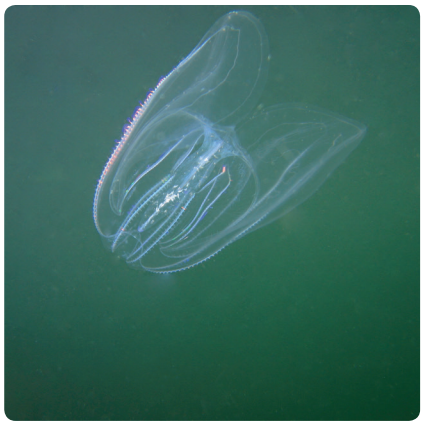
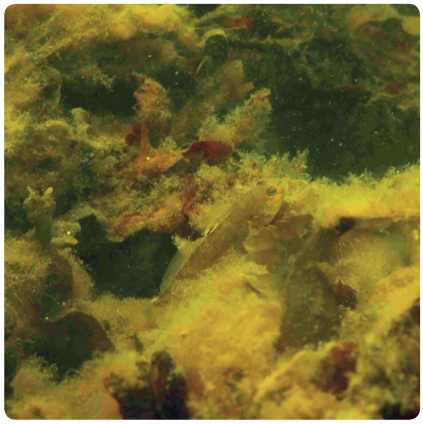
Förvaltning av de okända och ohanterliga

Indikatorer för främmande arter i marin miljö – svårigheter och möjligheter

HEDVIG HOGFORS OCH MATS BLOMQVIST

RAPPORT 6787 • OKTOBER 2017





Förvaltning av de okända och ohanterliga

Indikatorer för främmande arter i marin miljö – svårigheter och möjligheter

Författare: Hedvig Hogfors och Mats Blomqvist

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar
Ordertel: 08-505 933 40
Orderfax: 08-505 933 99
E-post: natur@arkitektkopia.se
Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma
Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket
Tel: 010-698 10 00 Fax: 010-698 10 99
E-post: registrator@naturvardsverket.se
Postadress: Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm
Internet: www.naturvardsverket.se

Naturvårdsverket:
ISBN 978-91-620-6787-8
ISSN 0282-7298

Havs- och vattenmyndigheten:
ISBN 978-91-87967-70-2

© Naturvårdsverket 2017

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2017
Bilder omslag: Antonia Nyström Sandman, Martin Isaeus och Hafok AB.

Förord

Rapporten presenterar resultaten av forskningsprojektet ” Förvaltning av de okända och ohanterliga. Indikatorer för främmande arter i marin miljö – svårigheter och möjligheter”, ett av fyra projekt inom forskningssatsningen God miljöstatus i Sveriges marina vatten.

Bedömning av främmande arter enligt havsmiljödirektivet ska primärt ta hänsyn till nyintroduktion av dessa och sekundärt på bedömning av negativ påverkan på ekosystemet. Rapporten ger en grundläggande analys av vilka förutsättning som måste uppfyllas för att uppfylla kraven inom havsmiljödirektivet. Resultaten från rapporten har inkluderats i det regionala arbetet med utveckling av indikatorer för att beskriva framförallt nyintroduktion av främmande arter. Dessutom kommer rapporten vara ett bra ramverk för fortsatt utveckling för bedömning av främmande arters negativa påverkan på ekosystemet fram till kommande tillståndsbeskrivningar i havsmiljödirektivet, men även inom vattendirektivet och miljömålsuppföljningen.

Forskningssatsningen God miljöstatus i Sveriges marina vatten är en central insats för att utveckla indikatorer för Havsmiljödirektivet som tidigare saknat eller har behov av utveckling av existerande indikatorer, t ex biodiversitet, främmande arter och födovävar. Havsmiljödirektivet har som mål att nå god ekologisk status år 2020 och för att nå detta mål är det nödvändigt att användbara indikatorer och övervakningsprogram är på plats som kan göra tillståndsbedömningen mer tillförlitlig. Fyra olika forskargrupper ingår i den omfattande satsningen som började 2014 med att utveckla indikatorer för Havsmiljödirektivet. Projekten har pågått under tre år med avslutning senast 2017.

Rapporten är författad av Hedvig Hogfors och Mats Blomqvist. Författarna svarar själva för rapportens innehåll.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag, vilket syftar till att finansiera forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.

Göteborg juni 2017

Havs-och vattenmyndigheten

Innehåll

FÖRORD **3**

1. TILLKÄNNAGIVANDE **5**

2. SAMMANFATTNING **6**

3. SUMMARY **7**

4. INTRODUKTION **9**

5. FÖRUTSÄTTNINGARNA FÖR FÖRVALTNING AV FRÄMMANDE ARTER TILL HAVS **10**

6. INDIKATORER **13**
6.1. Indikatorer enligt DPSIR 13
6.2. Typer av indikatorer 17
6.3. Kvalitetskriterier vid val av indikatorer 17

7. FRÄMMANDE ARTER I HAVSMILJÖDIREKTIVET OCH ANDRA STYRDOKUMENT **19**
7.1. Havsmiljödirektivet 19
7.2. Indikatorer för deskriptor 2 i havsmiljödirektivet 22
7.2.1. Kriterium 2.1 Fastställande av abundans och tillstånd för främmande arter, särskilt invasiva arter 22
7.2.2. Kriterium 2.2 Miljöpåverkan av invasiva främmande arter 26
7.2.3. Översikt – indikatorer 34

8. DISKUSSION **35**
8.1. Förslag på indikator 35
8.2. Uppfylls kvalitetskriterierna? 36
8.3. Diskussion kring andra indikatorer 37
8.4. Slutsatser 38

9. TACK **40**

10. KÄLLFÖRTECKNING **41**

1. Tillkännagivande

Denna rapport skrevs innan Europeiska kommissionens nya förslag på kriterier och metodstandarder för marina vatten kommit ut. I skrivande stund är det nya förslaget fortfarande endast ett utkast eftersom det inte har gått igenom granskningen av Europaparlamentet och Europeiska rådet.

Kriterierna för deskriptor 2 – Främmande arter som har införts genom mänsklig verksamhet håller sig på nivåer som inte förändrar ekosystemen negativt – har förändrats vilket gör att det finns skrivelser i rapporten som inte är aktuella längre. Dels är det nu föreslagna primära kriteriet helt i linje med den indikatorn som denna rapport föreslår. Dock innehåller det nya förslaget också två sekundära kriterier. Resonemang i denna rapport ställer sig kritiska till innehållet i dessa sekundära kriterier dock utan att ordagrant hänvisa till det nya föreslagets exakta formuleringar. På grund av detta innehåller rapporten förhoppningsvis fortfarande intressanta resultat och diskussionsämnen.

2. Sammanfattning

Den mänskliga introduktionen av främmande arter antas fortsätta accelerera på grund av den ökande globaliseringen. Detta utgör ett allvarligt hot mot biologisk mångfald och tillhörande produktion av ekosystemtjänster. I Europaparlamentet och rådets ramdirektiv om en marin strategi, också kallat havsmiljödirektivet, är främmande arter en av elva kvalitativa deskriptorer (deskriptor 2) för att fastställa en god miljöstatus. Definitionen på god miljöstatus för deskriptor 2 är att ”främmande arter som har införts genom mänsklig verksamhet håller sig på nivåer som inte förändrar ekosystemen negativt”. I rapporten diskuterar vi tillhörande kriterier och attribut, samt exempel på föreslagna indikatorer till de samma. Eftersom havsmiljödirektivet eftersträvar att säkerställa ekosystemens långsiktiga förmåga att tillhandahålla ekosystemtjänster och uppnå god miljöstatus till år 2020, ställer vi oss kritiska till nuvarande formulering för deskriptor 2 och tillhörande kriterier och attribut vars fokus är att mäta trender och effekter av invasiva främmande arter efter att de har introducerats till ett nytt område.

Främmande arter är mycket svåra att utrota eller kontrollera i marin miljö när de väl anlänt. Därför behöver åtgärder mot främmande arter fokusera på att förhindra deras ankomst. För att kunna följa upp åtgärderna bör ett miljöövervakningsprogram vara utformat så att nya arter upptäcks så tidigt som möjligt för att ge en chans att sätta in åtgärder för att begränsa vidare spridning. Havsmiljödirektivets indikatorer skall vara operativa förvaltningsverktyg med tydlig målsättning, och bör som sådana vara utformade för att ge incitament till åtgärder som minskar och på sikt förhindra nya introduktioner. Sammanfattningsvis så rekommenderar vi en indikator för deskriptor 2 i havsmiljödirektivet som baseras på antalet nya introduktioner av främmande arter för ett bedömningsområde. Eftersom alla medlemsstater ska uppnå god miljöstatus ger en indikator som räknar antal nya introduktioner av främmande arter starka incitament att framgångsrika förvaltningsåtgärder utförs som just minskar nya introduktioner. Eftersom åtgärder mot främmande arter är mycket svåra efter de väl har anlänt och åtgärder därmed bör fokusera på att förhindra nya introduktioner, kommer resultatet av en sådan indikator vara hanterbart och långsiktigt säkra tillhandahållandet av ekosystemtjänster.

3. Summary

Human introductions of invasive non-indigenous species are predicted to accelerate due to increasing globalization. This in turn, introduces a serious threat against biodiversity and accompanying ecosystem services. In the European Union's framework directive on marine strategy also known as the Marine Strategy Framework Directive (MSFD), the non-indigenous species descriptor (descriptor 2) is one of eleven qualitative descriptors that aims to establish good environmental status (GEnS). The definition of GEnS for descriptor 2 is "Non-indigenous species introduced by human activities are at levels that do not adversely alter the ecosystem". In this report we discuss criteria and attributes associated with descriptor 2 and examples of suggested indicators for the quantification of GEnS. Because the MSFD aims to secure the long-term ability of ecosystems to provide ecosystem services and to reach GEnS by 2020, we are critical of the current definition of descriptor 2 and attributing criteria which focus on measuring trends and effects of invasive non-indigenous species after their introduction to a new area.

Once introduced, invasive species are inherently difficult to exterminate or control in marine environments. Therefore, preventive measures should be taken prior to their arrival. Moreover, to be able to follow up on such measures, an environmental monitoring program should be designed in such a way that allows new species to be discovered as soon as possible. Moreover, it will facilitate that measures are taken in time to prevent further spread. The MSFD indicators must be operational management tools with clear targets, and should thus be designed in such a way as to give incentives for actions that minimize, and in the long-term eliminate introductions. In conclusion, we recommend an indicator for descriptor 2 of the MSFD that is based on the number of new species introductions in a given assessment area. This also gives strong incentive for member states to present preventive management strategies with aims to minimize new introductions. The proposed indicator will as such be manageable and ensure a long-term availability of ecosystem services.

4. Introduktion

Den accelererande antropogena, dvs. mänskligt orsakade, introduktionen av främmande arter, dvs. icke inhemska arter, utgör ett allvarligt hot mot den marina miljön då den kan ge negativa ekologiska och ekonomiska effekter (MEA 2005; Halpern m.fl. 2008). Långt ifrån alla främmande arter lyckas dock etablera sig och ännu färre är så pass framgångsrika att de hotar den biologiska mångfalden och tillhörande ekosystemtjänster. De som hotar den biologiska mångfalden och ekosystemtjänster kallas för invasiva främmande arter (Europaparlamentet 2014).

