur. Dessutom kan vilostadier och bottenlevande organismer sprida sig med barlastvatten och i sediment på tankbotten. Fartyg fyller på och tömmer sitt barlastvatten i hamnbassänger, vilket ökar möjligheterna för organismer att sprida sig till nya områden, inte bara från lossningshamn till lastningshamn. Vissa arter kan även spridas som påväxt på fartygens skrov.

Barlastvatten som spridningsväg

Globalt anses barlastvatten vara den största enskilda spridningsvägen av främmande organismer (Ruiz et al. 1997). Sjötrafik sprider nya arter i flodmynningar, och därifrån kan de sprida sig uppåt i älven till sötvatten. Uppskattningsvis 14 % av

de främmande arterna i svenska sjöar och vattendrag har kommit med barlastvatten eller som påväxt på fartyg (Josefsson 1999).

En kubikmeter barlastvatten kan innehålla 50 000 djurplanktonorganismer samt miljoner växtplanktonorganismer (Golasch & Leppäkoski 1999). I en omfattande europeisk studie på barlastvatten hittades 19 olika fiskarter i över 1 500 prov som togs på barlastvatten och bottensediment (Golasch et al. 2002). Också mindre fritidsbåtar m.m. kan oavsiktligt sprida vattenlevande organismer på kortare sträckor. Spridning av sjukdomar eller sjukdomsalstrare kan också ske med barlastvatten. Många lägre vattenlevande djur (t.ex. binnikemaskar, sugmaskar, larver av snäckor och musslor) kan fungera som mellanvärdar för olika fiskparasiter, och barlastvatten kan således sprida parasiter. Det kan också sprida sjukdomar och parasiter som drabbar andra vattenlevande djur. Vilostadier av olika vattenorganismer kan sprida sig med barlastvatten, och överlevnaden hos transporterade vilostadier (diapausstadier) kan vara hög; i en studie av spridningsrisken hos 17 olika planktondjur (Cladocera, Copepoda, Rotifera) varierade äggens överlevnad mellan 0 och 92 % (Bailey et al. 2003).

International Maritime Organization (IMO) ger riktlinjer för kontroll och hantering av sjöfartygens barlastvatten för att minimera transport av skadliga akvatiska organismer och patogener. IMO antog i februari 2004 en ny konvention om kontroll och hantering av fartygs barlastvatten och sediment. Den kräver att fartyg har behandlingssystem för barlastvatten. Beroende på fartygets byggnadsår och storlek ska dessa finnas ombord senast år 2016. Byte av barlastvatten ska ske minst 50 nautiska mil (= 92,6 km) från kusten, och på minst 200 meters djup. Ballast Water Performance Standard kräver bl.a. att fartygen får avlägsna högst 10 levande organismer (max storlek 50 µm) per kubikmeter vatten. Konventionen träder i kraft 12 månader efter den dag då minst 30 stater, vilkas handelsflottor sammanlagt motsvarar minst 35 % av världshandelsflottans bruttodräktighet, har ratificerat konventionen. Arbetet med IMO:s barlastvattenkonvention i Sverige koordineras av Sjöfartsverket.

Svenska insjöar

Svensk sjöfart är indelad i sju trafikområden, Bottenviken, Bottenhavet, Stockholm-Mälaren, Ostkusten, Sydkusten, Västkusten, och Vänern. Av dessa finns det insjöhamnar i Vänern och i Mälaren.

Sjötrafiken i insjöarna är omfattande: år 2002 kom det enligt Sjöfartsverket totalt 2 233 fartyg (lastfartyg, passagerarfartyg och färjor) till Mälaren och 1 189 fartyg till Vänern. Det kan skönjas en svag ökning jämfört med året innan i Mälaren, men en svag minskning i Vänern. Trafiken i insjöarna utgör dock bara en bråkdel (ca 3 %) av alla anlöp i svenska hamnar.

Trafik till Mälaren kommer från Medelhavet, Colombia, olika hamnar i Nordsjön samt Baltiska hamnar (Sjöfartsverket, Södertälje trafikområde). Alla fartyg har inte barlastvatten, eftersom de kör lasttrafik och ligger på maxdjupgående, således finns det inget behov av barlast. Från Medelhavet och Colombia kommer det ca 10-20 fartyg per år, men mest trafik kommer från Baltiska hamnar och Nordsjön. Södertäljekanalens storlek sätter gränsen för inkommande fartygens storlek, de flesta bär ett par hundra ton. Det är möjligt att

en del av fartygen fyller på barlastvatten i Mälaren innan de åker vidare till andra svenska hamnar.

Enligt Sjöfartsverket släpps varje år totalt ca 23 miljoner kubikmeter barlastvatten i svenska kust- och inlandsvatten. Största delen kommer från Östersjön och Nordsjön. I Mälaren släpps det 1,1 miljoner kubikmeter och i Vänern 0,6 miljoner kubikmeter barlastvatten per år.

Kinesisk ullhandskrabba (*Eriocheir sinensis*; Figur 3) och vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*) har troligen spridit sig till Mälaren från barlastvatten. Spridningsrisk via barlastvatten gäller framför allt evertetrater, som har tåliga vilostadier som kan överleva längre tider i vattentankar, men även småfiskar kan spridas via barlastvatten. Vi känner inte till något fall av oavsiktlig introduktion av fiskar till svenska sötvatten via barlastvatten.

Det finns exempel på spridning av fiskar till sötvatten via barlastvatten bl.a. från Nordamerika. Gers (*Gymnocephalus cernuus*) har spridit sig via barlastvatten till Nordamerikas Stora sjöar. Den påträffades för första gången på 1980-talet, och på grund av sin höga reproduktionsförmåga och snabba livscykel har den spridit sig effektivt i de Stora sjöarna. Även svartmunnad smörbult (*Neogobius melanostomus*; Figur 4) och en annan art av smörbult (*Proterorhinus marmoratus*) har sannolikt spridit sig till de Stora sjöarna via barlastvatten.

Svartmunnad smörbult hittades för första gången i Östersjön i Gdanska bukten år 1990 (Skora & Stolarski 1993), och är numera den dominerande arten på



Figur 3. Kinesisk ullhandskrabba (*Eriocheir sinensis*) har troligen spridit sig i Mälaren från barlastvatten. Foto: Jennie Dahlberg.

polska Östersjökusten och finns också i Rigabukten. I februari 2005 gjordes det första fyndet i finska Skärgårdshavet, då en individ fastnade i en pimpelfiskares tafs-pirk vid Rövarholmen, S:t Karins. Svartmunnad smörbult konkurrerar om föda och utrymme med ursprungliga arter, och den har trängt bort övriga fiskarter från sådana områden där den har fått fäste. Den kan också ha en viss påverkan på andra fiskarter, såsom torsk (*Gadus morhua*), abborre (*Perca fluviatilis*), piggvar (*Psetta maxima*) och gös. Svartmunnad smörbult klarar sig i sötvatten, och därför är det fullt möjligt att den sprider sig från Östersjön till kustnära sjöar i framtiden, och vidare till exempel till sjöar i Göta kanalsystemet. I Polen har den gått upp i floder och småsjöar vid Gdanskskusten (G. Almqvist, Fiskeriverket, muntl. medd.).

Misstänkta fall av spridning av fiskar via barlastvatten finns även annanstans.

Till exempel i Nya Zeeland har man upptäckt nya smörbultarter, *Acentrogobius pflaumii* och *Arenigobius bifrenatus*, som troligen har spridit sig via barlastvatten (Francis et al. 2003).



Figur 4. Svartmunnad smörbult (*Neogobius melanostomus*), en nykomling i Östersjön med ursprung i Pontokaspiska området. Foto: Gustaf Almqvist.

Levande agn

Vad är levande agn?

Användningen av levande agn är vanligt i viss typ av fiske, såsom angelfiske efter gädda eller långrevsfiske efter abborre, gädda eller ål. Som bete används både fiskar och ryggradslösa djur. Det levande djuret krokas fast, hos fisk sätts t.ex. kroken genom ryggen, och reven sänks i vattnet. Det "gamla, hederliga" maskmetet är ett bra exempel på fiske med levande agn. Fri-släppning eller rymning av agn innebär en potentiell risk för spridning av främmande arter. Dessutom finns det risk att parasiter eller andra sjukdomsalstrare sprider sig som fripassagerare med det levande agnet.

Användning av levande agn i Sverige

För att få reda på i vilken utsträckning levande agn används i Sverige kontaktade vi länsfiskekonsulenter och sportfiskarna,

och frågade efter uppgifter och åsikter om levande agn. I Tabell 3 sammanfattas länsfiskekonsulenternas svar.

De vanligaste fiskarterna som används som levande agn i Sverige är mört (*Rutilus rutilus*), elritsa (*Phoxinus phoxinus*) och benlöja (*Alburnus alburnus*). I någon mån används även braxen (*Abramis brama*), ruda (*Carassius carassius*), björkna (*Blicca bjoerkna*), abborre, sarv (*Scardinius erythrophthalmus*), nors (*Osmerus eperlanus*), gers, spigg (*Pungitius pungitius* och *Gasterosteus aculeatus*), stensimpa (*Cottus gobio*), bäcknejonöga (*Lampetra planeri*) och sill eller strömming (*Clupea harengus*). Dessutom används evertebrater, såsom olika arter av dagmaskar, fluglarver, och mygglarver.

Agnfiskarna kan vara egenhändigt infångade eller inköpta. I Sverige handlar det om båda typerna, men det finns ingen omfattande odlingsverksamhet eller uppfödning av agnfisk. Mört och andra karpfiskar är både köpta och fångade, sill eller strömming köpta, och övriga arter företrädesvis fångade. Däremot odlas evertebrater,

Tabell 3. Användning av levande agn i samtliga län enligt information från länsfiskekonsulenter.

Län	Används levande agn?	Fiskar?	Vertebrater?	Av lokala fiskare?	Av turister?	Vilka vatten?
Stockholm	ja	ja	ja	ja	ja	alla typer av vatten med gädda, gös och abborre
Uppsala	ja	ja				flera av länets sjöar
Södermanland	ja	ja	ja	ja	?	enskilda vatten
Östergötland						
Jönköping	ja	ja	ja	ja	ja	överallt
Kronoberg	ja					
Kalmar	ja	ja				samtliga inom länet
Gotland						
Blekinge	ja	ja	ja	ja	ja	flesta i länet, fiskar vintertid vid kusten + insjöar
Skåne	ja	ja	ja	ja	ja	vid fiske efter gädda, gös och abborre vanligt i alla vatten
Halland	ja	ja	ja		ja	
Västra Götaland	ja	ja	ja	ja	ja	sjöar med gädda, abborre och gös, put and take -sjöar
Värmland	ja	ja	ja			
Örebro	ja	ja	ja	ja	ja	
Västmanland	ja	ja	ja	ja	ja	naturliga vatten vid angelfiske, pimpelfiske, mete, långrevsfiske
Dalarna	ja	ja	ja	ja	ja	vildvatten
Gävleborg	ja	ja	ja	ja	ja	i relativt stor utsträckning
Västernorrland	ja	ja	ja	ja	ja	
Jämtland	ja	ja		ja	ja	
Västerbotten						
Norrbotten	ja	ja	ja	ja	ja	allt från skärgården till fjällsjöar

s.k. *maggots* eller fluglarver för att användas som levande agn. I USA uppskattades agnfiskindustrin ha ett värde på 1 miljard dollar per år i början av 1990-talet (Litvak & Mandrak 1993).

Enligt länsfiskekonsulenter är användningen av bete som härstammar från andra vattensystem, från kusten eller t.o.m. från utlandet, ett problem. Önskad spridning av främmande arter är också ett problem. Länsfiskekonsulenter anser dessutom att levande agn är en risk ur fisk- och kräftsjukdomssynpunkt. Ett ökat sport- och turistfiske ökar riskerna, och om intresset för troling ökar, innebär det också ökade risker. I framtiden kan en ökad transport av levande agn från andra länder

bli ett problem, fisketurister har nämligen ofta levande agn med sig när de åker till Sverige. Användning av nya arter kan också utgöra ett problem, och frisläppandet av främmande kräftarter som använts som bete kan vara ett hot mot inhemska kräftpopulationer. Dött biologiskt material (fisk eller fiskbitar) används också som agn, speciellt vid kräftfiske, och det kan innebära risker ur sjukdomsspridningssynpunkt. Framför allt virussjukdomar kan överleva i vilolikt tillstånd under flera år.

I utlandet finns det kända fall av oavsiktlig spridning av främmande arter genom användning som agn. Gers har troligtvis spridit sig från England till Skottland och övriga Storbritannien genom

användning av levande agnfisk (Adams & Maitland 1997; Winfield et al. 1996). Den har spridit sig effektivt, och populationen har snabbt expanderat. Gers kan utgöra ett hot för bestånd av sik (Winfield et al. 1996). I skotska Loch Lomond har gers haft påtagliga effekter på näringsväven (Adams & Maitland 1997). I USA har man uppskattat att sannolikheten för en enskild sportfiskare (metare) att sprida agnfiskar i nya

områden är låg, men trots detta närmar sig den totala sannolikheten för spridning 1,00 om man tar hänsyn till alla sportfiskare (Ludwig & Leitch 1996). Även fångstredskap kan sprida vattenlevande organismer och sjukdomar. Exempelvis kan kräftpest sprida genom flyttning av mjärdar från en infekterad sjö till ett sjukdomsfritt vatten. I Norge är all användning av levande agnfisk förbjudet.

Akvariefiskar

Akvariefiskarnas ursprung

De vanligaste akvariefiskarterna är tropiska. Endast få akvarier har kallvattensfiskar i sina akvarier, bortsett från koiarp och guldfisk. Tabell 4 omfattar de vanligaste akvariefiskarterna i Sverige, informationen är från Svenska Akvarieföreningars Riksförbund (SARF).

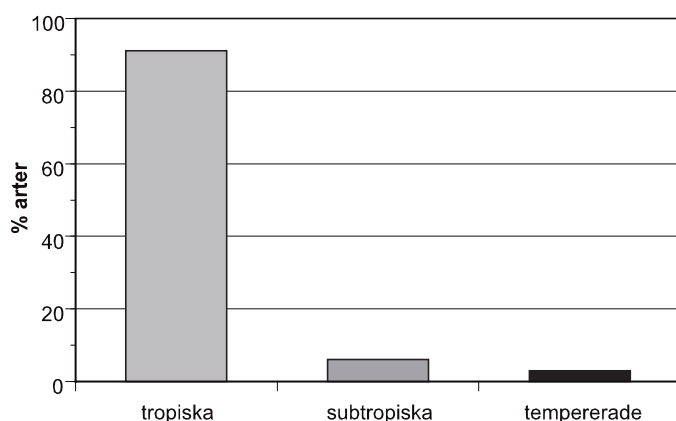
SARF uppmuntrar sina medlemmar att odla akvariefiskar själva. SARF har listat över tusen arter och varieteter som har getts olika valörer, beroende på svårighetsgraden. Vi gick igenom denna lista och tog reda på arternas ursprungliga utbredningsområde med klimatzon utnyttjande databasen FishBase, och jämförde dessa

med svenska förhållanden. En lista på dessa arter presenteras separat i Bilaga Akvariefiskar.pdf på Fiskeriverkets hemsida (Publikationer).

De flesta arterna är tropiska (tetrar, ciklider, tandkarper, labyrintfiskar). Ca 4 % av arterna på listan härstammar från tempererade områden (Figur 5), och kunde potentiellt klara sig i naturvatten i Sverige. Bland malar och barber finns det sådana arter. Ett exempel är prickig dvärgmal (*Ictalurus punctatus*), som är en nordamerikansk art, och har påträffats i Europa bl.a. i Belgien, Frankrike, Ungern och Storbritannien (FishBase). Den är dessutom ett potentiellt skadedjur. I gruppen "andra" ingår några tempererade arter, som skulle

Tabell 4. De vanligaste akvariefiskarterna i Sverige och deras ursprungliga utbredningsområde.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Utbredningsområde
neontetra	<i>Paracheirodon innesi</i>	Sydamerika (tropisk)
kardinaltetra	<i>Paracheirodon axelrodi</i>	Sydamerika (tropisk)
guppy	<i>Poecilia reticulata</i>	Sydamerika (tropisk)
svärdbräare	<i>Xiphophorus helleri</i>	Centralamerika, Afrika
molly	<i>Poecilia sphenops</i> , alt. <i>P. velifera</i>	Centrala och nordliga Sydamerika
platy	<i>Xiphophorus maculatus</i>	Centralamerika
skalare	<i>Pterophyllum scalare</i>	Sydamerika (tropisk)
guldfisk (Slöjstjart)	<i>Carassius auratus</i>	Centralasien, Kina, introducerad världen runt
tigerbarb	<i>Puntius tetrazona</i>	Sydöstra Asien (Borneo, Sumatra), vida introducerad
zebrafisk	<i>Danio rerio</i>	Asien (Pakistan, Indien, Bangladesh, Nepal); i Colombia troligen akvarierymling



Figur 5. Ursprungsområdet av de drygt 1 100 akvariefiskarter som ingår i SARF:s odlingskampanj.

kunna klara sig i naturvatten, eller till och med redan finns där, såsom storspigg (*Gasterosteus aculeatus*), och nordamerikanska amerikansk hundfisk (*Umbra limi*) och "solabborre" (*Lepomis macrochirus*). Solabborren anges vara potentiellt skadlig, men enligt uppgifterna på FishBase har den inte påträffats i Europa.

Akvarierymningar i naturen

Det finns kända fall i övriga världen att frisläppta akvariefiskar etablerat sig och bildat självförsörjande populationer. Akvarierymningar är troligen orsaken till en hög andel icke-ursprungliga fiskarter i sydöstra Floridas rev (Semmens et al. 2004). *Percottus glenii* (Chinese sleeper, Amur sleeper, rotan) är en östasiatisk flodfisk som har sitt ursprung i Kina, Ryssland, nordöstra Korea samt i floden Amurs vattensystem (FishBase). Den har spridits oavsiktligt till före detta Sovjetunionen och Ryssland i samband med utsättning av rom av kinesisk karp (FishBase). Den har etablerat sig och bildat självförsörjande populationer, och bl.a. i Tashkent har den ersatt ursprungliga

arter och orsakat ofördelaktiga ekologiska effekter. Övervakning av små vattenförekomster i Moskvaprovinsen i Ryssland har visat att *P. glenii* minskar artrikedomen hos akvatiska makrovertebrater samt larver av groddjur, och de flesta groddjur samt ruda misslyckas att reproducera sig i dammar bebodda av arten (Reshetnikov 2003). Den finns i dag i Nevas flodmynning, dit den har spridit sig som akvarierymning (Panov et al. 2002). Enligt en riskbedömning av Pienimäki och Leppäkoski (2004) kan *P. glenii* sprida sig till finska insjöar, och påverka mänskliga aktiviteter samt konkurrera med andra fiskarter om föda. De anser att risken att arten blir introducerad och etablerar sig i finska insjöar är ganska hög.

Enligt uppgifterna från SARF har akvaristerna ibland guppy, kardinalfisk m.fl. ute i dammar på sommaren, och då kan de klara ganska kallt vatten efter gradvis tillvänjning. Exempelvis har spridning av *P. glenii* troligtvis skett från trädgårdsdammar (Diripasko 1997). Det finns också ett ökande intresse för trädgårdsdammar i Sverige. En populär fisk i trädgårdsdammar är Koikarp, som är en speciellt avlad och ofta färggrann form av karp, och den skulle kunde överleva också i naturvatten.

Akvarierymningar som har etablerat sig i naturvatten inkluderar inte bara djur utan även växter. Nordamerikanska vattenpest (*Elodea canadensis*) och smal vattenpest (*E. nuttallii*) är populära akvarieväxter som har spridit sig i näringsrika sjöar bl.a. i Sverige och Finland.

Det är möjligt att det kan komma in främmande vattenorganismer, såväl fiskar som andra arter, som klarar svenska förhållanden. Uppmärksamhet behövs på detta område för att undvika oönskad spridning av nya främmande arter i naturvatten genom dammbruk. En ytterligare potentiell risk med akvariefiskar är spridning av sjukdomar till vilda bestånd.

Utsättningar av signalkräfta

Signalkräfta i Sverige

I Sverige är signalkräftan (*Pacifastacus leniusculus*, Figur 6) det tydligaste exemplet på vad en främmande art kan ställa till med. Signalkräftan börjades sätta ut i slutet av 1960-talet för att kompensera förlusten av ursprungliga flodkräftbestånd. Flodkräftan hade då gått kraftigt tillbaka som följd av spridning av kräftpesten, och idag återstår endast 5 % av de flodkräftbestånd som fanns vid 1900-talets början (Fiskeriverket & Naturvårdsverket 1998).

Enligt en sammanställning från Fiskeristyrelsen sattes det under 1969-1983 signalkräftor ut i över 200 lokaler i mera än 20 vattenområden. Utsättningar av signalkräftan har fortsatt i stor skala på 1980- och 1990-talen, och förutom beviljade utsättningar har artens spridning påverkats kraftigt av illegala utsättningar. Illegala utsättningar var på hösten 2004 kända i alla andra län förutom Västernorrland och Norrbotten.

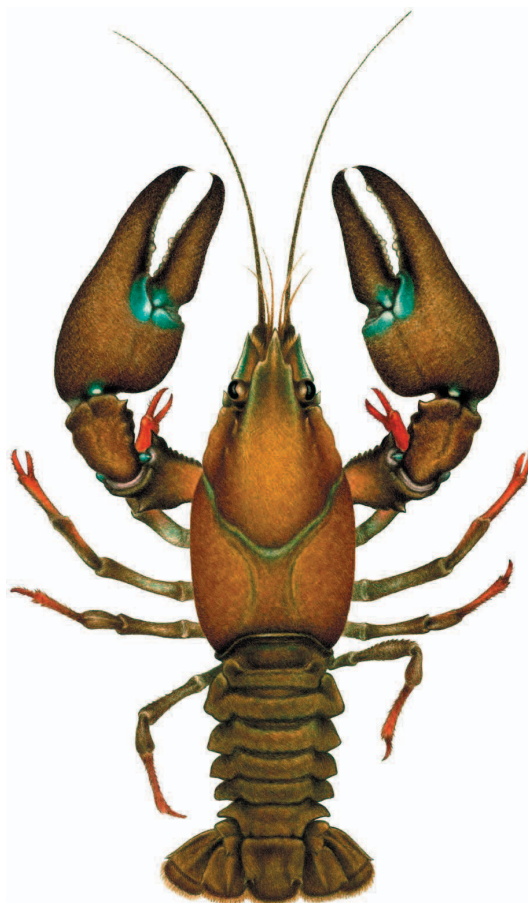
Regelverket angående utsättningar av kräftor har skärpts i flera steg, och i dag får tillstånd avse endast utsättningar i vatten där signalkräftan redan finns som följd av beviljade utsättningar (FIFS 2001:3). Illegala utsättningar är dock ett fortsatt stort problem, speciellt som dessa i många fall har skett i vatten där aktivt bevarande av flodkräfta pågår.

Signalkräftans utbredning i dag är huvudsakligen ett resultat av utsättningar (Figur 7). Folk har ofta överdrivna förväntningar på signalkräftans framgång och produktivitet, vilket ger upphov till illegala utsättningar. Signalkräftpopulationens framgång beror på biotiska faktorer, såsom konkurrens, fiskpredation, populationstäthet och födotillgång samt abiotiska faktorer, såsom temperatur, vattenkemi (pH, Ca-halt), tillgång på lämpligt bottensubstrat och skyddsplatser, och kräftornas tillväxt visar stor variation mellan olika lokaler. På grund av detta har signalkräftutsättningar inte alltid lett till det önskade resultatet, dvs. ett produktivt kräftfiske.

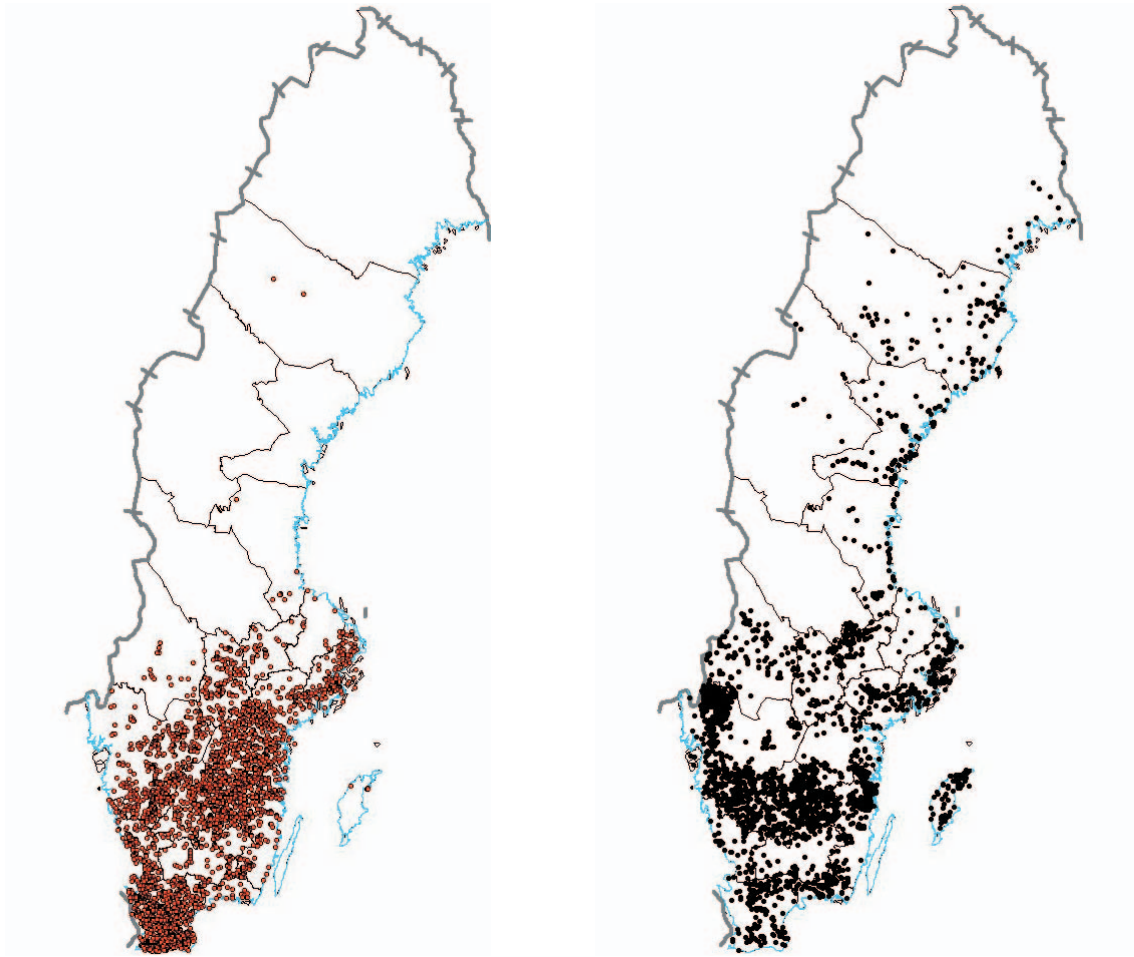
Även flodkräftan har satts ut utanför sitt ursprungliga utbredningsområde: från mellersta Hälsingland norrut är troligen de flesta bestånden (som bara finns i rinnande vatten) resultat av utsättningar (Fiskeriverket & Naturvårdsverket 1998).

Kräftpest

Kräftpest är en svampsjukdom som orsakas av svampen *Aphanomyces astaci*. Signalkräftan är delvis immun mot kräftpesten men är samtidigt bärare av sjukdomen.



Figur 6. Signalkräftan (*Pacifastacus leniusculus*) kommer ursprungligen från Nordamerika, men introducerades till Sverige på 1960-talet. Illustration: Linda Nyman.



Figur 7. Känd utbredning av signalkräfta (vänstra kartan) och flodkräfta (högra kartan). 2004. Data från Fiskeriverkets sötvattenslaboratoriums kräftdatabas.

Kräftpesten kom till Sverige med importerade kräftor i början av 1900-talet, men i och med att signalkräftan introducerades har kräftpesten definitivt etablerats och kräftpestspridningen har accelererats. Enligt Fiskeriverkets kräftdatabas (KDB) har pest rapporterats på 147 lokaler sedan 1996, men det faktiska antalet är troligen högre på grund av bristfällig rapportering. Med PCR-teknik har man kunnat visa att dagens pestutbrott är orsakade av den peststam som kom till landet med signalkräftan (Huang et al. 1994; Lilley et al. 1997). Återinplanteringar av den ursprungliga flodkräftan är lönlösa om signalkräftan är etablerad i vattnet då också sjukdomen blir permanentad.

Flodkräftan är på grund av detta en starkt hotad art i Sverige och är sedan 2000 klassificerad som sårbar i den nationella rödlistan (Gärdenfors 2005). KDB har under år 2002 registrerat sammanlagt 1 002 lokaler där flodkräfta förekommer. Detta kan jämföras med de 1 596 flodkräftslokaler som redovisades för år 1996 enligt åtgärdsprogrammet för flodkräftan (Fiskeriverket & Naturvårdsverket 1998). I Stockholms län fanns det 150 flodkräftbestånd år 1996, men till år 2003 hade en tredjedel av dessa försvunnit enligt länsfiskekonsulenten. I Västra Götalands län har mera än 220 flodkräftbestånd (troligen) dött ut, och i dag finns det ca 470 bestånd kvar (Länsstyrelsen Västra Götaland 2003).

Övrig oavsiktlig införsel

I Varbergs kommun i Halland har nors spridit sig genom pumpning i kommunens ytvattentäkter. Den har kommit till Mesen från Stora Neten genom pumpning och, upptäcktes vid provfisken 2001 (J. Ljunggren, Lst Hallands län, muntl. medd.).

I december 2003 fångades en sterlett (*Acipenser ruthenus*) i Rönne å i Skåne. Fisken fångades uppströms ett definitivt vandringshinder, och den troligaste förklaringen till detta sällsynta fynd är att den har dumpats från ett akvarium. Det har funnits ett relativt stort intresse att få odla sterletter, men laglig odlingsverksamhet finns inte i Sverige. Arten lever normalt i floder och flodmynningar i Asien (Svarta havet, Kaspiska havet, Azov-havet, Vita havet, Karahavet) system. Enligt Naturhistoriska riksmuseet har förekomster hittills varit resultat av utsättningar i grannländer, och arten är inte etablerad i Sverige (Kullander 1999). Spridning och förekomster hittills säger förstås ingenting om potentiell framtida spridning. Utsättningar av sterlett har gjorts i Östersjön i Rigabukten på 1960-talet (Koli 1993).

Introduktioner av främmande arter kan sprida andra arter. Det är troligen orsaken till spridningen av *Craspedacusta sowerbyi*, som är ett polypdjur som ursprungligen förekommer i Changflodets vattensystem i

Kina. Första upptäckten i Europa gjordes år 1880 i England, och i dag finns arten i alla delar av den subtropiska och tempererade regionen. Den har en komplicerat livscykel som består bl.a. av äggstadium, planulalarver, polyper, polypkolonier och medusor. Spridning av maneten, eller hydromedusan, beror på minst tre olika faktorer: 1) den har effektiva spridningsstadier, 2) den kan ha spridit med transport av vatten och vattenlevande växter och 3) klimatuppvärmningen gynnar troligen maneten (Lundberg & Svensson 2003).

Det första svenska fyndet av *Craspedacusta*-hydromedusan gjordes 1969 i Långsjön, söder om Stockholm. Under flera år var det ganska tyst om hydromedusan, men under den varma sommaren 2002 rapporterades maneter i 14 sjöar, de flesta i Östergötland (Lundberg & Svensson 2003; S. Lundberg, Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm, muntl. medd.). Intressant är att många av dessa sjöar har introducerade signalkräfter, som kommer från sjön Hövern (Söderköpingsåns avrinningsområde) i Östergötland (L. Edsman, Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, muntl. medd.), vilket tyder på att det kan finnas en koppling mellan spridning av dessa främmande arter.

Effekter och risker orsakade av främmande arter

Hur effekter uppstår

Invasion av främmande arter

Fiskutsättningar och främmande arter kan orsaka förändringar i den biologiska miljön och fisksamhället genom att påverka arternas inbördes förhållanden via predation och konkurrens, påverka tillväxten hos andra arter (som följd av ökad konkurrens), orsaka förändringar i den fysiska miljön, sprida sjukdomar och parasiter, samt orsaka genetiska förändringar (Welcomme 1991). Invasionsprocessen av främmande arter kan indelas i olika faser:

1. transport
2. frisläppande/utsättning (*release / introduction*)
3. etablering (*establishment*)
4. spridning och ökning av tätheten

Tidsperspektiv

Främmande arter kan ge effekter både på kort och lång sikt, och speciellt de långsiktiga effekterna kan vara svåra att identifiera och förutse. Effekterna kan vara direkta, så att den främmande arten påverkar det befintliga beståndet direkt via predation eller konkurrens, eller indirekta, så att effekterna av den nya arten sker via något annat led i ekosystemet. Det kan uppstå näringskonkurrens mellan ursprungliga arter och den nya arten. En ny art kan erövra födoresursen från en ursprunglig art, som därför tvingas till alternativa och sämre födokällor, med försämrad tillväxt som följd.

Effekter uppstår när den nya arten kommer i kontakt med sin nya miljö, och de ökar sannolikt med etablering och spridning.

Effekter på olika nivåer

Effekterna av fiskutsättningar kan uttryckas både på inomarts- och mellanartsnivå, och tillsammans kan ekologiska och genetiska effekter leda till att det ursprungliga beståndet försvinner helt och hållet (Rosechi et al. 2001). Effekter lindrigare än utrotning uttrycks som försämrad tillväxt och överlevnad, genetiska förändringar, förändrad samhällsstruktur, eller en kombination av dessa (Ross 1991).