Biologiska egenskaper som flera av de framgångsrika främmande arterna har gemensamt, är hög spridningsförmåga, hög reproduktion och att de ofta är ekologiska generalister. Främmande arter representeras av flera olika taxonomiska och funktionella grupper med en mängd olika egenskaper (Cardeccia m.fl. 2016). Detta medför att de potentiella effekterna främmande arter kan ha på biologisk mångfald och ekosystemtjänster kan variera (Zaiko m.fl. 2011). Vidare behöver inte effekterna vara de samma mellan olika områden för en och samma art om miljöerna skiljer sig åt. I en omfattande litteraturgenomgång går Katsanevakis m.fl. (2014) igenom mekanismerna bakom både positiva och negativa effekter på biologisk mångfald och ekosystemtjänster av främmande arter. Från samspel mellan enskilda arter till effekter på hela ekosystem. En av rapportens huvudslutsatser är att för de allra flesta främmande arter har inga eller både positiva och negativa effekter rapporterats och bara för en minoritet av främmande arter kunde antingen positiva eller negativa effekter påvisas. Vidare drar de slutsatsen att bevisen är svaga för de flesta rapporterade effekterna. Det finns en stor kunskapslucka kring främmande arters effekter som snarast behöver fyllas (Ojaveer m.fl. 2015). Till exempel har endast 10 % av de nuvarande uppskattade totala antalet globalt införda makroalgerna utvärderats för sin ekologiska påverkan (Davidson m.fl. 2015).

Det här är slutrapporten i forskningsprojektet NISSES – Främmande arter i svenska hav: bedömningsgrunder för god miljöstatus – som ingått i Havs- och vattenmyndighetens och Naturvårsverkets satsning ” God ekologisk status i Sveriges marina vatten” som är finansierat av Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag. Projektet har haft som syfte att utvärdera olika indikatorer för deskriptor 2 i havsmiljödirektivet angående främmande arter och identifiera en eller flera funktionella indikatorer. Genom att studera och diskutera indikatorer som både bör undvikas och som möjliggör en god väg framåt, hoppas vi att rapporten kan komma förvaltningen till nytta. Rapporten kommer ge exempel från haven kring Sveriges kuster.

5. Förutsättningarna för förvaltning av främmande arter till havs

Främmande arter kan introduceras direkt (primär spridning) i en region eller genom så kallad sekundär spridning från det område som de först anlände till. Sekundär spridning kan ske på naturlig väg, t.ex. med strömmar (Olenin m.fl. 2011). Efter en främmande arts första ankomst kan den genomgå en rad olika invasionsstadier såsom etablering, expansion och storskalig etablering (fritt översatt från Zaiko m.fl. 2014). Beroende på i vilken fas en främmande art befinner sig i finns det olika alternativ till förvaltningsåtgärder (Olenin m. fl. 2011; Lehtiniemi m.fl. 2015)., t.ex.

- Identifikation av och åtgärder mot vektorer och spridningsvägar innan etablering
- snabb respons efter första ankomsten, såsom inneslutning
- storskalig begränsning av spridning (t.ex. genom att förhindra vidare spridning med mänskliga vektorer)
- begränsning av tillväxt efter etablering
- lindring av skada

En främmande arts etablering och expansion kan ta flera år eller till och med decennier, vilket medför att det ofta är mycket svårt att bedöma om den är invasiv eller inte (för det aktuella området), förrän långt efter artens ankomst (Crooks 2005; Ojaveer m.fl. 2015). Även miljön kan ändra sig vilket kan påverka en arts invasionstakt. I många fall upptäcks inte heller en ny främmande art förrän långt efter dess första ankomst, vilket begränsar möjligheterna att utrota den eller förhindra ytterligare spridning (Crooks 2005).

Svårigheten att upptäcka en ny främmande art beror på att det är svårt att få en överblick över den marina miljön. Traditionell miljöövervakning går att jämföra med hur det skulle vara att undersöka land från en luftballong i tjock dimma (Figur 1). På enstaka platser går ballongen ner eller tar ett prov för att undersöker miljön, men för det mesta glider luftballongen bara över utan att upptäcka vad som finns under den. Inte minst när det gäller främmande arter i början av och under invasionsfasen när de fortfarande är få till antal.

Figur 1. Förutsättningarna för förvaltning av miljön till havs kan jämföras med hur det skulle vara att försöka få en överblick över land från en luftballong i tjock dimma. Endast på enstaka platser går ballongen ner och ser hur det ser ut eller håvar upp ett prov. Detta medför att främmande arter ofta upptäcks sent i sin etablerings fas, deras invasionsutveckling svår att följa och deras effekter svåra att studera.

I dagsläget har vi liten kunskap om vilken funktion och betydelse olika organismer har. Vidare vet vi ofta heller inte vad det är som begränsar en inhemsk art. Är det lek- och reproduktionsområden med hög kvalité eller är det födan i ett visst stadium? På grund av denna kunskapsbrist är det vidare också svårt att veta hur påverkan från främmande arter är eller skulle kunna bli.

Till skillnad från land- och sötvattensmiljöer är det i marin miljö extremt sällsynt med lyckade utrotningar av främmande arter (Genovesi 2005; Ojaveer m.fl. 2014). Undantagsvis kan det ske vid tidig upptäckt, snabbt agerande och om artexemplaren finns i avgränsade områden (Bax m.fl. 2002; Anderson 2005; Hopkins m.fl. 2011). Åtgärder för att begränsa spridning eller tillväxt av etablerade populationer av marina främmande arter har också visat sig dyrt eller utan resultat (Atalah m.fl. 2015; Atalah m.fl. 2016; Ojaveer m.fl. 2015 samt referenser däri). För att kunna begränsa spridning av en främmande art i en viss region är det viktigt att förbättra övervakningen och kartläggningen av främmande arter som potentiellt kan komma från andra regioner (Lehtiniemi m.fl. 2015; McKenzie m.fl. 2016). Om det är inte möjligt att identifiera potentiella främmande arter i andra områden och förhindra deras spridning är ett så tidigt som möjligt detektion av främmande arter önskvärt. Ett stort problem är dock att de flesta arterna är svåra att upptäcka tidigt eftersom traditionell provtagning och identifiering ofta är otillräckliga (Ardura m.fl. 2015). Under de senare åren har dock molekylärgenetiska metoder ökat möjligheterna att identifiera arter (inklusive olika livsstadier) och dess potentiella förekomst i vattenkolumnen eller sedimentprov, (Pochon m.fl. 2013; Ardura m.fl. 2015; Comtet m.fl. 2015). Molekylärgenetiska metoder kan också användas för identifiering av främmande arter på vägen innan de har anlänt och därmed möjliggöra att åtgärder vidtas för att förhindra deras införsel (Olenin m.fl. 2016). Detta kan t.ex. göras i barlastvatten innan tömning i havet (Egan m.fl. 2015; Bailey 2015). Tidig upptäckt kan också underlättas genom att öka allmänhetens medvetenhet och möjlighet att rapportera fynd genom t.ex. web- och smartphone-

baserade rapporteringssystem (Adriaens m.fl. 2015; Azzurro m.fl. 2013), t.ex. den svenska Rappen (Havs- och vattenmyndigeten 2015).

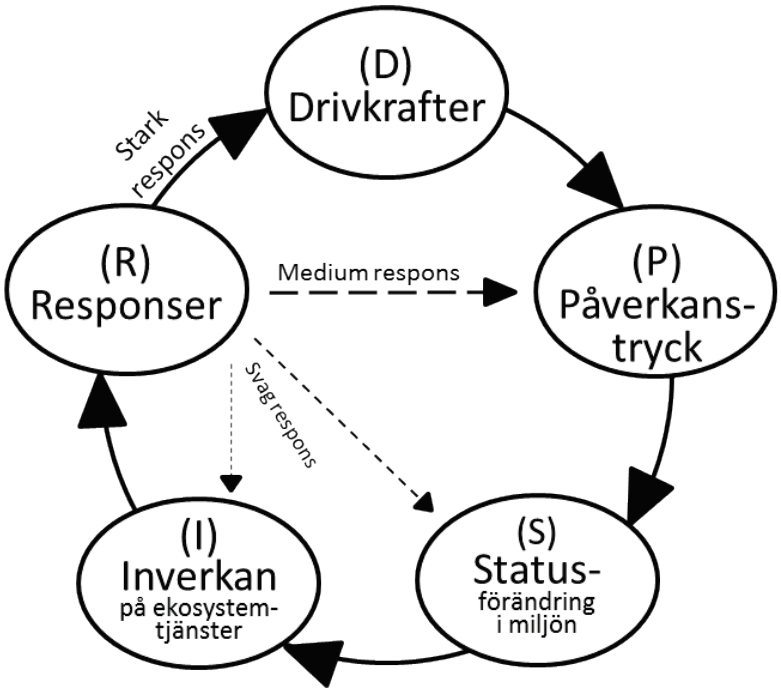
För att ha möjlighet att sätta in verksamma åtgärder mot främmande arter är det dock som sagt viktigt att försöka motverka nya introduktioner eftersom förebyggande åtgärder är mycket mer effektiva än åtgärder som vidtas efter ankomst. för att förvaltningen ska kunna prioritera vilka spridningsvägar och vektorer som åtgärder ska sättas in mot är det centralt att identifiera dessa (Ojaveer m.fl. 2014). I de europeiska haven är majoriteten av de främmande arterna införd via sjöfart (aningen genom barlastvatten eller som påväxt på skroven) följt av introduktioner via inlandskorridorer (t.ex. kanaler), vattenbruk och handel inom akvarienäringen (Katsanevakis m.fl. 2013). Under det senaste decenniet har antalet nya introduktioner av främmande arter ökat för alla spridningsvägar med undantag för vattenbruk där trenden istället har gått ner, som ett resultat av tilltagna regler och åtgärder (Katsanevakis m.fl. 2013). Antalet nya introduktioner förutspås att fortsätta öka (Tollington m.fl. 2015) på grund av den ökade globaliseringen (Hulme 2009) och klimatförändringen som människan har orsakat (Bellard m.fl. 2013).

6. Indikatorer

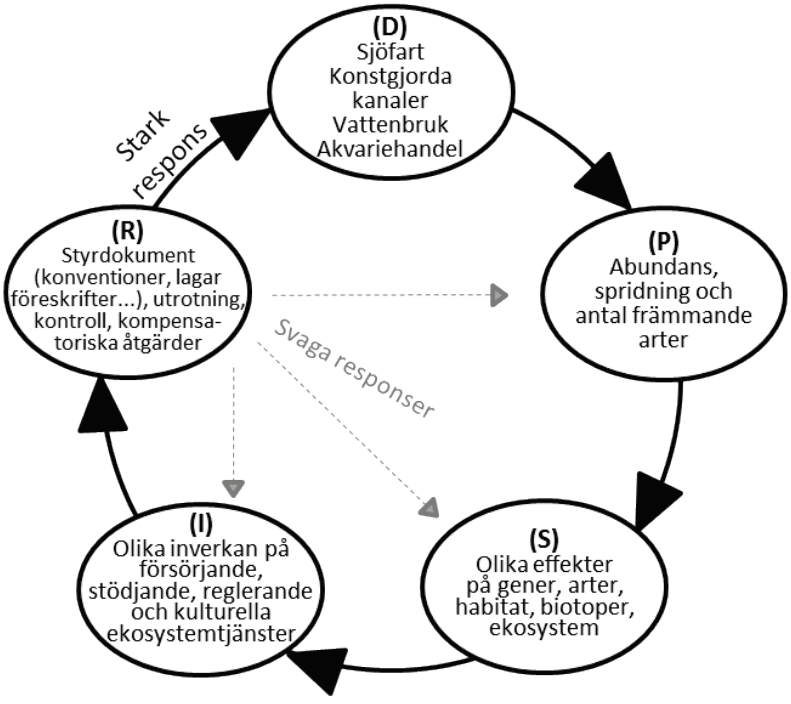
6.1. Indikatorer enligt DPSIR

För att strukturera interaktioner mellan socioekonomiska aktiviteter och miljö har Europeiska miljöbyrån (EEA) utvecklat ramverket *DPSIR*. *DPSIR* kommer av de engelska orden *Drivers – Pressures – States – Impacts – Responses*, vilket motsvaras av drivkrafter – påverkanstryck – status – inverkan – responser. Mänskliga drivkrafter (*D*) ger ett påverkanstryck på ekosystemen (*P*) som resulterar i en förändring av statusen (tillståndet) i ekosystemen (*S*) som ger en inverkan på ekosystemtjänster (*I*). Inverkan på ekosystemtjänster kan leda till responser (*R*), dvs. åtgärder från samhället för att ändra drivkrafterna (stark respons), ändra påverkanstrycket (medium respons) eller på annat sätt förbättra status för ekosystemen eller inverkan på ekosystemtjänster (svag respons) (EEA 2003; Berg m.fl. 2015) (Figur 2). Ramverket har blivit föreslaget att användas vid arbete med Europaparlamentets ramdirektiv om en marin strategi (Europaparlamentet 2008), härefter refererat till som havsmiljödirektivet (Borja m.fl. 2010; Berg m.fl. 2015).