Det är värt att notera att även om främmande arter kan påverka artrikedomen positivt (dvs. alfa-diversitet ökar), kan de ändå ha negativa effekter på funktionell mångfald (*functional diversity*) (Ojaveer et al. 2002). Dessutom kan de leda till en minskning av variation i artsammansättningen mellan olika områden (dvs. beta-diversitet minskar). Exempel på ökning av alfa-diversitet är utsättning av en ny fiskart i en sjö – antalet fiskarter ökar. Dock kan samma utsättning leda till minskning av diversitet hos planktondjur eller bottenfauna genom fiskarnas predation, och alfa-diversitet i hela sjön minskar. Om samma fiskarter sätts ut i ett större område blir fisksamhällen mera lika, och beta-diversitet minskar. Ett ytterligare problem i uppskattning av effekterna är det att det ofta saknas information om situationen innan den främmande artens ankomst.

Ekonomiska effekter

Främmande arter orsakar stora ekonomiska förluster, antingen direkt, som minskat värde på naturresursen, minskad avkastning, miljöskada, hälsoproblem m.m., eller indirekt, som kostnad för åtgärder för utrotning och för att hindra spridning m.m. I USA har man uppskattat att den årliga förlusten orsakad av ca 50 000 främmande arter är 137 miljarder dollar (Pimentel et al. 2000a). I USA, Storbritannien, Australien, Indien, Sydafrika och Brasilien är de sammanlagda årliga kostnaderna av främmande arter 336 miljarder dollar (Pimentel et al. 2000b). I Afrika uppskattas de årliga kostnaderna nå miljarder dollar (BBC News). I Australien är problemet med främmande arter särskilt stort, och där har man uppskattat den årliga kostnaden av bara främmande ogräsarter (*invasive weeds*) att vara 3,3 miljarder dollar (Invasive Species Council).

Man kan också försöka uppskatta kostnaderna som uppstår om ingenting görs för att bekämpa en främmande art. Exempelvis i Australien har man räknat att om en myrart (red fire ant, *Solenopsis invicta*) inte utrotas, kommer den att kosta landets ekonomi 7 miljarder dollar under de närmaste 30 åren (Invasive Species Council).

Gradient av effekter

Enligt Welcomme (1991) kan man urskilja ett tydligt mönster i utsättningar av främmande fiskarter. Resultaten av utsättningarna kan beskrivas som en gradient från ringa till betydande påverkan på den ursprungliga faunan:

1. I det lindrigaste fallet försvinner en ny art utan att lämna några spår, eller det finns inga uppgifter om dess vidare öde.
2. I nästa fas överlever arten, men den kan inte reproducera sig under naturliga förhållanden, och populationen kan endast uppehållas med kontinuerliga utsättningar.
3. I nästa fas etablerar den nya arten sig lokalt. Den kan etablera sig i spridda populationer i låga tätheter eller som isole-

rade populationer i enskilda vatten eller odlingar. Kraftig reproduktion kan leda till att den nya arten blir åtminstone tillfälligt dominerande på området. Den nya arten kan gynnas tillfälligt, t.ex. om klimatförhållanden är gynnsamma, men en hård vinter kan leda till en populationskrasch eller att den slås ut fullständigt.

4. Slutligen kan den nya arten bli ett markant eller dominerande element i sin nya miljö. Fortfarande kan den minska och till och med försvinna av naturliga orsaker eller genom utrotningsåtgärder, något som den delar med ursprungliga arter.

Det finns exempel från varje grupp bland fiskutsättningar utförda i Sverige.

1. Öringabborre (*Micropterus salmoides*) och svartabborre (*M. dolomieu*) har introducerats i svenska vatten åtminstone tre gånger, men de har försvunnit utan att lämna några spår (Filipsson 1994).
2. Karp sätts kontinuerligt ut i naturvatten i begränsad omfattning, eftersom den har svårt att etablera självreproducerande bestånd. Också förekomsten av regnbåge i naturvatten är ofta följd av utsättningar eller rymning från odlingar. Reproduktion av regnbåge i naturen har hittills varit endast sporadisk.
3. Bäckröding har bildat ca 300 självreproducerande bestånd i landet, och den kan anses tillhöra denna grupp av lokalt etablerade arter. Även fiskar som odlas inom vattenbruk tillhör denna grupp.
4. Fiskutsättningar i ursprungligen fisktomma sjöar har skapat bestånd som kan klassificeras i denna kategori. Även signalkräfta, och dess nästintill eviga följeslagare kräftpesten, har blivit markanta och dominerande element i flera vatten.

I förväg är det mycket svårt att förutse vilka effekter en utsättning kommer att ha. Dessutom skall man komma ihåg att det kan dröja lång tid innan effekter uppstår (Allendorf 1991).

Riskanalys

Riskanalys är ett verktyg för bedömningen verksamhetens eller åtgärdens potentiella risker för miljön och biologisk mångfald. Faktorer som skall tas hänsyn till är risk för rymning, möjlighet till etablering och reproduktion, samt möjliga interaktioner med andra arter och naturliga processer och de ekologiska och genetiska effekter som kan uppstå.

För att genomföra en grundlig riskanalys, måste man kunna identifiera själva risken (*hazard identification*), uppskatta sannolikheten (*probability estimation*), samt förklara iakttagelsen (*accounting for perception*) (Williamson 1999). Risken innehåller olika komponenter, såsom förändringar i näringsväven, miljöförändringar, samt risk för spridning av sjukdomar och parasiter.

Effekterna kan påverka olika delar av ekosystemet, och orsaka förändringar i näringsväven, när arter tvingas använda alternativa födokällor. Varje utsättning är unik, och det är således fråga om bedömning från fall till fall. Man skall även komma ihåg att levande arter kan agera på ett oförutsägbart sätt i den nya miljön.

En riskanalys innefattar bl.a. uppskattningar av sannolikheter för olika typer av händelser. Om ett specifikt fall är en sällsynt händelse, saknas det oftast empiriska data som kan ligga till grund för en sannolikhetsuppskattning.

En möjlighet att ändå kunna få en uppfattning om sannolikheten är att låta experter bedöma händelsen. Nackdelar med expertutlåtanden är att de är subjektiva och varierar mellan olika experter, och de är oftast kvalitativa (t.ex. hög, medel eller låg risk).

Användning av modeller i riskanalys

En annan möjlighet är att konstruera modeller som utnyttjar information som finns tillgänglig eller som går att ta fram. Modellerna skall utgå ifrån välkända samband som förs samman så att den information man får från modellen är kopplad till den aktuella händelsen. Med hjälp av modellen är det möjligt att uppskatta sannolikheten. För att försäkra sig om att den skattade sannolikheten är robust i förhållande till modellens struktur och den osäkerhet som alltid råder, kan man göra s.k. känslighets- och osäkerhetsanalyser. Med modellen kan man även skatta sannolikheter under olika förutsättningar. Den skattade sannolikheten blir kvantitativ och kan uppdateras om ny basinformation kommer fram.

En riskanalys av en främmande art bör beakta artens egenskaper och det mottagande områdets egenskaper. I arbetet med främmande arter finns det goda möjligheter att använda de ovan beskrivna modellerna.

Statistiska modeller bygger på information om redan inträffade introduktioner av främmande arter, som används för att kategorisera vilka arter som skulle kunna lyckas vid en introduktion. Dessa modeller använder någon statistisk metod för kategorisering, och kräver många fall av främmande arter för att fungera bra. I områden där främmande arter inte är vanligt förekommande är det svårt att ta fram en statistisk modell som väl kategoriserar potentiella främmande arter. En annan invändning mot dessa typer av modeller är att både det sättet på vilket en art anländer till ett nytt område och slumpmässiga händelser har stor betydelse för huruvida introduktionen leder till att arten etablerar sig eller inte. Detta tar man sällan hänsyn till i statistiska modeller.

Mekanistiska modeller bygger på information om en arts egenskaper samt egenskaper hos det potentiella mottagarområdet. Med dessa modeller kan man även uppskatta sannolikheter för olika typer av mottagningsområden.

Ekologiska effekter

Vem drabbas?

De ekologiska effekterna av fiskutsättningar kan delas upp i tre kategorier beroende på vem som drabbas.

1. Utsättningsarten. Effekterna kan drabba samma art som utsättningsarten. Denna är den mest uppenbara typen av effekter, och sådana uppstår t.ex. vid stöd- eller kompensationsutsättningar, eller vid rymning av fisk från odling.

2. Andra fiskarter. De flesta vatten bebos även av andra fiskarter, som också kan påverkas. Det kan vara fråga om predation eller konkurrens (se nedan).

3. Andra organismer. Fiskutsättningar kan påverka andra vattenlevande organismer än fiskar, såsom djur- och växtplankton, groddjur, eller indirekt även fåglar som söker föda i utsättningsvattnet.

Predation

Effekterna av främmande arter beror på vilken nivå på näringskedjan (trofisk nivå) som den nya arten hör till (Bøhn & Amundsen 2001). Rovdjur eller predatorer – både toppredatorer och djurplanktonätande predatorer – har sannolikt större effekter än arter som ligger på en lägre trofisk nivå (Moyle & Light 1996). Predation av en främmande art kan påverka ålder- och storlekssammansättningen i fisksamhället, minska populationsstorlek hos ursprungliga arter, och i extremfall leda till utrotning av en eller flera ursprungliga arter. Introduktionen kan leda till en kaskad av effekter som reflekteras på olika ekosystem- och samhällsnivåer (Bøhn & Amundsen 2001; Oguto-Ohwayo & Hecky 1991).

Introducerade fiskar kan påverka ursprungliga arter på flera nivåer samtidigt. Predation av introducerade öring och regnbåge har inducerat förändrat beteende både hos ursprungliga Galaxiid-fiskar och hos insekter på Nya Zeeland samt minskat

insekttätheten (McDowall 2003). Beteendeförändringar tillsammans med försämrad födotillgång har lett till att ursprungliga fiskar har svårare att skaffa föda (McDowall 2003).

Nilabborren i Victoriasjön

Ett av de mest dramatiska exempel på effekter av främmande arter är utsättningen av Nilabborren (*Lates niloticus*) (Figur 8) i Victoriasjön i Östafrika 1954. Denna glupska predator har orsakat att minst hälften av sjöns ursprungliga ca 400 endemiska *Tilapia*-arter har utrotats (Bright 1996). Förutom effekter på sjöns ekosystem har Nilabborren dramatiskt påverkat lokalbefolkningens liv och levnadssätt eftersom



Figur 8. Nilabborre *Lates niloticus*, fotograferad i Uganda i början av 1970-talet. Foto: Eva Bergstrand.

Nilabborre *Lates niloticus*

Ursprungligt utbredningsområde

- tropisk Afrika, 27°N-7°S

Utsättningar

- till Tanzania, Marocko, USA, Kuba och Kongo

Effekter och problem

- har orsakat utrotning av många ursprungliga arter i Victoriasjön genom predation

Annan information

- har betydelse för yrkesfiske, vattenbruk, sportfiske
- max storlek 193 cm, 200 kg

småskaligt fiske inte längre är lönsamt i sjön. Nilabborren visar också hur effekterna av främmande arter kan dröja i tiden: det tog nästan 30 år efter den första utsättningen innan den ursprungliga fiskpopulationen kollapsade (Bright 1996). Utrotning av en endemisk art är en oåterkallelig förlust av biologisk mångfald.

Konkurrens

En ny medlem i fisksamhället konkurrerar med det befintliga beståndet om resurser, såsom föda och utrymme. Utsättningar leder till ökad populationstäthet, vilket leder till försämrad tillväxt, oavsett den utsatta fiskens ursprung (vild eller odlad) (Bohlin et al. 2002).

Konkurrens om föda

Födokonkurrens kan leda till att någon av de ursprungliga arterna tvingas till andra födokällor. I Nordamerika konkurrerar introducerade bassar (*Micropterus dolomieu* och *Ambloplites rupestris*) om föda med den ursprungliga kanadarödingen, och den senare har tvingats till sämre föda (Vander Zanden et al. 1999). Här i Norden använder siken normalt allehanda föda, men i närvaro av planktonspecialisten siklöja minskar planktontillgången för siken, och sikens diet förändras i följd av asymmetrisk konkurrens (Bøhn & Amundsen 2001). En

Bäckröding *Salvelinus fontinalis*

Ursprungligt utbredningsområde

- Nordamerika
- tempererat klimat, 0-26°C, 60°N-41°N

Utsättningar

- har satts ut i ca 50 länder
- i Sverige första utsättningar 1892

Effekter och problem

- konkurrerar med öring, kan t.o.m. konkurrera ut öringen
- kan hybridisera med öring (avkomma s.k. 'tiger trout')

Annan information

- bäckröding föredrar kalla, rinnande vattendrag och mindre bäckar men lever också i källsjöar
- bäckrödingsyngel har fångats vid elfisken i rinnande vatten över 330 gånger i Sverige
- max storlek 86 cm; 9,4 kg, högsta rapporterade ålder 7 år
- Sverigerekord (Sportfiskarna) 2,6 kg, fångad i Norrbotten år 1997

Öring *Salmo trutta*

Ursprungligt utbredningsområde

- Europa och Asien
- tempererat klimat, 0-26°C, 71°N-34°N, 25°W-57°E

Utsättningar

- har satts ut i ca 40 länder i Nord- och Sydamerika, Afrika samt Australien
- ursprunglig i Sverige, men utsättningar görs i kom-pensationssyfte samt för att förbättra fisket

Effekter och problem

- konkurrerar med ursprungliga arter, potentiellt skadlig

Annan information

- förekommer i vandrande (havsöring, insjööring) och stationära former (bäcköring)
- viktigt forskningsobjekt, en av världens mest och bäst studerade fiskarter
- max storlek 140 cm, 50 kg, högsta rapporterade ålder 38 år
- insjööring Sverigerekord (Sportfiskarna) 17,0 kg, fångad i Lappland år 1991
- havsöring Sverigerekord (Sportfiskarna) 15,3 kg, fångad i Emån år 1993

sådan näringskonkurrens leder ofta till försämrad tillväxt.

Bäckröding är en stark konkurrent och kan även konkurrera ut andra arter (Hutchison & Iwata 1997). I Nordamerika påverkar introducerad bäckröding kraftigt överlevnaden hos kungslax (*Oncorhynchus tshawytscha*) i naturliga bäckar, och kan även påverka populationens tillväxt, vilket kan åtminstone delvis bero på näringskonkurrens (Levin et al. 2002). En nära släkting till bäckröding, tjurröding (*Salvelinus confluentus*) tar också skada av konkurrensen med bäckröding. Tjurrödingen trycks undan av bäckrödingen, en effekt som verkar vara som mest uttalad när resurstillgången är dålig (Gunckel et al. 2002).

I Nordamerika, där bäckröding är inhemsk art och öring en invandrare tycks resultat av konkurrens vara det motsatta till Europa, så att öring vinner i kampen mot bäckröding. En del bäckrödingsbestånd har visat en tydlig tillbakagång i följd av öringens invasion (Dewald & Wilzbach 1992; Fausch & White 1978).

Konkurrens om utrymme

Konkurrens om utrymme kan påverka den ursprungliga populationen och dess framtid. Introducerad svartmunnad smörbult (*Neogobius melanostomus*) i Lake Michigan, Nordamerika, konkurrerar med en ursprunglig art (mottled sculpin, *Cottus bairdi*) (Janssen & Jude 2001). Svartmunnad smörbult stör *Cottus*-hanar som bevakar sina bon, vilket leder till att rom kan gå förlorad och reproduktionen misslyckas (Janssen & Jude 2001). Dessutom äter de ägg av ursprungliga arter och på så sätt minskar de andra arternas kläckningsframgång (Corkum et al. 2004). Tillbakagången hos *Cottus* är troligen en konsekvens av konkurrens på tre olika nivåer: konkurrens om föda för små fiskar, utrymme för medelstora fiskar, och lekplatser för stora fiskar (Janssen & Jude 2001). Svartmunnad smörbult konkurrerar framför allt med bottenlevande fiskarter (Skora & Stolarski 1993), men har också lett till minskning av storspigg (*Gasterosteus aculeatus*) i Gdanskbukten (Corkum et al. 2004).

I Östersjön kan riklig förekomst av svartmunnad smörbult minska predationstrycket hos ursprungliga arter, såsom skarpsill (*Sprattus sprattus*) och kusttobis (*Ammodytes tobianus*) (Skora & Stolarski 1993). Även en rad andra potentiella effekter har rapporterats för svartmunnad smörbult: omdirigering av energiflöden mellan pelagiska och bentiska system, vilket kan ge ytterligare föda för planktonätande och/eller bottenfaunaätande fiskar, utgöra en födokälla för vattenfåglar, utesluta konkurrerande arter, och påverka cirkulerande organiska eller metallföroreningar (Ojaveer et al. 2002).

Ett annat exempel på konkurrens mellan en introducerad art och en annan art är en engelsk undersökning på effekter av öring på abborrens tillväxt (Burrough & Kennedy 1978). Ju fler öringar som sattes ut i en sjö desto lägre blev tillväxten hos abborren. Liknande effekter har säkert uppstått också annorstädes, ofta är det bara så att man inte noterar effekter på kommersiellt icke-intressanta arter. I en finsk studie satte man ut ensamrig gös, som var ca sex gånger tyngre än vilda gösar av samma ålder (Sutela & Hyvärinen 2002). Den odlade utsatta gösen började omedelbart äta nors, men den vilda gösen var för liten för det, och följden blev en kraftig nedbetning av norsbeståndet i sjön (Sutela & Hyvärinen 2002).

Ursprungliga och introducerade arter kan också konkurrera om skydd, såsom signalkräftan och två ursprungliga kräftarter (*Astacus astacus* och *Austropotamobius pallipes*) i Schweiz (Vorbürger & Ribi 1999). Lämpliga skyddsplatser är begränsade i antal, och konkurrensen mellan dessa kräftor sker genom aggressiva interaktioner, där både artens medfödda preferenser och storleksskillnaden mellan kombattanterna påverkar slutresultatet.

Konkurrens kan leda till utrotning av en eller flera medlemmar i ekosystemet, fluktuerande samexistens i en fluktuerande miljö där olika arter gynnas vid olika tidpunkter, beroende på miljöförhållanden, och förändringar i resurs- och habitat användning (Moyle & Vondracek 1985).

Miljöförändringar

Främmande arter kan orsaka fysiska förändringar sin nya miljö. Arter som söker föda på botten av sjön eller vattendraget kan påverka vattenkvaliteten eftersom de rör upp bottensediment under sitt födosök, vilket gör att vattnet blir mer grumligt. Försämrade vattenkvalitet kan orsaka indirekta effekter på andra arter, såsom förändringar i beteendet och försämrade reproduktionsframgång. Speciellt karp och gräskarp är kända för att påverka sin miljö. Avsiktliga utsättningar av gräskarp görs för att kontrollera växtligheten och för att förhindra sjöar och dammar från att växa igen. Gräskarp betar visserligen växtligheten, men kan samtidigt orsaka andra oönskade effekter på vattenkvalitet och förändringar på botten.

Främmande arter kan också orsaka motsatta effekter på vattenkvaliteten. Vandrararmusslan (*Dreissena polymorpha*) skaffar föda genom att filtrera vatten, och detta

kan leda till ökad genomskinlighet. Det är dock inte alltid gynnsamt, utan arter som är anpassade till grumligt vatten tar skada av denna förändring. Sådana effekter har upptäckts i Kanada efter vandrararmusslans invasion (MacIsaac 1996). Ökad genomskinlighet kan dessutom gynna vattenvegetationen (Ojaveer et al. 2002). Vandrararmusslan kan också påverka vattenkemin (Fahnenstiel et al. 1995; Effler et al. 1996).

Lax och öring, som leker i strömmande vatten, gräver lekgropar på grusbotten. Främmande arter kan förstöra de ursprungliga arternas lekgropar, förstöra miljön för andra arter (t.ex. simpor), och påverka vattenlevande ryggradslösa djur negativt. Förstörelse av lekgropar kan orsakas även av samma art: odlad fisk stiger ofta i älvarna senare än det ursprungliga beståndet, och med sin senare lek förstör de ursprungliga fiskarnas lekgropar, med försämrade eller misslyckad reproduktion som följd (Anonymous 1999).

En del miljöförändringar kan uppstå som en indirekt följd av introduktion av främmande arter. En förändring av fisk-samhällets sammansättning kan leda till en kaskad av förändringar i hela näringskedjan, t.ex. förändringar i zooplanktons art- och storlekssammansättning, förändrad näringsväv och eutrofiering (Bøhn & Amundsen 2002; Ogutu-Ohwayo & Hecky 1991). Förändringar i vattenväxtlighet och

Karp *Cyprinus carpio*

Ursprungligt utbredningsområde

- Eurasien
- tempererat klimat, 3-32°C, 60°N-40°N

Utsättningar

- första utsättningar redan i antikens Rom
- första utsättningen i Sverige 1560
- på 1900-talet har satts ut i ca 80 länder, som följd av utsättningar numera global utbredning

Effekter och problem

- allätare, kan skada ursprungliga populationer av fiskar och vattenvegetation

Annan information

- tolerant för varierande miljöer, men vintern begränsar eller förhindrar reproduktionen i Norden
- hög reproduktionspotential: en 47 cm lång hona kan producera 300 000 ägg
- förekommer i olika former med speciellt utseende: läderkarp, spegelkarp, Koi karp
- max storlek 120 cm, 37,3 kg, högsta rapporterade ålder 47 år
- Sverigerekord (Sportfiskarna) 19,3 kg, fångad i Skåne år 1993

Gräskarp *Ctenopharyngodon idella*

Ursprungligt utbredningsområde

- Asien, tempererat klimat, 10-26°C, 65°N-25°N

Utsättningar

- i ca 100 länder
- i Sverige enstaka utsättningar årligen i Syd- och Mellansverige

Effekter och problem

- skadar potentiellt sin miljö och andra arter där

Annan information

- växtätare, satts ut för att beta ner oönskad växtlighet
- kan äta nästan sin egen kroppsvikt fisk per dag, men äter inte alls när temperaturen understiger 10°C
- max storlek 150 cm, 45 kg
- Sverigerekord (Sportfiskarna) 12,7 kg, fångad i Skåne år 2003

Regnbåge *Oncorhynchus mykiss*

Ursprungligt utbredningsområde

- Nordamerika: Stillahavskusten från Norra Kalifornien till Södra Alaska
- tempererat klimat, 10-24°C, 63°N-32°N

Utsättningar

- har satts ut i ca 100 länder, en av vanligaste utsättningsarterna
- i Sverige första utsättningar på 1890-talet
- utsättningar för fiske sker i nästan alla län

Effekter och problem

- potentiellt skadlig för ursprungliga faunan

Annan information

- odlas för matproduktion
- regnbågsyngel har fångats vid elfisken i rinnande vatten ett 20-tal gånger i Sverige
- parasiten *Myxobolus cerebralis* har troligen förhindrat etablering av regnbåge i Europa trots talrika utsättningar
- max storlek 120 cm; 25,4 kg, högsta rapporterade ålder 11 år
- Sverigerekord (Sportfiskarna) 14,2 kg, fångad i Jämtland år 2000

Signalkräfta *Pacifastacus leniusculus*

Ursprungligt utbredningsområde

- Nordvästra USA mellan Klippiga bergen och Stilla havet

Utsättningar

- har satts ut i ca 25 länder i Europa
- första utsättningar i Sverige på 1960-talet

Effekter och problem

- bär och sprider kräftpesten
- påverkar även vattenväxtligheten

Annan information

- illegala utsättningar sprider signalkräftan och kräftpesten
- illegala utsättningar av signalkräfta hotar den ursprungliga flodkräftan
- för 100 år sedan fanns flodkräftan i 30 000 lokaler i landet, i dag i bara 1 000 lokaler

växtplankton kan indirekt påverka reproduktionen hos andra arter. Fiskfångsterna kan minska dramatiskt som följd av habitatförändringar (Holčík 1991). Nilabborren i Victoriasjön i Afrika har medverkat miljöförändring och eutrofiering, det är dock oklart om eutrofieringen ledde till en kraftig ökning av Nilabborren eller vice versa (Kaufman 1990).

Miljöförändringar kan hjälpa andra främmande arter att invadera och etablera sig i den nya miljön (s.k. *invasional melt-down*, Ricciardi 2001; Ricciardi & MacIsaac 2000). Spridning av vandarmusslan, som är av europeiskt ursprung men som har invaderat och spridit sig i Nordamerikas Stora sjöar, kan ha underlättat spridningen av främmande fiskarter, t.ex. svartmunnad smörbult (Ricciardi 2001).

Sjukdomar och parasiter

Fisk kan drabbas av bakterie- och virus-sjukdomar samt olika parasiter. Utsättning av främmande arter innebär en risk för oavsiktlig spridning av andra arter, så som parasiter och sjukdomsalstrande organismer (patogener). Fisksjukdomar kan sprida sig både horisontellt, från fisk till fisk, och vertikalt, från moderfisk till avkomma så att sjukdomen följer med rommen. Sjukdomar kan också förekomma latent hos fiskar, och då är de svåra att upptäcka. Ytterligare riskfaktor är att många sjukdomsalstrare kan överleva flera veckor i söt-, brack- och havsvatten, och betydligt längre i sediment.

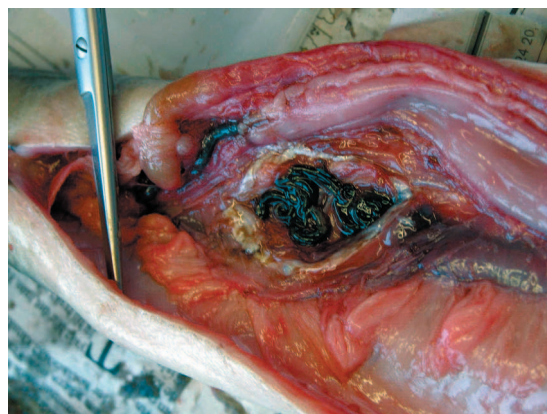
Regnbåge kan drabbas av ett antal fisk-sjukdomar, och också fungera som smittbärare för sjukdomar i latent form. Regnbåge har ofta latent BKD eller renibakterios (som orsakas av bakterien *Renibacterium salmoninarum*). Regnbåge har förmodligen utvecklats tillsammans med furunkulos, som är en sjukdom orsakad av en gram-negativ bakterie, *Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida*. Bakterien orsakar sjukdom hos alla laxfiskar, men har även isolerats hos andra arter vild fisk. Regnbågen kan fungera som smittbärare, liksom

ett antal icke-laxartade fiskarter. En latent infektion leder ofta till att immunförsvaret störs hos drabbad fisk.

Laxparasiten *Gyrodactylus salaris* spred sig från Sverige till Norge i samband med utsättning av Östersjölax (*Salmo salar*). Östersjölaxen har under sin evolutionshistoria anpassat sig till parasiten, men de norska laxstammarna saknar motståndskraft, och *Gyrodactylus* har orsakat stor skada i norska laxpopulationer. Som mest har parasiten funnits i 40 vattendrag, men genom stora och kostsamma utrotningsprojekt har parasitens spridning lyckats begränsas till 21 älvar (maj 2000) (Hopkins 2002). Drabbade vattendrag har rotenonbehandlats och därefter har man återinplanterat fisk, men återfall av parasiten har varit ett problem.

Gyrodactylus-parasiten kan också sprida sig genom flyttning av odlad regnbåge. Dessutom kan regnbåge hysa andra *Gyrodactylus*-arter, och ur parasitologisk synvinkel är den ett intressant värdjur. Eftersom regnbåge är en potentiell spridningsväg för flera laxsjukdomar innebär odling av regnbåge i laxfiskförande vatten en stor risk för ursprungliga arter. I enlighet med försiktighetsprincipen ska odling och utsättning av regnbåge ske under strikt kontroll.

En annan parasitsjukdom som har spridit sig genom utsättningar är "whirling disease", en sjukdom orsakad av parasiten *Myxobolus cerebralis*. I Europa är laxfiskarna motståndskraftiga mot parasiten, men i Nordamerika har den slagit hårt mot många inhemska bestånd av laxfiskar (främst regnbåge, men även andra laxfiskar och arter nära släkt med våra sikar). Parasiten spred sig till Nordamerika på 1950-talet med transport av fisk (Hedrick et al. 1999). Transport av frusen regnbåge från Europa på 1980-talet har också påverkat spridningen av parasiten. *Myxobolus* har påträffats hos öring i 22 delstater i USA, och den har haft påtagliga effekter på fiskpopulationer och fisket på många håll. Den attackerar nervsystemet och brosk, och påverkar fiskarnas beteende. Å andra sidan har *Myxobolus* troligen förhindrat spridningen av regnbåge i Europa (Fausch et al. 2001).



Figur 9. Äl som drabbats av simblåseparasiten *Anguillicola crassus*. Foto: Magnus Gehlin

Anguillicola crassus är en parasitisk nematod som drabbar fiskens simblåsa (Figur 9). Den förekommer ursprungligen ål i Australien och Asien, men spred sig med importerade ålar till Europa i mitten av 1970-talet (Welcomme 1991). Värt att notera är att dessa ålar inte var avsedda för utsättningar utan för konsumtion (Welcomme 1991).

Också IHN (*infectious haematopoietic necrosis*), som har anträffats i Central- och Sydeuropa har troligen spridit sig från fiskrens och döda individer av Stilla-havslaxar (*Oncorhynchus*) (Roberst & Shepherd 1997). Äl kan dessutom fungera som vektor för olika laxsjukdomar (t.ex. virussjukdomarna infektiös pankreasnekros, IPN, och viral hemorrhagisk septikemi, VHS), och utsättning av sättål kan således innebära en risk för sjukdomsspridning.

Fiskrymning från odlingar ökar risken för att sjukdomar sprider sig till vilda bestånd i naturen. I Nordamerika finns flera kända och dokumenterade fall av utbrott av laxsjukdomar (t.ex. njursjukdomen BKD, virussjukdomen infektiös hematopoietisk nekros IHN; Krueger & May 1991). Också förekomsten av laxlusen (*Lepeophtheirus salmonis*) är starkt kopplad till fiskodlingar, då allvarliga angrepp av lusen förekommer ytterst sällan i områden utan laxodlingar. Laxlusen är en marin parasit som angriper lax, öring och i viss mån även röding (Bjørn et al. 2001). Ett dussin eller flera parasiter

på en smolt kan leda till fiskens död (Finstad et al. 2000). I Norge har utbrott av laxlusen orsakat en dödlighet på 30-50 % hos den utvandrande öringsmolten (Bjørn et al. 2001) och 48-86 % hos vild laxsmolt (Holst & Jakobsen 2001). Fiskodlingar kan således vara en allvarlig smittkälla som drabbar även vild fisk. IPN påvisas ofta på förrymd odlad lax i Norge där den förekommer endemiskt i laxodlingsnäringen.

Ett annat exempel på skadliga effekter av oavsiktliga introduktioner är svampsjukdomen kräftpest (*Aphanomyces astacii*). Den kom till Europa på 1860-talet med importerade kräftor från Nordamerika (Minchin & Rosenthal 2002), och spred till Sverige i samband med import av flodkräftor 1907. Utsättningar av signalkräftan från 1960-talet framåt har inneburit att spridningen av kräftpesten har accelererat kraftigt, eftersom signalkräftan är bärare av pesten.

Effekter på andra organismer

Fiskutsättningar rör inte bara fisk, utan även andra organismer (Bøhn & Amundsen 2001; Lodge et al. 1998; Morgan et al. 1978). I fjällsjöar kan introducerade fiskar påverka bottenfaunan och plankton (Filipsson 1994), och effekterna är sannolikt mera påtagliga i ursprungligen fisktomma sjöar. När fisk sätts ut i fisktomma sjöar, betas de stora arterna av kräftdjur helt ner av fisken (Parker et al. 2001). Även växtplanktonsamhället förändras påtagligt som följd av fiskutsättningar (Drake & Naiman 2000).

I USA har man gjort stora ansträngningar för att återföra vissa sjöar till deras ursprungliga fisktomma tillstånd. Att ta bort all fisk från en måttligt stor sjö är möjligt att genomföra, men kostsamt. Flera fiskestillfällen krävs för att få bort både yngel och reproducerande fiskar av den introducerade arten (Kulp & Moore 2000). Det har visat sig att de utiskade sjöarna inte omedelbart återgår till sitt ursprungliga tillstånd, utan det kan ta 15-30 år innan läget har stabiliserat sig på ursprungsnivån. Dessutom är det inte säkert att rehabiliteringen lyckas återskapa det ursprungliga planktonsamhället (Drake & Naiman 2000).

Västlig moskitfisk (*Gambusia affinis*), som har använts för att kontrollera myggor främst i tropiska länder är också känd för att påverka även andra evertrebrater (Arthington 1991). Den har orsakat ekologiska effekter i minst 14 områden där den har satts ut (FishBase). Moskitfisken förekommer för övrigt ursprungligen i floder i Nordamerika, men är nu den mest spridda sötvattensfisken i hela världen (Invasive Species Council).