a)



b)

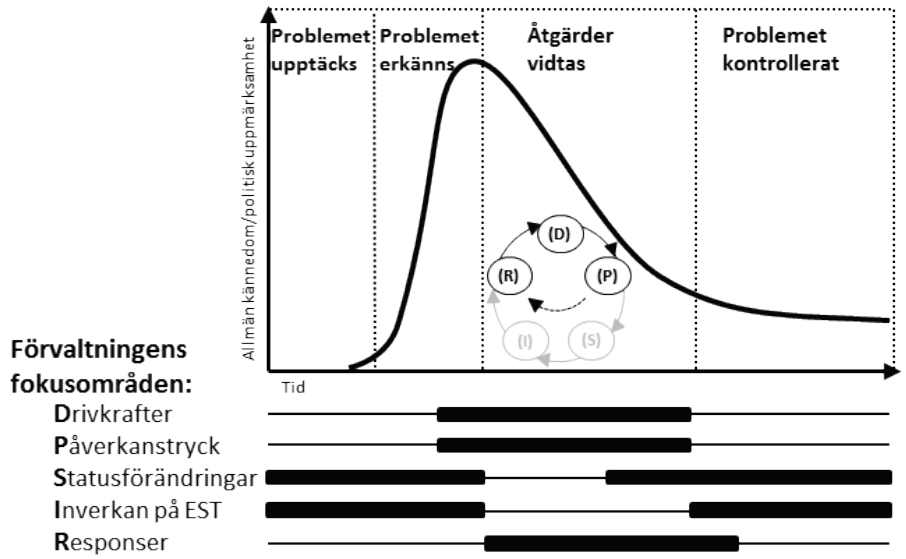


Figur 2. Ramverket DPSIR (EEA 1999) något modifierat efter rekommendationer från Gari m.fl. (2015) (a), och applicerat på havsmiljödirektivets deskriptor 2 om främmande arter (b). Vid arbete med främmande arter är alla åtgärder (responser) som görs efter introduktion svaga. Med andra ord bör åtgärder fokusera på de mänskliga aktiviteter (sekundära drivkrafter) som orsakar nya introduktioner av främmande arter.

Tolkningen av de olika kategorierna i DPSIR skiljer sig mellan olika studier. I den här rapporten tas endas sekundära drivkrafter upp (*D*), dvs. mänskliga aktiviteter som triggar ett påverkanstryck. Primära drivkrafter hänvisar den bakomliggande socio-ekonomiska anledningen till varför en mänsklig påverkan på miljön sker. Påverkanstrycket (*P*) syftar på den störning på miljön som mänskliga aktiviteter ger upphov till. Det kan röra sig om miljögifter, buller, habitatförstörning eller främmande arter. Vidare refereras status (*S*) i denna rapport till *förändrad* status (förändrat tillstånd) för miljön, med andra ord den effekt som påverkan har på miljön (enligt Elliot m.fl. 2006; Gari m.fl. 2015). Med inverkan (*I*), hänvisar rapporten endast till påverkan på människors välfärd, dvs. inverkan på ekosystemtjänster (i enlighet med ELME 2007; Cooper 2012; Gari m.fl. 2015). Även när samma definition används kan ett och samma fenomen kategoriseras annorlunda i olika studier (Gari m.fl. 2015 och referenser däri) då ingen skarp gräns mellan kategorierna finns.

Ramverket DPSIR blir ofta kritiserat för att det framhäver ett förenklat, enkelriktat och linjärt orsakssamband mellan kategorierna (Gari m.fl. 2015 och referenser däri). Ramverket ignorerar synergieffekter som är så vanligt i naturen. Trots dessa svagheter är DPSIR ett kraftfullt verktyg för kommunikation av socioekologiska system.

Figur 3 visar EEA:s (2003) rekommendationer för vilka kategorier inom DPSIR som förvaltningen bör fokusera på vid olika faser av ett miljöproblem. När ett miljöproblem är känt (t.ex. att främmande arter orsakar effekter på ekosystem) men ännu inte kontrollerat bör förvaltningens fokus ligga på drivkrafter (*D*), påverkanstryck (*P*) och responser (*R*). Eftersom långt ifrån alla effekter av främmande arter är kända finns det dock intresse av att ytterligare vetenskaplig forskning görs på statusförändringar i miljön (*S*) och inverkan på ekosystemtjänster (*I*) orsakade av främmande arter.



Figur 3. Uppmärksamheten kring ett miljöproblem varierar från tiden det upptäcks tills att det är kontrollerat. Samtidigt varierar de frågeställningar och fokusområden som ger bäst stöd till förvaltningen (här indelade efter ramverket DPSIR). Figuren är modifierad från EEA (2003). Beträffande främmande arter så vet vi idag att det är ett problem för ekosystemen men det är ännu inte under kontroll utan ligger i fasen då åtgärder ska vidtas. Därmed bör förvaltningen i dagsläget fokusera på drivkrafter, påverkanstryck och responser. EST är en förkortning av ekosystemtjänster.

Vektorer, som t.ex. sjöfart eller vattenbruk, gör det möjligt för främmande arter att transporteras till nya områden. De främmande arterna kan då påverka (*P*) det nya områdets miljö. På grund av att de främmande arterna representeras av flera olika taxonomiska och funktionella grupper med olika egenskaper (Cardeccia m.fl. 2016) varierar deras potentiella effekter på ekosystem (*S*) och inverkan på ekosystemtjänster (*I*) (Figur 2). Responsen (*R*) för att mildra potentiella negativa effekter är allt ifrån implementering av internationella konventioner som syftar på att förhindra spridningen av främmande arter, tillståndskraven kring vattenbruk skärps eller utrotningsåtgärder och kompensationsåtgärder (för förluster av ekosystemtjänster) sätts in.

Främmande arter kommer oundviklig vara en del av den biologiska mångfalden efter etablering och därmed också en del av förändringen av miljöns status (*S*) eller tillhandahållandet av ekosystemtjänster (*I*). Denna dubbla karaktär som främmande arter har av att både vara ett av människan framdrivet påverkanstryck på miljön (*P*) och själv vara en del av ekosystemet och dess förändring (*S*) eller utgöra en ekosystemtjänst (*I*) har lett till inkonsekvenser bland studier av främmande arters påverkan eftersom den främmande arten i fråga ibland är inkluderade och ibland exkluderade från att ingå i ekosystemets flora och fauna när t.ex. när diversitetsindex beräknas (Thomsen m.fl. 2016).

Vid arbete med indikatorer till havsmiljödirektivet används ibland termerna *P*- och *S*-indikatorer för de som visar på påverkanstryck (*P*) respektive statusförändring

(*S*) inom ramen för DPSIR. *P*-indikatorer kan användas för att följa upp om mänsklig påverkan på ekosystemet har minskat. De kan också hjälpa till att definiera miljökvalitetsnormer som kan innebär ett reduceringskrav för att bevara den naturliga statusen av ett ekosystem enligt havsmiljödirektivet. *S*-indikatorer används i stor utsträckning för att följa upp om åtgärder har varit verksamma i naturen (Berg m.fl. 2015 och referenser däri). *S*-indikatorer kan också användas för att beskriva tillståndet i miljön utan att koppla det till åtgärder.

6.2. Typer av indikatorer

Utöver att indikatorer kan delas in i en kategori enligt ramverket DPSIR, använder EEA en typologi för indikatorer utefter hur de är uppbyggda och vilken design de har. För denna rapport är framför allt två typer av indikatorer relevanta att ta upp. Dels *deskriptiva indikatorer* som beskriver tillståndet i miljön och dels *prestationsinriktade indikatorer*, vilka kan använda samma variabler som deskriptiva indikatorer, men som definieras även av ett gränsvärde. Gränsvärden kan vara kopplade till förvaltningsåtgärder (responser). Prestationsinriktade indikatorer kan ofta mäta hur nära eller långt ifrån uppsatta gränsvärden man befinner sig (EEA 1999; 2003; 2014).

I denna rapport hänvisar vi till deskriptiva indikatorer i de fall då åtgärder har liten eller ingen effekt på en indikator eller där orsakssamband är så pass komplexa att det är svårt att utreda om åtgärderna är orsaken till förändringar i status som beskrivs med hjälp av indikatorer. Med prestationsinriktade indikatorer hänvisar denna rapport till indikatorer vilka har ett relativt enkelt orsakssamband med möjliga åtgärder och därmed ger utslag när de genomförs. Var gränsen går mellan ett enkelt och komplext orsakssamband mellan åtgärder och indikatorer är dock ofta svårt att dra. Kopplingen mellan *S*-indikatorer för främmande arter och åtgärder är dock ofta så pass komplexa att det är relativt enkelt att kategorisera dem som deskriptiva. Detta kommer beskrivas närmare från fall till fall i stycke 7.2, sid 22.

Både deskriptiva och prestationsinriktade indikatorer används i första hand för indikatorer kopplade till kategorierna *P*, *S och I* inom DPSIR (EEA 1999; EEA 2003; EEA 2014). Deskriptiva indikatorer lever inte upp till de väsentliga kvalitetskriterierna som vi tar upp i nästa stycke.

6.3. Kvalitetskriterier vid val av indikatorer

Hur bör en bra indikator vara uppbyggd? Vad ska den indikera och vad ska informationen användas till? Det här är centrala frågor när val av indikatorer ska göras.

Det finns olika sätt att för bedöma kvaliteten på en indikator. Queiros m.fl. (2016) föreslår ett objektivt ramverk för att bedöma kvalitén på en indikator för god miljöstatus som baseras på åtta kvalitetskriterier (vilka de har destillerat och

bearbetat från tidigare initiativ kring kvalitetskriterier från ICES, Ospar och Helcom bland många andra):

1. **Vila på vetenskaplig grund**; den konceptuella basen ska bygga på publicerad evidensbaserad forskning mellan indikatorn och en specifik påverkan.
2. **Av relevans för ekosystem**; indikatorn bör ha en dokumenterad länk till processer och funktioner på ekosystemnivå samt eventuellt ekosystemtjänster.
3. **Känslighet för olika påverkansnivåer**; indikatorn behöver ha ett konsekvent och signifikant svar på förändringar i påverkan (inverkan och återhämtning).
4. **Målorienterad**; ett klart och entydigt mål ska kunna definieras
5. **Försiktighetsprincipen/möjlighet för tidig varning och föregripande**; indikatorn ska svara snabbt på förändringar i påverkanstrycket vilket tillåter att riskreducerande åtgärder kan vidtas.
6. **Kvalitet på provtagningsmetoden**; konkret/mätbart, legitim, precis och repeterbar.
7. **Kostnadseffektiv**; kostnaden ska vara hanterlig för önskad nivå av precision och relevans.
8. **Befintliga och fortlöpande övervakningsdata**; data för indikatorn ska gå att tillgå från befintlig miljöövervakning.

Varje kvalitetskriterium som är uppfyllt ger en poäng. Kvaliteten på indikatorn bedöms efter den totala summan av poängen. Kvalitetskriterier 1 och 3 är essentiella med bedömningskriteriet en-ut-alla-ut, vilket enligt förslaget betyder att allakriterierna måste vara uppfyllda för att indikatorn ska kvalificera sig som en indikator till havsmiljödirektivet.