Introducerade fiskar kan påverka beteendet hos ryggradslösa djur som dagsländor, vilket påverkar algiatomas-sen (McIntosh & Townsend 1996). I Nya Zeeland äter dagsländor alger och annan påväxt i närvaro av den ursprungliga galaxidfisken (*Galaxiidae*), men den introducerade öringen har fått dem att ändra på sitt beteende och undvika öringer, vilket leder till en ökning av alger (McIntosh & Townsend 1996). Beteendeförändringar orsakade av en introducerad fiskart har också observerats hos en kräfta (*Paranephrops zealandicus*). Kräftan kan upptäcka den ursprungliga ålpredatoren (*Anguilla dieffenbachii*) med hjälp av kemiska signaler, och kan bete sig ändamålsenligt för att undvika att bli uppäten av ålen, men upptäcker inte den introducerade öringen (*Salmo trutta*), och den senare utgör därför en större risk för kräftan (Shave et al. 1994).

Även andra ryggradsdjur kan påverkas av fiskutsättningar, t.ex. groddjur (Bradford et al. 1993; Drost & Fellers 1996; Herbold & Moyle 1986; Knapp & Matthews 2000; Matthews et al. 2001). Globalt har många groddarter och populationer minskat under de senaste årtiondena, och predation av yngel av främmande fiskarter är en potentiell biverkande orsak till minskning och utrotning av en del populationer.

Andra främmande arter än fiskar påverkar också ekosystem och potentiellt även fisk, även om olika studier har gett olika resultat. Experimentella studier på vandrararmusslans effekt på tillväxt hos olika fiskarter har gett kontroversiella resultat, och både ökad (*Perca flavescens*, Thayer et al. 1997), minskad (*Pimephales promelas*; Jennings 1996; *Lepomis macrochirus*, Raskow 2004) och oförändrad tillväxt (*Lepomis macrochirus*; Richardson & Bartsch 1997) har observerats. Respons hos fiskar varierar

mellan ekosystem beroende på systemets morfologi, fiskarnas föda samt faktorer som begränsar primärproduktionen (Strayer et al. 2004). I en amerikansk studie på flera pelagiska och littorala arter upptäcktes en minskning av 28 % i rikedom hos det öppna vattnets arter, däremot hos littorala arter var ökning hela 97 % (Strayer et al. 2004). Vandarmusslan påverkar även andra delar i ekosystemet, såsom växtplankton (Caraco et al. 1997; Smith et al. 1998), djurplankton (MacIsaac et al. 1995; Pace et al. 1998), växtlighet (Skubinna et al. 1995) och bottenfauna (Nalepa et al. 1998; Strayer & Smith 2001).

Fisk kan också påverkas av spridning av andra främmande arter. Till exempel vattenpest (*Elodea* sp.) är ofta invasiv, och den påverkar starkt miljön och förändrar levnadsförhållandena för fiskar. Fiskbestånden kan påverkas dels genom habitatförändringar, dels genom förändringar i näringssituationen. Vattenpesten påverkar botten och kan på så sätt skada lekområden eller försämra deras kvalitet. Också introducerade däggdjur (t.ex. mink, bäver) och vattenfåglar (t.ex. kanadagås) påverkar habitat och näringssituationen för fiskar.

Andra effekter

Främmande arter kan sprida sig långt ifrån den ursprungliga utsättningsplatsen. Siklöjan spred sig 70 km från utsättningar i Enare träsk i Finska Lappland under 1991-1993 (Amundsen et al. 1999). I Nordamerikas Stora sjöar har svartmunnad smörbult spridit sig genom hela systemet under 1990-talet (Charlebois et al. 2001). Också gers har spridit sig där kraftigt under 1990-talet (Hall & Mills 2000). Utsättningar i källfloder kan ge upphov till populationer som kan invadera de flesta habitaterna nedströms, inklusive tillflyktsort till ursprungliga bestånd (Adams et al. 2001).

Främmande arter kan inverka negativt på försök att återintroducera en försvunnen ursprunglig art (Harig et al. 2000). Misslyckade försök med att återetablera strupsnittsöring (*Oncorhynchus clarki stomias*) i västra USA berodde i 30 % av fall på att en främmande laxfiskart återinvaderade habitaterna (Harig et al. 2000). Även om utsättningen inte påverkar överlevnaden hos den

vilda populationen av samma art, kan den påverka andra arters överlevnad: introducerad steelhead (havsvandrande regnbåge, *Oncorhynchus mykiss*) har observerats ha negativa effekter på överlevnaden hos den ursprungliga kungslaxen (*O. tshawytscha*) (Levin & Williams 2002).

Utsättningar kan leda till påtagliga effekter i hela ekosystemet. I Nordamerika har man i paleolimnologiska analyser observerat förändringar i algernas primärproduktion i tidigare fisktomma sjöar efter utsättning av flera arter av laxfiskar (*Oncorhynchus mykiss*, *O. mykiss aguabonita*, *Salvelinus fontinalis*, *Salmo trutta*) (Schindler et al. 2001). Det visar sig att utsättningar orsakar grundläggande förändringar i näringscykeln och ökar primärproduktionen genom att frilägga bentiska fosforlager (Schindler et al. 2001). Detta visar också att effekter av främmande arter kan vara mycket långsiktiga. Effekten av utsättningen beror dessutom på i vilken del av vattensystemet utsättningen utförs. En utsättning av laxfiskar högt uppe i vattensystemet kan ge större effekter på det ursprungliga beståndet än utsättningar lägre ner i vattensystemet (Adams et al. 2001).

Effekter av odlad fisk på den vilda fisken kan ibland vara komplicerade och delvis bero på andra faktorer, såsom miljöförhållandena. I en amerikansk studie studerade man den reproduktiva framgången hos kungslaxen, och den påverkades av produktionen i havet och andelen odlad fisk som fanns i de olika vattendragen (Levin & Williams 2002). Under goda år, när det fanns gott om mat i havet, hade den vilda fisken hög reproduktionsframgång. Emellertid fanns det en interaktion mellan födotillgången i naturen och antalet odlade fiskar som satts ut. Under dåliga havsår påverkades den starkt av hur mycket odlad fisk som hade satts ut. Studien visar också att det är av stor vikt att samla in uppgifter under en längre tidsperiod; vid en kortare studie skulle slutsatserna ha blivit helt annorlunda, t.o.m. missvisande. Ett liknande resultat har erhållits i en studie av annan art av stillahavslax, silverlax (*Oncorhynchus kisutch*), där man fann ett negativt samband mellan proportionen lekfisk av odlad ursprung och antalet avkommor från de vilda silverlaxarna (Nickelson 2003).

Genetiska effekter

Hur genetiska effekter uppstår

Genetisk diversitet inom en art hotas av tre faktorer: habitatförstörelse, överfiske och godtyckliga eller omdömeslösa utsättningar (Laikre & Ryman 1996). Genetiska effekter kan uppstå direkt eller indirekt. Med direkta genetiska effekter avses effekter som uppstår från fortplantning med ursprungliga individer, och med indirekta genetiska effekter sådana som uppstår genom selektionstryck, minskad effektiv populationsstorlek (antalet individer som för gener vidare till nästa generation), slumpartade händelser (genetisk drift), eller inavel (Krueger & May 1991). De genetiska effekterna av utsättningar av främmande arter och stammar sträcker sig från oansenliga till en fullständig förskjutning av en arts genetiska "profil".

Det stora problemet med studier på genetiska effekter av utsättningar av främmande arter eller populationer är att historiska prov eller information från tiden innan ingreppet sällan finns tillgängliga. Moderna statistiska metoder kombinerade med polymorfa genetiska markörer möjliggör anvisning av fiskens genetiska ursprung (Hansen et al. 2001). Så kallade *assignment tests* kan utnyttjas för att identifiera odlade fiskar och släktskap mellan individer, och odlade fiskars genetiska effekt på vilda populationer kan uppskattas med hjälp av genetiska markörer.

Ekologiska och genetiska effekter kan inte separeras helt och hållet, eftersom det ena kan vara resultat av det andra. Om en främmande art genom predation minskar populationsstorleken hos en ursprunglig art, kan detta leda till att den ursprungliga arten blir mer utsatt för effekter av genetisk drift och inavel, vilket kan vidare leda till oförutsägbara följder (Krueger & May 1991). Hybridisering kan försämra konkurrensförmågan, vilket med tiden kan leda till att arten blir utkonkurrerad (Krueger & May 1991).

När det gäller genetiska effekter av utsättningar (eller annan införsel av främ-

mande individer) så handlar den överväldigande majoriteten av informationen laxfiskar. Detta beror på att forskningsinsatserna har varit största på ekonomiskt viktiga arter. Utsättningar av laxfiskar är omfattande, och dessutom sker införsel av främmande material genom rymning av odlad fisk.

Hybridisering

Korsning eller hybridisering mellan det introducerade och det befintliga beståndet påverkar populationens genetiska sammansättning, och eventuellt också populationens överlevnadsmöjligheter i framtiden. Effekter av hybridisering uttrycks inte nödvändigtvis i den första hybridgenerationen (F1), som tvärtom kan uppvisa s.k. *hybrid vigour* (hybriderna klarar sig bättre än föräldrafiskarna eller -arterna). Problemen visar sig först i följande generation (F2), vilket brukar kallas utavelsdepression (*outbreeding depression*) med försämrad överlevnad, konkurrensförmåga och framgång i naturen (Avisé & Hamrick 1996).

Korsning kan ske dels mellan olika arter, dels inom en art, och då mellan olika stammar av en art. Olika arter av laxfiskar hybridiserar ofta med varandra. I Norge har man noterat att den odlade laxen i högre utsträckning än den vilda hybridiserar sig med öring (Anonymous 1999). Under experimentella förhållanden kan diverse hybrider skapas, men hybrider mellan lax och öring förekommer även naturligt, fast hybridisering är då ofta en följd av mänsklig aktivitet, så som förflyttning av en art till områden där den ursprungligen inte funnits, t.ex. ovanför ett vandringshinder. Den naturliga hybridiseringen mellan lax och öring ligger oftast under 1 %, men i vissa påverkade vattendrag kan mera än en fjärdedel vara hybrider (Jansson et al. 1991). Enligt Fiskeriverkets elfiskeregister har man fångat "laxingar" i 0,8 % av elfisken (244 fisken).

Utsättningar av harr i Saimen sjösystem i östra Finland har varit omfattande, och efter 1989 har över 100 000 fiskar utplan-

terats i sjöarna Pielinen och södra Saimen (Koskinen 2002). Genetiska studier har visat att upp till 15 % av nutida harrpopulationer är av odlad ursprung, och hybridisering mellan odlade och vilda fiskar troligen förekommer (Koskinen et al. 2002). Utsättningar av en viss odlad stam (Puruvesi stam) hade satt sina spår på vilda fiskar i olika delar av sjösystemet (Koskinen et al. 2002).

Danska studier på genetisk variation hos öring har gett olika resultat beroende på vilken population man studerat. Jämförelser mellan ca 50 år gamla och nya prov visade att i en population var den odlade fiskens effekt obefintlig, medan i annan population fanns det ett tydligt genetiskt inlägg av odlade fiskar (Hansen 2002). Resultat och effekter av utsättningar varierar alltså från fall till fall, beroende på både fiskens och miljöns egenskaper.

Fiskhybrider har använts ofta i utsättningar, eftersom de har ansetts vara sterila och således inte föröka sig i naturen. Sådana hybridarter är splejk, som är en korsning mellan kanadaröding och bäckröding (*Salvelinus namaycush* × *S. fontinalis*), bröding, som är en korsning mellan bäckröding och röding (*Salvelinus fontinalis* × *S. alpinus*), samt kröding, en korsning mellan röding och kanadaröding (*Salvelinus namaycush* × *S. alpinus*). Splejk är dock fertil och kan producera avkomma och sprida sig (Krueger & May 1991). Även andra *Salvelinus*-hybrider kan reproducera sig.

Lokala anpassningar

Lokala anpassningar (*local adaptations*) kan utvecklas som en följd av genetiska skillnader och reproduktiv isolering (Allendorf & Waples 1996). Det är fråga om anpassningar till lokala miljöförhållanden i egenskaper som är betydelsefulla för individens överlevnad, såsom beteende, fysiologi, och morfologi. En population med lokal anpassning klarar sig bäst i den miljö där anpassningen har utvecklats, och således har lokala anpassningar ett bevarandebiologiskt värde (Allendorf & Waples 1996).

Utsättningar kan påverka lokala anpassningar, och uppblandning av det befintliga beståndet med egenskaper från individer från andra vattensystem kan leda

till att den ursprungliga populationens särdrag går förlorade. Dessutom finns en risk för utavelsdepression. Det ska påpekas att om det förekommer korsning mellan två populationer och om flödet av genetiskt material är enkelriktat (dvs. en population är alltid givarpopulation och en annan alltid mottagare) leder det i de allra flesta fall till att mottagarpopulationens genetiska särart uttraderas. Det är bara en fråga om tid och hur stort flödet är.

Skillnaderna mellan lokala populationer återspeglar inte alltid lokala anpassningar, utan kan vara följd av slumpmässiga processer, liten populationsstorlek eller genetisk drift. För många fiskarter kan man påvisa genetiska skillnader mellan olika populationer, och bevarandet av lokala populationer är önskvärt för biologisk mångfald.

I vissa fall kan fiskpopulationer behålla sin genetiska struktur, trots omfattande och upprepade utsättningar. I Finland har man studerat genetiska skillnader mellan olika harrpopulationer i sjön Saimen (Koskinen et al. 2002). Enligt genetiska analyser var korsningar mellan de olika stammarna ovanliga, och harrstammarna är genetiskt olika (Koskinen et al. 2002). En möjlig förklaring är att harr visar stor lokal anpassning, och inplanterade fiskar har inte överlevt eller inte reproducerat sig i naturen.

Odlad fisk

Fiskodlingar kan indelas i två typer, sättfiskodlingar (inkl. kompensationsodlingar) och matfiskodlingar. I det första fallet är det meningen att fisken ska ut i naturen under kontrollerade förhållanden. I det andra fallet skall detta däremot inte ske, men "fisktäta" fiskodlingar existerar i praktiken inte, och rymningar förekommer. Omfattningen och skadan av fiskrymningen från odling är oftast svår att förutse.

Fiskodling i Norge

I Norge, där fiskodling är storskalig verksamhet, har man studerat antal rymningar från odlingskassar. År 1992 rymde hela 1,6 miljoner fiskar, därefter vidtogs en del åtgärder och år 1995 hade rymningen minskat till 282 000 fiskar (Anonymous 1999).

Allteftersom laxodlingsverksamheten ökat i omfattning har antalet rymlingar också ökat, och 1997 var man uppe i 642 000 rymlingar. Under perioden 1988-1997 fångades årligen mellan 150 000 – 250 000 vilda laxar. Antalet rymlingar var alltså större än antalet fångade vilda fiskar. Mellan 1989-1996 bestod 34-54 % av laxfångsterna längs kusterna av förrymd odlad lax, i fjordarna var motsvarande siffra 10-21 %, och i älvarna 4-7 % (Anonymous 1999).

Odlingens effekter på fisk

Odlad fisk brukar stiga i älvarna senare än den vilda fisken, och därför varierar proportionen odlad fisk under leksäsongen, men ligger ofta runt 21-38 % (Anonymous 1999). I vissa älvar kan dock proportionen förrymd odlad lax utgöra hela 90 % av lekfisken. Ytterligare ett problem som orsakas av att den odlade laxen stiger senare är att de förstör de vilda fiskarnas lekgröpar, och därmed minskar andelen avkomma av vilt ursprung (Anonymous 1999). Dessutom har den odlade fisken ofta en sämre reproduktionsförmåga, vilket leder till en minskning av den totala laxproduktionen (Fleming et al. 1996).

Långvarig odling innebär även risk för inavel, som kan ha skadliga effekter på populationens överlevnadsförmåga (Avisé & Hamrick 1996). Dessutom kan odlingen avsiktligt eller oavsiktligt selektera för vissa egenskaper hos fiskarna, såsom hög tillväxthastighet, minskad aggressivitet, m.m., och på så sätt påverka den genetiska sammansättningen. Odlingens påverkan på fisk är väl värd att beakta eftersom många fiskutsättningar sker med odlade fiskar. Långvarig odling kan påverka egenskaper som är viktiga för att klara sig i naturen, t.ex. förmåga att skaffa föda, undvika predatorer och andra naturliga beteenden (Fleming et al. 2000).

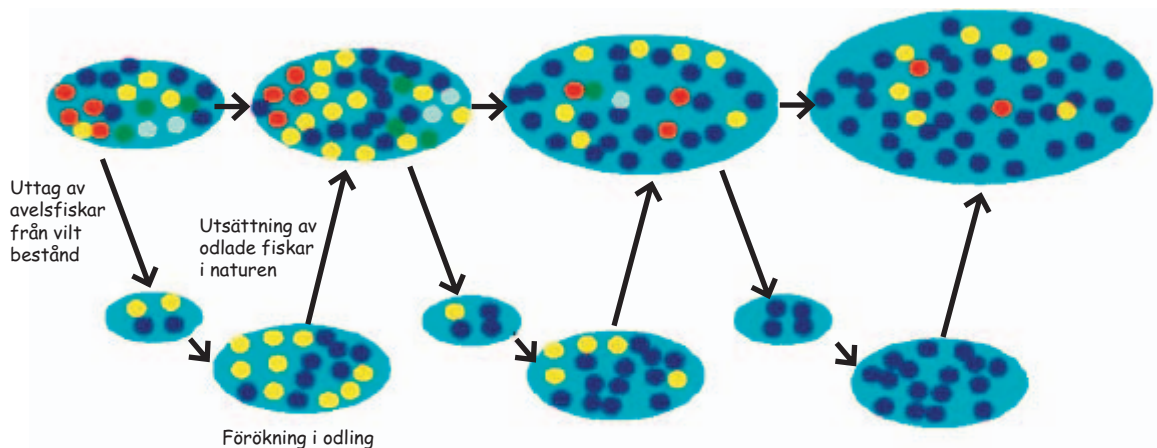
Om samma odlingspopulation sätts ut i flera sjöar, leder utsättningar med tiden till minskade skillnader mellan populationer, och således minskning av biologisk mångfald på genetisk nivå. Biologisk mångfald kan även minska i större geografiska områden som följd av utsättningar. I USA har utsättningar observerats leda till homogenisering av fiskfaunan så att olika delstater

numera har mer likartad fauna än de hade innan den europeiska kolonisationen, som var början till stora förflyttningar av fisk (Rahel 2000), och likadan utveckling har upptäckts också i Kanada (Taylor 2004). Också här är det fråga om minskning av beta-diversitet.

Det är svårt att få säkra uppgifter på de genetiska effekterna på vilda fiskpopulationer, eftersom det finns sällan jämförelsematerial från tiden före påverkan (t.ex. före utbyggnaden av en älv). Även stödutsättningar kan leda till att den genetiska variationen i populationen minskar, trots att det ursprungliga syftet har varit det motsatta.

Överlevnaden från romkorn till 2 års ålder, som är en vanlig utsättningsålder hos laxfisk, är ca 20-40 gånger högre i odling än i naturen. Det innebär att för att producera en viss mängd utsättningsfisk i odling krävs det betydligt färre föräldrafiskar än i naturen. Eftersom antalet föräldrafiskar är mindre, är mängden genetisk variation bland utsättningsfiskar begränsad, och ofta mindre än det ursprungliga. Om sedan föräldrafiskarna till nästa generation tas ifrån de som tidigare odlats och satts ut, upprepas processen, och den genetiska variationen minskar ytterligare, och slutligen kan även den vilda populationen få minskad genetisk variation. Enstaka utsättningar av odlad fisk med älveget material kan öka den genetiska variationen i en liten population (Dannewitz 2003), men i det finns en stor risk att de negativa effekterna tar över i längden. Ett potentiellt händelseförlopp för upprepade utsättningar av odlade fiskar som leder till minskad genetisk variation visas i Figur 10.

Man ska ta hänsyn till genetiska aspekter även i utsättningar av andra arter än fiskar. En studie på 15 svenska flodkräftpopulationer visade att det finns signifikant genetisk variation mellan dessa populationer (Edsman et al. 2002). Trots att utsättning och förflyttning av kräftor har varit vanligt, har de studerade populationerna alltså behållit sina genetiska särarter. Restaurering av flodkräftvatten pågår i olika delar av landet, och för att bevara den genetiska strukturen är det viktigt att använda material från närliggande naturpopulationer.



Figur 10. Eftersom antalet föräldrafiskar som krävs i odling för att producera ett givet antal ungar av viss ålder är mindre än vad som krävs i naturen, kommer uttaget av avelsfisk att representera ett slumpmässigt urval av den vilda populationen. Sedan sätts den odlade fisken ut och när avelsfisk ska fångas för nästa generation är sannolikheten stor att det slumpmässiga urvalet innehåller fisk med likartad bakgrund som det första urvalet. Utsättningen har "spätt ut" den vilda genetiska variationen. Om denna process upprepas flera generationer kan resultatet bli en "vild" population med minskad genetisk variation. Modifierad efter Laikre et al. 2000.

Genetisk modifierade fiskar

Genetiskt modifierade fiskar med ökad tillväxthastighet, förbättrad sjukdomsresistens eller ökad frystolerans kan ha bättre konkurrensförmåga jämfört med vilda fiskar, och därför innebär deras rymning från innesluten användning (ekologiska) risker (Devlin et al. 1999, Maclean & Laight 2000). Risker orsakade av genmodifierade fiskar beror på den förändrade fenotypen samt storleksordning och frekvens (täthet) av introduktioner till ekosystemet (Kapusinski & Hallerman 1991).

Produktion av genetiskt modifierade fiskar innebär också genetiska risker, som delvis är följd av överproduktion av t.ex. tillväxthormoner. Ökad tillväxt kan påverka negativt andra egenskaper, såsom fiskarnas simförmåga. I ett experiment med silverlax var transgena fiskar dubbelt så långa och vägde tio gånger så mycket som vilda fiskar, men trots överlägsen storlek var deras simförmåga på samma nivå som hos vilda fiskar, och jämfört med vilda fiskar av samma storlek, som var ett år äldre, var simförmågan mycket sämre (Farrell et al. 1997).

Utvärdering av utsättningar i Sverige 1995-2002

Nationell nivå

Hur arbetet genomförts

Vi insamlade information om fiskutsättningar från utsättningstillstånd beviljade av länsstyrelser under perioden 1995-2002. Året 1995 valdes som startpunkt, eftersom en rapport om nya fiskbestånd kom ut 1994 (Filipsson 1994). Målet var att skapa en bild av omfattningen av verksamheten, vilka arter som sätts ut och i vilka sjöar. Ytterligare syfte var att följa upp effekterna av Fiskeriverkets utsättningsstrategi, som kom ut 2001 (Fiskeriverket 2001), samt Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2001:3) från samma år.

Tidsbegränsning orsakade några praktiska problem. Flera län har under studieperioden gått över till datoriserade arkiveringssystem, och äldre utsättnings-tillstånd ligger ofta i arkivet i form av papperskopior, och nyare tillstånd på databaser. Efter sammanslagning av län kan de gamla arkiven finnas på olika orter.

I utredningen har information om utsättningsvattnet, fiskart och fiskstam utnyttjats. Alla utsättningstillstånd har inte innehållit alla detaljerna, exempelvis stam har endast anmälts för några arter av laxfiskar, och bara i en del av besluten. Vi har utgått ifrån att ansökanden alltid har utnyttjat sina utsättningstillstånd, och att utsättningen har utförts exakt enligt tillståndet. Uppföljning och rapportering av genomförda utsättningar är i dagsläget bristfällig.

Ett utsättningstillstånd är inte lika med en genomförd utsättning. Även om en ansökan beviljats, har utsättningen inte nödvändigtvis utförts. Även om utsätt-

ningen utförts, kan antalet fiskar skilja sig från det beviljade, arten vara en annan än den beviljade, eller stammen vara en annan än den beviljade. Orsaker till avvikelser från tillstånd är troligen varierande, delvis mänskliga faktorer (man bryr sig inte om, man förstår inte meningen med stammar, utsättningstillstånd anger flera alternativa stammar, m.m.), delvis kommersiella (den avsedda arten eller stammen finns ej tillgänglig hos odlaren, man får köpa mer eller mindre fisk än utsättningstillståndet avser, m.m.).

Vid sådana beslut där flera arter och sjöar har angivits utan att närmare specificera vilka arter som skall sättas ut i varje vatten har vi antagit att alla arter har satts ut i alla nämnda vatten. Oftast gäller det utsättningar av flera arter av laxfiskar. Detta kan leda till en överskattning av det totala antalet utsättningar. Eftersom det hade varit nästintill omöjligt att utreda hur utsättningen utförts i sådana här fall, valde vi konsekvent det beskrivna arbetssättet.

Enligt uppgifter från fiskekonsulenterna är avslag relativt ovanliga, vilket beror på att sökanden brukar kontakta fiskekonsulenten innan ansökan lämnas in, och genom rådgivning sällas oändamålsenliga ansökningar bort på ett tidigt stadium. Avslag kan bero på sökanden vill sätta ut olämplig art eller stam, dvs. en art eller stam som är främmande för vattensystemet. Sjukdomsutbrott på odlingen som utsättningsfisken ska hämtas ifrån kan leda till avslag, eller uppmaning till att byta leverantör. Ett beviljat tillstånd kan också återkallas om en sjukdom brutit ut på odlingen.

Det totala antalet utsättningstillstånd har räknats för varje art och län årsvis. Antalet utsättningar har även räknats för varje art för sig. Mera detaljerade resultat presenteras för de vanligaste utländska och inhemska arterna.

Vi redovisar användningen av olika stammar i utsättningarna. Den klart övervägande mängden information här gäller öring. För röding redovisas antalet beslut där stammen är angiven.

Resultat från utsättningstillstånd

Sammanräkning

Sammanlagt har 25 olika sötvattensarter använts i utsättningar under perioden 1995-2002. Stationära och vandrande former av öring har räknats som en och samma art. Karpen har räknats som en utländsk art trots att den har funnits i Sverige sedan 1500-talet, eftersom den har svårt att etablera självreproducerande bestånd i Sverige, vilket har gjort att den kontinuerligt har satts ut. Olika former av karp (karp, spegelkarp, fjällkarp, läderkarp) har räknats som en och samma art. Laxfisk-hybriderna splejk och bröding har räknats som självständiga arter. Tabell 5 presenterar inhemska och utländska fiskarter som satts ut åtminstone i något län under den avsedda tidsperioden. Förutom fiskar utförs utsättningar av flodkräfta (*Astacus astacus*) och signalkräfta (*Pacifastacus leniusculus*).

Antalet fiskutsättningar i 20 län har varierat mellan ca 2 500 och 2 900 per år under 1995-2002. Antalet utsättningstillstånd för inhemska arter har varierat mellan ca 1 600 och 1 900, och antalet utländska arter mellan ca 850 och 1 100 beslut per år. Utvecklingen i antalet utsättningstillstånd för inhemska och utländska arter länsvis visas i Figur 11. Trenderna är inte särskilt tydliga: i många län har antalet utsättningstillstånd varit tämligen konstant under de senaste åren, men i andra län kan en svag minskning i antalet tillstånd skönjas. Sammanlagt har antalet utsättningar stigit 10-15 % från 1995 jämfört med 2002. En exakt uträkning av

Tabell 5. Lista på sötvattensfiskar som länsstyrelserna har beviljat utsättningstillstånd för minst en gång under perioden 1995-2002.

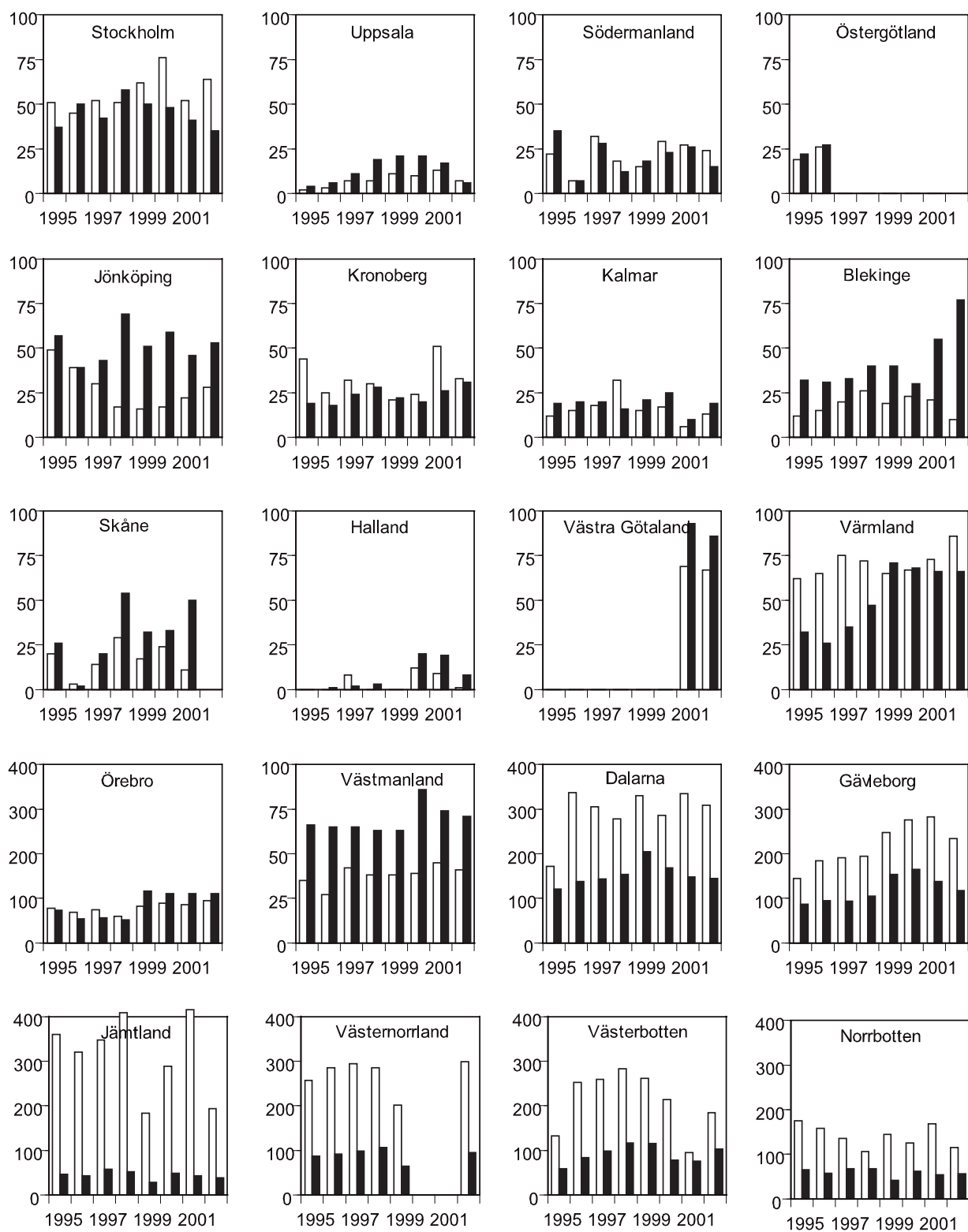
Utländska arter	
bröding	<i>Salvelinus fontinalis</i> × <i>S. alpinus</i>
bäckröding	<i>Salvelinus fontinalis</i>
gräskarp	<i>Ctenopharyngodon idella</i>
kanadaröding	<i>Salvelinus namaycush</i>
karp	<i>Cyprinus carpio</i>
regnbåge	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
splejk	<i>Salvelinus namaycush</i> × <i>S. fontinalis</i>
Inhemska arter	
abborre	<i>Perca fluviatilis</i>
braxen	<i>Abramis brama</i>
elritsa	<i>Phoxinus phoxinus</i>
flodnejonöga	<i>Lampetra fluviatilis</i>
groplöja	<i>Leucaspis delineatus</i>
grönling	<i>Noemacheilus barbatulus</i>
gädda	<i>Esox lucius</i>
gös	<i>Stizostedion lucioperca</i>
harr	<i>Thymallus thymallus</i>
lax	<i>Salmo salar</i>
mal	<i>Silurus glanis</i>
mört	<i>Rutilus rutilus</i>
nors	<i>Osmerus eperlanus</i>
ruda	<i>Carassius carassius</i>
röding	<i>Salvelinus alpinus</i>
sik	<i>Coregonus lavaretus</i>
ål	<i>Anguilla anguilla</i>
öring	<i>Salmo trutta</i>

den utsatta biomassan är svår att beräkna, eftersom uppgift om fiskmängd saknas i många fall, och återrapporteringen är bristfällig. Eftersom mängden utsatt fisk inte räknats kan den skenbara ökningen delvis bero på variation i tillståndsförfarandet.

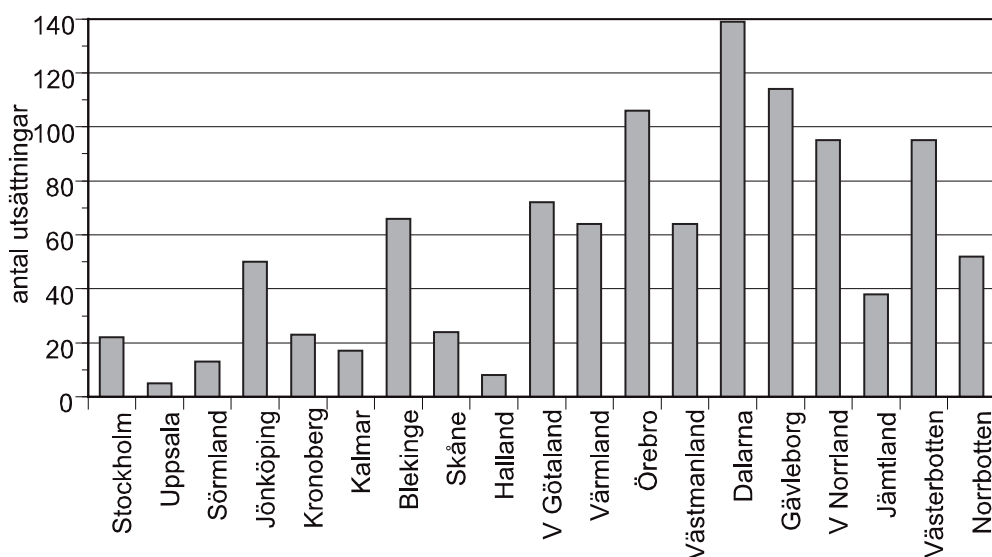
Utländska arter

Regnbåge

Regnbåge är den dominerande utländska arten i fiskutsättningar, den utgör ungefär en tredjedel av alla utsättningar. Regnbågen är dessutom den viktigaste odlingsfis-



Figur 11. Utsättningar av inhemska (vita kolumner) och utländska (svarta kolumner) under perioden 1995-2002 baserade på tillstånd från länsstyrelser. Antalet beviljade tillstånd anges på Y-axel, årtal på X-axel. Observera att Örebro, Dalarnas, Gävleborg, Jämtland, Västernorrland, Västerbotten och Norrbottens län anges i en annan skala än resten av landet. Luckor i panelen beror på att alla data inte har erhållits från alla län.



Figur 12. Antal beviljade utsättningar av regnbåge år 2002.

ken i Sverige. Regnbågsutsättningar utförs mestadels till put and take-sjöar, och det är således fråga om återintroduktioner till vatten där arten redan finns eller har funnits. Utsättningar utförs i hela landet, mest i Dalarna, Västerbotten, Örebro och Gävleborgs län. Antalet tillstånd för regnbågut-sättningar för år 2002 visas i Figur 12.

Bäckröding

De flesta utsättningarna av bäckröding skedde på 1950-1960-talen, och i dag förekommer arten i ca 300 självreproducerande bestånd. Enligt Fiskeriverkets register har den fångats i 14 län vid sjöprovfisken och elfisken. Under år 2002 sattes bäckröding ut i nio län, sammanlagt ett trettiotal gånger.

Karp

Enstaka utsättningar av karp har förekommit i 8 län under 1995-2002. Vanligast har karp utsättningar varit i Skåne län, där arten har satts ut 20 gånger under studieperioden.

Andra utländska arter

Gräskarp används ofta för att kontrollera vegetationen, speciellt i mindre vatten. Mellan 1995 och 2002 har den satts ut ett 30-

tal gånger i 9 län, mest i Västra Götalands län (13 utsättningar).

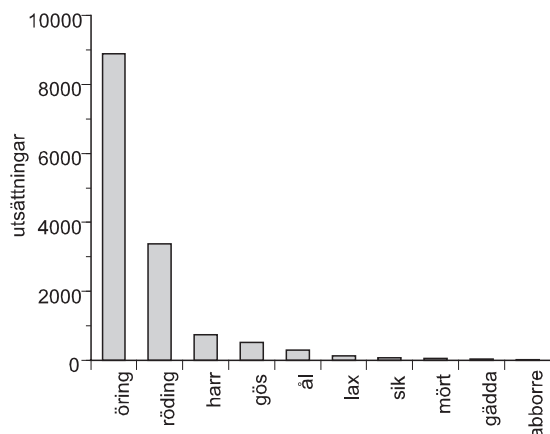
Utsättningar av splejk har förekommit i 9 län (Värmland, Västmanland, Jämtland, Västerbotten, Stockholm, Örebro, Södermanland, Västernorrland, Norrbotten, sammanlagt ca 120 tillstånd) under studieperioden, varav nästan hälften (56 gånger) i Västerbottens län. Utsättningar av bröding har däremot varit ovanliga under de senaste åren, och den har satts ut i bara två län (Västerbotten och Örebro), sammanlagt ett 20-tal gånger.

Inhemska arter

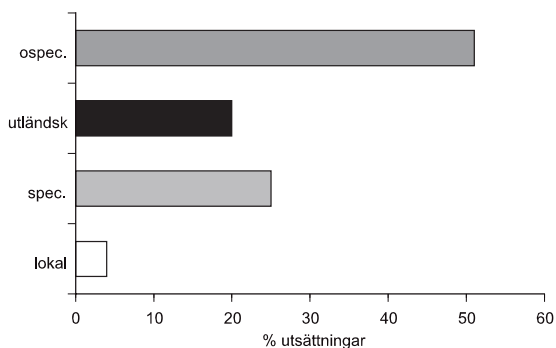
De olika inhemska arternas popularitet har varierat kraftigt genom årtiondena. Laxfiskarna, framför allt öring och röding utgör den stora majoriten i utsättningarna. Antalet utsättningar för de vanligaste inhemska arterna visas i Figur 13.

Öring

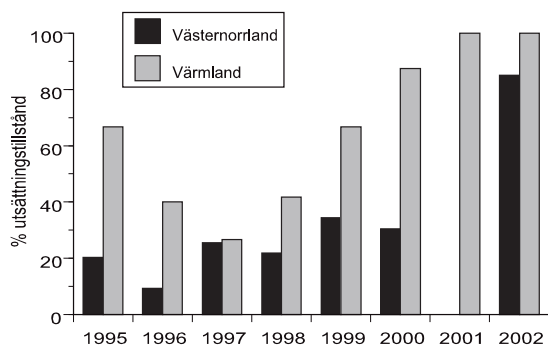
Öring har flyttats mellan olika vattensystem i stor utsträckning. I öringutsättningar är det fråga om flyttning av en inhemsk art. Utsättningstillstånd anger inte om utsättningen har utförts i vatten där arten redan finns eller har funnits, eller om det är introduktioner utanför det ursprungliga utbredningsområdet.



Figur 13. Utsättningar av de vanligaste inhemska arterna under perioden 1995-2002 i 19 län.



Figur 14. Användning av olika öringstammar i utsättningar i Dalarnas län under 1992-2001. Lokala stammar härstammar från samma vattensystem där utsättningen utförts. Svenska stammar syftar på öringstammar från andra delar av landet. Ospecificerat syftar på beslut där man inte har närmare specificerat vilken stam som ska användas.



Figur 15. Andel (%) av utsättningstillstånd för röding med angiven stam i relation till totalt antal utsättningstillstånd för röding i Västernorrlands och Värmlands län under 1995-2002. För 2001 finns ej information från Västernorrland.

Stamtillhörighet, eller variation i olika egenskaper mellan populationerna, har traditionellt förknippats med laxfiskar, trots att skillnader mellan lokala populationer förekommer hos alla arter. I dag rekommenderas att man använder den lokala stammen i utsättningar (Fiskeriverket 2001).

Exempelvis i Dalarnas län har man använt över 20 olika öringstammar vid utsättningar; användning av olika stammar visas i Figur 14. Speciellt för öringen är användningen av utländska stammar, framför allt den finska Konnevesiöringen, som utgjorde en fjärdedel av öringutsättningar i Dalarna under perioden 1992-2001. Konnevesiöringen, som ursprungligen kommer från sjön Konnevesi i Mellersta Finland, har varit en populär odlings- och utsättningsfisk i Sverige eftersom den har ett gott ryckte och anses vara snabbväxande. Tillväxten hos fiskarna beror dock inte bara på vilken stam de tillhör, utan på en mängd olika andra faktorer, såsom vattenkvalitet, temperaturregim, konkurrens och födotillgång.

Röding

Flera hundra utsättningar av röding utförs årligen, mestadels i de nordliga länen.

Anmälan av stam i rödingutsättningar varierar mellan olika län, men generellt har anmälan blivit vanligare under de senaste åren (Figur 15). Som exempel presenteras utveckling i två län, Västernorrland och Värmland. Information som visas på figuren innebär endast att namnet på stammen anges, inte om det är fråga om lokala eller främmande stammar. Omfattningen av rödingutsättningar är olika i dessa två län, i Västernorrland beviljas årligen ca 80-110 utsättningstillstånd, däremot i Värmland är antalet betydligt mindre, mellan 7 och 15 per år.

Lax

Under 1995-2001 utfördes över 110 laxutsättningar i 12 län med tillstånd från länsstyrelser. Gullspångslaxen har varit en vanlig utsättningsstam, den har använts i minst sex län, dvs. även utanför dess ursprungliga utbredningsområde.

Harr

Harr har satts ut under 1995-2002 i 12 län, mest i Västerbotten, Norrbotten och Jämtland (över 150 utsättningstillstånd). Under

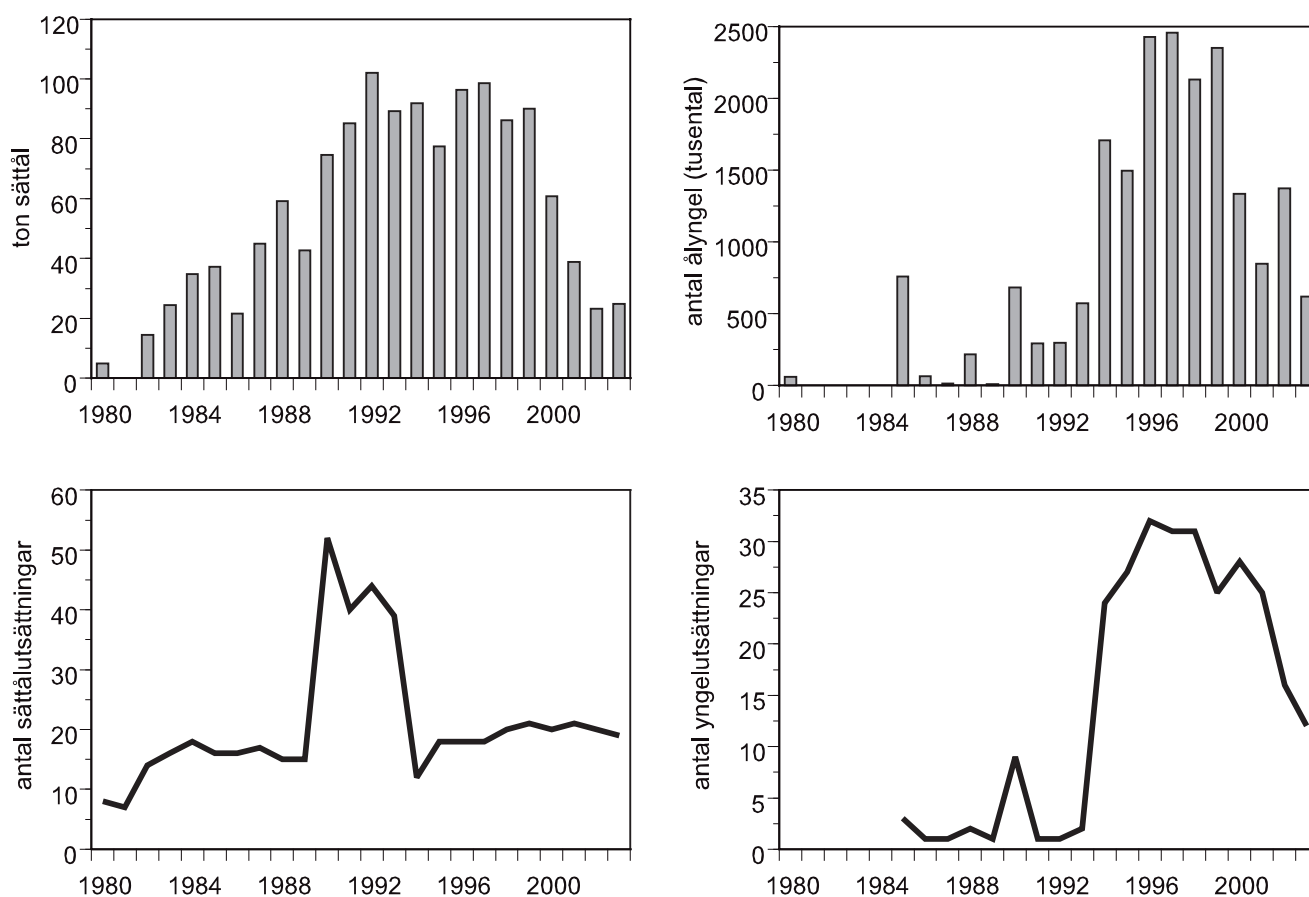
2002 sattes harr ut i sex län, sammanlagt 28 utsättningstillstånd. Anmälan av stam för harr har varit ovanligt, och bara sex tillstånd angav år 2002 vilken specifik stam som skulle användas.

Ål

Rekryteringen av glasål (ålyngel) till Europa har minskat mycket kraftigt sedan ungefär 1980, och dagens rekrytering till Europa är endast ca 1 % av vad den var för drygt 20 år sedan (Dekker 2003). Invandring av ålyngel till Sverige har minskat sedan 1940-talet. Minskningen antas bero på förändrat klimat, ändrade havsströmmar, överfiske, miljögifter och/eller andra faktorer (Dekker 2003). Som fiskevårdsåtgärd utförs ålutsättningar för att förstärka beståndet. Utsättningarna sker dels med karantänerat ålyngel som har importerats

från floden Severn i England, och som sätts ut både på Östersjökusten (mestadels området från Skåne till Stockholms/Uppsala län) och i insjöar, och dels med 37-40 cm stor sättål, som är fångade vid svenska västkusten. Sättål sätts ut på Östersjökusten samt i vissa insjöar till vilka de även själva kunde invandra från Östersjön.

För att förstärka ålbeståndet utförs årligen utsättningar för ca 3 miljoner kronor med statliga medel. Egenfinansierade utsättningar utförs årligen med ytterligare 0,7-1,5 miljoner kronor. Kraftbolagens utsättningar är baserade på vattendomar; de sätter numera ut endast yngel, och Svenska Insjöfiskarnas Centralförbund sätter för Fiskeriverkets räkning ut både yngel och sättål. Utsättningar av sättål och ålyngel i hela Sverige under 1980-2003 visas i Figur 16.



Figur 16. Utsättningar av sättål (vänster) och ålyngel (höger) i Sverige under 1980-2003. Sättålutsättningar anges huvudsakligen som massa (kg), och yngelutsättningar som antal yngel, men ibland har det gjorts tvärtom. Antal sättål har dock inte räknats om till massa, inte heller kg yngel till antal individer, utan dessa saknas från figurerna. Verkliga utsättningsmängder av sättål och ålyngel är alltså något högre än vad figuren anger. Data är från Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium.

Regional nivå – exemplet Jönköpings län

Bakgrund

Jönköpings län har omfattande datamaterial redan från slutet av 1800-talet, och det har således varit möjligt att studera fiskutsättningarnas långsiktiga effekter. Syftet med arbetet var att utreda effekten av fiskutsättningar i två områden, Emåns övre och Huskvarnaåns avrinningsområde. Man har undersökt om utsättningar under det senaste seklet gett upphov till nya fiskbestånd, och om detta lett till att inhemska arter försvunnit. Ett annat mål har varit att ta reda på vilka fiskarter som satts ut vid olika tidsperioder.

Information om utsättningar har hämtats från Jönköping läns Utsättningsregister och Fiskregister, bakgrundsmaterialet till "Resultaten av fisikinplanteringar i Sverige" (Alm 1920), bakgrundsmaterialet till "Resultaten av under perioden 1917-1935 gjorda fisikinplanteringar i svenska sjöar" (Brundin 1939), samt rapporten "Nya fiskbestånd genom inplanteringar eller spridning av fisk" (Filipsson 1994).

Ett problem vid undersökningen har varit att avgöra hur det "ursprungliga" fisksamhället såg ut. Ursprungliga fisksamhällen har försökts återskapas med hjälp av informationen i Lundbergs rapport (1899) bearbetat av Olof Filipsson, historiska data i Jönköpings läns Fiskdatabas insamlade av Filip Trybom, bakgrundsmaterialet till Alms sammanställning (1920), samt grundmaterialet för undersökningen av "Sötvattensfiskets avkastning år 1914" som redovisas i "Våra sjöars fiskavkastning" (Nordqvist 1918). Identifikation av sjöarna har ibland varit svårt i de äldre noteringarna, eftersom många sjöar har bytt namn och sockenindelningen har ändrats.

Av 327 undersökta sjöar i länet fanns det historiska data om 48 sjöar spridda över hela länet. De flesta var belägna i Huskvarnaåns avrinningsområde (7 st) samt Emåns övre avrinningsområde (10 st). De

undersöktes i detalj genom att samla all tillgänglig information om fisksamhällets sammansättning i början av 1900-talet (1890-1914), 1930-talet och idag, samt utsättningar gjorda sedan 1800-talet. Av samtliga sjöar i sjöregistret finns det historiska data om fisksamhällets sammansättning i 22 sjöar i Huskvarnaåns avrinningsområde och 48 sjöar i Emåns övre avrinningsområde. Dokumenterade utsättningar har skett på 39 platser i Huskvarnaån samt på 121 platser i Emån.

Resultat av utsättningar i Jönköpings län

Under perioden 1850-1916 var Jönköpings län ett av de aktivaste länen i landet med 356 genomförda utsättningar. I Hushållningssällskapens regi inplanterades mest sutare, röding, sik, gös, braxen och öring.

Under 1917-1935 gjordes betydligt fler utsättningar (822), och de mest populära arterna då var sutare, gädda och ål.

Efter 1930-talet har gädda varit fortsatt populär. Under 1961-1982 blev laxfiskarna regnbåge, bäckröding och öring näst populärast efter gädda. Den senaste perioden har främst regnbåge och öring varit populära, medan gäddan endast satts ut på två platser.

Förändringar i fisksamhällen i Huskvarnaåns avrinningsområde

Det finns information från 43 sjöar i Huskvarnaåns avrinningsområde, och från 8 av dem information från 1890-talet. Sutaren har etablerat sig sannolikt som följd av utsättningarna i samtliga 8 sjöar, braxen har bildat bestånd i 6 sjöar, och gös har etablerat sig i 5 sjöar. Sutare, braxen och gös har inte naturligt förekommit i Huskvarnaåns avrinningsområde, utan nutida bestånd är resultat av utsättningar.

Tabell 6. Förändringar i antalet fiskarter i utvalda sjöar på Emåns (E) och Huskvarnaåns (H) avrinningsområde (Aro) i Jönköpings län.

Sjö	Aro	1890-talet	2000-talet	Försvunna arter	Nya arter
Solgen	E	9	14	0	5
Södra Vixen	E	8	10	2	4
Ekenässjön	E	7	9	1	3
Flögen	E	10	10	2	2
Tjurken	E	10	9	3	2
Skärsjön	E	6	5	1	0
Kallsjön	E	4	6	0	2
Frissjön	E	7	7	1	1
Vallsjön	E	7	6	2	1
Storesjön	E	4	10	0	6
Rogbergasjön	H	5	5	1	1
Ramsjön	H	7	11	2	6
Ylen	H	8	12	0	4
Nätaren Stora	H	9	11	3	5
Lättarpasjön	H	6	6	1	1
Hästsjön	H	6	9	0	3
Ryssbysjön	H	5	9	2	6

Förändringar i fisksamhällen i Emåns övre avrinningsområde

Sutare, braxen och gös förekommer inte naturligt i Emåns övre avrinningsområde. Det finns 112 sjöar med information om fisksamhället, från 44 sjöar finns det gamla uppgifter (12 från 1890-talet, 32 från 1910-talet), och från 68 finns det information om dagens fisksamhälle.

Tabell 6 presenterar förändringar i fiskbestånden på 1890-talet och 2000-talet i utvalda sjöar på Emåns och Huskvarna-

åns avrinningsområde. På 1890-talet fanns det i genomsnitt 6,9 fiskarter i dessa sjöar, men artantalet har stigit till 8,8 arter på 2000-talet. Det har kommit in i genomsnitt 3 nya arter, men 1 art har också försvunnit. Det bör dock påpekas att i de tidigaste utredningarna kan ekonomiskt ointressanta arter ha ignorerats. Förutom fiskutsättningar kan annan mänsklig inverkan, såsom övergödning, försurning, sjösänkning eller uppbyggande av vattenkraft och vandringshinder ha påverkat fisksamhällen.

Effekter i Sverige

Effekter orsakade av främmande arter

Allmänt

Främmande arter konkurrerar alltid med den befintliga faunan om resurser. Hur denna konkurrens visar sig beror dels på populationstätheten både hos ursprungliga och introducerade arter, dels på resurstillgången. I en näringsfattig miljö blir konkurrensen troligen hårdare än i en näringsrik miljö. Detaljerade uppgifter om miljöns kvaliteter behövs för att kunna uppskatta risk för lika väl näringskonkurrens som konkurrens om utrymme.

Utsättning av rovfiskar leder till ökat predationstryck hos den befintliga faunan. Hur detta tryck visar sig beror på antalet utsatta fiskar (predatorer) och på sammansättningen av det befintliga beståndet. Effekterna kan variera från lindriga till storskaliga förändringar på fisksamhällets sammansättning, och i yttersta fall kan utsättningen av en predator leda till att ursprungliga arter utrotas.

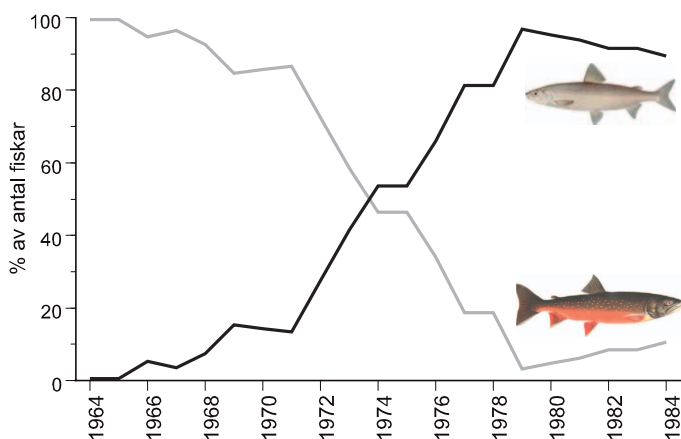
Utsättningar av sik

Sik har satts ut flitigt under 1900-talet, och den har bildat flest nya bestånd i landet (Filipsson 1994). Siken har påverkat kraftigt bl.a. röding- och harrbestånd (Filipsson 1994). Konkurrens mellan arterna har ibland lett till kraftiga nedgångar hos de ursprungliga arterna. Förändringen i rödingbeståndet efter utsättning av sik i Övre Björkvattnet i Lappland illustreras i Figur 17.

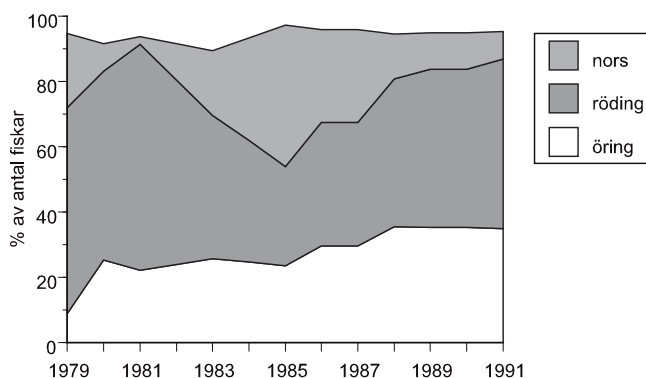
Utsättningar påverkar hela fisksamhället. Invasion av sik i Gräsvattnet i Jämtland i början av 1970-talet har haft påtagliga effekter på flera arter (Figur 18).

Utsättningar av nors

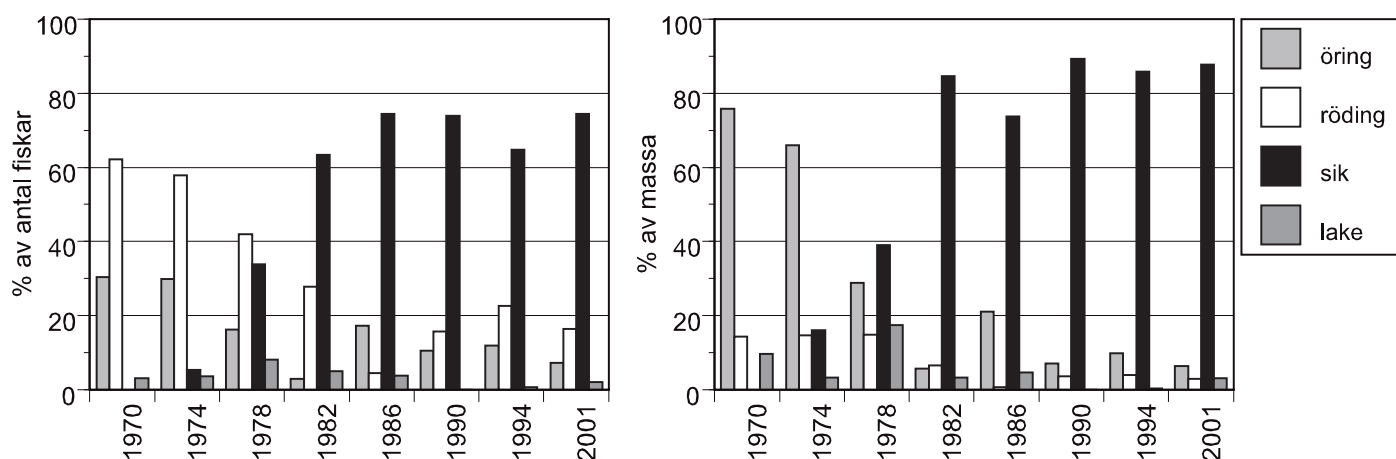
Nors har satts ut i flera sjöar i norra Sverige som födo fisk för andra arter. Även dessa utsättningar har påverkat proportioner



Figur 17. Förändringen av proportionen sik (svart linje) och röding (grå linje) efter utsättning av sik i Övre Björkvattnet i Lappland. Data är från Fiskeriverkets sötvattenslaboratoriums provfisker utförda av Olof Filipsson.



Figur 19. Förändringen av proportionen sik och röding angivet som antal fiskar totalt efter utsättning av nors i Glensjön Jämtland. Data är från Fiskeriverkets sötvattenslaboratoriums provfisker utförda av Olof Filipsson.



Figur 18. Förändringar i fisksamhällets sammansättning efter invasion av sik i Gräsvattnet i Jämtland. Proportion av antal individer till vänster och proportion av total massa till höger. Data är från Fiskeriverkets sötvattenslaboratoriums provfiske utförda av Olof Filipsson.

mellan arterna tydligt, såsom exemplet från Glensjön i Jämtland visar (Figur 19).

Exempel från Övre Björkvattnet, Gräsvattnet och Glensjön visar att fisksamhällen kan genomgå påtagliga förändringar under årtionden, och att introduktion av en ny art leder till tillbakagång hos en eller flera av de ursprungliga arterna. Dessa exempel visar också att långa tidsserier är nödvändiga för att kunna följa upp förändringar i fisksamhällen.

Lax i Vättern

Utsättningar av lax i Vättern är numera omfattande (Figur 1). För yrkesfiskarna är laxen oviktig, men fritidsfisket efter arten är betydligt. Laxen kan dock utgöra ett hot mot den ursprungliga faunan, och konkurrerar bl.a. med rödingen. Studier tyder på att rödingen numera lever på djupare vatten, vilket kan vara ett resultat av konkurrensen med den inplanterade laxen. Detta och ett tidigare hårt fiske på rödingen har gjort att rödingen i Vättern har minskat kraftigt. Numera är sydsvenska rödingbestånd (*Salvelinus umbla*) klassade som starkt hotade på den svenska rödlistan (Gärdenfors 2005).

Den framgångsrika bäckrödingen

Utsättningar av bäckröding (Figur 20) var tidigare vanliga, och arten sätts fortfarande ut, fast i mindre utsträckning. Som en följd av omfattande utsättningar har bäckröding bildat ca 300 självreproducerande bestånd i landet. Trots att utsättningarna har minskat sedan toppåren, fortsätter bäckrödingens spridning. Inventeringar gjorda av forskare vid SLU, Umeå, visar att bäckrödingen klarar att leva i extrema miljöer med väldigt lågt flöde och troligen kan den sprida sig via myrar till nya vattensystem. Den genomsnittliga spridningshastigheten av bäckröding i inventerade vattendrag har varit 48 meter per år (A. Alanärä, SLU, Umeå, muntl. medd.).

Konkurrens mellan bäckröding och öring är ett typexempel på konkurrens mellan två ekologiskt likartade arter. Flera observationer tyder på att bäckröding konkurrerar ut den inhemska öringen. I en del biflöden till Kemi älvs övre del i norra Finland har bäckrödingen konkurrerat ut öringen (Kännö & Salonen 1989), och samma utveckling har observerats på andra håll i Kemi älvs vattensystem (Korhonen et al. 1996).



Figur 20. Bäckröding *Salvelinus fontinalis* är ursprungligen en nordamerikansk art, som introducerades till Sverige på 1890-talet, och har bildat ca 300 bestånd i landet. Foto: Björn Tengelin.



Figur 21. Regnbåge *Oncorhynchus mykiss* fotograferad i akvarium. Foto: Christian Dieperink.

Under experimentella förhållanden växer ungt bäckrödingyngel bättre än öringyngel och är dessutom mer aggressiv, vilket kan förbättra dess konkurrensförmåga (Hilla 2001). Bäckrödingens bättre anpassningsförmåga till hårda miljöförhållanden, såsom kallt vatten och lågt pH, samt en bred diet (Cunjak et al. 1987; Heggenes & Traaen 1988; Kjellberg 1969; Lever 1996) kan vara en biverkande orsak till dess konkurrensframgång. Bäckrödingen klarar av extrema miljöförhållanden och kan sprida sig trots stora hinder i vägen och kraftiga lutningar på vattendragen (A. Alanärä, SLU, Umeå).

Den dominerande regnbågen

Regnbågen (Figur 21) är den klart dominerande utländska arten i fiskutsättningar. Dessa är huvudsakligen utsättningar för put and take fiske eller put, grow, and take-utsättningar, där meningen är att fisken ska fångas kort efter utsättningen. Även om rymningshinder är ett vanligt villkor för utsättningstillstånd, finns det ändå en viss risk för rymning och, beroende på vatten, vidare spridning i vattensystemet.

Regnbåge är väldigt variabel när det gäller livshistorieegenskaper i sitt ursprungliga utbredningsområde i Nordamerika. Att arten inte etablerat sig trots talrika utsättningar beror delvis på klimatfaktorer. Dessa begränsningar är dock på väg att

försvinna med klimatförändringen. Andra potentiella orsaker till än så länge utebliven etablering av regnbåge är bl.a. konkurrens med inhemska laxfiskar, parasiter och kalla temperaturer (Fausch et al. 2001; Svärdson 1968). Risk för etablering ökar med upprepade utsättningar (s.k. *propagule pressure*; Ruesink et al. 1995), och det är kanske bara en tidsfråga när fisken med de rätta egenskaperna sätts ut, etablerar och sprider sig.

Den hotade ålen

Utsättningarna av ål (Figur 22) på kusten och i insjöarna är både ekonomiskt och storleksmässigt omfattande verksamhet. Det sätts ut stora mängder av ålungar från England och från svenska västkusten längs svenska Östersjökusten och i sötvatten. De största riskerna med ålutsättningar är risk för förändringar i ålens vandringsbeteende, och effekter på populationens genetiska sammansättning. Störningar i vandringsbeteendet kan innebära att ålar inte hittar till lekområdena i Sargassohavet. Det pågår studier på vandringsmönstret hos märkta blankålar för att ta reda på om det har förändrats med tiden och om det går att koppla eventuella förändringar till ett ökat inslag av omflyttad ål.

En omfattande genetisk studie av den europeiska ålen har nyligen genomförts för att studera genetisk variation hos ål från olika geografiska områden (Dannewitz et



Figur 22. Ål *Anguilla anguilla*, en ursprunglig art i svenska fiskfaunan som gått kraftigt tillbaka under de senaste årtiondena. Foto: Håkan Wickström.

al. 2005). Den genetiska variationen hos över 2 600 individer studerades, och det visade sig att variationen var större mellan prov tagna vid olika tidpunkter än mellan prov från olika lokaler, vilket tyder på att alla europeiska ålar tillhör en och samma panmiktiska population (Dannewitz et al. 2005). Ur genetisk synpunkt innebär förflyttning av ål således troligtvis ingen större risk. Det löser dock inte det ursprungliga problemet, dvs. populationens nedgång.

Den problematiska signalkräftan

Det tydligaste exemplet på vad en främmande art kan ställa till med är signalkräftan. I och med att den har introducerats har kräftpesten definitivt etablerats i landet, och antalet sjöar som har förklarats pestsmittade ökar hela tiden. Det gör att återinplanteringar av den ursprungliga flodkräftan är lönlösa och att kräftpesten sprider sig med signalkräftan. Flodkräftan är på grund av detta en starkt hotad art i Sverige (Gärdenfors 2005).

Sjukdomar och parasiter

Risk för spridning av sjukdomar och parasiter är påtaglig när fiskar satts ut. Fiskhälsokontroll minskar risker för odlad fisk, men även förflyttning av vild fisk innebär en risk för spridning av sjukdomsalstrande organismer, för det finns knappast en vild fisk som är helt fri från parasiter. Det ursprungliga beståndet kan sakna motståndskraft mot parasiten, vilket kan leda till stora förluster. Spridning av sjukdomar och parasiter sker i regel oavsiktligt, och är svåra att upptäcka innan de slår ut. Även om sjukdomar och parasiter inte är direkt dödliga för fiskarna, kan de ha negativa effekter på hälsan, konditionen, tillväxten och framgången i naturen.

Ålens simblåseparasit (*Anguillicola crassus*) hittades i Sverige för första gången 1987, och två år senare ansågs den etablerad i svenska kustvatten. Omkring 10 000 ålar från 28 olika lokaler har undersökts på Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium, och parasiten har hittats i ål från samtliga lokaler som undersökts de senaste fem åren (Gehlin 2003). Parasiten idag har spritt sig till de flesta naturliga ålpopulationer i Sverige. Över hälften (54 %) av ålarna som dissekerades 2001 och 2002 var infekterade med i genomsnitt sex parasiter per ål (Gehlin 2003). Spridningen mellan olika lokaler sker genom transport av infekterade ålar, och en okontrollerad transport av infekterade ålar har varit en viktig spridningsorsak.