7. Främmande arter i havsmiljödirektivet och andra styrdokument

De potentiellt allvarliga effekterna som främmande arter kan ha på biologisk mångfald och ekosystemtjänster har uppmärksammats i en rad internationella konventioner, strategier och lagstiftningar. Det nionde målet i den uppdaterade strategiska planen för biologisk mångfald 2011–2020 (av den globala FN-konventionen om naturvård och artskydd – Konventionen om biologisk mångfald, CBD), förkunnar att år 2020 ska invasiva främmande arter och deras spridningsvägar vara identifierade och prioriterade. Prioriterade arter ska vara kontrollerade eller utrotade och åtgärder ska var på plats för att förhindra nya introduktioner och etableringar via spridningsvägarna (Konventionen om biologisk mångfald 2010). EU:s strategi för biologisk mångfald adresserar problemen med främmande arter på liknande sätt (Europeiska kommissionen 2011).

EU:s förordning om förebyggande och hantering av introduktion och spridning av invasiva främmande arter (Europaparlamentet 2014). I förordningen föreskrivs snabba varnings- och övervakningssystem, utveckling av åtgärdsplaner för att ta itu med prioriterade spridningsvägar, snabb utrotning för att motverka etablering och långsiktiga begränsningar och kontrollmekanismer. En förteckning över invasiva främmande arter av unionsbetydelse har kommit till under 2016 efter en vetenskaplig riskbedömning (Europeiska kommissionen 2016).

7.1. Havsmiljödirektivet

Havsmiljödirektivet (Europaparlamentet 2008) eftersträvar ekosystembaserad förvaltning (Europeiska kommissionen 2010, artikel 1). Tillhandahållandet av ekosystemtjänster ska säkras genom att flytta fokus från kortsiktiga ekonomiska vinster, eller rent miljöskydd, till att säkerställa ett ekosystems långsiktiga förmåga att tillhandahålla en bred uppsättning ekosystemtjänster som är viktiga för människors välbefinnande (Kelble m.fl. 2013).

I havsmiljödirektivet är främmande arter listade som en av elva kvalitativa deskriptorer (Tabell 1) för fastställande av en god miljöstatus (Europaparlamentet 2008, bilaga 1). I direktivet är främmande arter också listade som en belastning och en påverkan av mänskliga aktiviteter genom att vara en biologisk störning (Europaparlamentet 2008, bilaga 3).

Tabell 1. Kvalitativa deskriptorer för fastställande av en god miljöstatus (Europaparlamentet 2008).

Förkortning	Deskriptor
D1	Biologisk mångfald
D2	Främmande arter
D3	Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur
D4	Marina näringsvävar
D5	Eutrofiering framkallad av människan
D6	Havsbottnens integritet
D7	Hydrografiska villkor
D8	Koncentrationer av främmande ämnen
D9	Främmande ämnen i fisk och skaldjur
D10	Marint avfall
D11	Energi, inbegripet undervattensbuller

För deskriptor 2 (D2) har god miljöstatus uppnåtts när ”Främmande arter som har införts genom mänsklig verksamhet håller sig på nivåer som inte förändrar ekosystemen negativt” (Europaparlamentet 2008, bilaga 1) (Faktaruta 1).

För att underlätta att enhetliga indikatorer och målsättningar sätts upp för de olika medlemsländerna, vid bedömning av god miljöstatus, finns kriterier för varje deskriptor som åtföljs av en lista med attribut (kännetecken) i kommissionens beslut om kriterier och metodstandarder för god miljöstatus i marina vatten (Europeiska kommissionen 2010) (Faktaruta 1). Enligt direktivet ska god miljöstatus i den marina miljön uppnås och upprätthålla senast år 2020.

Faktaruta 1: Kriterier och attribut för deskriptor 2 i havsmiljödirektivet (2010/477/EU)

Deskriptor 2:
Främmande arter som har införts genom mänsklig verksamhet håller sig på nivåer som inte förändrar ekosystemen negativt

Kriterium 2.1:
Fastställande av abundans och tillstånd för främmande arter, särskilt invasiva arter

Attribut 2.1.1:
Trender för abundans, tidsmässig förekomst och rumsliga utbredning i naturen, särskilt invasiva främmande arter och särskilt i riskområden, i förhållande till de huvudsakliga vektorerna och spridningsvägarna för dessa arter

Kriterium 2.2:
Miljöpåverkan av invasiva främmande arter

Attribut 2.2.1:
Kvoten mellan invasiva främmande arter och inhemska arter i vissa väl undersökta taxonomiska grupper (t.ex. fisk, makroalger, mollusker) som kan ge ett mått på förändringar av artsammansättningen (även andra än förflyttningen av inhemska arter)

Attribut 2.2.2:
Invasiva främmande arters inverkan på nivån för arter, livsmiljöer och ekosystem, där så är möjligt

I kommissionens beslut kallas kriteriernas attribut för indikatorer. I linje med Berg m.fl. (2015) benämns de i denna rapport dock som attribut eftersom de snarare är underkategorier av varje kriterium. Indikatorer bör endast hänvisa till enstaka mätbara parametrar för vilka klara och tydliga mål kan sättas för att indikera god miljöstatus, se stycke 6.3, sid 17. Varje attribut kan ha flera olika indikatorer.

Kriterierna för D2 är: ”Fastställande av abundans och tillstånd för främmande arter, särskilt invasiva arter” (2.1) och ”Miljöpåverkan av invasiva främmande arter” (2.2) (Faktaruta 1). Kriterierna i havsmiljödirektivet relaterade till främmande arter kan både anses vara kopplade till *P* (påverkanstryck), då de relaterar till kvantifiering av främmande arter och *S* (statusförändring) när de relaterar till att kvantifiera statusförändringar i ekosystemen som orsakas av främmande arter (se Faktaruta 1). Det här är i linje med McGeoch m.fl. (2010) som utvecklade globala indikatorer av biologiska invasioner för CBD:s nionde mål där indikatorerna delades in i ett ramverk bestående av kategorierna påverkanstryck (P) – status (S) –

respons (R). Antal dokumenterade invasiva främmande arter förknippades med *P*-steget och trenden av effekt från invasiva främmande arter med *S*-steget.

Kriterium 2.1 har bara ett attribut: ”Trender för abundans, tidsmässig förekomst och rumsliga utbredning i naturen, särskilt invasiva främmande arter och särskilt i riskområden, i förhållande till de huvudsakliga vektorerna och spridningsvägarna för dessa arter” (2.1.1). Kriterium 2.2 har två attribut: ”Kvoten mellan invasiva främmande arter och inhemska arter i vissa väl undersökta taxonomiska grupper (t.ex. fisk, makroalger, mollusker) som kan ge ett mått på förändringar av artsammansättningen (även andra än förflyttningen av inhemska arter)” (2.2.1) och ”Invasiva främmande arters inverkan på nivån för arter, livsmiljöer och ekosystem, där så är möjligt” (2.2.2) (Faktaruta 1).

7.2. Indikatorer för deskriptor 2 i havsmiljödirektivet

Nedan ges exempel på indikatorer för de tre attributen i D2. Både kriterierna, attributen och indikatorerna har delats in i kategorierna påverkanstryck (*P*) eller statusförändring (*S*).

7.2.1. Kriterium 2.1 Fastställande av abundans och tillstånd för främmande arter, särskilt invasiva arter

Eftersom kriteriet har ordet tillstånd i sig, och i den engelska versionen ordet *state*, har detta attribut ansetts vara kopplat till *S*-indikatorer (se Teixera m.fl. 2014). Kriteriet relaterar dock snarare till *P*-indikatorer eftersom det återspeglar förändringar i påverkanstrycket från främmande arter (Berg m.fl. 2015).

ATTRIBUT 2.1.1

Attribut 2.1.1 lyder: ”Trender för abundans, tidsmässig förekomst och rumsliga utbredning i naturen, särskilt invasiva främmande arter och särskilt i riskområden, i förhållande till de huvudsakliga vektorerna och spridningsvägarna för dessa arter”.

Indikatorer för attributet kan relatera till:

- trender i abundans och rumslig fördelning av främmande arter, dvs. som beskriver invasionens fortskridande
- indikatorer som visar på trender i antalet nya introduktioner.

Indikatorer som relaterar till invasionen av främmande arter skulle vi i de allra flesta fall kategorisera som deskriptiva *P*-indikatorer på grund av svårigheterna att sätta upp mål som genom åtgärder kan nås. Som tidigare nämnt är det i marin miljö ytterst svårt och ovanligt att främmande arter lyckas utrotas (Genovesi 2005; Ojaveer m.fl. 2014). Även åtgärder för att begränsa spridning eller tillväxt har visat sig mycket svårt att lyckas med (Atalah m.fl. 2015; Atalah m.fl. 2016; Ojaveer m.fl. 2015 samt referenser däri).

Indikatorer som relaterar till trender i antalet nya introduktioner kategoriserar vi å andra sidan till prestationsinriktade *P*-indikatorer eftersom åtgärder (dvs. responser) kan sättas in som möjliggör att uppsatta mål nås, nämligen åtgärder som begränsar den antropogena införseln av främmande arter.

Som ett exempel på ”trender i abundans och rumslig fördelning av främmande arter” visar nationell övervakningsdata i Figur 4 på invasionen av havsborstmasken *Marenzelleria* spp. (Mesnil, 1896) i svenska vatten. Havsborstmasken fångas lätt upp vid bottenfaunaprovtagning. Därav kan dess invasion beskrivas väl från reguljär miljöövervakning, vilket sällan är fallet för andra främmande arter på grund av att de inte lika lätt fångas upp i reguljär miljöövervakning.

Första observationen i Östersjön av släktet *Marenzelleria* gjordes 1985 (Bick och Burckhardt 1989). I miljöövervakningsdata registrerades *Marenzellaria* spp. år 1991 och runt 2000 hade den koloniserat hela Östersjön till en sådan grad att den till antal individer ibland dominerade den bottenlevande faunan (Kauppi m.fl. 2015). Fortfarande, 30 år efter introduktionen, finns det ingen enhetlig syn på den sammanlagda påverkan som detta släkte har på biologisk mångfald och ekosystemtjänster, eftersom både positiva och negativa effekter har rapporterats (Katsanevakis m.fl. 2014; Kauppi m.fl. 2015):