Alla utsättningar innebär risker, men hur stora riskerna är beror på ett antal olika faktorer. Även om den utsatta fisken inte skulle överleva, kan den ha effekter på ekosystemet. Spridning av sjukdomar och parasiter är möjligt även från en död fisk eller fiskrens.

Effekter orsakade av främmande stammar

Korsningar

Utsättningar av främmande fiskstammar innebär samma risker som utsättning av främmande arter, dvs. konkurrens, predation, spridning av sjukdomar och parasiter, men även risker som återspeglas på genetisk nivå. Effekter orsakade av främmande stammar dröjer ofta en längre tid innan de upptäcks och kan påvisas.

Korsning eller hybridisering innebär risker för populationers genetiska integritet. Effekterna av hybridisering kan ske genom utavelsdepression eller genom förlust av genetisk mångfald. Den genetiska variationen har inte bara ett värde i sig, utan är också ett nödvändigt material för evolutionen, anpassning till förändrande miljöförhållanden och därmed till framgång i framtiden. Ökad uppmärksamhet behövs för att undvika dessa fallgropar och för att minska riskerna. Utsättningsverksamheten får inte äventyra fiskarnas fortsatta möjligheter till anpassning och evolution i en föränderlig miljö.

Effekter på andra organismer

De genetiska effekterna av fiskutsättningar kan även ha betydelse för andra organismgrupper. Larver till den hotade flodpärlmusslan (*Margaritifera margaritifera*) är parasitiska och lever på gälar hos fiskar. Mussellarver är anpassade till den lokala öringstammen och klarar sig dåligt eller inte alls hos andra fiskar. Om öringpopulationens genetiska sammansättning förändras genom fiskutsättningar, kan detta indirekt påverka flodpärlmusslans reproduktionsframgång och överlevnad. Eftersom flodpärlmusslan är mycket långlivad (könsmognad vid 15-20 års ålder, livslängd över 100 år), kan populationen överleva länge trots att reproduktionen uteblivit, och det kan ta lång tid innan effekterna av fiskutsättningar blir märkbara på flodpärlmusselpopulationen.

Vad visar provfiskedatabaserna

Beskrivning av sjöprovfiskeregistret och elfiskeregistret

Fiskeriverket är datavärd för svenska miljöövervakningsdata avseende provfisken. Avsikten med provfisken är att bedöma fisksamhällens och fiskarters status i sjöar, vattendrag och längs kusten. Provfisken utförs för uppföljning av effekter av försurning, kalkning, fiskevård och naturliga variationer i miljön. Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium ansvarar för insamling, kvalitetssäkring, lagring och distribution av sjöprovfiskedata genererade inom nationell och regional miljöövervakning och kalkef-

tektuppföljning, medan länsstyrelserna ansvarar för den regionala miljöövervakningen och kalkeftektuppföljningen. För att göra databasen mer representativ, samlar Sötvattenslaboratoriet även in data från annan provfiskeverksamhet.

År 2004 utfördes provfisken i 38 sjöar av Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium. Provfisken utförs inom nationell miljöövervakning, integrerad kalkningseffektuppföljning (IKEU-programmet) samt Sötvattenslaboratoriets referenssjöprogram. Därtill kommer provfisken utförda av länsstyrelser, fiskevårdsföreningar, sportfiskeklubbar och universitet (ca 120-140 sjöar). Antalet provfiskade sjöar per år har varit tämligen konstant under de senaste åren.

Fiskeriverkets databas för sjöprovfisken (NORS) omfattar för närvarande över 4 560 provfisken i mer än 2 400 sjöar.

Fiskeriverkets elfiskedatabas (SERS) omfattar nästan 30 000 elfisken i över 11 400 lokaler. Varje lokal har i genomsnitt fiskats 2,6 gånger. Nya uppgifter kommer årligen från ca 1 900 elfisketillfällen. Databasen administreras och upprätthålls av Sötvattenslaboratoriets lokalkontor i Örebro.

Resultat från registren

En främmande art kan påverka fiskbeståndet bl.a. genom konkurrens och predation. Detta kan leda till förändringar i artantalet eller artsammansättningen, samt tillväxt hos andra arter. Vi studerade fiskbeståndets artsammansättning i sjöar med främmande arter genom att plocka ut vatten där regnbåge eller bäckröding fångats vid minst ett fisketillfälle. För parvisa jämförelser valdes ut sjöar från samma län med samma yta och höjd över havet (eller så nära som möjligt) ur provfiskeregistret.

Regnbåge

Regnbåge har fångats vid provfiske i ca 30 sjöar. Antalet arter i dessa sjöar jämfördes med artantalet i sjöar utan regnbåge. Artantalet var i genomsnitt signifikant högre i sjöar med regnbåge än i sjöar utan regnbåge (4,1 respektive 5,7 arter; Figur 23). Det fanns en nästan signifikant skillnad i antalet fiskar i bottennät (fångst per ansträngning). Antalet fiskar i bottennät var högre i sjöar utan regnbåge än i sjöar med regnbåge (8,4 respektive 6,2; Figur 23). Också genomsnittlig biomassa (fångst per ansträngning) var högre i sjöar utan regnbåge än i sjöar med regnbåge, men skillnaden var inte statistiskt signifikant.

Även om den utsatta fiskens effekt räknas bort tyder detta på att regnbåge finns i genomsnitt artrikare miljöer, och om den betar sig som rovfisk så har detta inte påverkat antalet arter negativt, men däremot antalet fiskar och biomassan.

Bäckröding

Bäckröding har fångats i sammanlagt 18 provfiskade sjöar. Parvisa jämförelser gjordes på samma sätt som med regnbåge, och antalet arter jämfördes mellan två sjögrupper, sjöar med bäckröding och sjöar utan bäckröding. Artantalet var i genomsnitt litet större i sjöar med bäckröding (2,5 respektive 2,8), men skillnaden var inte signifikant (Figur 24). Fångst per ansträngning, både antalet fiskar och biomassa, var litet större i sjöar med bäckröding, men skillnaden var inte signifikant (Figur 24). Bland dessa studerade sjöar finns det med andra ord inga starka bevis för att bäckröding skulle vara en allvarlig konkurrent eller predator. Det bör dock påpekas att det är sällsynt att fånga bäckröding i sjöar, arten förekommer företrädesvis i rinnande vatten.

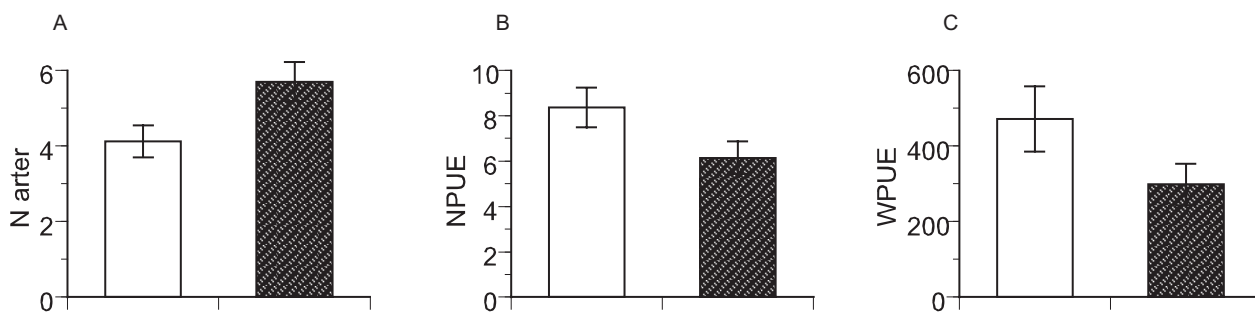
I två sjöar har både regnbåge och bäckröding fångats vid provfiske.

För att studera förekomsten av bäckröding och regnbåge i rinnande vatten använde vi Fiskeriverkets elfiskeregister. Fisken utförda under juli-oktober och efter år 1980 valdes från hela registret. Vi hade således information från 28 048 fisketillfällen (elfiskeregistrets version 2004-06-21).

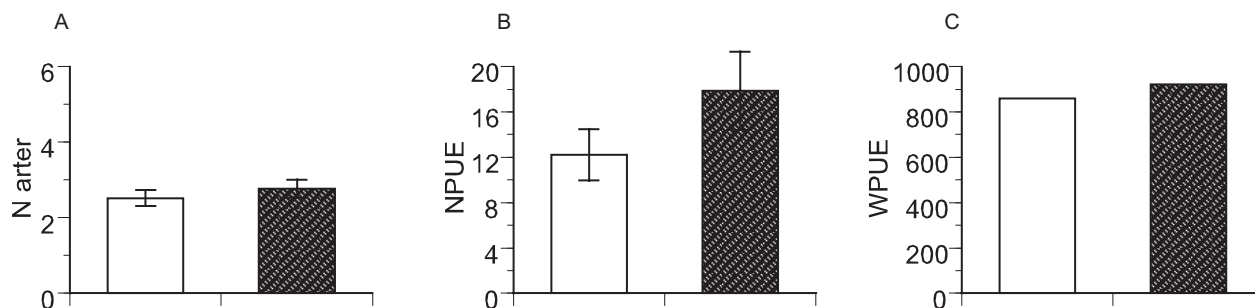
Bäckröding har fångats sammanlagt vid 676 fisketillfällen i knappt 500 lokaler, dvs. 2,4 % av alla fisken. Regnbåge är mycket mera sällsynt i rinnande vatten, den har fångats endast vid ett 50-tal fisketillfällen i knappt 40 lokaler, dvs. knappt 0,2 % av alla fisken.

Öring är den vanligaste arten vid elfisken, och den har fångats vid 21 627 fisketillfällen, dvs. i 77,1 % av alla elfisken.

I Nordamerika hybridiserar öring och bäckröding med varandra (s.k. *tiger trout* eller *tigeröring*). I Sverige har elfiskeregistret information om sådana hybrider från fyra lokaler (Gnyltaån, Gagnån, Stora Knärån och Brämstjärnsbäcken).



Figur 23.
A. Antalet arter i provfiskade sjöar med (vit stapel) och utan (mörk stapel) regnbåge. Artantalet var i genomsnitt signifikant högre i sjöar med regnbåge än i sjöar utan regnbåge (4,1 respektive 5,7 arter, ANOVA $F_{1,59} = 5,54$; $p = 0,022$).
B. Antalet fiskar per fångstansträngning i provfiskade sjöar med och utan regnbåge (NPUE). Antalet fiskar i botten nät var högre i sjöar utan regnbåge än i sjöar med regnbåge (8,36 respektive 6,15, ANOVA $F_{1,59} = 3,78$; $p = 0,056$).
C. Biomassa fiskar per fångstansträngning (WPUE). Den genomsnittliga biomassan (fångst per ansträngning) var också högre i sjöar utan regnbåge än i sjöar med regnbåge (510 respektive 451 kg), men denna skillnad var inte statistiskt signifikant (ANOVA $F_{1,59} = 0,33$; $p = 0,566$). Error bars representerar SE.



Figur 24.
A. Antalet arter i provfiskade sjöar med (vit stapel) och utan (mörk stapel) bäckröding. Artantalet var i genomsnitt litet större i sjöar med bäckröding (2,52 respektive 2,77), men skillnaden var inte signifikant (ANOVA, $F_{1,359} = 0,64$; $p = 0,429$).
B. Antalet fiskar per fångstansträngning (NPUE) och
C. biomassa fiskar per fångstansträngning (WPUE) i provfiskade sjöar med och utan bäckröding. Fångst per ansträngning mätt i både antalet fiskar och biomassa var litet större i sjöar med bäckröding, men skillnaden var inte signifikant (antal: ANOVA $F_{1,35} = 1,89$; $p = 0,178$; biomassa: $F_{1,35} = 0,078$; $p = 0,782$). Error bars representerar SE (saknas i sista figuren pga. stor variation).

Diskussion

Varför är effekterna (hittills) förhållandevis små?

Hittills har vi varit lyckligt lottade i Sverige och har inte kunnat konstaterat stora dramatiska effekter av främmande fiskarter, förutom på vissa lokaler. Det finns inga kända fall av total utrotning av någon ursprunglig inhemsk art som följd av introduktion av främmande arter. Lokalt har det dock uppstått påtagliga effekter, såsom kraftig reduktion av rödingbestånd när sik introducerats, förändring av planktonsamhället när fisk introducerats i fisktomma sjöar, och ökad spridning av kräftpest samt kraftig tillbakagång av flodkräfta i samband med introduktion av signalkräfta.

Frånvaro av stora effekter kan bero på att omfattningen av utsättningar och arterna som satts ut har varit sådan att stora förändringar inte har uppkommit. Men delvis beror bristen på belagda observationer också på bristen på lämpliga mätinstrument. Ordinarie provfisken inom nuvarande program fångar sällan introducerade arter, och det finns i dagsläget inga riktade provfisken på särskilt utsatta områden, såsom bäckrödningens potentiella utbredningsområden. Inte heller utförs systematiska provfisken i fiskodlingarnas närområden för att upptäcka rymlingar eller deras potentiella effekter på naturliga bestånd.

Effekter av introducerade fiskarter syns kanske inte på fisk utan någon annan del

i ekosystemet, och det finns inte tillräcklig övervakning på dem. I dagsläget finns det inget etablerat provfiskeprogram för kräftor, även om enstaka provfisken utförs av flera instanser. Kräftpest upptäcks ofta när flodkräftfångsterna upphör.

Som antytts ovan har utsättningar gjorts förhållandevis lokalt, jämfört med de flesta arternas utbredning, och därför har de inte lett till nedgång av hela populationen. Men att effekterna inte uppstått hittills behöver inte betyda att de inte skulle kunna uppstå i framtiden.

När det gäller genetiska effekter av främmande arter och stammar så finns det förhållandevis få studier på detta. Ett problem är brist på information om utgångsläget, man vet inte hur populationens sammansättning var innan utsättningar påbörjades. Hybrider mellan introducerade och ursprungliga fiskar kan vara svåra att upptäcka, och hybridisering mellan olika stammar – ursprungliga och introducerade – är omöjligt att upptäcka utan genetiska studier, som är relativt dyra. Eftersom vissa öringpopulationer har använts i utsättningar i stor utsträckning utanför deras ursprungliga utbredningsområden har mycket blandning säkert skett.

Vad påverkar riskerna?

Etablering i den nya miljön

Både artens egenskaper och miljöns egenskaper har betydelse för hur resultatet av utsättningar av främmande arter blir. Ofta anses endast självreproducerande bestånd kunna orsaka betydande effekter. Detta är en grov förenkling. Ansenliga effekter kan uppstå även utan reproduktion, och att man inte upptäcker några effekter kan betyda att vattnet där utsättningen har skett inte har studerats på rätt nivå eller vid rätt tidpunkt. Uppföljning av effekterna kräver flera års tid, och även andra organismgrupper än fiskar bör studeras.

Den främmande arten kan etablera sig i den nya miljön, om vissa förutsättningar uppfylls. Både biotiska och abiotiska faktorer påverkar etableringen, som kan ske om resurserna inte är begränsade, den nya arten är en överlägsen konkurrent, eller abiotiska faktorer styr samhället (Ross 1991). Det motsatta, att ingen etablering sker, kan bero på fysiologiska skäl som förhindrar artens etablering i den nya miljön. Också konkurrens, predation, eller det att arten blir utsatt för sjukdomar eller parasiter som den inte har motståndskraft emot.

Tolerans mot en kritisk miljövariabel (t.ex. temperatur, surhet) under det mest känsliga livshistoriestadiet avgör om etableringen är möjlig. Tidiga utvecklingsstadier, ägg och yngel, brukar vara mest känsliga. Reproduktionsframgång påverkas av populationsstorleken: om populationen är för liten försvåras fortplantningen och etableringen sker långsammare eller förhindras.

Fiskens egenskaper

Främmande arter som är framgångsrika i sin nya miljö har flera gemensamma egenskaper. Gemensamt för akvatiska organismer som är framgångsrika invandrare är att de är spridda och talrika i sitt ursprungliga utbredningsområde, de har hög tolerans mot olika miljövariabler, stor genetisk variation, snabb tillväxt, kort generationstid med tidig könsmognad, hög

fortplantningsförmåga, en förmåga att äta allehanda föda, god spridningsförmåga, och dessutom gynnas de ofta av mänsklig aktivitet (Ricciardi & Rasmussen 1998).

En del arter har stor individuell förmåga att anpassa sig rådande omständigheter, s.k. fenotypisk plasticitet, vilket främjar framgången (Rosecchi et al. 2001). Siklöjan har förändrat sin livshistoriestrategi genom att dra ned tillväxthastigheten och tidigare lägga könsmognaden, vilket har medverkat till dess framgång i en del av de nya miljöer där den inplanterats, t.ex. Pasvik i Norge och Ryssland (Bøhn & Amundsen 2001). Stor flexibilitet i habitat användning har gynnat etablering av invandraren prickig dvärgmal (*Ictalurus punctatus*) i Hudson river på bekostnad av den ursprungliga arten (white catfish, *Ameiurus catus*; Jordan et al. 2004).

Effekten av främmande arter beror på dess position i näringskedjan (Moyle & Light 1996). En främmande art som är specialist på en viss smal nisch i näringsväven kan förväntas ha starka interaktioner med en ursprunglig art, och om arten antar en avgörande roll i näringskedjan, kan detta leda till påtagliga effekter på samhällsnivån (Bøhn & Amundsen 2001). Rovdjur anses ofta ha större effekter, men även arter lägre ner i näringskedjan kan påverka fisket och orsaka förändringar i näringskedjan, t.ex. sillfiskar (Clupeidae) i afrikanska sjöar Kariba och Kivu, eller "rainbow smelt" (*Osmerus mordax*) i Kanada (Hall & Mills 2000).

Tolerans och stor fenotypisk variabilitet är kännetecknande egenskaper för ett antal arter som har sitt geografiska ursprung i Ponto-kaspiska området (Kaspiska havet, Azov-havet, Svarta havet) (Reid & Orlova 2002). Detta område är en betydelsefull donatorregion av främmande arter, och ca 70 % av främmande arter som invaderade Stora sjöar i Nordamerika under 1985-2000 kom från området. I Östersjön finns det 22 arter som härstammar från detta område (Ojaveer et al. 2002).

Sannolikheten för etablering ökar med ökat antal utsättningar, och täta utsättningar av ett stort antal individer ökar

invasionsmöjligheten (Ruesink et al. 1995). Ett bra exempel är introduktionen av staren (*Sturnus vulgaris*) till Nordamerika: minst åtta förflyttningar från Europa gjordes utan betydlig framgång, men två fall, sammanlagt 80 par, i Central Park i New York ledde till etablering och spridning av denna småfågel över hela kontinenten (Phillips 1928).

Miljöns egenskaper

Både den fysisk-kemiska miljön (klimat, temperatur, vattenkemi m.m.) och den biologiska miljön (andra arter och interaktioner med dem, föda, sjukdomar och parasiter som ursprungliga arter har resistens emot men den nya arten saknar resistens, m.m.) påverkar effekter av främmande arter. På lokal nivå är troligen interaktioner mellan olika faktorer tillsammans med slump den bästa förklaringen till en introducerad arts framgång (Moyle & Light 1996).

Likheter mellan artens ursprungliga utbredningsområde och den nya miljön påverkar invasionsframgången. Miljöförhållandena i Ponto-kaspiska området liknar

dem i Östersjön och Nordamerikas stora sjöar, och det är förmodligen en förklaring till att arter som har sitt ursprung på detta område nått stor framgång både i Östersjön och i Nordamerika (Reid & Orlova 2002). Flera Ponto-kaspiska arter kan troligtvis klara sig även i svenska sötvatten.

Miljöns egenskaper som motverkar introduktioner är bl.a. dess variabilitet (Williamson & Witter 1996), biotiska interaktioner (Ross 1991) och abiotiska störningar (Herbold & Moyle 1986). Experimentella och teoretiska studier av förhållandet mellan miljöns biologiska mångfald och mottaglighet är motstridiga, och det finns exempel på både negativa och positiva förhållanden (Levine & D'Antonio 1999). Trots att artfattiga miljöer ofta anses vara mera utsatta för en invasion av främmande arter, finns det exempel på dramatiska effekter av en främmande art i en mycket mångfaldig miljö, t.ex. Nilabborren i Victoriasjön (Kaufman 1992). Samma faktorer påverkar både den biologiska mångfalden och känsligheten för invasioner, såsom konkurrens från andra medlemmar i systemet, förekomsten av olika störningar och resurstillgång (Huston 1994).

Potentiella framtida effekter

Den globala klimatförändringen kommer troligen att påverka även fiskar och fiskbestånd. Ett varmare klimat kan underlätta etableringen av nya arter, och uppvärmningen kommer att minska livsutrymmet för arter som lever i kallt eller svalt vatten och i viss mån även varmvattenlevande arter (Eaton & Scheller 1996). Eftersom främmande arter till sin natur oftare är generalister än specialister, är de troligen mera framgångsrika i att anpassa sig till ett förändrat klimat (Dukes & Mooney 1999). Klimatförändring kan också öka möjligheten att någon ny art bildar bestånd (Dukes & Mooney 1999).

Det finns redan bevis på att varmare väder kan gynna invandrare: kräftdjuren *Cercopagis pengoi* etablerade sig i Finska

viken i mitten av 1990-talet, och under de varma somrarna har populationsstorlekarna växt explosionsartat (Leppäkoski et al. 2002). Spridning av hydromedusan *Craspedacusta* i Sverige är ett annat exempel på hur en värmegynnande främmande art som sprids med hjälp av människan snabbt kan etablera sig under nya klimatförhållanden (Lundberg & Svensson 2003). Förändringar i temperaturregim kan intensifiera invasion av främmande fiskarter (Harvey et al. 2002).

Klimatförändringen och uppvärmningen kan gynna invasioner av främmande arter även indirekt. Ökad nederbörd och därmed ökad vattenföring i vattendragen ökar risken för invasioner av växter (Brown & Peet 2003), och troligtvis även för djur.

Låga sommartemperaturer är sannolikt en bidragande orsak till att regnbåge hittills inte etablerat sig i Skandinavien (Hindar et al. 1996; Svärdson 1968), men ett varmare klimat kan undanröja detta hinder i framtiden.

Ökad transport ökar risken för oavsiktliga introduktioner. Framför allt risken för transport genom barlastvatten samt fri-

passagerare i samband med någon annan transport är värd att beakta.

I lokal skala kan främmande arter ställa till med kraftiga effekter. Exempelvis ett stort antal rymningar från en fiskodling har stor möjlighet att påverka sin miljö kraftigt, och rymningar är tämligen oförutsägbara händelser.

Situationen i relation till Fiskeriverkets utsättningsstrategi

Utsättningar

Enligt Fiskeriverkets strategi för utsättning och spridning av fisk (Fiskeriverket 2001) skall följande punkter framgå i ett utsättningstillstånd:

- fisk får hämtas från en namngiven odling med sättfiskstatus
- vilken art och vid behov vilken stam som ska användas
- utsättningsmaterialets ursprung, produktionsställe och odlingshistoria
- fiskens kvalitet (storlek, ålder, m.m.)
- godkänd transportör
- antal individer, utsättningsplats och -tid
- återrapportering till länsstyrelsen när utsättningen genomförts
- eventuellt uppföljningsprogram

En genomgång av hundratals utsättningstillstånd från olika län visar att utsättningarna inte till fullo uppfyller Fiskeriverkets strategi, eftersom ovanstående punkter följs idag bara delvis. Förbättringar är förhoppningsvis på väg.

Många län har börjat uppmärksamma stamtillhörighet under senare år, och det har blivit allt vanligare med anmälan av stam i ansökan. Eftersom både ekologiska och genetiska effekter orsakas av summan av hur individuella fiskar uppträder efter utsättningen, skulle det vara bra om antalet sättfiskar kunde anges i utsättnings-

tillstånden. Effekterna av en utsättning är klart beroende på den utsatta fiskens ålder och storlek, som är proportionella till födo behovet. Resultatet och effekterna påverkas av utsättningsmetoderna, t.ex. om fisken sätts ut på en plats eller fördelat över ett större område. Märkningsstudier har visat att fiskar oftast rör sig kortare sträckor, men rörligheten varierar beroende på ålder och storlek samt miljöförhållandena vid utsättningen.

Rymning från fiskodlingar

Rymningar från fiskodlingar är problematiska eftersom de är oförutsägbara både när det gäller tidpunkt och omfattning. I värsta fall kan en rymning från en odling liknas vid en massiv oplanerad utsättning, som bryter helt och hållet mot Fiskeriverkets utsättningsstrategi.

Eftersom de flesta arter som odlas är arter som klarar av att växa i vårt klimat, är rymningar från fiskodlingar ett stort potentiellt hot. Rymningsproblemet kommer inte att minska i framtiden, tvärtom, speciellt om utvecklingsplanerna för vattenbruket förverkligas. Samarbete och informations spridning till vattenbrukarna är viktiga för att motverka problemet. Vid etableringen av nya anläggningar ska man fästa stor uppmärksamhet på rymnings-säkerheten. Det finns även internationella

krav på detta: EU:s Vägledningen till en gemensam fiskeripolitik anger i kapitel 6 att användandet av främmande arter ska ske med stor återhållsamhet (Europeiska gemenskaperna 2002).

Övriga introduktioner av främmande arter

Oavsiktlig införsel av främmande arter är ett stort framtida hot. Sjöfart transporterar stora mängder barlastvatten, vars innehåll och ursprung är oftast okänt. Barlastvatten är en möjlig införselväg för flera främmande arter. En möjlig utveckling som inte behöver ligga långt fram i tiden är att svartmunnad smörbult sprids till Mälaren och Göta kanals vattensystem. Denna spridning kan förmodligen ske även utan barlastvatten.

Spridning av information till akvaristkretsar och zooaffärer behövs för att öka kännedomen om lagstiftningen och om riskerna av utsättningar av främmande arter. Eftersom de flesta akvariefiskarna är av tropiskt eller subtropiskt ursprung är risken för deras etablering liten, men de kan medföra andra risker, så som sjukdomsspridning. Ursprungliga arter och deras livsbetingelser påverkas även om den främmande arten inte etablerar sig. Det

ökade intresset för trädgårdsdammar kan utgöra ett hot och bör beaktas och följas upp. Kontroll och informationsspridning behövs också när det gäller användning av levande bete.

Illegala utsättningar är ett problem, som speciellt exemplet med signalkräftan visar. Överdrivna förväntningar på signalkräftans framgång och produktivitet är en trolig orsak till många illegala utsättningar. Eftersom det är svårt och kostsamt att utrota en etablerad främmande art, är förebyggande åtgärder särskilt viktiga. Spridning av sakligt grundad information är en del av det förebyggande arbetet. Utbildningsinsatser har genomförts bl.a. i form av Fiskhälsans och Fiskeriverkets gemensamma informationsmöten för länsstyrelsernas fiskeenheter, fiskevårdsområden, fiskodlare, fiskevattenägare, sportfiskare och andra intresserade.

Under Jordbruksverkets regi importeras vattenlevande organismer till landet. Kontroll av den verksamheten är viktigt ur både fiskarnas och fiskets synpunkt. Även laglig transport av vattenlevande organismer innebär alltid en viss risk för oavsiktlig introduktion och spridning av de eventuellt medföljande organismerna. Följning av försiktighetsprincipen är särskilt viktigt när det gäller import av för landet nya arter.

Framtidsvisioner

Kunskapsläge

Information om fiskutsättningar kunde erhållas från nästan alla av landets 21 län, men det finns vissa luckor i materialet. Den erhållna informationen ger en bra överblick av fiskutsättningar under de senaste åren. För att kunna utföra grundliga analyser på vilka effekter utsättningarna har och har haft behövs kompletteringar av tidsluckor samt insamling av äldre data.

I dag finns det inget heltäckande uppföljningssystem för genomförda utsättningar, vilket är ett problem. Det långsiktiga målet är upprättande av ett nationellt register för beviljade och effektuerade utsättningsstillstånd. Det behövs för att förbättra kontrollen över fiskutsättningar och för att kunna följa upp utsättningsverksamheten och utvärdera genomförandet av Fiskeriverkets utsättningspolicy.

Databas

Ett uppföljningssystem innebär att den som har fått tillstånd ska rapportera till myndigheten om det beviljade tillståndet har utnyttjats. För att kunna analysera effekter av utsättningar och följa upp resultaten finns det ett stort behov av en samlad databas över utsättningstillstånd och genomförda utsättningar. Den ska innehålla information både om beviljade utsättnings-tillstånd och genomförda utsättningar. Information om sjöar där fiskutsättningar har skett, samt fiskarter och stammar som satts ut, ursprung av utsättningsmaterialet, vem som har sökt tillstånd och utfört utsättningen, och när och hur utsättningen har genomförts borde också ingå i databasen.

Ett utsättningsregister ger oss möjligheten att studera de verkliga effekterna av utsättningar. En utsättningsdatabas gör det möjligt att genomföra mer fördjupade analyser, och koppling till GIS-tillämpningar möjliggör geografiska analyser. Det gäller även analyser med mera en samhällsekonomisk utgångspunkt. Utvecklingen av registret bör ske i Fiskeriverkets regi tillsammans med regionala myndigheter, och leda till en databas som flera myndigheter och även andra intresserade kan utnyttja.

Trots att utsättningar utgör en stor del av den allmänna fiskevården (Moyle 1997) är utsättningsförfarandena relativt dåligt dokumenterade. Detta försvårar genomförandet av grundliga analyser och uppskattningen av de ekologiska effekterna. Attityder mot främmande arter har förändrats drastiskt under de senaste åren. För 30 år sedan ansåg man att utsättning av främmande arter kunde öka fiskets värde i flera sjöar (Grimas et al. 1972). Numera anses främmande arter och stammar utgöra ett betydligt hot mot biologisk mångfald (Vitousek et al. 1997), och Fiskeriverket har i sin strategi blivit mera restriktiv mot fiskutsättningar (Fiskeriverket 2001).

Miljömålet

I miljömålet "Levande sjöar och vattendrag" fastställs att utsättning av vattenlevande djur och växter inte ska påverka biologisk mångfald negativt (Miljömålsportalen; Naturvårdsverket). För att helt uppfylla detta skulle man kunna förbjuda all utsättning av fisk, som inte avser biologisk återställning. Detta är dock orealistiskt, för det finns både ett samhällsekonomiskt värde och ett rekreativvärde av att sätta ut fisk av andra orsaker än restaurering av fiskbestånd. För att miljömålet skall kunna uppnås samtidigt som man tillåter utsättning för att gynna fisket, måste man utveckla verktyg som gör det möjligt att förutsäga vilka utsättningar som är potentiellt skadliga för biologisk mångfald. Man bör sträva efter att definiera begränsade vattenområden där utsättningar är tillåtna samtidigt som man tillsluter andra områden helt och hållet från utsättningsverksamheten. Det är möjligt att uppnå miljömålet om Fiskeriverkets utsättningsstrategi efterföljs.

EU:s ramdirektiv för vatten trädde i kraft år 2000. Vattendirektivet ger riktlinjer för EU:s gemensamma vattenpolitik för sjöar, rinnande vatten, kustvatten och grundvatten, och målet är att alla vattenförekomster ska ha minst god ekologisk status senast år 2015. I bedömning av ekologisk status ska man använda såväl kemiska som biologiska mått. De biologiska kvalitetselementen som används i bedömning är bottenfauna, makrofyter, växtplankton samt fisk. När det gäller fisk ska man ta hänsyn till artrikedom, artsammansättning, och beståndets åldersstruktur. Det är viktigt att bedömning av vattnets ekologiska status tar också hänsyn till främmande arter. Bedömningsgrunder ska kunna i framtiden utnyttjas för att definiera kriterier för vilka utsättningar som kan anses vara berättigade och tillåtna, och vilka som man borde avstå ifrån.

Referanser

- Abramovitz, J.N. 1996. Sustaining freshwater ecosystems. In: Brown, L.R. et al. (red.) State of the World 1996. Worldwatch Institute, W.W. Norton & Co., New York. p. 60-77.
- Adams, C.E. & Maitland, P.S. 1997. The biology of the ruffe invasion of Loch Lomond Scotland. International Symposium on Biology and Management of Ruffe, Symposium abstracts, March 1997, p. 4.
- Adams, S.B., Frissell, C.A. & Rieman, B.E. 2001. Geography of invasion in mountain streams: consequences of headwater lake fish introductions. *Ecosystems* 4: 296-307.
- Adams, S.B. & Frissell, C.A. & Rieman, B.E. 2002. Geography of invasions in mountain streams: consequences of headwater lake fish introductions. *Ecosystems* 4(4): 296-307.
- Alm, G. 1920. Resultaten av fiskinplanteringer i Sverige. *Medd. Kungl. Lantbrukssty.* 226.
- Allendorf, F.W. 1991. Ecological and genetic effects of fish introductions: synthesis and recommendations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48(Suppl 1): 178-181.
- Allendorf, F.W. & Waples, R.S. 1996. Conservation and genetics of salmonid fishes. p. 238-280. In: Avise, J.C. & Hamrick, J.L. (red.) Conservation genetics: case histories from nature. Chapman & Hall, New York.
- Amundsen, P.-A., Staldvik, F.J., Reshetnikov, Y.S., Kashulin, N., Lukin, A., Bøhn, T., Sandlund, O.T. & Popova, O.A. 1999. Invasion of vendace *Coregonus albula* in a subarctic watercourse. *Biol. Conserv.* 88: 405-413.
- Anonymous 1999. Till laks  t alle kan ingen gjera? –Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for   bedre situasjonen. Norges Offentlige Utredninger 1999:9. 297 s.
- Appelberg, M., Bergquist, B. & Degerman, E. 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams - a preliminary approach. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 27: 311-315.
- Arthington, A.H. 1991. Ecological and genetic impacts of introduced and translocated freshwater fishes in Australia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48(Suppl 1): 33-43.
- Avise, J.C. & Hamrick, J.L. 1996. Conservation genetics: case histories from nature. Chapman & Hall, New York.
- AquAliens forskningsprogram: <http://aqualiens.tmbi.gu.se/index.html>
- Bailey, S.A., Duggan, I.C., van Overdijk, C.D.A., Jenkins, P.T. & MacIsaac, H.J. 2003. Viability of invertebrate diapausing eggs collected from residual ballast sediment. *Limnol. Oceanogr.* 48(4): 1701-1710.
- Balon, E.K. 1995. Origin and domestication of wild carp *Cyprinus carpio*: from Roman gourmets to the swimming flowers. *Aquaculture* 129: 3-48.
- Baltic Sea Alien Species Database: http://www.ku.lt/nemo/alien_species_search.htm
- BBC News, Wednesday, 5 February, 2003: Alien species 'cost Africa billions'. <http://news.bbc.co.uk/1/hi/sci/tech/2730693.stm>
- Bern-konventionen (Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats): <http://www.ecnc.nl/doc/europe/legislat/bernconv.html>
- BITIS-projektet: <http://www.abo.fi/fak/mnf/biol/eco/Erkkis%20projekt.htm;%20BITIS.htm>
- Bj rn, P.A., Finstad, B. & Kristoffersen, R. 2001. Salmon lice infection of wild sea trout and Arctic char in marine and freshwaters: the effect of salmon farms. *Aquacult. Res.* 32: 947-962.

- Bohlin, T., Sundström, L.F., Johnsson, J.I., Höjesjö, J. & Pettersson, J. 2002. Density-dependent growth in brown trout: effects of introducing wild and hatchery fish. *J. Anim. Ecol.* 71: 683-692.
- Bonn-konventionen (Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals): http://www.wcmc.org.uk/cms/cms_conv.htm
- Bradford, D.F., Tabatai, F. & Graber, D.M. 1993. Isolation of remaining populations of the native frog, *Rana muscosa*, by introduced fishes in Sequoia and Kings Canyon National Parks, California. *Conserv. Biol.* 7: 882-888.
- Bright, C. 1996. Understanding the threat of bioinvasions. p. 95-113. In: Brown, L.R. et al. (red.) *State of the World 1996*. World-watch Institute, W.W. Norton & Co., New York.
- Brown, R.L. & Peet, R.K. 2003. Diversity and invasibility of southern Appalachian plant communities. *Ecology* 84: 32-39.
- Brundin, L. 1939. Resultaten av under perioden 1917-35 gjorda fiskinplanteringar i svenska sjöar. Kungl. Lantbruksstyr., Medd. Statens undersöknings- och försöksanst. för sötvattensfisket 16, 41 s.
- Burrough, R.J. & Kennedy, C.R. 1978. Interaction between perch (*Perca fluviatilis*), and brown trout (*Salmo trutta*). *J. Fish Biol.* 13: 225-230.
- Bøhn, T. & Amundsen, P.-A. 2001. The competitive edge of an invading specialist. *Ecology* 82: 2150-2163.
- Caraco, N.F., Cole, J.J., Raymond, P.A., Strayer, D.L., Pace, M.L., Findlay, S.E.G. & Fischer, D.T. 1997. Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing. *Ecology* 78: 588-602.
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. & Diaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Charlebois, P.M., Corkum, L.D., Jude, D.J. & Knight, C. 2001. The round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion: current research and future needs. *J. Great Lakes Res.* 27: 263-266.
- Corkum, L.D., Sapota, M.R. & Skora, K.E. 2004. The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic Ocean. *Biol. Invasions* 6: 173-181.
- Crossman, E.J. 1991. Introduced freshwater fishes: a review of the North American perspective with emphasis on Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48(Suppl 1): 46-57.
- Cunjak, R.A., Curry, R.A. & Power, G. 1987. Cover use by stream-resident trout in winter: A field experiment. *N. Am. J. Fish. Manage.* 7: 25-32.
- Dannewitz, J. 2003. Genetic and ecological consequences of fish releases with focus on supportive breeding of brown trout *Salmo trutta* and translocation of European eel *Anguilla anguilla*. Ph.D. thesis, Uppsala Universitet. 36 p. + appendix.
- Dannewitz, J., Maes, G.E., Johansson, L., Wickström, H., Volckaert, F.A.M. & Järvi, T. 2005. Panmixia in the European eel: a matter of time... *Proc. R. Soc. Lond.* In press.
- Davies, P.L., Fletcher, G.L. & Hew, C.L. 1989. Fish antifreeze protein genes and their use in transgenic studies. p. 85-109. In: Maclean, N. (red) *Oxford surveys on eukaryotic genes*. Vol. 6. Oxford University Press, Oxford.
- Dekker, W. 2003. Eel in crisis. *ICES Newsletter* 40: 10-11.
- Devlin, R.H., Johnsson, J.I., Smailus, D.E., Biagi, C.A., Jönsson, E. & Björnsson, B.Th. 1999. Increased ability to compete for food by growth hormone-transgenic coho salmon *Oncorhynchus kisutch* (Walbaum). *Aquacult. Res.* 30: 479 - 482.
- Devlin, R.H., Yesaki, T.Y., Donaldson, E.M., Du, S.J. & Hew, C.-L. 1995. Production of germline transgenic Pacific salmonids with dramatically increased growth performance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1376-1384.
- Dewald, L. & Wilzbach, M.A. 1992. Interactions between native brook trout and hatchery brown trout: Effects on habitat use, feeding and growth. *Trans. Am. Fish. Soc.* 121: 287-296.
- Diripasko, O. 1997. *Percotus glehni*: Baltic Research Network on Ecology of Marine Invasions and Introductions. S. Olenin and D. Daunys (red.) <http://www.ku.lt/nemo/main-nemo.htm>

- Dochoda, M.R. 1991. Meting the challenge of exotics in the Great Lakes: the role of an International Commission. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48(Suppl 1): 171-176.
- Drake, C.D. & Naiman, J.R. 2000. An evaluation of restoration efforts in fishless lakes stocked with exotic trout. *Conserv. Biol.* 14(6): 1807-1820.
- Drost, C.A. & Fellers, G.M. 1996. Collapse of a regional frog fauna in the Yosemite area of the California Sierra Nevada, USA. *Conserv. Biol.* 10: 414-425.
- Du, S.J., Gong, Z., Fletcher, G.L., Shears, M.A., King, M.J., Idler, D.R. & Hew, C.L. 1992. Growth enhancement in transgenic Atlantic salmon by the use of an "all fish" chimeric growth hormone gene construct. *Bio/Technology* 10: 179-187.
- Dukes, J.S. & Mooney, H.A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends Ecol. Evol.* 14: 135-139.
- Eaton, J.G. & Scheller, R.M. 1996. Effects of climate warming on fish thermal habitat in streams of the United States. *Limnol. Oceanogr.* 41: 1109-1115.
- Edsman, E., Farris, J.S., Källersjö, M. & Prestegard, T. 2002. Genetic differentiation between noble crayfish, *Astacus astacus* (L.), populations detected by microsatellite length variation in the rDNA ITS1 region. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 367: 691-706.
- Effler, S.W., Brooks, C.M., Whitehead, K.J., Wagner, B., Doerr, S.M., Perkins, M.G., Sigfried, C.A., Walrath, L. & Canale, R.P. 1996. Impact of zebra mussel invasion on river water quality. *Water Environ. Res.* 68: 205-214.
- Europeiska gemenskaperna 2002. Meddelande från kommissionen om reformen av den gemensamma fiskeripolitiken. Vägledande tidsplan. http://europa.eu.int/comm/fisheries/doc_et_publ/liste_publi/facts/reform_sv.pdf
- EU:s direktiv om avsiktlig utsättning av genetiskt modifierande organismer i miljön. Direktiv 2001/18/EG. http://europa.eu.int/eur-lex/pri/sv/oj/dat/2001/l_106/l_10620010417sv00010038.pdf
- EU:s fiskhälsodirektiv, Fish Health Directive, 91/67/EEC, 28 Jan 1991. http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=EN&numdoc=31991L0067&model=guichett
- EU:s habitatdirektiv, Council directive 92/43/EEC, 21 May 1992. <http://www.ecnc.nl/doc/europe/legislat/habidire.html>
- EU:s ramdirektiv för vatten, Council directive 2000/60/EC, 23 October 2000. http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/index_en.html
- EU:s Vägledningen till en gemensam fiskeripolitik. http://europa.eu.int/comm/fisheries/doc_et_publ/liste_publi/facts/reform_sv.pdf
- Fahnenstiel, G.L., Lang, G.A., Nalepa, T.F. & Johengen, T.H. 1995. Effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) colonization on water quality parameters in Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 21: 435-448.
- Fausch, K.D., Taniguchi, Y., Nakano, S., Grossman, G.D. & Townsend, C.R. 2001. Flood disturbance regimes influence rainbow trout invasion success among five hol-arctic regions. *Ecol. Appl.* 11: 1438-1455.
- Fausch, K.D. & White, R.J. 1978. Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) for positions in a Michigan stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 1220-1227.
- FIFS 2001:3. Fiskeriverkets föreskrifter om odling, utplantering och flyttning av fisk. <http://www.fiskeriverket.se/juridik/fifs/2001-3/KV/2001-3-keu.pdf>
- FIFS 2004:2. Fiskeriverkets föreskrifter om genetiskt modifierade vattenlevande organismer. <http://www.fiskeriverket.se/juridik/fifs/2004-2/TV/2004-2-ev.pdf>
- FIFS 2004:47. Fiskeriverkets föreskrifter om ändring i föreskrifterna (FIFS 2001:3) om odling, utplantering och flyttning av fisk. <http://www.fiskeriverket.se/juridik/fifs/Register/Samlingsregister/2004REG-ev.pdf>
- Filipsson, O. 1994. Nya fiskbestånd genom inplanteringar eller spridning av fisk. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (2): 1-65.

- Finstad, B., Björn, P. A., Grimnes, A. & Hvidsten, N. A. 2000. Laboratory and field investigations of salmon lice (*Lepeophtherius salmonis* Krøyer) infestation on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) post-smolts. *Aquacult. Res.* 31: 795-803.
- FishBase databas. Froese, R. & Pauly, D. (red.) 2003. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version 09 February 2004.
- Fiskeriverket 1999. Fiskeriverkets sektorsmål för ekologiskt hållbar utveckling. Finfo 1999:7. http://www.fiskeriverket.se/publikationer/avslutade_serier/fiv_inf1999_7.pdf
- Fiskeriverket 2001. Utsättning och spridning av fisk. Finfo 2001:8. http://www.fiskeriverket.se/publikationer/finfo/pdf/2001/finfo01_8.pdf
- Fiskeriverket 2003. Fisk och fiske i svenska insjöar 1860-1911. En analys av fiskfaunan då och dess förändringar under 1900-talet. Finfo 2003:1. 83 s. http://www.fiskeriverket.se/publikationer/finfo/pdf/2003/finfo03_1.pdf
- Fiskeriverket och Naturvårdsverket 1998. Åtgärdsprogram för bevarande av flodkräfta. 38 s.
- Fleming, I.A., Hindar, K., Mjølnerød, I.B., Jonsson, B., Balstad, T. & Lamberg, A. 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proc. R. Soc. Lond. B* 267: 1517-1523.
- Fleming, I.A., Jonsson, B., Gross, M.R. & Lamberg, A. 1996. An experimental study of the reproductive behaviour and success of farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). *J. Appl. Ecol.* 33: 893-905.
- Francis, M.P., Walsh, C., Morrison, M.A. & Middleton, C. 2003. Invasion of the Asian goby, *Acentrogobius pflaumii*, into New Zealand, with new locality records of the introduced bridled goby, *Arenigobius bifrenatus*. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 37: 105-11.
- Gehlin, M. 2003. *Anguillicola crassus*, en simblåseparasit hos ål. Sötvattenslaboratoriets fynd 1987-2002. Stockholms miljöcenter, examensarbete MiT 00 2003-05-26.
- Gollasch, S. & Leppäkoski, E. 1999. Initial risk assessment of introduced species in Nordic coastal waters. Nord No. 1998. Nordic Council of Ministers.
- Gollasch, S., MacDonald, E., Belson, S., Botnen, H., Christensen, J.T., Hamer, J.P., Houvenaghel, G., Jelmert, A., Lucas, I., Masson, D., McCollin, T., Olenin, S., Persson, A., Walentinus, I., Wetsteyn, L.P.M.J. & Wittling, T. 2002. Life in ballast tanks. p. 217-231. In: Leppäkoski, E. et al. (red.) *Invasive aquatic species of Europe*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Grimas, U., Nilsson, N.A., Toivonen, J. & Wendt, C. 1972. The future of salmonid communities in Fennoscandian lakes. *J. Fish. Res. Bd Can.* 29: 937-940.
- Gunckel, S.L., Hemmingsen, A.R. & Li, J.L. 2002. Effect of bull trout and brook trout interactions on foraging habitat, feeding behavior, and growth. *Trans. Am. Fish. Soc.* 131(6): 1119-1130.
- Gärdenfors, U. (red.) 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005 – The 2005 Red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU Uppsala. 496 s.
- Haines, T.A. 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110: 669-707.
- Hall, S.R. & Mills, E.R. 2000. Exotic species in large lakes of the world. *Aquat. Ecosyst. Health Manage.* 3: 105-135.
- Hansen, M.M. 2002. Estimating the long-term effects of stocking domesticated trout into wild brown trout (*Salmo trutta*) populations: an approach using microsatellite DNA analysis of historical and contemporary samples. *Mol. Ecol.* 11(6): 1003-1015.
- Hansen, M.M., Kenchington, E. & Nielsen, E.E. 2001. Assigning individual fish to populations using microsatellite DNA markers. *Fish Fish.* 2: 93-112.
- Harig, A.L., Fausch, K.D. & Young, M.K. 2000. Factors influencing success of greenback cutthroat trout translocations. *N. Am. J. Fish. Manage.* 20: 994-1004.
- Harvey, B.C., White, J.L. & Nakamoto, R.J. 2002. Habitat relationships and larval drift of native and nonindigenous fishes in neighboring tributaries of a coastal California river. *Trans. Am. Fish. Soc.* 131(1): 159-170.

- Hedrick, R.P., McDowell, T.S., Gay, M., Marty, G.D., Georgiadis, M.P. & MacConnell, E. 1999. Comparative susceptibility of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* and brown trout *Salmo trutta* to *Myxobolus cerebralis*, the causative agent of salmonid whirling disease. *Dis. Aquat. Org.* 37: 173-183.
- Heggenes, J. & Traaen, T. 1988. Downstream migration and critical velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *J. Fish Biol.* 32: 717-727.
- Henriksen, A., Lien, L., Rosseland, B.O., Traaen, T.S. & Sevaldrud, I.S. 1989. Lake acidification in Norway: present and predicted fish status. *Ambio* 18: 314-321.
- Henrikson, L. & Brodin, Y.W. (red.) 1995. Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis. Springer-Verlag Berlin. 458 p.
- Herbold, B. & Moyle, P.B. 1986. Introduced species and vacant niches. *Am. Nat.* 128: 751-760.
- Hilla, V.-M. 2001. Purotaminen (*Salmo trutta* m. *fario*) ja puronierien (*Salvelinus fontinalis*) kasvu sekä käyttäytyminen poikasvaiheessa. [Growth and aggressive behaviour of the juvenile brown trout (*Salmo trutta* m. *fario*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*).] Examensarbete, Joensuu University, Finland. 48 s. + bilagor.
- Hindar, K., Fleming, I.A., Jonsson, N., Breistein, J., Sægrov, H., Karlbakk, E., Gammelsæter, M. & Dønnum, B.O. 1996. Regnbueørret i Norge: forekomst, reproduksjon og etablering. [Rainbow trout in Norway: occurrence, reproduction and establishment.] NINA Oppdrags-melding 454: 1-32.
- Holčík, J. 1991. Fish introductions in Europe with particular reference to its central and eastern part. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48(Suppl 1): 13-23.
- Holst, J. C. & Jakobsen, P. J. 2001. Dødelighet hos utvandrende postsmolts av laks som følge av lakselusinfeksjon. *Fisk. Gang* 8: 13-15.
- Hopkins, C.C.E. 2002. Introduced marine species in Norway. p. 240-252. In: Leppäkoski, E. et al. (red.) *Invasive aquatic species of Europe*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Huang, T.S., Cerenius, L. & Söderhäll, K. 1994. Analysis of the genetic diversity in the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*, by random amplification of polymorphic DNA. *Aquaculture* 126: 1-10.
- Huston, M.A. 1994. Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge. 681 p.
- Hutchison, M.J. & Iwata, M. 1997. A comparative analysis of aggression in migratory and non-migratory salmonids. *Environ. Biol. Fish.* 50: 209-215.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES): <http://www.ices.dk/>
- International Maritime Organization (IMO): <http://www.imo.org/home.asp>
- Invasive Species Council, Australia: <http://www.invasives.org.au/>
- Invasive Species Specialist Group: www.issg.org
- Janssen, J. & Jude, D.J. 2001. Recruitment failure of Mottled Sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbor, Southern Lake Michigan, induced by the newly introduced Round Goby *Neogobius melanostomus*. *J. Great Lakes Res.* 27: 319-328.
- Jansson, H., Holmgren, I., Wedin, K. & Andersson, T. 1991. High frequency of natural hybrids between *Atlantic salmon* *Salmo salar* L., brown trout, *S. trutta* L., in a Swedish river. *J. Fish Biol.* 39(Suppl A): 343-348.
- Jennings, C.A. 1996. Effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) density on the survival and growth of juvenile fathead minnows (*Pimephales promelas*): implications for North America river fishes. *Hydrobiologia* 324: 157-161.
- Jordan, S.M., Neumann, R.M. & Schultz, E.T. 2004. Distribution, habitat use, growth, and condition of a native and an introduced catfish species in the Hudson River estuary. *J. Freshwat. Ecol.* 19: 59-67.
- Josefsson, M. 1999. Introduktion av främmande arter i svenska sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, Rapport 4941. 112 s.

- Kapuscinski, A.R. & Hallerman, E.M. 1991. Implications of introduction of transgenic fish into natural ecosystem. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 99-107.
- Kaufman, L. 1992. Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems: the lessons of Lake Victoria. *BioScience* 42: 846-858.
- Kjellberg, G. 1969. Några data om bäckkrödingen. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4): 1-6.
- Knapp, A.R. & Matthews, R.K. 2000. Non-native fish introductions and the decline of the Mountain Yellow-Legged frog from within protected areas. *Conserv. Biol.* 14: 428-438.
- Koli, L. 1990. Suomen kalat. WSOY, 357 s.
- Korhonen, P., Koskiniemi, J. & Tolonen, K. 1996. Taimenkannat ja kotiutettu puro-nieriä Ylä-Kemijoella vuosina 1993-1994. [Öringens och den införda bäckkrödingens situation i Kemi älvs övre lopp åren 1993-1994] Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar 106. Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Helsingfors, Finland. 42 s.
- Koskinen, M.T. 2002. Genetic studies of population history and contemporary microevolution in grayling (*Thymallus*: Salmonidae). Fil. Dr. avhandling, Helsingfors Universitet, Finland. 33 p. + appendix.
- Koskinen, M.T., Sundell, P., Piironen, J. & Primmer, C.R. 2002. Genetic assessment of spatiotemporal evolutionary relationships and stocking effects in grayling (*Thymallus thymallus*, Salmonidae). *Ecol. Lett.* 5:193-205.
- Krueger, C.C. & May, B. 1991. Ecological and genetic effects of salmonid introductions in North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48(Suppl 1):66-77.
- Kullander, S.O. 1999. Swedish fishes: checklist of Swedish fishes. Swedish Museum of Natural History. <http://www.nrm.se/ve/pisces/allfish.shtml.en>, 25 May 1999.
- Kulp, M.A. & Moore, S.E. 2000. Multiple electrofishing removals for eliminating rainbow trout in a small Southern Appalachian stream. *N. Am. J. Fish. Manage.* 20(1): 259-266.
- Kännö, S. & Salonen, E. 1989. Kalastus, kalakannat ja istutusten vaikutukset Kemijoen rakentamattomissa latvaosassa Savukoskella vuosina 1979-1985. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 35. s. 1-85.
- Laikre, L., Landergrén, P., Palm, S., Järvi, T., Westin, L. & Ryman, N. 2000. Genetiskt uthållig fiskevård. Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet & Stockholms universitet. 12 s.
- Laikre, L. & Ryman, N. 1996. Effects on intraspecific biodiversity from harvesting and enhancing natural populations. *Ambio* 25: 504-509.
- Langeland, A. 1992. Kanadaryøe – biologi og konsekvenser ved utsetting i Norge. NINA forskningsrapport 023: 1-22.
- Lehtonen, H. 2002. Alien Freshwater Fishes of Europe. p. 153-161. In: Leppäkoski et al. (red.) Invasive aquatic species of Europe – distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers.
- Lehtonen, H. 2003. Iso kalakirja, ahvenesta vimpaan. WSOY, Helsingfors. 280 s.
- Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (red.) 2002. Invasive Aquatic Species of Europe – Distribution, Impacts and Management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 583 p.
- Leppäkoski, E. & Olenin, S. 2002. Non-native species and rates of spread: lessons from the brackish Baltic Sea. *Biol. Invasions* 2:151-163.
- Lever, C. 1996. Naturalized fishes of the world. Academic Press, London. 408 p.
- Levin, P.S., Achord, S., Feist, B.E. & Zabel, R.W. 2002. Non-indigenous brook trout and the demise of Pacific salmon: a forgotten threat? *Proc. R. Soc. Lond. B.* 269: 1663-1670.
- Levin, P.S., Zabel, R.W. & Williams, J.G. 2001. The road to extinction is paved with good intentions: negative association of fish hatcheries with threatened salmon. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 268: 1153-1158.
- Levin, P.S. & Williams, G.J. 2002. Interspecific effects of artificially propagated fish: an additional conservation risk for salmon. *Conserv. Biol.* 16: 1581-1587.

- Levine, J.M. & D'Antonio, C.M. 1999. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos* 87: 15-26.
- Lilley, J., Cerenius, L. & Söderhäll, K. 1997. RAPD evidence for the origin of crayfish plague outbreaks in Britain. *Aquaculture* 157: 181-185.
- Litvak, M.K. & Mandrak, N.E. 1993. Ecology of freshwater baitfish use in Canada and the United States. *Fisheries* 18(12): 6-13.
- Lodge, D.M. 2001. Lakes. p. 277-137. In: Chapin, F.S., Sala, O.E. & Huber-Sannwald, E. (red.) *Global biodiversity in a changing environment: scenarios for the 21st century*. Springer-Verlag, New York.
- Lodge, D.M., Stein, R.A., Brown, K.M., Covich, A.P., Brönmark, C., Garvey, J.E. & Klosiewski, S.P. 1998. Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: Challenges in spatial scaling. *Aust. J. Ecol.* 23(1): 53-67.
- Ludwig, H.R. Jr. & Leitch, J.A. 1996. Inter-basin transfer of aquatic biota via anglers' bait buckets. *Fisheries* 21(7): 14-15.
- Lundberg, R. 1899. Om svenska insjöfiskars utbredning. *Medd. Kongl. Landtbruksstyr.* 10. 87 sid.
- Lundberg, S. & Svensson, J.-E. 2003. Medusainvasion i varma sjöar. *Fauna & Flora* 98: 18-28.
- Länsstyrelsen Västra Götaland 2003. Kräftor i Västra Götalands län. Miljömålsuppföljning av flod- och signalkräfta 2003. Rapport 2003: 40.
- MacIsaac, H.J. 1996. Potential abiotic and biotic impacts of zebra mussels on the inland waters of North America. *Am. Zool.* 36: 287-299.
- MacIsaac, H.J., Lonner, C.J. & Leach, J.G. 1995. Suppression of microzooplankton by zebra mussels: importance of mussel size. *Freshwat. Biol.* 34: 379-387.
- Maclean, N. & Laight, R.J. 2000. Transgenic fish: an evaluation of benefits and risks. *Fish Fish.* 1: 146-172.
- Matthews, K.R., Pope, K.L., Preisler, H.K. & Knapp, R.A. 2001. Effects of nonnative trout on Pacific treefrogs (*Hyla regilla*) in the Sierra Nevada. *Copeia* 2001: 1130-1137.
- McDowall, R.M. 2003. Impacts of introduced salmonids on native Galaxiids in New Zealand upland streams: a new look at an old problem. *Trans. Am. Fish. Soc.* 132(2): 229-238.
- McIntosh, A.R. & Townsend, C.R. 1996. Interactions between fish, grazing invertebrates and algae in a New Zealand stream: A trophic cascade mediated by fish-induced changes to grazer behaviour? *Oecologia* 108: 174-181.
- Miljöbalken, kap. 13, SFS 1998:808. <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980808.HTM>
- Miljömålen, Miljömålsportalen: <http://miljomal.nu/index.php>
- Minchin, D. & Rosenthal, H. 2002. Exotics for stocking and aquaculture, making correct decisions. p. 206-216. In: Leppäkoski E et al. (red.) *Invasive aquatic species of Europe*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Morgan, M.D., Threlkeld, S.T. & Goldman, C.R. 1978. Impact of the introduction of kokanee (*Oncorhynchus nerka*) and opossum shrimp (*Mysis relicta*) on a subalpine lake. *J. Fish. Res. Bd Can.* 35: 72-80.
- Moyle, P.B. 1997. The importance of an historical perspective: fish introductions. *Fisheries* 22(10): 14.
- Moyle, P.B. & Light, T. 1996. Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biol. Conserv.* 78: 149-161.
- Moyle, P.B. & Vondracek, B. 1985. Persistence and structure of the fish assemblage in a small California stream. *Ecology* 66: 1-13.
- Mutenia, A. & Salonen, E. 1992. The vendace (*Coregonus albula* L.), a new species in the fish community and fisheries of Lake Inari. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 39: 797-805.
- Nalepa, T.F., Hartson, D.J., Fanslow, D.L., Lang, G.A. & Lozano, S.J. 1998. Declines in benthic macroinvertebrate populations in southern Lake Michigan, 1980-1993. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 2402-2413.
- Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/>
- Naturvårdsverket, pressmeddelande 1999-05-27, <http://www.naturvardsverket.se/>

- Nickelson, T. 2003. The influence of hatchery coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) on the productivity of wild coho salmon populations in Oregon coastal basins. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60(9): 1050-1056.
- NINA/NIKU http://www.mistin.dep.no/templates/PageWithRightListing____2250.aspx
- Nonindigenous Aquatic Species (NAS): <http://nas.er.usgs.gov/default.asp>
- Nordqvist, O. 1918. Våra sjöars fiskavkastning. *Statsvetenskaplig tidskrift*.
- North Atlantic Salmon Conservation Organization (NASCO): <http://www.nasco.int/>
- Nummi, P. 2000. Alien species in Finland. Ministry of the Environment, Helsinki, Finland. 27 p.
- Ogutu-Ohwayo, R. & Hecky, R.E. 1991. Fish introductions in Africa and some of their implications. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48(Suppl 1): 8-12.
- Ojaveer, H., Leppäkoski, E., Olenin, S. & Ricciardi, A. 2002. Ecological impact of Ponto-Caspian invaders in the Baltic Sea, European inland water and the Great Lakes: an inter-ecosystem comparison. p. 412-425. In: Leppäkoski, E. et al. (red.) *Invasive aquatic species of Europe*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Pace, M.L., Findlay, S.E.G. & Fischer, D.T. 1998. Effects of an invasive bivalve on the zooplankton community of the Hudson River. *Freshwat. Biol.* 39: 103-116.
- Panov, V.E., Alimov, A.F., Golubkov, S.M., Orlova, M.I. & Telesh, I.V. 2002. Environmental problems and challenges for the coastal zone management in the Neva estuary (Eastern Gulf of Finland). p. 171-184. In: Schernewski, G. & Schiewer, U. (red.) *Baltic coastal ecosystems: Structure, function and coastal zone management*. Central and Eastern European Development Studies, Springer Verlag, Berlin.
- Parker, B.R., Schindler, D.W., Donald, D.B. & Anderson, R.S. 2001. The effects of stocking and removal of a nonnative salmonid on the plankton of an alpine lake. *Ecosystems* 4(4): 334-345.
- Philipp, D.P. 1991. Genetic implications of stocking Florida largemouth bass, *Micropterus salmoides floridanus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48(Suppl 1): 58-65.
- Pienimäki, M. & Leppäkoski, E. 2004. Invasion pressure on the Finnish Lake District: invasion corridors and barriers. *Biological Invasions* 6: 331-346.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. & Morrison, D. 2000a. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience* 50: 53-65.
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T. & Tsomondo, T. 2000b. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agric., Ecosyst. Environ.* 84: 1-20.
- Rahel, F.J. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288: 854-856
- Raikow, D.F. 2004. Food web interactions between larval bluegill (*Lepomis macrochirus*) and exotic zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 497-504.
- Ramsar-konventionen (The Convention on Wetlands): <http://www.ramsar.org/>
- Reid, D.F. & Orlova, M.E. 2002. Geological and evolutionary underpinnings for the success of Ponto-Caspian species invasions in the Baltic Sea and North American Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1144-1158.
- Reshetnikov, A.N. 2003. The introduced fish, rotan (*Perccottus glenii*), depresses populations of aquatic animals (macroinvertebrates, amphibians, and a fish). *Hydrobiologia* 510(1-3): 83-90.
- Ricciardi, A. 2001. Facilitative interactions among aquatic invaders: is an "invasional meltdown" occurring in the Great Lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 2513-2525.
- Ricciardi, A. & MacIsaac, H.J. 2000. Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *Trends Ecol. Evol.* 15: 62-65.

- Ricciardi, A. & Rasmussen, J.B. 1998. Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 1759-1765.
- Riehl, R. & Baensch, H.A. 1996. *Aquarien Atlas*. Band 1. 10th edition. Mergus Verlag, Melle, Tyskland. 485 p.
- Rio-konventionen (Convention on Biological Diversity): <http://www.biodiv.org/default.aspx>
- Roberts, R.J. & Shepherd, C.J. 1997. *Handbook of trout and salmon diseases*. Fishing News Books, London. 168 p.
- Rosecchi, E., Thomas, F. & Crivelli, A.J. 2001. Can life-history traits predict the fate of introduced species? A case study on two cyprinid fish in southern France. *Freshwat. Biol.* 46: 845-853.
- Ross, S.T. 1991. Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? *Environ. Biol. Fish.* 30: 359-368.
- Ruesink, J.L., Parker, I.M., Groom, M.J. & Kareiva, P.M. 1995. Reducing the risks of nonindigenous species introductions: guilty until proven innocent. *BioScience* 45: 465-477.
- Ruiz, G.M., Carlston, J.T., Grosholz, E.D. & Hines, A.H. 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent and consequences. *Am. Zool.* 37: 621-632.
- Svenska Akvarieföreningars Riksförbund (SARF): www.akvariet.tripnet.se Odling-kampanjen: <http://www.akvariet.tripnet.se/odling/ok.html>
- Schindler, D.E., Knapp, R.A. & Leavitt, P.R. 2001. Alteration of nutrient cycles and algal production resulting from fish introduction into mountain lakes. *Ecosystems* 4: 308-321
- Semmens, B.X., Buhle, E.R., Salomon, A.K. & Pattengill-Semmens, C.V. 2004. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 266: 239-244.
- Shave, C.R., Townsend, C.R. & Crowl, T.A. 1994. Anti-predator behaviours of a freshwater crayfish *Paranephrops zealandicus* to a native and an introduced predator. *N. Z. J. Ecol.* 18: 1-10.
- Sjöfartsverket: <http://www.sjofartsverket.se>
- Skora, K.E. & Stolarski, J. 1993. New fish species in the Gulf of Gdansk. *Bull. Sea Fish. Inst. Gdynia* 1(128): 83-84.
- Skov- og naturstyrelsen <http://www.sns.dk/natur/nnis/introarter.xls>
- Skov- og naturstyrelsen 2005: http://www2.skovognatur.dk/natur/invasive_arter/images/dyr_dk.xls
- Skov- og naturstyrelsen / NOBANIS: <http://www2.skovognatur.dk/nobanis/>
- Skubinna, J.P., Coon, T.G. & Batterson, T.R. 1995. Increased abundance and depth of submersed macrophytes in response to decreased turbidity in Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 21: 476-488.
- Smith, T.E., Stevenson, R.J., Caraco, N.F. & Cole, J.J. 1998. Changes in phytoplankton community structure during the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion of the Hudson River, New York. *J. Plankton Res.* 20: 1567-1579.
- Statistiska centralbyrån: <http://www.scb.se/>
- Strayer, D.K., Hattala, K.A. & Kahnle, A.W. 2004. Effects of an invasive bivalve (*Dreissena polymorpha*) on fish in the Hudson River estuary. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 924-941.
- Strayer, D.K. & Smith, L.C. 2001. The zoobenthos of the freshwater tidal Hudson River and its response to the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *Arch. Hydrobiol. (Suppl)* 139: 1-52.
- Sutela, T. & Hyvärinen, P. 2002. Diet and growth of stocked and wild 0+ pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.). *Fish. Manage. Ecol.* 9: 57-63.
- Svärdson, G. 1968. Regnbåge. *Fiske* 68: 1-30. *Fiskefrämjandet*, Stockholm.
- Taylor, E.B. 2004. An analysis of homogenization and differentiation of Canadian freshwater fish faunas with an emphasis on British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 68-79.
- UN Conference on Environment and Development (UNCED): <http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/index.htm>

- Vander Zanden, J.M., Casselmann, J.M. & Rasmussen, J.B. 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* 401: 464-467.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Vorburger, C. & Ribi, G. 1999. Aggression and competition for shelter between a native and an introduced crayfish in Europe. *Freshwat. Biol.* 42: 111-119.
- Welcomme, R.L. 1988. International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. 318 p.
- Welcomme, R.L. 1991. International introductions of freshwater fish species into Europe. *Finnish Fisheries Research* 12: 11-18.
- Welcomme, R.L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Science Symposia* 194: 3-14.
- Williamson, M. 1999. Invasions. *Ecography* 22: 5-12.
- Williamson, M. & Fitter, A. 1996. The varying success of invaders. *Ecology* 77: 1661-1666.
- Winfield, I.J., Adams, C.E. & Fletcher, J.M. 1996. Recent introductions of the ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) to three United Kingdom lakes containing *Coregonus* species. *Ann. Zool. Fenn.* 33(3-4): 459-466.
- Wurtsbaugh, W.A., Brocksen, R.W. & Goldman, C.R. 1975. Food and distribution of underyearling brook and rainbow trout in Castle Lake, California. *Trans. Am. Fish. Soc.* 104: 88-95.