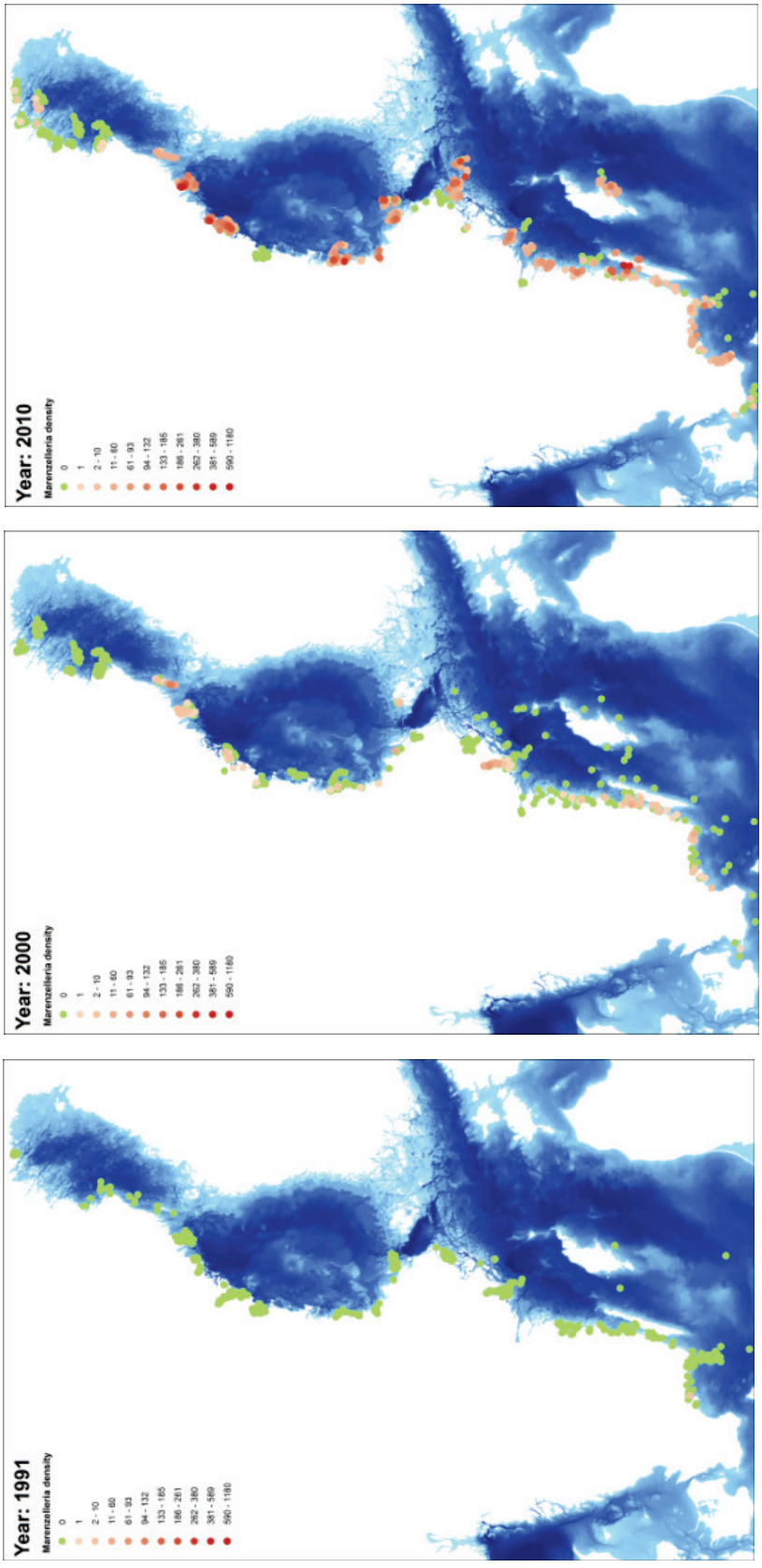
- Användas som födokälla av fisk (Winkler and Debus 1997).
- Genom sin bioturbation i sediment kan *Marenzelleria* spp. potentiellt hjälpa till att förbättra syreförhållandet i djupa mjukbottnar genom att de gräver sig djupare och tolererar lägre syrenivåer än många inhemska arter (Schiedek 1997)
    - vilket hypotetiskt skulle kunna underlätta återkomst av inhemsk fauna (Josefson m.fl. 2012),
    - positivt påverka fastläggningen av fosfor i Östersjön på lång sikt (Norkko *et al.*, 2012; Maximov *et al.*, 2015) (dock finns det beräkningar från projektet VALUES – vilka ännu inte är publicerade – som visar att de tätheter av *Marenzelleria* spp. som normalt finns i Östersjön inte är tillräckligt höga för att uppnå denna positiva effekt, utan att släktet snarare bidrar till frisättning av fosfor till vattenmassan (Nyström Sandman m.fl. i press))
    - och orsaka frisättning av föroreningar från sediment (Granberg m.fl. 2008).
- Genom sin bioturbation kan de gräva ner frön av bandtång (också kallat ålgräs; *Zostera marina*) vilket minskar predation på fröna och främjar deras grobarhet (mycket hög abundans av *Marenzelleria*, > 3000 individer m^{-2}, kan dock hämma bandtångens reproduktiva framgång) (Delefosse och Kristensen 2012).
- Dominerar många mjukbottensamhällen genom att utnyttja utrymme och energiresurser (Leppäkoski m.fl. 2002) vilket kan konkurrera med inhemska arter (Kotta m.fl. 2001; Neideman m.fl. 2003; Kotta och Ólafsson 2003) men

det har ännu inte efter 30 år visat sig att *Marenzelleria* spp. påverkat några inhemska arter kraftigt (Kauppi m.fl. 2015).

Även om en rumslig beskrivning av en främmande arts invasion är av vikt för förvaltare är det oklart hur en numerisk indikator skulle kunna se ut för att täcka olika främmande arter. För varje art kommer olika möjligheter finnas att kartlägga dem. Utöver svårigheten att designa en sådan indikator är det än mer utmanande att avgöra var gränsen skulle gå för att uppnå god miljöstatus, inte minst på grund av de starkt begränsade möjligheterna att sätta in åtgärder (responser) som skulle förbättra status av en indikator.

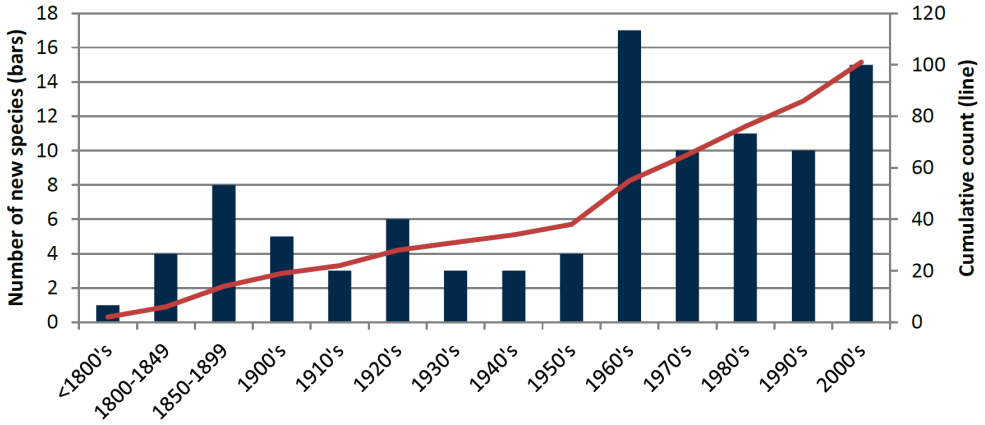
Signifikanta trender för främmande arters invasion skulle vara möjlig om samma övervakningsstationer skulle besökas över lång tid med konstanta tidsintervall och efter samma tillvägagångsätt (Helcom 2015). En sådan indikator är svår i praktiken eftersom uppgifterna om främmande arter ofta kommer från andra datakällor (med oregelbundna observationsfrekvenser) än standardiserad provtagning, och på grund av mångfalden av främmande arter är det svårt och kostsamt att utforma en övervakning som skulle täcka alla. Informationen blir hårt knuten till de specifika stationerna och vald provtagningsmetodik vilket blir problematiskt eftersom övervakningsprogram tenderar att ändras och ny provtagningsteknik tillkomma.

Inom metoden *Biopollution Level* (BPL; Olenin m.fl. 2007) klassificeras abundansen och utbredningsområdet av en invasiv främmande art i en av fem klasser från A (förekommer med få individer på en eller flera lokaler) till E (förekommer i stora mängder på alla lokaler). Berg m.fl. (2016) föreslår att denna indikator bäst kategoriseras som en *S*-indikator till kriteriet 2.2 Miljöpåverkan av invasiva främmande arter. Men eftersom den beskriver mängden av främmande arter kan den också kategoriseras som en deskriptiv *P*-indikator.



Figur 4. Antal individer av havsborstmasken *Marenzelleria* spp. för tre olika år under invasionsfasen i Östersjön. Data kommer från Sveriges nationella och regionala miljöövervakning. Orange till rött representerar antal individer per 0,1 m^2 hugg medan grönt betecknar stationer där prov utan förekomst av *Marenzelleria* spp. tagits.

Indikatorer för attribut 2.1.1 som relaterar till trender i antalet nya introduktioner kan basera sig på data som hämtas från diverse databaser om främmande arter, t.ex. NOBANIS (www.nobanis.org), AquaNIS (www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis/), DAISE (www.europe-aliens.org/) och EASIN (easin.jrc.ec.europa.eu/). Indikatorn kan beräknas som antalet nya introduktioner inom ett bedömningsområde under en förvaltningscykel vilket är illustrerat i Figur 5 med ett exempel från Helcom (2015).



Figur 5. Antal introduktioner av främmande arter i Östersjön fram till 2012. Staplarna indikerar antal introduktioner per tidsperiod (vänster y-axel) och linjen är den kumulativa beräkningen av introduktioner (höger y-axel). Notera att det är olika tidskalor före och efter år 1900 och att alla arter inte var inkluderade på grund av att information om år för introduktion saknades. Diagram från HELCOM (2015).

Flera författare har nyligen föreslagit lite olika varianter av ”trender i antalet introduktioner” som en användbar indikator (t.ex. EEA 2012; Katsanevakis m.fl. 2013; Helcom 2015; Rabitsch m.fl. 2016). Indikatorer kopplade till antalet nya introduktioner kan klassificeras som en prestationsinriktad *P*-indikator eftersom mål kan sättas upp som är möjliga att nå genom åtgärder mot vektorer och spridningsvägar.

7.2.2. Kriterium 2.2 Miljöpåverkan av invasiva främmande arter

ATTRIBUT 2.2.1

Attribut 2.2.1 lyder: ”Kvoten mellan invasiva främmande arter och inhemska arter i vissa väl undersökta taxonomiska grupper (t.ex. fisk, makroalger, mollusker) som kan ge ett mått på förändringar av artsammansättningen (även andra än undanträngandet av inhemska arter)”.

Kvoten mellan antal invasiva främmande arter och antal inhemska arter kommer vara odefinierbar om inhemska arter är lika med noll vilket kan uppstå om beräkningen görs i liten skala, t.ex. per prov och alla arter är invasiva. Vidare kommer det inte heller att ha någon fastställd övre gräns. Men genom att beräkna kvoten mellan invasiva främmande arter och *alla arter* övervinns denna problematik, och gör det möjligt att beräkna kvoten i alla situationer. Vidare

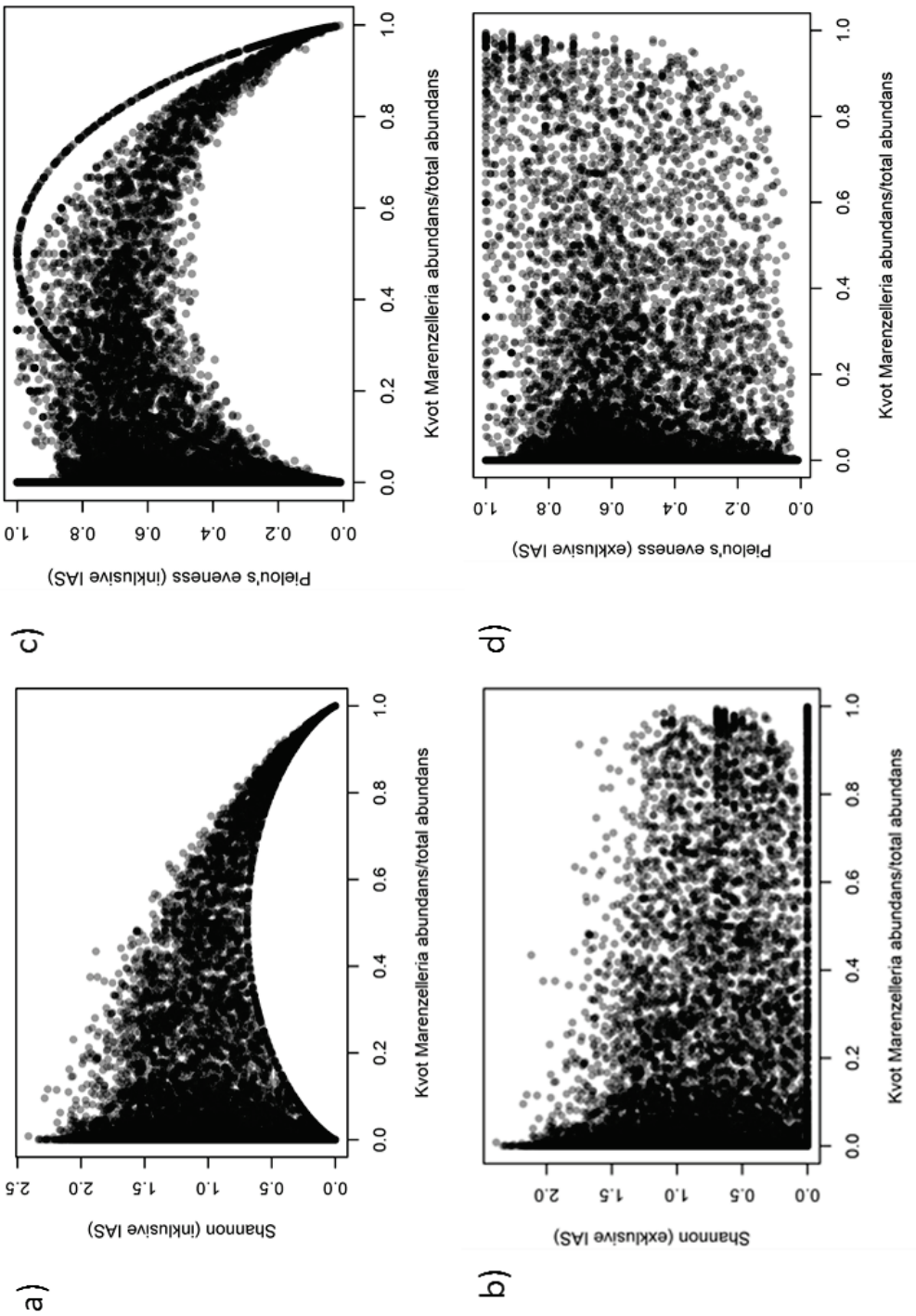
kommer då intervallet vara definierat, dvs. ligga mellan noll och ett (se t.ex. Borja m.fl. 2011). Enligt attributet ska kvoten beräknas för väl undersökta taxonomiska grupper t.ex. fisk, makroalger eller mollusker.