Tack

Vi tackar våra kollegor på Sötvattenslaboratoriet för diskussioner och information om främmande arter. Speciella tackar går till Erik Degerman, Torbjörn Järvi och Fredrik Nordwall för konstruktiva kommentarer på manuskriptet. Vi tackar också Irene Bystedt för sammanställning av geografiskt ursprung av akvariefiskarna och Åsa Kestrup för sammanställningen av fiskutsättningar i Jönköpings län.

Vi tackar länsstyrelsernas fiskekonsulenter för samarbete och information om fiskutsättningar. I samband med detta arbete har vi också varit i kontakt med Naturvårdsverket, Sjöfartsverket och Statens veterinärmedicinska anstalt samt kollegor utomlands och fått värdefull information från dem.

Bilaga 1. Lista på fiskarter som förekommer i rapporten

Svenska fiskarter som förekommer i rapporten	
svenskt namn	vetenskapligt namn
abborre	<i>Perca fluviatilis</i>
asp	<i>Aspius aspius</i>
benlöja	<i>Alburnus alburnus</i>
björkna	<i>Blicca bjoerkna</i>
braxen	<i>Abramis brama</i>
bäcknejonöga	<i>Lampetra planeri</i>
elritsa	<i>Phoxinus phoxinus</i>
gers	<i>Gymnocephalus cernuus</i>
groplöja	<i>Leucaspis delineatus</i>
gös	<i>Stizostedion lucioperca</i>
kusttobis	<i>Ammodytes tobianus</i>
lax	<i>Salmo salar</i>
mal	<i>Silurus glanis</i>
mört	<i>Rutilus rutilus</i>
nors	<i>Osmerus eperlanus</i>
piggvar	<i>Psetta maxima</i>
ruda	<i>Carassius carassius</i>
röding	<i>Salvelinus alpinus</i>
sandkrypare	<i>Gobio gobio</i>
sarv	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
sik	<i>Coregonus lavaretus</i>
sill	<i>Clupea harengus</i>
skarspill	<i>Sprattus sprattus</i>
småspigg	<i>Pungitius pungitius</i>
stensimpa	<i>Cottus gobio</i>
storröding	<i>Salvelinus umbla</i>
storspigg	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
strömming	<i>Clupea harengus</i>
stör	<i>Acipenser sturio</i>
sutare	<i>Tinca tinca</i>
torsk	<i>Gadus morhua</i>
ål	<i>Anguilla anguilla</i>
öring	<i>Salmo trutta</i>

Utländska fiskarter som förekommer i rapporten	
svenskt namn	vetenskapligt namn
amerikansk hundfisk	<i>Umbra limi</i>
bassart	<i>Ambloplites rupestris</i>
bröding	<i>Salvelinus fontinalis</i> x <i>S. alpinus</i>
bäckröding	<i>Salvelinus fontinalis</i>
bäckspigg	<i>Culaea inconstans</i>
"chinese sleeper"	<i>Perccottus glenii</i>
dvärgmal	<i>Ictalurus nebulosus</i>
gräskarp	<i>Ctenopharyngodon idella</i>
gul abborre	<i>Perca flavescens</i>
guldfisk	<i>Carassius auratus</i>
kanadaröding	<i>Salvelinus namaycush</i>
karp	<i>Cyprinus carpio</i>
knölskallelöja	<i>Pimephales promelas</i>
kröding	<i>Salvelinus namaycush</i> x <i>S. alpinus</i>
kungslax	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>
nilabborre	<i>Lates niloticus</i>
peledsik	<i>Coregonus peled</i>
plattfiskart	<i>Pleuronectes americanus</i>
prickig dvärgmal	<i>Ictalurus punctatus</i>
regnbåge	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
regnbåge	<i>Oncorhynchus mykiss aguabonita</i>
silverlax	<i>Oncorhynchus kisutch</i>
simpart	<i>Cottus bairdi</i>
smörbultart	<i>Acentrogobius pflaumii</i>
smörbultart	<i>Arenigobius bifrenatus</i>
solabborre	<i>Lepomis macrochirus</i>
splejk	<i>Salvelinus namaycush</i> x <i>S. fontinalis</i>
sterlett	<i>Acipenser ruthenus</i>
strupsnittsöring	<i>Oncorhynchus clarki stomias</i>
svartabborre	<i>Micropterus dolomieu</i>
svartmunnad smörbult	<i>Neogobius melanostomus</i>
tilapia	<i>Tilapia sp.</i> , <i>Oreochromis sp</i>
tjurröding	<i>Salvelinus confluentus</i>
tånglakeart	<i>Zoarces americanus</i>
västlig moskitfisk	<i>Gambusia affinis</i>
zebrafisk	<i>Danio rerio</i>
ållart	<i>Anguilla dieffenbachii</i>
öringabborre	<i>Micropterus salmoides</i>

Fiskeriverket, som är den statliga myndigheten för fiske, vattenbruk och fiskevård i Sverige, ska verka för en ansvarsfull hushållning med fisktillgångarna, så att de ska kunna utnyttjas långsiktigt i ett uthålligt fiske av olika slag.

Finfo är en rapportserie för den kunskap som produceras på Fiskeriverket. Den vänder sig till andra myndigheter och beslutsfattare, forskare, studerande och andra yrkesverksamma inom fiske och vattenmiljö samt till den intresserade allmänheten.

Finforapporterna ges ut av Fiskeriverket och kan laddas ned gratis från vår hemsida eller beställas i tryckt form mot expeditiönsavgift.



FISKERIVERKET



fiskeriverket@fiskeriverket.se
www.fiskeriverket.se
Telefon huvudkontorets växel:
031- 743 03 00

Fiskeriverkets huvudkontor
Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

**Fiskeriverkets
havsfiskelaboratorium**

Turistgatan 5
Box 4, 453 21 Lysekil

Utövägen 5
71 37 Karlskrona

**Fiskeriverkets
kustlaboratorium**

Skolgatan 6
Box 109, 740 71 Öregrund

Skällåkra 411
430 24 Väröbacka, Ringhals

Ävrö 16
572 95 Figeholm, Simpevarp

**Fiskeriverkets
sötvattenslaboratorium**

Stångholmsvägen 2
178 93 Drottningholm

Pappersbruksallén 22
702 15 Örebro

**Fiskeriverkets
utredningskontor**

Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

Skeppsbrogatan 9
972 38 Luleå

Stora Torget 3
871 30 Härnösand

**Fiskeriverkets
försöksstationer**

Brobacken
814 94 Älvkarleby

Ävägen 17
840 64 Kälmarne

**Fiskeriverkets
forskningsfartyg**

U/F Argos
Box 4054
426 04 Västra Frölunda

U/F Ancylus
Ole Mäns gata 14
412 67 Västra Frölunda

Akvariefiskar

Fisk i fel vatten

Ekologiska konsekvenser
av utsättningar av fisk

SUSANNA PAKKASMAA
ERIK PETERSSON
Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium

Innehåll

Tetror	4
Barber	8
Malar	11
Tandkarpar	17
Labyrintfiskar	23
Ciklider	25
Andra	32

Artlistan kommer från Svenska Akvarieföreningars Riksförbund (SARF)
<http://www.akvariet.tripnet.se/odling/ok.html> (version december 2002).

Uppgifterna om klimat, distribution och risker är hämtade från databasen FishBase
<http://www.fishbase.org/home.htm>

TETTOR

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
ALESTIDAE				
<i>Arnoldichthys spilopterus</i>	Nigeriatetra	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Brycinus imberi</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Brycinus longipinnis</i>	Långfenstetra	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Hemigrammopetersius caudalis</i>	Gul kongotetra	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Ladigesia roloffii</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Lepidarchus adonis</i>	Adonistetra	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Micralestes acutidens</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Phenacogrammus interruptus</i>	Kongotetra	tropiskt	Centralafrika	harmlös
ANOSTOMIDAE				
<i>Abramites hypselonotus</i>	Bottentittare	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Anostomus anostomus</i>	Praktbottentittare	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Anostomus taeniatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Anostomus ternetzi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Anostomus trimaculatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Leporinus fasciatus</i>	Tigertetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Leporinus nigrotaeniatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Leporinus striatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
CHARACIDAE				
<i>Aphyocharax alburnus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	Rödfena	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Astyanax bimaculatus</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Astyanax fasciatus mexicanus</i>	Blind grottetra	subtropiskt	Nordamerika	harmlös
<i>Axelrodia stigmatias</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Boehlkea fredcochui</i>	Moskitotetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Brycon falcatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Carlastyanax aurocaudatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Chalceus macrolepidotus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Characidium fasciatum</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Characidium rachovi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Charax gibbosus</i>	Puckelryggig bottentittare	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cheirodon interruptus</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cheirodon paraguayae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Coelurichthys tenuis</i>	Bredbandstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Creagrutus beni</i>	Guldbandstetra	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Ctenobrycon spilurus</i>	Silvertetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Exodon paradoxus</i>	Turkostetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Gnatocharax steindachneri</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i>	Sorgmanteltetra	subtropiskt	Sydamerika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Gymnocorymbus thayeri</i>	Silvermanteltetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hasemanianana</i>	Koppartetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hemigrammus bleheri</i>	Röd huvudstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hemigrammus caudovittatus</i>	Buenos Aires-tetra	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hemigrammus erythrozonus</i>	Glödbandstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hemigrammus guyanensis</i>	Röd punktstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hemigrammus hyanuary</i>	Costellotetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hemigrammus ocellifer</i>	Lykttetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hemigrammus pulcher</i>	Kilfläckstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hemigrammus rhodostomus</i>	Rödmunstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hemigrammus stictus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hemigrammus ulreyi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hemigrammus unilineatus</i>	Enbandstetra	tropiskt	Central- och Sydamerika	harmlös
<i>Hemigrammus vorderwinkleri</i>	Guldglanstetra	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon amandae</i>	Gnisttetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon bentosi</i>	Rosentetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	Mässingstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon callistus</i>	Serpatetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon copelandi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon eos</i>	Soltetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon erythrostigma</i>	Dolkstyngstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon flammeus</i>	Riotetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon griemei</i>	Griemi-tetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon herbertaxelrodi</i>	Svart neon	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon herbertaxelrodi</i>	Trebandstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon loretoensis</i>	Loretotetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon metae</i>	Rio Meta tetra	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon minor</i>	Röd minortetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon pulchripinnis</i>	Citrontetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon robertsi</i>	Roberts-tetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon scholzei</i>	Svartbandstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon socolofi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hyphessobrycon vilmae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Iguanodectes spilurus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Inpaichthys kerri</i>	Kerri-tetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Megalampodus megalopterus</i>	Svart fantomtetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Megalampodus roseus</i>	Gul fantomtetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Megalampodus sweglesii</i>	Röd fantomtetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Moenkhausia colletti</i>	Colletti-tetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Moenkhausia intermedia</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Moenkhausia pittieri</i>	Briljanttetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Nättetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Nematobrycon lacortei</i>	Regnbågstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Nematobrycon palmeri</i>	Kejsartetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Paracheirodon axelrodi</i>	Kardinaltetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Paracheirodon innesi</i>	Neontetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Paracheirodon simulans</i>	Blå neon	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Paragoniates alburnus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Petitella georgiae</i>	Purpurhuvudstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Poptella orbicularis</i>	Diskustetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Prionobrama filigera</i>	Glastetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pristella maxillaris</i>	Pristella	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Roeboides cauae</i>		tropiskt	Central- och Sydamerika	harmlös
<i>Roeboides microlepis</i>	Röntgentetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Thayeria boehlkei</i>	Vinkeltetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Thayeria obliqua</i>	Pingvintetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Triportheus angulatus</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Xenagoniates bondi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
CITHARINIDAE				
<i>Distichodus affinis</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Distichodus decemmaculatus</i>	Dvärgdistichodus	tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Distichodus fasciolatus</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Distichodus lusosso</i>	Lusossotetra	tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Distichodus sexfasciatus</i>	Sexbandad laxkarp	tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Nannaethiops unitaeniatus</i>	Niltetra	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Nannocharax fasciatus</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Neolebias ansorgei</i>	Gröntetra	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Phago maculatus</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
CRENUCHIDAE				
<i>Crenuchus spilurus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
CTENEOLUCIIDAE				
<i>Boulengerella maculata</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
CURIMATIDAE				
<i>Chilodus punctatus</i>	Prickig bottentittare	tropiskt	Sydamerika	harmlös
ERYTHRINIDAE				
<i>Erythrinus erythrinus</i>		tropiskt	Central- och Sydamerika	harmlös
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>		subtropiskt	Central- och Sydamerika	harmlös
GASTEROPELECIDAE				
<i>Carnegiella marthae</i>	Dvärgbilfisk	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Carnegiella myersi</i>	Myers bilfisk	tropiskt	Sydamerika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Carnegiella strigata</i>	Marmorerad bilfisk	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Gasteropelecus maculatus</i>		tropiskt	Central- och Sydamerika	harmlös
<i>Gasteropelecus sternicla</i>	Vanlig bilfisk	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Thoracocharax securis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
HEMIODIDAE				
<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i>	Torpedtetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Parodon pongoense</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
LEBIASINIDAE				
<i>Copeina guttata</i>	Forelltetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Copella arnoldi</i>	Stänktetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Copella metae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Copella nattereri</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Copella nigrofasciata</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Copella vilmae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Lebiasina astrigata</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Nannostomus beckfordi</i>	Guldbandstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Nannostomus bifasciatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Nannostomus espei</i>	Espe's pennfisk	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Nannostomus harrisoni</i>	Harrisons pennfisk	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Nannostomus marginatus</i>	Smycketetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Nannostomus trifasciatus</i>	Stor smycketetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pyrhulina filamentosa</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pyrhulina rachowiana</i>	Sågbandstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pyrhulina vittata</i>		tropiskt	Sydamerika	tramu
SERRASALMIDAE				
<i>Acnodon normani</i>	Får-paku	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Catopryon mento</i>	Vimpelpiraya	tropiskt	Sydamerika	potentiell skadegörare
<i>Collosoma macropomum</i>	Svart paku	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Metynnis argenteus</i>	Skivtetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Metynnis hypsauchen</i>	Schreitmüllers skivtetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Metynnis lippincottianus</i>	Lippincotts skivtetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Myleus rubripinnis</i>	Rödfenad skivtetra	tropiskt	Sydamerika	potentiell skadegörare
<i>Mylossoma duriventre</i>	Kvarnstenstetra	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Serrasalmus calmoni</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Vit piraya	tropiskt	Sydamerika	potentiell skadegörare
<i>Serrasalmus spilopleura</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Serrasalmus ternetzi</i>	Diamantpiraya	subtropiskt	Sydamerika	potentiell skadegörare

BARBER

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
BALITORIDAE				
<i>Barbatula barbatula</i>	Grönling	tempererat	Eurasien	harmlös
<i>Gastromyzon punctulatus</i>		tropiskt	Asien (Borneo)	harmlös
<i>Homaloptera zollingeri</i>		tropiskt	Asien	harmlös
COBITIDAE				
<i>Acanthopsis choirorhynchus</i>	Tryngrönling	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Botia almorhae</i>	Pakistanbotia	tropiskt	Asien (Indien, Nepal)	harmlös
<i>Botia berdmoresi</i>	Berdmores botia	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Botia dario</i>		tropiskt	Asien (Indien, Bangladesh)	harmlös
<i>Botia hymenophysa</i>	Tigerbotia	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Botia macracanthus</i>	Praktbotia	tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Botia modesta</i>	Blågrön botia	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Botia morleti</i>	Skunkbotia	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Botia sidthimunki</i>	Dvärgbota	tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Botia striata</i>	Zebrabota	tropiskt	Asien (Indien)	harmlös
<i>Cobitis taenia</i>	Nissöga	tempererat	Europa, Norra Asien	harmlös
<i>Misgurnus fossilis</i>	Europeisk slampiskare	tempererat	Central- och Östeuropa	harmlös
<i>Misgurnus anguillicauda</i>	Väderål	tropiskt	Asien	potentiell skadegörare
<i>Pangio kuhlii</i>	Kuhlii, Ormgrönling	tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Pangio semicinctus</i>	Halvbandad ormgrönling	tropiskt	Sydostasien	
<i>Pangio shufordii</i>	Shelfords ormgrönling	tropiskt	Asien	harmlös
CYPRINIDAE				
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Strömlöja	tempererat	Europa, Asien	harmlös
<i>Balantiocheilus melanopterus</i>	Silverhaj	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Barbodes schwanenfeldii</i>	Stanniobarb	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Barbus eburneensis</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Barbus gelius</i>	Gelibarb	subtropiskt	Asien	harmlös
<i>Barbus holotaenia</i>		tropiskt	västra Centralafrika	harmlös
<i>Barbus hulstaerti</i>	Fjärilsbarb	tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Barbus viviparus</i>		tropiskt	södra Afrika	harmlös
<i>Boraras maculatus</i>	Dvärggrasbora	tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Boraras urophthalmoides</i>	Stjärntäcksråsbora	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Carassius auratus</i>	Guldfisk	tropiskt	Asien	potentiell skadegörare
<i>Carassius carassius</i>	Ruda	tempererat	Eurasien	potentiell skadegörare
<i>Chela laubuca</i>	Indisk glasbarb	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Crossocheilus siamensis</i>	Siamesisk algätare	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Cyclocheilichthys apogon</i>	Indisk flodbarb	tropiskt	Asien	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Cyprinus carpio</i>	Karp	tempererat	Europa, Asien	potentiell skadegörare
<i>Danio albolineatus</i>	Blå danio	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Danio kerri</i>	Kerridanio	tropiskt	Sydostasien	
<i>Danio nigrofasciatus</i>	Prickdanio	tropiskt	Asien (norra Myanmar)	
<i>Danio rerio</i>	Zebrafisk	tropiskt	Asien (norra Myanmar)	harmlös
<i>Devario aequipinnatus</i>	Jättedanio	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Devario devario</i>	Devariodanio	tropiskt	Asien (norra Myanmar)	harmlös
<i>Epalzeorhynchus bicolor</i>	Eldstjärt	tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Epalzeorhynchus frenatum</i>	Regnbågshaj	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Epalzeorhynchus stigmæus</i>	Guldbrun algätare	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Esomus danrica</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Esomus malayensis</i>	Malacka flygkarp	tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Esomus metallicus</i>	Metallflygkarp	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Gobio gobio</i>	Sandkrypare	tempererat	Europa, Asien	harmlös
<i>Hemigrammocypris lini</i>		subtropiskt	Östasien	harmlös
<i>Labeo chrysophekadion</i>	Svarthaj	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Leucaspis delineatus</i>	Groplöja	tempererat	Europa, Asien	harmlös
<i>Leuciscus idus</i>	Id	tempererat	Europa, Asien	harmlös
<i>Luciosoma trinema</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Notropis lutrensis</i>		tempererat	Nordamerika	harmlös
<i>Osteochilus hasselti</i>	Javakarp	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Paruciosoma daniconius</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elritsa	tempererat	Eurasien	potentiell skadegörare
<i>Puntius arulius</i>	Vimpelbarb	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Puntius bimaculatus</i>		tropiskt	Asien (Sri Lanka)	harmlös
<i>Puntius conchoniis</i>	Praktbarb	subtropiskt	Asien	harmlös
<i>Puntius cumingi</i>	Cuming-barb	tropiskt	Asien (Sri Lanka)	harmlös
<i>Puntius eugrammus</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Puntius everetti</i>	Clownbarb	tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Puntius fasciatus</i>		tropiskt	Asien (Indien)	harmlös
<i>Puntius filamentosus</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Puntius lateristriga</i>	Korsbarb	tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Puntius nigrofasciatus</i>	Purpurhuvudsbarb	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Puntius oligolepis</i>	Nätbarb	tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Puntius orphoides</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Puntius pentazona</i>	Fembandsbarb	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Puntius phutunio</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Puntius pradhani</i>		tropiskt	Asien (Indien)	harmlös
<i>Puntius rhomboocellatus</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Puntius semifasciolatus</i>	Mässingsbarb inkl. variant "schuberti", guldbarb	subtropiskt	Asien	harmlös
<i>Puntius tetrazona</i>	Tigerbarb	tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Puntius ticto</i>	Indianbarb	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Puntius titteya</i>	Kopparbarb	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Puntius vittatus</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Rasbora borapetensis</i>	Rödstjärtsrasbora	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Rasbora caudimaculata</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Rasbora dorsiocellata</i>	Fenfläcksrasbora	tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Rasbora einthoveni</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Rasbora elegans</i>	Gul rasbora	tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Rasbora kalochroma</i>	Clownrasbora	tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Rasbora meinken</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Rasbora myersi</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Rasbora pauciperforata</i>	Glödbandsrasbora	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Rasbora somphongsi</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Rasbora trilineata</i>	Saxfisk	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Rasbora vaterifloris</i>	Pärlemorrasbora	tropiskt	Asien (Sri Lanka)	harmlös
<i>Rhodeus amarus</i>	Bitterling	tempererat	Europa	harmlös
<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	Sarv	tempererat	Europa (Italien)	harmlös
<i>Rutilus rutilus</i>	Mört	tempererat	Europa	potentiell skadegörare
<i>Sawbwa resplendens</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Sundadanio axelrodi</i>	Neonrasbora	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Tanichthys albonubes</i>	Kardinalfisk	tropiskt	nordöstra Asien	harmlös
<i>Trigonostigma espei</i>	Drottningrasbora	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Trigonostigma hengeli</i>	Glimrasbora	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Trigonostigma heteromorpha</i>	Kilfläcksrasbora	tropiskt	Asien	harmlös
GYRINOCHEILIDAE				
<i>Gyrinocheilus aymonieri</i>	Algätare	tropiskt	Asien	harmlös

MALAR

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
ASPRENIDAE				
<i>Bunocephalus bicolor</i>	Banjomal	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
BAGRIDAE				
<i>Leiocassis micropogon</i>		tropiskt	Asien (Malaysia, Indonesien)	harmlös
<i>Mystus micracanthus</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Mystus vittatus</i>		tropiskt	Asien (indiska subkontinenten)	harmlös
<i>Parauchenoglanis macrostoma</i>		tropiskt	Västra Centralafrika	harmlös
CALLICHTHYIDAE				
<i>Aspidoras maculosus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Aspidoras menezesi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Aspidoras pauciradiatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Brochis britskii</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Brochis multiradiatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Brochis splendens</i>	Grön pansarmal	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Callichthys callichthys</i>	Långsträckt pansarmal	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cataphractops melampterus</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras acrensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras acutus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras adolfoi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras aeneus</i>	Metallpansarmal	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras agassizii</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras amapaensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras ambiacus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras amphibelus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras approuaguensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras araguaiensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras arcuatus</i>	Bågpannsarmal	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras armatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras atropersonatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras aurofrenatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras australe</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras axelrodi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras baderi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras barbatus</i>	Schackbrädespansarmal	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras bicolor</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras bifasciatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras blochi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras boehlkei</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Corydoras boesemani</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras bolivianus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras bondi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras breei</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras burgessi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras carlae</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras caudimaculatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras cervinus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras cochui</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras concolor</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras condiscipulus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras copei</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras cortesi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras davidsandsi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras delphax</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras ehrhardti</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras elegans</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras ellisae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras ephippifer</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras eques</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras erhardti</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras esperanzae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras evelynae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras filamentosus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras flaveolus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras fowleri</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras garbei</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras geryi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras gossei</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras gracilis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras griseus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras guapore</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras guianensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras habrosus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras haraldschultzi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras hastatus</i>	Dvärgpansarmal	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras heteromorphus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras imitator</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras inolicana</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras julii</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras lamberti</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras latius</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Corydoras leopardus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras leucomelas</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras loretoensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras loxozonus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras macropterus</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras maculifer</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras melanistius</i>	Kilfläckspansarmal	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras melanotaenia</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras melini</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras metae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras micracanthus</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras multimaculatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras nanus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras napoensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras narcissus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras nattereri</i>	Blå pansarmal	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras octocirrus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras oiapoquensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras ornatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras orphnopterus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras osteocarus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras ourastigma</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras oxyrynchus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras paleatus</i>	Fläckig pansarmal	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras panda</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras parallelus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras pastazensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras polystictus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras potaroensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras prionotos</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras pulcher</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras punctatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras pygmaeus</i>	Pygmepansarmal	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras rabauti</i>	Rostpansarmal	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras reticulatus</i>	Nätspansarmal	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras reynoldsi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras robinae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras robustus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras sanchesii</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras saramaccensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras schwartzi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras semiaquilus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Corydoras septentrionalis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras similis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras simulatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras sodalis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras solox</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras spilurus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras steindachneri</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras stenocephalus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras sterbai</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras surinamensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras sychri</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras treitlii</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras trilineatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras undulatus</i>	Vågplansarmal	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras virginiae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras vittatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras weitzmani</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras xinguensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Corydoras zygatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Dianema longibarbis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Dianema urostriatum</i>	Flaggstjärtsmal	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hoplosternum littorale</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hoplosternum pectorale</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hoplosternum thoracatum</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
CHACHIDAE				
<i>Chaca chaca</i>		tropiskt	Asien	harmlös
CLARIIDAE				
<i>Clarias batrachus</i>		tropiskt	Asien	potentiell skadegörare
DORADIDAE				
<i>Acantodoras cataphractus</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Acantodoras spinosissimus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Amblydoras hancockii</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Platydoras costatus</i>	Chokladmal	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
ICTALURIDAE				
<i>Ictalurus punctatus</i>	Prickig dvärgmal	tempererat	Nordamerika	potentiell skadegörare
LORICARIIDAE				
<i>Ancistrus dolichopterus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Ancistrus leucostictus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Farlowella acus</i>		tropisk	Sydamerika	harmlös
<i>Farlowella gracilis</i>	Liten grenmal	tropisk	Sydamerika	harmlös
<i>Hypoptopoma thoracatum</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hypostomus punctatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Otocinclus affinis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Panaque nigrolineatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Peckoltia pulcher</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Peckoltia vittata</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pterygoplichthys gibbiceps</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pterygoplichthys multiradiatus</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rineloricaria fallax</i>	Harneskmal	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rineloricaria microlepidogaster</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Sturisoma aureum</i>	Helikoptermal	tropiskt	Sydamerika	harmlös
MALAPTERUIDAE				
<i>Malapterurus electricus</i>	Elektrisk mal	tropiskt	Afrika	
MOCHOCIDAE				
<i>Synodontis alberti</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Synodontis angelicus</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Synodontis decorus</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Synodontis eupterus</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Synodontis flavitaeniatus</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Synodontis multipunctatus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyika)	harmlös
<i>Synodontis nigriventris</i>	Vändmal	tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Synodontis notatus</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Synodontis nummifer</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Synodontis petricola</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyika)	harmlös
<i>Synodontis schoutedeni</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
PANGASIDAE				
<i>Pangasius sutchi</i>	Hajmal	tropiskt	Sydostasien	harmlös
PIMELODIDAE				
<i>Microglanis iheringi</i>	Dvärgharlekinmal	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pimelodus blochii</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pimelodus pictus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Sorubim lima</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
SCHILBEIDAE				
<i>Eutropiellus debauwi</i>		tropiskt	västra Centralafrika	harmlös
<i>Schilbe mystus</i>	Silvermal	tropiskt	Afrika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
SILURIDAE				
<i>Kryptopterus bicirrhıs</i>	Indisk glasmal	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Ompok bimaculatus</i>		tropiskt	Asien	harmlös
TRICHOMYCTERIDAE				
<i>Tridensimilis brevis</i>		tropiskt	Sydamerika	potentiell skadegörare