I områden med relativ låg biologisk mångfald, såsom Bottniska Viken och Egentliga Östersjön (Leppäkoski m.fl. 2002; Kauppi m.fl. 2015), kommer kvoten fluktuera kraftigt även vid små förändringar av invasiva främmande arter. Som ett alternativ kan kvoten baseras på antal individer, täckningsgrad eller biomassa istället för antal arter. Det kan också inkludera alla taxa inom den studerade livsmiljön istället för en eller flera separata taxonomiska grupper (Wittfoth & Zettler 2013, Corsini-Foka m.fl. 2015). Genetiska metoder har nyligen föreslagits att användas vid beräkning av kvoten. Det skulle möjliggöra att fler taxa och livsformer inkluderas (Bourlat m.fl. 2013).

Kvoten mellan invasiva främmande arter och inhemska (eller alla) arter kan ses som en deskriptiv *P*-indikator genom att den ger ett värde på till vilken grad som invasiva främmande arter dominerar. Ett högre värde indikerar en större risk av påverkan på ekosystemet från invasiva främmande arter. Det kan också ses som en *S*-indikator där högre värden indikerar större undanträngande av inhemska arter som föreslås som kriterium och attribut. Eftersom invasiva främmande arter per definition har allvarliga effekter på den biologiska mångfalden och dess tillhörande ekosystemtjänster betyder en högre kvot indirekt större påverkan på ekosystemens status, och kvoten skulle därmed kunna vara en *S*-indikator. Men eftersom kvoten inte säger något direkt om ekosystemets status (eller ekosystemets status orsakat av invasiva främmande arter), föredrar vi att se den som en deskriptiv *P*-indikator.

I Figur 6 illustrerats effekten på två diversitetsindex (som *S*-indikatorer) mot kvoten mellan antal individer av den förmodade invasiva arten *Marenzelleria* spp. och den totala abundansen av bentisk makrofauna provtagna med 0,1 m^2 huggare och filtrerade med 1 mm såll (som *P*-indikator). *S*-indikatorerna har illustrerats med och utan den invasiva arten inkluderad i likhet med Thomsen m.fl. (2016).

I Figur 6 visar vi hur problematiskt det är att tolka en statusförändring när trycket (den främmande arten) är inkluderat i statusen, här illustrerat av skillnad mellan när *Marenzelleria* är inkluderat i diversitetsindex (Shannon och Evenness) och inte. En stor effekt på diversitetsindexen förklaras enbart av den närvarande dominansen av *Marenzelleria*, dvs. påverkansfaktorn. Genom att exkludera *Marenzelleria* från diversitetsindexena visar vi att *Marenzelleria* har liten effekt på dem. Detta indikerar att *Marenzelleria* har liten effekt på den biologiska mångfalden hos de andra arterna. Dock skulle det kunna vara så att effekter döljs i indexena genom att *Marenzelleria* påverkar alla arter av bentisk makrofauna lika mycket och fortfarande kan effekter ske lokal eller temporalt men så pass sällan att det inte slår igenom i indexena. Indikationen att *Marenzelleria* inte har någon större negativ effekt på andra arter stöds dock av flera författare (se Kauppi m.fl. 2015 och referenser däri).



Figur 6. På diagrammens x-axlar visas kvoten mellan den främmande arten Marenzelleria spp. och total abundans av bentisk makrofauna provtagna med 0.1 m^2 van Veen-huggare (P-indikator). För att undersöka effekter på miljön visas två olika sorters diversitetsindex som S-indikatorer på y-axlarna – Shannon-Wiener H', med (a) och utan (b) invasiva främmande arter (IAS) inberäknat, samt Pielous evenness J, med (c) och utan (d) IAS inberäknat.

ALien biotic indEX (ALEX, Çinar och Bakir 2014) är ett abundansviktat (antal individer) mått av arters biogeografiska ursprung och skulle kunna vara en indikator för attribut 2.2.1 (kvot mellan invasiva främmande arter och inhemska arter) eftersom det kvantifierar invasiva främmande arter i förhållande till andra arter. Alla arter klassificeras till en av fyra biogeografiska grupper; I) inhemska arter som förekommer naturligt i området; II) tillfälliga främmande arter som endast observerats en gång med ett fåtal individer utan förökning inom området; III) etablerade främmande arter med självbevarande populationer; IV) invasiva främmande arter som har övervunnit biotiska och abiotiska begränsningar och kan utöka sin utbredning genom produktion av fertil avkomma med märkbara effekt på de invaderade livsmiljöerna. Alla arter får ett indikatorvärde som baseras på vilken grupp som de bedömts tillhöra (Tabell 2). ALEX beräknas som ett abundansviktat medelvärde av alla arters indikatorvärden. Indexet är 0 när alla arter är inhemska och 5 när alla arter är invasiva främmande arter. ALEX beräknas efter samma formel som AMBI (Borja m.fl. 2000) och känslighetsfaktorn i Benthic quality index, BQI (Leonardsson m.fl. 2009) med den enda skillnaden att biogeografiska grupper och deras indikatorvärden har ersatt de ekologiska grupperna och deras indikatorvärden i AMBI och arters känslighet för störning i BQI (Leonardsson m.fl. 2015). ALEX skiljer sig från kvoten invasiva främmande arter/Alla arter genom att vikta olika arter genom indikatorvärdet. ALEX har använts för bedömning av bottendjur (Çinar och Bakir 2014) och makroalger (Piazzi m.fl. 2015) i Medelhavet.

Tabell 2. Indelning av arter i olika biogeografiska grupper samt tillhörande indikatorvärde vid beräkning av ALEX. Se texten och Çinar & Bakir (2014) för en mer utförlig beskrivning av varje grupp.

Biogeografisk grupp	Beskrivning	Indikatorvärde
I	Inhemska arter	0
II	Tillfälliga främmande arter	3
III	Etablerade främmande arter	3
IV	Invasiva främmande arter	5

Resultatet av ALEX är starkt beroende av hur klassificeringen av arter i olika biogeografiska grupper görs. Det är en uppgift som inte alltid är så enkel eftersom klassificeringen av en främmande art som invasiv eller inte är komplicerad (Pereyra 2016). Som tidigare nämnt har det för de flesta främmande arter rapporterats inga eller både positiva och negativa effekter på biologisk mångfald och ekosystemtjänster och bevisen på effekter är för det mesta mycket svaga (Katsanevakis m.fl. 2014). Genom att bevisen är svaga är det svårt att styrka om en art är invasiv eller inte. Vidare är frågan hur positiva och negativa effekter ska vägas samman.

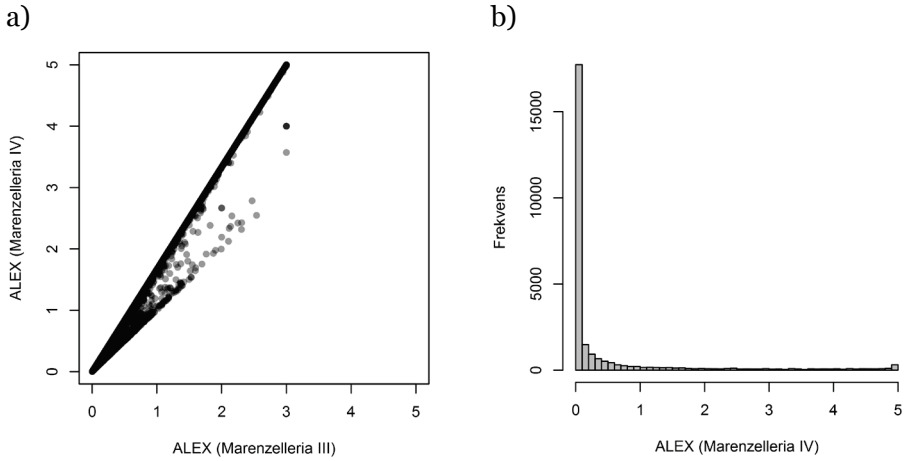
Vi har tillämpat ALEX på övervakningsdata på mjukbottendjur (provtagna år 1997-2015 med 0,1 m^2 van Veen-huggare och filtrerade på 1 mm såll) från Östersjön. Svenska ostkusten har naturligt låg biodiversitet och omfattar bara fyra

främmande arter/taxa av bottenfauna i övervakningsdatat, havsborstmaskarna *Alkmaria romiini* och *Marenzelleria* spp., Sandmusslan *Mya arenaria* och den nyzeeländska tusensnäckan *Potamopyrgus antipodarum* (se Tabell 3). Alla kan klassificeras att tillhöra grupp tre (III) utom *Marenzelleria* spp., som antingen kan klassificeras till grupp tre (III) eller till grupp fyra (IV) beroende på vilken definition av en invasiv främmande art som används eller hur effekterna av *Marenzelleria* spp. bedöms.

Tabell 3. Främmande arter i svensk miljöövervakningsdata på mjukbottenlevande djur från Östersjön (provtagna år 1971-2015 med 0,1 m^2 hugg och filtrerade på 1 mm såll). Klassificeringen av varje taxa är gjort efter Tabell 2. Året för introduktion av havsborstmasken *Alkmaria romijni* är oklar, men första gången den fångades i övervakningsdata var 1977. Sandmusslan (*Mya arenaria*) har troligen införts för flera hundra år sedan.

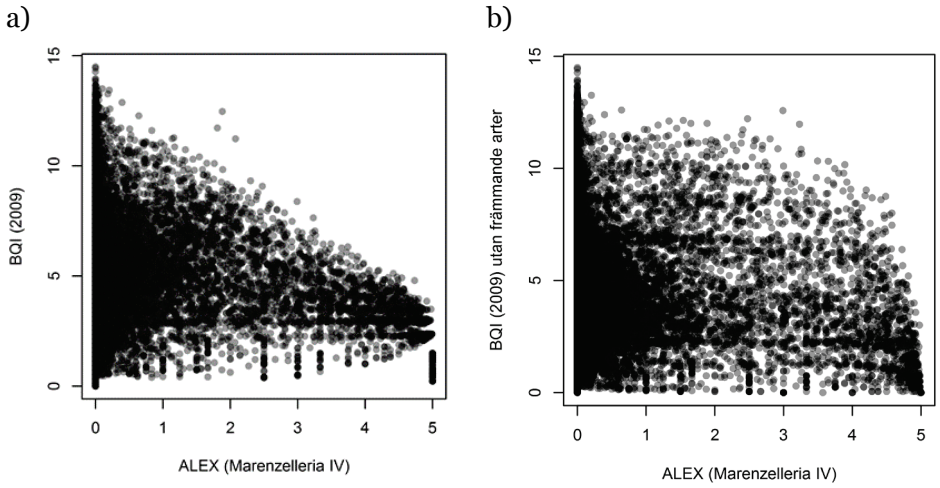
Klass	Taxa	Antal prover	Biogeografisk grupp	Introduktions-år
Polychaeta	Havsborstmask, *Alkmaria romijni*	110	III	? (1977)
Polychaeta	*Havsborstmask, Marenzelleria* spp.	7315	III or IV	1985
Bivalvia	Sandmussla, *Mya arenaria*	4300	III	< 1900
Gastropoda	Nyzeeländsk tusensnäcka, *Potamopyrgus antipodarum*	3993	III	1887

I Figur 7 visas effekterna på ALEX om Marenzelleria spp. klassificeras som biogeografisk grupp III eller IV – dvs. som främmande art eller invasiv främmande art. Om *Marenzelleria* spp. klassificeras som invasiv främmande art erhålls ett mycket högre värde på ALEX. Det bör dock noteras att de allra flesta proverna saknade eller endast hade några individer av främmande arter (Figur 7). Dataunderlaget spänner över en tidsperiod som går före invasionen av *Marenzelleria* spp. på svenska ostkusten och fram till idag (1971-2015). En fråga är hur länge ett taxa ska anses vara en främmande art innan den klassificeras som en inhemsk art. Både sandmusslan (*Mya arenaria)* och nyzeeländsk tusensnäcka (*Potamopyrgus antipodarum*) har funnits i Östersjön längre än ett sekel och det kan diskuteras om de ska betraktas som främmande arter (Webber och Scott 2012) i synnerhet när de används i indexet ALEX. I denna beräkning hade vi dock med dem som främmande arter och klassificerade dem till biogeografisk grupp III.



Figur 7. Den vänstra grafen (a) visar hur ALEX slår om Marenzelleria spp. klassificeras att tillhöra biogeografisk grupp III eller IV enligt Tabell 2. Endast prover med minst ett exemplar av Marenzelleria spp. har inkluderats i den vänstra grafen (7 300 av 28 000 prover). I den högra grafen (b) går det att se att de allra flesta proverna inte innehåller någon främmande art (16 200 av 28 000 prover hade ALEX = 0). Proverna på mjukbottendjur är tagna mellan åren 1971-2015 på svenska ostkusten, med 0,1 m^2 hugg och filtrerade på 1 mm såll.

Vi har testat hur ALEX relaterar till en vanlig *S*-indikator, BQI (Leonardsson m.fl. 2009), både med främmande arter inkluderade och exkluderade vid beräkning av BQI (Figur 8). Havsborstmaskarna *Alkmaria romijni* och *Marenzelleria* spp., klassificeras som toleranta arter medan sandmusslan (*Mya arenaria*) och nyzeeländsk tusensnäckan (*Potamopyrgus antipodarum*) som känslig i BQI's känslighetsklassificering (Leonardsson m.fl. 2009). Stresspåverkade områden har ett lågt BQI med få, men toleranta arter. BQI har ett högt värde i områden med en artrik fauna av i huvudsak känsliga arter.



Figur 8. ALEX som x-axel BQI på y-axeln, beräknat med främmande arter (a) och utan främmande arter (b). Med andra ord så har BQI beräknats antingen på alla arter eller endast på arter som klassificerats som inhemska.

Som Figur 8 visar, finns tydliga skillnader i förhållandet mellan ALEX och *S*-indikatorer, beroende på om *S*-indikatorn är inklusive eller exklusive främmande arter. När främmande arter är inkluderade i *S*-indikatorn (Figur 8a) kan man se att även om maxvärdet av BQI sjunker ju högre värdet på ALEX är, så finns det ingen klar negativ korrelation mellan dem vilket indikerar att ALEX inte är den huvudsakliga påverkansfaktorn på BQI. Tvärtom när det är väldigt låga värden av ALEX finns hela spännvidden av BQI från låga till höga värden. Att de högsta värdena av BQI minskar med högre värden på ALEX, kan förklaras med att *Marenzelleria* spp. klassificeras som en tolerant art vilket ger ett lågt BQI när *Marenzelleria* spp. dominerar i proverna (och ger därmed ett högt värde på ALEX). När främmande arter exkluderas från beräkningen av BQI försvinner mycket av denna effekt (Figur 8b) vilket återigen indikerar att den främmande arten *Marenzelleria* spp. har liten påverkan på den inhemska faunan i Östersjön. De minskade BQI-värdena vid mycket höga värden av ALEX kan troligen förklaras av att BQI sjunker när artantalet är lågt – vilket det troligen är när ALEX närmar sig värde fem.

ATTRIBUT 2.2.2

Attribut 2.2.2 lyder (som tidigare nämnts): ”Invasiva främmande arters inverkan på nivån för arter, livsmiljöer och ekosystem, där så är möjligt”.

Till skillnad från attribut 2.2.1 kan invasiva främmande arters inverkan dock ses som en ren *S*-indikator; trycket från främmande arter ändrar status (dvs. tillståndet) hos ekosystemet.

Effekter orsakade av påverkan från främmande arter kan mätas med indikatorer som utvecklats för andra deskriptorer inom havsmiljödirektivet. Med effekter åsyftas förmodligen effekter som leder till förändringar i ekosystems status (*S*) eller inverkan på ekosystemtjänster (*I*) enligt *DPSIR*. T.ex. kan indikatorerna i deskriptor 1 (biologisk mångfald), deskriptor 4 (näringsvävar) eller deskriptor 6 (havsbottens integritet) användas. Men genom att inkludera dessa indikatorer även för D2 kommer dubbelräkning ske vilket ger en risk att de överskattas när den sammanvägda statusen av miljön ska beräknas. Med andra ord bör det undvikas (Berg m.fl. 2015).

Det finns flera indikatorer som är särskilt utformade för att mäta effekter av främmande arter (med andra ord *S*- eller *I*-indikatorer, se stycke 6.1, sid 13). I marina sammanhang är BioPollution Level (BPL; Olenin 2007) och Cumulative IMPacts of invasive ALien species (CIMPAL; Katsanevakis m.fl. 2016) två exempel. Även mer generella indikatorer på effekt finns, t.ex. Generic Impact Scoring System (GISS; Nentwig m.fl. 2016).

Inom BPL bedöms nivån av en arts påverkan, eller ”*biopollution”*, i ett bedömningsområde (BPL 0, 1, 2, 3 eller 4) genom att arten subjektivt klassificeras till en av fem klasser beträffande (Olenin m.fl. (2007):

- abundans och distribution (ADR),
- påverkan på arter och samhällen,
- påverkan på habitat
- påverkan på ekosystem

Artens BPL bedöms därefter med hjälp av en matris där den ena axeln har de fem ADR kategorierna och den andra axeln har de tre olika påverkansbedömningarna, med vardera fem klasser. Om inga främmande arter finns är BPL noll och om någon av de tre effektbedömningarna har nått den högsta poängen är BPL 4.

BPL har tillämpats för olika grupper av organismer i sötvattensmiljöer, brackvattensmiljöer och marina miljöer (Olenin m.fl. 2007; Olenina m.fl. 2010; Zaiko m.fl. 2011; Wittfoth och Zettler 2013; Minchin och Zaiko 2013; Zaiko m.fl. 2014; Pourang m.fl. 2016). För att underlätta beräkningen av BPL har ett online-verktyg publicerats (BINPAS, Narščius m.fl. 2012). BPL har kritiserats eftersom bedömningsmetoden dels kräver stora mängder data (inklusive historiska data) och dels för att klassificeringen är subjektiv och kräver en hel del erfarenhet för att kunna utföras (Wittfoth och Zettler 2013). Vidare har den inte ansetts praktiskt tillämpbar på grund av den stora kunskapsbristen om respektive främmande arts egenskaper, funktionella roll och effekter (Berg m.fl. 2016).

Katsanevakis m.fl. (2016) har nyligen föreslagit ett index kallat CIMPAL som är särskilt utformat för att stödja förvaltningen vid kartläggningen av kumulativa negativa effekter från främmande arter eller invasiva främmande arter. CIMPAL beräknas som summan av alla invasiva främmande arters relativa påverkan inom ett område. För varje art och habitat beräknas deras relativa effekt genom att multiplicera abundans, utbredning av habitat och storleken på effekten. Abundans och utbredning av habitat omvandlas till värden mellan 0 och 1 och storleken på effekten kan uppskattas efter två olika metoder: 1) genom att endast ta med väldokumenterade effekter, eller 2) genom att tillämpa försiktighetsprincipen och förutsätta effekter även när styrkan på evidensen är låg (se Katsanevakis m.fl. 2016 för detaljer). CIMPAL är summan av alla relativa effekter per art och habitat och därför finns det ingen övre gräns för indexet. Eftersom CIMPAL är ett nytt förslag har det endast använts i en studie som omfattar Medelhavet (Katsanevakis m.fl. 2016). I studien varierade värdet av CIMPAL mellan 0 och 149 när indexet baserades på metoden med endast väldokumenterade effekter och mellan 0 och 188 när indexet baserades på metoden där försiktighetsprincipen tillämpades. Vidare gav de två metoderna olika rumsliga mönster av kumulativa effekter, där metoden där försiktighetsprincipen tillämpades visade på ytterligare hotspots.

Inom GISS (the generic impact scoring system; Nentwig m.fl. 2016) får varje främmande art poäng för 12 olika påverkanskategorier. Sex kategorier för miljöpåverkan och sex kategorier för socioekonomiska effekter. Inom varje kategori görs en subjektiv bedömning av omfattningen av en påverkan i sex steg från 0 (ingen data, ingen känd effekt, ej upptäckbar, eller ej tillämpbar) till 5

(högsta möjliga effekt). Poängen sammanställs till ett GISS-värde genom att summera de 12 påverkansklassificeringarna vilket därmed kan variera mellan 0 och 60 (12*5).

Dessa två indikatorer (GISS och CLIMPA) på ”effekt” som är utvecklade speciellt för främmande arter är inom DPSIR-ramverket ibland en kombination av *P*-indikatorer (mängd av främmande arter) och *S*-indikatorer (förändrad status på ekosystem; t.ex. Cardoso och Free 2008; BPL och CIMPAL), eller *S*-indikatorer och *I*-indikatorer (dvs. som indikerar inverkan på ekosystemtjänster; t.ex. GISS). Några av dessa indikatorer är främst till för att rangordna främmande arter och beräknas därmed per art (t.ex. BPF och GISS). CIMPAL skiljer sig genom att integrera effekter för alla invasiva främmande arter inom ett bedömningsområde. Vid beräkningen av CIMPAL kan bedömningen av effekterna från BPL och GISS användas som mått på påverkan. En avgörande förutsättning för att kunna använda dessa indikatorer är dock att effekterna av de främmande arterna i bedömningsområdet ska vara kända vilket de i många fall inte är – eller är, men med låg säkerhet (Ojaveer m.fl. 2015). En annan nackdel är att dessa indikatorer fokuserar endast på negativa effekter och missar därmed att bedöma ekosystemens motståndskraft eller förmåga att producera ekosystemtjänster som helhet (Chaffin m.fl. 2016).

7.2.3. Översikt – indikatorer

I Tabell 4 listas indikatorerna som denna studie har använt som exempel för de olika kriterierna i havsmiljödirektivet, samt hur vi kategoriserat dem efter ramverket *DPSIR* och EEA:s olika typer av indikatorer (EEA 2003). Denna komplicerade blandning av *P* och *S* som finns i attributen för D2 och i föreslagna indikatorer har gett upphov till flera förslag på ändringar av deskriptorns kriterier och attribut (Patricio m.fl. 2014; Teixera m.fl. 2014; Berg m.fl. 2015) vilket också följer den adaptiva avsikten i kommissionens beslut (Europeiska kommissionen 2010).