TANDKARPAR

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>CYPRINODONTIDAE</i>				
<i>Adamas formosus</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Aphanius fasciatus</i>		tempererat	Sydeuropa, Asien (Mellanöstern)	harmlös
<i>Aphanius iberus</i>	Spansk tandkarp	tempererat	Europa (Spanien), Afrika (Algeriet)	harmlös
<i>Aphanius mento</i>		subtropiskt	Västasien	harmlös
<i>Aphyosemion abacinum</i>		subtropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Aphyosemion amieti</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion arnoldi</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion australe</i>	Kap Lopez	tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Aphyosemion bitaeniatum</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion bivittatum</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion calliurum</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion celiae</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion christyi</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion cinnamomeum</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion coeleste</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Aphyosemion cognatum</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Aphyosemion cyanostictum</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Aphyosemion elberti</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion exigoideum</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Aphyosemion exiguum</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion filamentosum</i>		tropiskt	Västafrika, Centralafrika	harmlös
<i>Aphyosemion fulgens</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Aphyosemion gabunense</i>	Gabontandkarp	tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Aphyosemion georgiae</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion gulare</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion mirabile</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion oeseri</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion ogoense</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Aphyosemion poliaki</i>		tropiskt	Afrika (Kamerun)	harmlös
<i>Aphyosemion primigenium</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Aphyosemion scheeli</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion splendopleure</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion spoorenbergi</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aphyosemion striatum</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Aphyosemion walkeri</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aplocheilichthys macrophthalmus</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aplocheilichthys normani</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Aplocheilichthys spilauchen</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Aplocheilus blockii</i>		tropiskt	Asien (Indien, Sri Lanka)	harmlös
<i>Aplocheilus dayi</i>		tropiskt	Asien (Sri Lanka)	harmlös
<i>Aplocheilus kirchmayeri</i>		tropiskt	Asien (Indien)	harmlös
<i>Aplocheilus lineatus</i>		tropiskt	Asien (Indien, Sri Lanka)	harmlös
<i>Aplocheilus panchax</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Austrofundulus limnaeus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cynolebias adloffii</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cynolebias alexandri</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cynolebias antenori</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cynolebias bellottii</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cynolebias boitonei</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cynolebias bokermanni</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cynolebias constanciae</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cynolebias ladigesii</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cynolebias luteoflammulatus</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cynolebias nigripinnis</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cynolebias whitei</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cynopoecilus melanotaenia</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cyprinodon macularius</i>		subtropiskt	Nordamerika	harmlös
<i>Epiplatys barenkampii</i>				
<i>Epiplatys bifasciatus</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Epiplatys chaperi</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Epiplatys chevalieri</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Epiplatys dageti</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Epiplatys fasciolatus</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Epiplatys grahami</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Epiplatys lamottei</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Epiplatys sexfasciatus</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Epiplatys singa</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Fundulopanchax deltaense</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Fundulopanchax gardneri</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Fundulopanchax occidentalis</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Fundulopanchax sjoestedti</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Fundulus crysotus</i>		subtropiskt	Nordamerika	harmlös
<i>Fundulusoma thierryi</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Garmanella pulchra</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Jordanella floridae</i>	Floridatandkarp	subtropiskt	Nordamerika	harmlös
<i>Lamprichthys tangerianus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyika)	harmlös
<i>Lucania goodei</i>		subtropiskt	Nordamerika	harmlös
<i>Neofundulus paraguayensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Nothobranchius eggersi</i>		tropiskt	Östafrika	harmlös
<i>Nothobranchius foerschi</i>		tropiskt	Östafrika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Nothobranchius furzeri</i>		tropiskt	södra Afrika	harmlös
<i>Nothobranchius guentheri</i>		tropiskt	Östafrika (Zanzibar)	harmlös
<i>Nothobranchius janpapi</i>		tropiskt	Östafrika	harmlös
<i>Nothobranchius jubbi</i>		tropiskt	Östafrika	harmlös
<i>Nothobranchius kirki</i>		tropiskt	Östafrika	harmlös
<i>Nothobranchius korthausae</i>		tropiskt	Östafrika (Tanzania)	harmlös
<i>Nothobranchius kuhntae</i>		tropiskt	Östafrika	harmlös
<i>Nothobranchius melanospilus</i>		tropiskt	Östafrika	harmlös
<i>Nothobranchius palmquisti</i>		tropiskt	Östafrika	harmlös
<i>Nothobranchius patrizii</i>		tropiskt	Östafrika	harmlös
<i>Nothobranchius rachovii</i>		tropiskt	södra Afrika	harmlös
<i>Nothobranchius rubripinnis</i>		tropiskt	Östafrika (Tanzania)	harmlös
<i>Pachypanchax playfairii</i>		tropiskt	Östafrika (Seychellerna)	harmlös
<i>Procatopus abberans</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Procatopus similis</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Profundulus punctatus</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Pseudepiplatys annulatus</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Pterolebias longipinnis</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pterolebias peruensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pterolebias staecki</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pterolebias zonatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rachovia brevis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rachovia hummelincki</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rachovia pyropunctata</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rivulus agilae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rivulus amphoreus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rivulus cryptocallus</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Rivulus cylindraceus</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Rivulus hartii</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rivulus holmiae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rivulus luelingi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rivulus magdalenae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rivulus micropus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rivulus ornatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Rivulus roloffi</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Rivulus tenuis</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Rivulus xiphiidius</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Roloffia geryi</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Roloffia liberiense</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Roloffia maeseni</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Roloffia monroviae</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Roloffia petersi</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Roloffia schmitti</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Terranatos dolichopterus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
ORYZIATIDAE				
<i>Oryzias celebensis</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
ANABLEPIDAE				
<i>Anableps anableps</i>	Fyrögonfisk	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Jenynsia lineata</i>	Linjetandkarp	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
GOODEIDAE				
<i>Ameca splendens</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Chapalichthys encaustus</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Chapalichthys parladis</i>		subtropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Characodon audax</i>		subtropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Characodon lateralis</i>		subtropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Girardinichthys multiradiatus</i>		tempererat	Centralamerika	harmlös
<i>Girardinichthys viviparus</i>	Amarilo	tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Goodea atripinnis</i>		subtropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Ilyodon furcoides</i>		tropiskt	Centralamerika	
<i>Ilyodon lennoni</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Ilyodon whitei</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Ilyodon xantusi</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Skiffia bilineata</i>		tropiskt	Nordamerika	harmlös
<i>Skiffia francesae</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Skiffia multipunctata</i>		tropiskt	Centralamerika (Mexiko)	harmlös
<i>Xenophorus captivus</i>		subtropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xenotaenia resolanae</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xenotoca eiseni</i>		tempererat	Centralamerika	harmlös
<i>Xenotoca melanosoma</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xenotoca variata</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
HEMIRHAMPHIDAE				
<i>Dermogenys pusillus</i>	Gäddhalvnäbb	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Hemirhamphodon pogonognathus</i>	Röd gäddhalvnäbb	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Nomorhamphus celebensis</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Nomorhamphus liemi</i>	Serpentinnos	tropiskt	Asien (Sulawesi)	harmlös
POECILIDAE				
<i>Alfaro cultratus</i>	Alfaro knivfisk	tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Alfaro huberi</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Belonesox belizanus</i>	Gäddtandkarp	tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Brachyrhaphis episcopi</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Brachyrhaphis rhabdophora</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Brachyrhaphis roseni</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Brachyrhaphis terrabensis</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Carlhubbsia stuarti</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Cnesterodon carnegiei</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Flexipenis vittatus</i>		tropiskt	Centralamerika (Mexiko)	harmlös
<i>Gambusia affinis</i>	Gambusia	subtropiskt	Centralamerika, Nordamerika	potentiell skadegörare
<i>Gambusia eurystoma</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Gambusia hispaniola</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Gambusia holbrooki</i>		tempererat	Nordamerika	potentiell skadegörare
<i>Gambusia krumholzi</i>		tropiskt	Centralamerika (Mexiko)	harmlös
<i>Gambusia marshi</i>		tropiskt	Centralamerika (Mexiko)	harmlös
<i>Gambusia melapleura</i>		tropiskt	Centralamerika (Jamaica)	harmlös
<i>Gambusia panuco</i>		tropiskt	Centralamerika (Mexiko)	harmlös
<i>Gambusia punctata</i>		tropiskt	Centralamerika (Kuba)	harmlös
<i>Gambusia puncticulata</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Gambusia regani</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Gambusia rhizophorae</i>		tropiskt	Nordamerika (Florida, Kuba)	harmlös
<i>Gambusia sexradiata</i>		tropiskt	Nordamerika	harmlös
<i>Gambusia xanthosoma</i>		tropiskt	Centralamerika (Caymanöarna)	harmlös
<i>Girardinus falcatus</i>		tropiskt	Centralamerika (Kuba)	harmlös
<i>Girardinus metallicus</i>	Metalltandkarp	tropiskt	Centralamerika (Kuba)	harmlös
<i>Girardinus microdactylus</i>		tropiskt	Centralamerika (Kuba)	harmlös
<i>Heterandria formosa</i>	Dvärgtandkarp	tropiskt	Nordamerika	harmlös
<i>Lebistes reticulatus</i>	Guppy	tropiskt	Sydamerika	potentiell skadegörare
<i>Limia caymanensis</i>		tropiskt	Centralamerika (Caymanöarna)	harmlös
<i>Limia dominicensis</i>		tropiskt	Centralamerika (Haiti, Dominikanska republiken)	harmlös
<i>Limia melanogaster</i>	Blå limia	tropiskt	Centralamerika (Jamaica)	harmlös
<i>Limia nigrofasciata</i>	Gul limia	tropiskt	Centralamerika (Haiti)	harmlös
<i>Limia perugiae</i>		tropiskt	Centralamerika (Dominikanska republiken)	harmlös
<i>Limia vittata</i>	Bandlimia	tropiskt	Centralamerika (Kuba)	harmlös
<i>Limia zonata</i>		tropiskt	Centralamerika (Dominikanska republiken)	harmlös
<i>Neoheterandria elegans</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Neoheterandria tridentiger</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Phallichthys amates</i>	Glada änkan	tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Phallichthys fairweatheri</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Phallichthys quadripunctatus</i>		tropiskt	Centralamerika (Costa Rica)	harmlös
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	Fläckig kaudi	tropiskt	Sydamerika	potentiell skadegörare
<i>Phalloptychus januaris</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Poecilia branneri</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Poecilia butleri</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Poecilia caucana</i>		tropiskt	Centralamerika, Sydamerika	harmlös
<i>Poecilia chica</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Poecilia latipinna</i>	Bredfensmolly	subtropiskt	Nordamerika	potentiell plåga
<i>Poecilia maylandi</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Poecilia mexicana</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Poecilia picta</i>		tropiskt	Centralamerika, Sydamerika	harmlös
<i>Poecilia sphenops</i>	Black molly	tropiskt	Centralamerika, norra Sydamerika	harmlös
<i>Poecilia velifera</i>	Segelfensmolly	tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Poecilia vivipara</i>	Ordenstandkarp	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Poeciliopsis infans</i>		tropiskt	Nordamerika	harmlös
<i>Poeciliopsis viriosa</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Priapella compressa</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Priapella intermedia</i>	Priapella	tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Priapella olmecae</i>		tropiskt	Centralamerika (Mexiko)	harmlös
<i>Priapichthys annectens</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Psedopoecilia festae</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Pseudopoecilia nigroventralis</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Pseudoxiphophorus bimaculatus</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Quintana atrizona</i>	Glastandkarp	tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Scolichthys greenwayi</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus andersi</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus birchmanni</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus clemenciae</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus continens</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus cortezi</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus couchianus</i>	Monterey svärdbärare	tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus evelynae</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus helleri</i>	Svärdbärare	tropiskt	Centralamerika	potentiell skadegörare
<i>Xiphophorus maculatus</i>	Platy	tropiskt	Centralamerika	potentiell skadegörare
<i>Xiphophorus malinche</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus meyeri</i>		tropiskt	Centralamerika (Mexiko)	harmlös
<i>Xiphophorus milleri</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus montezumae</i>	Montezumasvärdbärare	tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus multilineatus</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus nezahualcoyotl</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus nigrensis</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus pygmaeus</i>	Dvärgsvärdbärare	tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xiphophorus variatus</i>	Indianplaty	tempererat	Centralamerika	potentiell skadegörare
<i>Xiphophorus xiphidum</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös

LABYRINTFISKAR

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
ANABANTIDAE				
<i>Anabas testudineus</i>	Asiatisk klätterfisk	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Ctenopoma acutirostre</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Ctenopoma kingsleyae</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Ctenopoma maculatum</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Ctenopoma muriei</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Ctenopoma ocellatum</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Ctenopoma weeksii</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Microctenopoma ansorgii</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Microctenopoma damasi</i>		tropiskt	Östafrika	harmlös
<i>Microctenopoma fasciolatum</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Microctenopoma nanum</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
BELONTIIDAE				
<i>Belontia hasselti</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Belontia signata</i>	Ceylonmakropod	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Betta akarensis</i>		tropiskt	Asien (Borneo)	harmlös
<i>Betta albimarginata</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Betta bellica</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Betta brownorum</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Betta burdigala</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Betta coccina</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Betta dimidiata</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Betta edithae</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Betta fusca</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Betta imbellis</i>	Fredlig kampfisk	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Betta livida</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Betta macrostoma</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Betta ocellata</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Betta persephone</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Betta picta</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Betta pugnax</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Betta rutilans</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Betta simorum</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Betta smaragdina</i>	Smaragdgrön kampfisk	tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Betta splendens</i>	Siamesisk kampfisk	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Betta strohi</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Betta taeniata</i>		tropiskt	Asien (Borneo)	harmlös
<i>Betta tussyae</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Betta unimaculata</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Colisa chuna</i>	Honungsurami	tropiskt	Asien	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Colisa fasciata</i>	Bandgurami	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Colisa labiosa</i>	Läppgurami	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Colisa lalia</i>	Dvärggurami	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Ctenops nobilis</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Macropodus concolor</i>	Svart makropod	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Macropodus ocellatus</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Macropodus opercularis</i>	Paradisfisk	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Malpulutta kretseri</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Parosphromenus allani</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Parosphromenus anjunganensis</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Parosphromenus deissneri</i>	Lakritsgurami	tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Parosphromenus filamentosus</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Parosphromenus harveyi</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Parosphromenus linkei</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Parosphromenus ngyii</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Parosphromenus paludicola</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Pseudosphromenus cupanus</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Pseudosphromenus dayi</i>	Spetsstjärtsmakropod	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Sphaerichthys osphromenoides</i>	Chokladgurami	tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Sphaerichthys vaillanti</i>		tropiskt	Asien (Indonesien)	harmlös
<i>Trichogaster leeri</i>	Mosaikgurami	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Trichogaster microlepis</i>	Månskensgurami	tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Trichogaster pectoralis</i>	Ormskinngurami	tropiskt	Asien	potentiell skadegörare
<i>Trichogaster trichopterus</i>	Blå gurami	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Trichopsis pumilus</i>	Pygmegurami	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Trichopsis shalleri</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Trichopsis vittata</i>	Knorrande gurami	tropiskt	Asien	harmlös
CHANNIDAE				
<i>Channa micropeltes</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Channa obscura</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Channa orientalis</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Channa striata</i>		tropiskt	Asien	potentiell skadegörare
HELOSTOMATIDAE				
<i>Helostoma temminckii</i>	Kyssande gurami	tropiskt	Asien	harmlös
LUCIOCEPHALIDAE				
<i>Luciocephalus pulcher</i>	Gäddhuvudsfisk	tropiskt	Asien	harmlös
OSPHRONEMIDAE				
<i>Osphronemus gorami</i>	Jättegurami	tropiskt	Sydostasien	harmlös

CIKLIDER

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
CICHLIDAE				
<i>Acarichthys heckelii</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Aequidens coeruleopunctatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Aequidens duopunctatus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Aequidens metae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Aequidens patricki</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Aequidens pulcher</i>	Blå ciklid	tropiskt	centrala och norra Sydamerika	harmlös
<i>Aequidens rivulatus</i>	Grön aequidens	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Aequidens sapayensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Aequidens tetramerus</i>	Sadelciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Altolamprologus calvus</i>		tropiskt	östra Centralafrika	harmlös
<i>Altolamprologus compressiceps</i>		tropiskt	östra Centralafrika	harmlös
<i>Amphilophus citrinellus</i>	Citronciklid	tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Anomalochromis thomasi</i>	Thomasciklid	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Apistogramma agassizi</i>	Regnbågsciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma bitaeniata</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma borelli</i>	Gul dvärgciklid	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma cacatuoides</i>	Kakaduciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma caetei</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma combrae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma eonotus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma gibbiceps</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma hippolytae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma hongloi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma linkei</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma macmasteri</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma nijsseni</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma ortmanni</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma steindachneri</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma trifasciata</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogramma viejta</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Apistogrammoides pucallpaensis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Archocentrus centrarchus</i>		tropiskt	Mellanamerika	harmlös
<i>Archocentrus nigrofasciatus</i>	Zebraciklid	tropiskt	Mellanamerika	potentiell skadegörare
<i>Archocentrus sajica</i>		tropiskt	Mellanamerika	harmlös
<i>Archocentrus septemfasciatus</i>		tropiskt	Mellanamerika	harmlös
<i>Archocentrus spilurus</i>	Tigerciklid	tropiskt	Mellanamerika	harmlös
<i>Aristochromis christyi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Astatotilapia burtoni</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Astronotus ocellatus</i>	Påfågelciklid	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Aulonocara baenschi</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Aulonocara ethelwynnae</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Aulonocara hansbaenschi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Aulonocara huseri</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Aulonocara jacobfreibergi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Aulonocara kandeensis</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Aulonocara korneliae</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Aulonocara maylandi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Aulonocara nyassae</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Aulonocara stuartgranti</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Benthochromis tricoti</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Biotodoma cupido</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Biotodoma wavrini</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Boulengerochromis microlepis</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Bujurquina mariae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Bujurquina vittata</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Chalinochromis brichardi</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Champsochromis spilorrhynchus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Chiloditilapia euchilus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Chromidotilapia finleyi</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Chromidotilapia guentheri</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Cichla ocellaris</i>		tropiskt	Sydamerika	potentiell skadegörare
<i>Cichlasoma bimaculatum</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cichlasoma crassum</i>	Chokladciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cichlasoma facetum</i>	Chanchito	subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cichlasoma portalegrense</i>	Bandciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Cleithracara maronii</i>	Nyckelhåls ciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Copadichromis azureus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Copadichromis borleyi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Copadichromis chrysonotus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Copadichromis jacksoni</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Copadichromis verduyni</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Copora nicaraguensis</i>	Nicaraguaciklid	tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Crenicara punctulatum</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Crenicichla compressiceps</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Crenicichla geayi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Crenicichla lepidota</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Crenicichla notophthalmus</i>	Gäddciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Crenicichla proteus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Crenicichla strigata</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Ctenochromis lulua</i>		tropiskt	Afrika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Cyatopharynx furcifer</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Cynotilapia afra</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Cynotilapia axelrodi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Cyphotilapia frontosa</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Cyprichromis leptosoma</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Cyprichromis microlepidotus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Cyrtocara labrosa</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Cyrtocara moorii</i>	Blå delfinciklid	tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Dicrossus filamentosus</i>	Schackbrädsciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Dimidiochromis compressiceps</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Eretmodus cyanostictus</i>	Hästnosciklid	tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Etroplus maculatus</i>	Indisk ciklid	tropiskt	Asia (Indien och Sri Lanka)	harmlös
<i>Etroplus suratensis</i>	Diamantciklid	tropiskt	Asia (Indien och Sri Lanka)	harmlös
<i>Fossorochromis rostratus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Brasiliansk jordätare	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Geophagus steindachneri</i>	Tuppkamciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Geophagus surinamensis</i>	Surinam jordätare	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Gephyrochromis moorii</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Guianacara geayi</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Gymnogeophagus australis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Gymnogeophagus balzanii</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Hemichromis bimaculatus</i>	Röd ciklid	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Hemichromis elongatus</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Hemichromis lifalili</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Herichtys carpintis</i>		tropiskt	Nordamerika	harmlös
<i>Herichtys cyanoguttatus</i>	Texasciklid	subtropiskt	Nordamerika	harmlös
<i>Herichtys pearsei</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Heros severus</i>	Hantelciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Herotilapia multispinosa</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Hypselecara coryphaenoides</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Iodotropheus sprengerae</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Julidochromis dickfeldi</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Julidochromis marlieri</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Julidochromis ornatus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Julidochromis regani</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Julidochromis transcriptus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Krobia guianensis</i>	Delfinciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Labeotropheus fuelleborni</i>	Blå näbbciklid	tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Labeotropheus trewavasae</i>	Rödfenad näbbciklid	tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Labidochromis caeruleus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Labidochromis freibergi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Laetacara curviceps</i>	Kurvciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Laetacara dorsiger</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Laetacara thayeri</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Lamprologus callipterus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Lamprologus congoensis</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Lamprologus mocquardii</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Lamprologus ocellatus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Lamprologus signatus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Lamprologus werneri</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Lepidolamprologus attenuatus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Lepidolamprologus elongatus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Lepidolamprologus nkambae</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Lobochilotes labiatus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Maravichromis epichorialis</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Maravichromis formosus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Melanochromis auratus</i>	Turkosciklid	tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Melanochromis brevis</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Melanochromis chipokae</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Melanochromis joanjohnsonae</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Melanochromis johanni</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Melanochromis parallelus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Melanochromis vermivorus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Mesonauta festiva</i>	Flaggciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Mikrogeophagus altispinosus</i>		tropisk	Sydamerika	harmlös
<i>Mikrogeophagus ramirezi</i>	Fjärilsciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Myaka myaka</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Nandopsis festae</i>		tropisk	Sydamerika	harmlös
<i>Nandopsis managuensis</i>		tropisk	Centralamerika	potentiellt skadegörare
<i>Nannacara anomala</i>	Grön bägfenciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Nanochromis dimidiatus</i>	Röd kongociklid	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Nanochromis nudiceps</i>	Opalciklid	tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Nanochromis parilus</i>	Blå kongociklid	tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Nanochromis transvestitus</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Neetroplus nematopus</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Neolamprologus boulengeri</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus brevis</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus brichardi</i>	Prinsessan från Burundi	tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus caudopunctatus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus cylindricus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus furcifer</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus leleupi</i>	Apelsinciklid	tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Neolamprologus leloupi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Neolamprologus meeli</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus modestus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus multifasciatus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus mustax</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus pulcher</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus savoryi</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus sexfasciatus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus similis</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Neolamprologus tetracanthus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus tetrocephalus</i>	Tanganyikazebra	tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Neolamprologus wauthioni</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Nimbochromis fuscotaenioatus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Nimbochromis linni</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Nimbochromis livingstonii</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Nimbochromis polystigma</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Nimbochromis venustus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Ophthalmotilapia boops</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Ophthalmotilapia nausuta</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Ophthalmotilapia ventralis</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Otopharynx chrysogaster</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Otopharynx lithobates</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Paracyprichromis brienii</i>		tropisk	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Paracyprichromis nigripinnis</i>		tropisk	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Paratheraps breidohri</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Paratheraps hartwegi</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Pelvicachromis humilis</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Pelvicachromis pulcher</i>	Palettciklid	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Pelvicachromis subocellatus</i>	Rödbukspalett	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Pelvicachromis taeniatus</i>	Gul palettciklid	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Petrochromis famula</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Petrochromis polyodon</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Petrochromis trewavasae</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Petrotilapia tridentiger</i>	Blå petrotilapia	tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Placidochromis electra</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Placidochromis johnstonii</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Placidochromis milomo</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Protomelas annectens</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Protomelas taeniolatus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudocrenilabrus multicolor</i>	Liten egyptisk munruvare	tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Pseudocrenilabrus philander</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Pseudotropheus aurora</i>		tropiskt	Afrika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Pseudotropheus barlowi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudotropheus crabro</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudotropheus elongatus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudotropheus fainzilberi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudotropheus hayomaylandi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudotropheus lanisticola</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudotropheus livingstonii</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudotropheus lombardoi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudotropheus macrophtalmus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudotropheus saulosi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudotropheus socolofi</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudotropheus tropheops</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudotropheus xanstromachus</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pseudotropheus zebra</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Pterophyllum altum</i>	Altumscalare	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pterophyllum dumerilii</i>	Spetsnosscalare	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Pterophyllum scalare</i>	Scalare	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Sarotherodon mossambicus</i>	Natalciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Satanoperca daemon</i>	Trefläcks jordätare	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Satanoperca jurupari</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Scianochromis ahli</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Scianochromis fryeri</i>		tropiskt	Östafrika (Malawisjön)	harmlös
<i>Simochromis babaulti</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Spathodus erythron</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Spathodus marlieri</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Steatocranus casuaris</i>	Lejonhuvudsciklid	tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Symphysodon a. aequifasciata</i>	Grön diskus	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Symphysodon aequifasciata axelrodi</i>	Brun diskus	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Symphysodon aequifasciata haraldi</i>	Blå diskus	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Symphysodon discus</i>	Äkta diskus	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Tanganicodus irsacae</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Teleogramma brichardi</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Telmatochromis bifrenatus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Telmatochromis caninus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Telmatochromis vittatus</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Thorichthys affinis</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Thorichthys aureus</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Thorichthys ellioti</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Thorichthys meeki</i>	Eldbuk	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Thorichthys helleri</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Thysia ansorgii</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>Tilapia joca</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Tilapia mariae</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Tilapia ruweti</i>		tropiskt	Sydafrika	harmlös
<i>Tilapia zilli</i>		tropiskt	Afrika	potentiell skadegörare
<i>Trematocranus placodon</i>		tropiskt	sydöstra Afrika	harmlös
<i>Triglachromis otostigma</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Tropheus brichardi</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Tropheus duboisi</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Tropheus moorii</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Tropheus polli</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Uaru amphiacanthoides</i>	Kilfläcksciklid	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Variabilichromis moorii</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös
<i>Vieja maculicauda</i>		tropiskt	Centralamerika	harmlös
<i>Xenotilapia boulengeri</i>		tropiskt	Östafrika (Tanganyikasjön)	harmlös

ANDRA

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
BADIDAE				
<i>Badis badis</i>	Badis	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Badis burmanicus</i>	Burmansk badis	tropiskt	Asien	harmlös
CENTRARCHIDAE				
<i>Centrarchus macropterus</i>	Solabborre	tempererat	Nordamerika	harmlös
<i>Chaenobryttus gulosus</i>		tempererat	Nordamerika	harmlös
<i>Elassoma evergladei</i>	Dvärgabborre	tempererat	Nordamerika	harmlös
<i>Enneacanthus chaetodon</i>	Skivabborre	tempererat	Nordamerika	harmlös
<i>Enneacanthus gloriosus</i>	Diamantabborre	tempererat	Nordamerika	harmlös
<i>Enneacanthus obesus</i>		tempererat	Nordamerika	harmlös
<i>Lepomis cyanellus</i>	Grön solabborre	subtropiskt	Nordamerika	harmlös
<i>Lepomis gibbosus</i>	Solabborre	tempererat	Nordamerika	potentiell skadegörare
<i>Lepomis macrochirus</i>	Blå solabborre	tempererat	Nordamerika	potentiell skadegörare
CENTROPOMIDAE				
<i>Chanda ranga</i>	Glasabborre	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Chanda wolffi</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Gymnochanda filamentosa</i>	Långfenad glasabborre	tropiskt	Sydostasien	harmlös
LOBOTIDAE				
<i>Datnioides microlepis</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Datnioides quadrfasciatus</i>		tropiskt	Asien, Oceanien	harmlös
MONODACTYLIDAE				
<i>Monodactylus argenteus</i>	Månfisk	tropiskt	Indo-West Pacific	harmlös
<i>Monodactylus sebae</i>	Västafrikansk månfisk	tropiskt	Östra Atlanten	harmlös
NANDIDAE				
<i>Monocirrhus polyacanthus</i>	Bladfisk	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Nandus nandus</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Polycentropsis abbreviata</i>	Spetsnosig mångtagg	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Polycentrus schomburgki</i>	Mångtagg	tropiskt	Mellan- och Sydamerika	harmlös
SCATOPHAGIDAE				
<i>Scatophagus argus</i>	Argusfisk	tropiskt	Indo-Pacific	giftig
<i>Scatophagus tetracanthus</i>		tropiskt	Indo-West Pacific	harmlös
TOXOTIDAE				
<i>Toxotes chatareus</i>		tropiskt	Asien, Oceanien	harmlös
<i>Toxotes jaculatrix</i>	Sprutfisk			

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
<i>APTERONOTIDAE</i>				
<i>Apteronotus albifrons</i>	Sydamerikansk knivfisk	tropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>ATHERINIDAE</i>				
<i>Bedotia geayi</i>	Bedotia	tropiskt	Madagaskar	harmlös
<i>Telmatherina ladigesii</i>	Solstrålefisk			
<i>BELONIDAE</i>				
<i>Xenentodon cancila</i>		tropiskt	Asien	potentiell skadegörare
<i>BLENNIDAE</i>				
<i>Salaria fluviatilis</i>	Flodskyggfisk	subtropiskt	Nordafrika	harmlös
<i>ELECTROPHORIDAE</i>				
<i>Electrophorus electricus</i>	Elektrisk ål	tropiskt	Sydamerika	
<i>ELEOTRIDAE</i>				
<i>Dormitator latifrons</i>		subtropiskt		harmlös
<i>Hypseleotris compressa</i>		tropiskt	Oceanien	harmlös
<i>Mogurnda mogurnda</i>	Mogurnda	tropiskt	Oceanien (Australien, Papua Nya Guinea)	harmlös
<i>Oxyeleotris marmoratus</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Tateurndina ocellicauda</i>		tropiskt	Oceanien (Papua Nya Guinea)	harmlös
<i>GASTEROSTEIDAE</i>				
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Storspigg	tempererat	Europa	harmlös
<i>Pungitius pungitius</i>	Småspigg	tempererat	Nordamerika, Europa, Asien	harmlös
<i>GOBIIDAE</i>				
<i>Brachygobius nusus</i>	Dvärghumlafisk	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Brachygobius xanthozona</i>	Humlafisk	tropiskt	Asien	harmlös
<i>Pandaka pygmaea</i>	Dvärgsmörbult	tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Periophthalmus barbarus</i>	Slamkrypare	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Stigmatogobius sadanundio</i>	Prickig smörbult	tropiskt	Asien	harmlös
<i>GYMNOTIDAE</i>				
<i>Gymnotus carapo</i>	Knivfisk	subtropiskt	Mellan- och Sydamerika	harmlös
<i>MASTACEMBELIDAE</i>				
<i>Macrogathus aculeatus</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Mastacembelus armatus</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Mastacembelus circumcinctus</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Mastacembelus erythrotaenia</i>		tropiskt	Asien	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
MELANOTAENIIDAE				
<i>Chilaterina bleheri</i>		tropiskt	Indonesien	harmlös
<i>Chilaterina campsi</i>		tropiskt	Oceanien	harmlös
<i>Chilaterina fasciata</i>		tropiskt	Asien, Oceanien	harmlös
<i>Glossolepis incisus</i>	Röd regnbågsfisk	tropiskt	Indonesien	harmlös
<i>Iriatherina werneri</i>		tropiskt	Asien, Oceanien	harmlös
<i>Melanotaenia affinis</i>		tropiskt	Oceanien (Nya Guinea)	harmlös
<i>Melanotaenia boesemani</i>		tropiskt	Indonesien	harmlös
<i>Melanotaenia duboulayi</i>		subtropiskt	Australien	harmlös
<i>Melanotaenia eachamensis</i>		subtropiskt	Australien	harmlös
<i>Melanotaenia goldiei</i>		tropiskt	Oceanien (Nya Guinea)	harmlös
<i>Melanotaenia herbertaxelrodi</i>		tropiskt	Oceanien (Papua Nya Guinea)	harmlös
<i>Melanotaenia lacustris</i>		tropiskt	Oceanien (Papua Nya Guinea)	harmlös
<i>Melanotaenia maccullochi</i>	Liten regnbågsfisk	tropiskt	Oceanien (Papua Nya Guinea)	harmlös
<i>Melanotaenia nigrans</i>		subtropiskt	Australien	harmlös
<i>Melanotaenia oktediensis</i>		tropiskt	Oceanien (Papua Nya Guinea)	harmlös
<i>Melanotaenia papuae</i>		tropiskt	Oceanien (Papua Nya Guinea)	harmlös
<i>Melanotaenia parkinsoni</i>		tropiskt	Oceanien (Papua Nya Guinea)	harmlös
<i>Melanotaenia splendida</i>	Stor regnbågsfisk	tropiskt	Australien	harmlös
<i>Melanotaenia trifasciata</i>		tropiskt	Australien	harmlös
<i>Popondetta connieae</i>		tropiskt	Oceanien (Papua Nya Guinea)	harmlös
<i>Popondetta furcata</i>		tropiskt	Oceanien (Papua Nya Guinea)	harmlös
<i>Pseudomugil gertrudae</i>		tropiskt	Asien, Oceanien	harmlös
<i>Pseudomugil mellis</i>		tropiskt	Australien	harmlös
<i>Pseudomugil signifer</i>		tropiskt	Australien	harmlös
<i>Pseudomugil tenellus</i>		tropiskt	Oceanien (Australien, Papua Nya Guinea)	harmlös
<i>Rhadinocentrus ornatus</i>		tropiskt	Australien	harmlös
MORMYRIDAE				
<i>Gnathonemus petersii</i>	Elefantnosfisk	tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Gnathonemus schilthuisiae</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Gnathonemus tamandua</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
NOTOPTERIDAE				
<i>Notopterus chitala</i>		tropiskt	Östasien	harmlös
<i>Notopterus notopterus</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Xenomystus nigri</i>	Afrikansk knivfisk	tropiskt	Västafrika	harmlös
OSTEOGLOSSIDAE				
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	Arowana	tropiskt	norra Sydamerika	harmlös
<i>Osteoglossum ferreirai</i>	Svart arowana	tropiskt	Sydamerika	harmlös

art	svenskt namn	klimat	distribution	risker
PANTODONTIDAE				
<i>Pantodon buchholzi</i>	Fjärilsfisk	tropiskt	Afrika	harmlös
PARATRYGONIDAE				
<i>Paratrygon laticeps</i>	Stingrocka	subtropiskt	NÖ Atlanten, Medelhavet	giftig
PHRACTOLAEMIDAE				
<i>Phractolaemus ansorgei</i>	Afrikansk slamfisk	tropiskt	västra Centralafrika	harmlös
POLYPTERIDAE				
<i>Calamoichthys calabaricus</i>	Pansarål	tropiskt	Afrika	harmlös
<i>Polypterus ornatipinnis</i>		tropiskt	Öst- och Centralafrika	harmlös
PROTOPTERIDAE				
<i>Protopterus dolloi</i>	Kongolungfisk	tropiskt	Centralafrika	harmlös
RHAMPHICHTHYIDAE				
<i>Eigenmannia virescens</i>		subtropiskt	Sydamerika	harmlös
<i>Steatogenes elegans</i>		tropiskt	Sydamerika	harmlös
SYNGNATHIDAE				
<i>Doryichthys boaja</i>		tropiskt	Sydostasien	harmlös
<i>Microphis smithi</i>		tropiskt	Västafrika	harmlös
<i>Syngnathus pulchellus</i>		tropiskt	Afrika	harmlös
TETRAODONTIDAE				
<i>Tetraodon fluviatilis</i>	Grön kulfisk	tropiskt	Asien	giftig att äta
<i>Tetraodon lorteti</i>		tropiskt	Asien	harmlös
<i>Tetraodon schoutedeni</i>		tropiskt	Centralafrika	harmlös
<i>Tetraodon steindachneri</i>		tropiskt	Asien	harmlös
UMBRIDAE				
<i>Umbra krameri</i>	Ungersk hundfisk	tempererat	Östeuropa	harmlös
<i>Umbra limi</i>	Amerikansk hundfisk	tempererat	Nordamerika	harmlös

Fiskeriverket, som är den statliga myndigheten för fiske, vattenbruk och fiskevård i Sverige, ska verka för en ansvarsfull hushållning med fisktillgångarna, så att de ska kunna utnyttjas långsiktigt i ett uthålligt fiske av olika slag.

Finfo är en rapportserie för den kunskap som produceras på Fiskeriverket. Den vänder sig till andra myndigheter och beslutsfattare, forskare, studerande och andra yrkesverksamma inom fiske och vattenmiljö samt till den intresserade allmänheten.

Finforapporterna ges ut av Fiskeriverket och kan laddas ned gratis från vår hemsida eller beställas i tryckt form mot expeditionsavgift.



FISKERIVERKET



fiskeriverket@fiskeriverket.se
www.fiskeriverket.se
Telefon huvudkontorets växel:
031- 743 03 00

Fiskeriverkets huvudkontor
Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

**Fiskeriverkets
havsfiskelaboratorium**

Turistgatan 5
Box 4, 453 21 Lysekil

Utövägen 5
71 37 Karlskrona

**Fiskeriverkets
kustlaboratorium**

Skolgatan 6
Box 109, 740 71 Öregrund

Skällåkra 411
430 24 Väröbacka, Ringhals

Ävrö 16
572 95 Figeholm, Simpevarp

**Fiskeriverkets
sötvattenslaboratorium**

Stångholmsvägen 2
178 93 Drottningholm

Pappersbruksallén 22
702 15 Örebro

**Fiskeriverkets
utredningskontor**

Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

Skeppsbrogatan 9
972 38 Luleå

Stora Torget 3
871 30 Härnösand

**Fiskeriverkets
försöksstationer**

Brobacken
814 94 Älvkarleby

Ävägen 17
840 64 Kälarne

**Fiskeriverkets
forskningsfartyg**

U/F Argos
Box 4054
426 04 Västra Frölunda

U/F Ancylus
Ole Mäns gata 14
412 67 Västra Frölunda