Tabell 4. Indikatorer som använts som exempel i denna studie är här indelade efter de olika kriterierna i havsmiljödirektivet och deras attribut (trend, kvot, effekt), efter kategorierna i ramverket DSPIR och efter vilken typ av indikator de är (dvs. hur de är uppbyggda).

Kriterium		Indikator	DPSIR	Typ
2.1.1	(Trend)	ADR	P (S)	Deskriptiv
2.1.1	(Trend)	Antal nya introduktioner	P	Prestationsinriktad
2.2.1	(Kvot)	Invasiva främmande arter/Inhemska	P (S)	Deskriptiv
2.2.1	(Kvot)	ALEX	P (S)	Deskriptiv
2.2.2	(Effekt)	*S*-indikatorer för D1, D4 eller D6	S	Deskriptiv
2.2.2	(Effekt)	BPL	P + S	Deskriptiv
2.2.2	(Effekt)	GISS	S + I	Deskriptiv
2.2.2	(Effekt)	CIMPAL	P + S	Deskriptiv

8. Diskussion

Invasioner av främmande arter leder till global biogeografisk homogenisering (Ricciardi 2007) och kan även leda till regimskiften och förändringar i ekosystemens resiliens (Chaffin m.fl. 2016). För att stoppa eller bromsa hastigheten på denna förändring behövs incitament som driver på åtgärder vilka minskar antalet nya introduktioner. Havsmiljödirektivets indikatorer för bedömning av god miljöstatus skulle kunna vara ett sådant incitament.

Främmande arter i marin miljö är ofta okända och ohanterliga vilket gör dem svåra att förvalta. Det tar ofta tar lång tid från introduktionen till att en främmande art upptäcks för första gången (Crooks 2005; Ojaveer m.fl. 2015 samt referenser däri). Vi vet inte alltid vilka främmande arter vi ska leta efter eller var vi ska leta efter dem. Även för de marina främmande arter som är identifierade och registreras i miljöövervakningsprogram är deras effekter på miljön ofta okänd (Ojaveer m.fl. 2015). När en främmande art har anlänt till en region är dess spridning ofta extremt svår att kontrollera eftersom havsströmmar för med sig det mesta över gränslösa vatten. Vidare är etablerade främmande arter nästan omöjliga att utrota (Genovesi 2005; Ojaveer m.fl. 2014) och det är även mycket svårt att dämpa deras eventuella negativa effekter (Atalah m.fl. 2015; Atalah m.fl. 2016; Ojaveer m.fl. 2015 samt referenser däri).

Vattnen kring Sveriges kust är dessutom särpräglade genom sin låga och varierande salthalt (Voipio 1981), sin blandning av sötvattens-, brackvattens- och marina arter och sin relativ låga biologiska mångfald (Remane och Schlieper 1971). De unika livsmiljöerna gör det också svårt att förutse vilka effekter en främmande art kan ha. Med andra ord kan det dröja länge innan vi vet om en art är invasiv eller inte. Inte ens i fallet med havsborstmasken *Marenzelleria* spp. som vi har mycket dataunderlag på (både på arten själv och på andra organismer som den eventuellt konkurrerar med), finns någon samstämmig syn på dess nettoeffekter (Katsanevakis m.fl. 2014; Kauppi m.fl. 2015).

8.1. Förslag på indikator

För att få bukt med de problem som främmande arter skapar är det helt nödvändigt att förhindra nya introduktioner, eftersom åtgärder efter ankomst ofta är verkningslösa. Därmed bör också arbetet med deskriptor 2 i havsmiljödirektivet fokusera på att främja förebyggande arbete vilket det gör om bedömningen av deskriptor 2 kan påverkas till att visa god miljöstatus av åtgärder som förhindrar nya introduktioner.

Figur 2 visar att de mest kraftfulla åtgärderna (dvs. responserna i kontext av DPSIR) görs mot drivkrafter (D) medan åtgärder mot de andra stegen i DPSIR har låg effekt. Eftersom förutsättningarna för förvaltning av främmande arter i marin miljö är mycket svåra när de väl har introducerats och åtgärder behövs som

förhindrar deras ankomst (Ojaveer m.fl. 2015), måste åtgärderna fokusera på drivkrafterna (D), dvs. på de vektorer och spridningsvägar som för in främmande arter (t.ex. sjöfart, vattenbruk, akvariehandel och konstgjorda kanaler). Med andra ord är i princip alla åtgärder som inte sätts in mot drivkrafterna svaga i kontexten av främmande arter (Figur 2b).

Eftersom god miljöstatus måste uppfyllas till år 2020 skulle havsmiljödirektivet kunna vara ett utmärkt verktyg för att driva på arbetet med åtgärder mot nya introduktioner. Indikatorer som gör det på ett relevant sätt är helt enkelt indikatorer som räknar antalet nya artintroduktioner. Sådana indikatorer kan kategoriseras som prestationsinriktade *P*-indikator (vilka ger stöd till val av åtgärder). Sammanfattningsvis så rekommenderar vi en indikator för deskriptor 2 i havsmiljödirektivet som baseras på antalet nya introduktioner av främmande arter för ett bedömningsområde, med mål (dvs. gränsen för god miljöstatus) att inga nya introduktioner av främmande arter sker under en förvaltningscykel.

Att använda trender som gräns för god miljöstatus för en indikator säm räknar antalet nya introduktioner av främmande arter (t.ex. att antalet nyintroducerade arter inte får bli fler mellan förvaltningscyklerna) är inte att rekommendera eftersom antalet nyintroducerade arter ger ett lågt statistiskt dataunderlag med stor variabilitet vilket gör att en skarp gräns är bättre (t.ex. ”inga nya introduktioner” eller högst ”x antal nya introduktioner”).

8.2. Uppfylls kvalitetskriterierna?

Lever då en indikator som mäter antal nya introduktioner upp till de kvalitetskriterier som Queiros m.fl. (2016) har föreslagit (se stycke 6.3, sid 17)? Formuleringarna ter sig vara något mer anpassade till *S*-indikatorer (och inte *P*-indikatorer), därför har vi anpassat tolkningen av dem något. T.ex. så passar kvalitetskriterium 1 inte direkt in på en indikator som mäter en specifik påverkan eftersom någon evidensbaserad forskning inte behövs mellan indikatorn och påverkan om de är desamma. Å andra sidan så har inte alla främmande arter en *negativ* påverkan – vilket i sig inte är specificerat att ett påverkanstryck i alla lägen alltid måste ha. T.ex. har ljud (ett annat exempel på påverkanstryck) inte alltid en negativ effekt. Det kan lite förenklat sägas beror på vilken organism som blir utsatt (men har också att göra med t.ex. vilken typ av ljud det är och vilken tid det avges på). Med främmande arter som *ett* påverkanstryck är detta dock ännu mer komplicerat då olika främmande arter har en mängd olika effekter på olika organismer och i olika områden. Med andra ord går trycket att mäta men det är mycket svårt att ta en samlad bild över effekterna. Vid ett flertal tillfällen har dock negativa effekter på ekosystem från främmande arter i marin miljö konstaterats (Katsanevakis m.fl. 2014) och vi drar slutsatsen att indikatorn uppfyller kvalitetskriterium 1 och kvalitetskriterium 2 (av relevans för ekosystem) på grund av detta. En indikator som räknar antalet nya introduktioner är nära kopplad till möjliga åtgärder mot spridningsvägar och vektorer vilket gör den känslig för olika

påverkansnivåer från olika drivkrafter. T.ex. är det möjligt att se att trenden för nya introduktioner via vattenbruk har gått ner som ett troligt resultat av regler och åtgärder (Katsanevakis m.fl. 2013). Detta medför att kvalitetskriterium 3 uppfylls. Det är lätt att sätta klara och entydiga gränsvärden både om man väljer ett absolut mått (så som ”inga nya introduktioner i bedömningsområdet under en förvaltningscykel”) eller en trend (så som ”färre eller lika många introduktioner som föregående förvaltningscykel”) som gränsvärde vilket gör att kvalitetskriterium 4 uppfylls. Indikatorn använder också försiktighetsprincipen genom att ge en tidig varning och ge incitament till att åtgärder för att förhindra att nya främmande arter ankommer (uppfyllande av kvalitetskriterium 5). Provtagningsmetoden är konkret och mätbar genom att en bekräftad observation är precis (uppfyllande av kvalitetskriterium 6). Den är relativt kostnadseffektiv eftersom den använder alla källor till observationer (uppfyllande av kriterium 7) såsom all miljöövervakning som redan sker (uppfyllande av kriterium 8).

8.3. Diskussion kring andra indikatorer

Indikatorer som inte svarar på kraftfulla åtgärder är mindre lämpliga för havsmiljödirektivet eftersom god miljöstatus ska uppnås år 2020 (Europaparlamentet 2008) och åtgärder ska bäst sättas in där de gör mest nytta. Därför anser vi att deskriptiva *P*-indikatorer på främmande arters invasionsutveckling (t.ex. ADR, kvot mellan invasiva främmande arter och inhemska arter och ALEX, se Tabell 4) och *S*-indikatorer på effekter av främmande arter (t.ex. indikatorer för D1, D4 och D6, BPL, GISS och CIMPAL, se Tabell 4) är olämpliga (till skillnad från en indikator som mäter antal nya introduktioner, se ovan).

Ytterligare argument mot deskriptiva *P*- och *S*-indikatorer är att indikatorer som visar på främmande arters invasionsutveckling, eller på dess effekter, bryter mot de kvalitetskriterier som nämns i stycke 6.3, sid 17, bla. genom att de inte svarar på ett känsligt och konsekvent sätt om trycket från införsel av främmande arter ändras (vilket de ska enligt det grundläggande kvalitetskriteriet 3). För de flesta *S*-indikatorer som har till uppgift att svara på *ett* påverkanstryck (t.ex. främmande arter) behöver en utredning göras för att undersöka om förändringen verkligen beror på det som efterfrågas och inte av andra orsaker och synergieffekter. Utredningsskedet blir därmed en vital pusselbit till indikatorn eftersom det behövs för att fullfölja att den verkligen indikerar det den är till för. *S*-indikatorer, till vilka det finns många möjliga och komplexa orsaker till varför de antingen indikerar god miljöstatus eller inte, bör undvikas om de ska svara på ett påverkanstryck, dock kan de vara allmänt viktiga och intressanta för att signalera att något inte står rätt till i miljön.

Att en indikator inte passar havsmiljödirektivet betyder inte att den inte kan vara värdefull som stödinformation. Studier av främmande arters invasion och deras

effekter är otroligt viktigt för att få en djupare förståelse för den marina miljön och för att ge motiv till varför det är viktigt att stoppa introduktionen av nya arter.

Båda kriterierna i deskriptor 2 (dvs. 2.1 och 2.2) fokuserar starkt på invasiva främmande arter (se Faktaruta 1). Även definitionen betonar att fokus ska ligga på främmande arter som har negativa effekter på ekosystem genom sin skrivelse: ” Främmande arter som har införts genom mänsklig verksamhet håller sig på nivåer som inte förändrar ekosystemen negativt”. Termen ”invasiva främmande arter” saknar dock en definition i direktivet. Inte heller i den vetenskapliga litteraturen finns en rådande definition. Termen har tvärtom använts med flera olika betydelser vilket lätt kan leda till missförstånd i kommunikation och jämförelse mellan olika studiers resultat (Catford m.fl. 2016; Pereyra 2016 och referenser däri). Konsekvenserna av att olika definitioner används vid bedömning kan bli stor. För att ge ett exempel: i delar av Sveriges hav finns en stark dominans av den främmande arten *Marenzelleria* spp. i mjukbottensamhällen (Kauppi m.fl. 2015). Därmed kommer klassificeringen av *Marenzelleria* spp. starkt att påverka de flesta indikatorer som gör en åtskillnad mellan en invasiv och en icke invasiv art. Med avseende på spridning och dominans är *Marenzelleria* spp. klart invasiv men när det gäller effekter på den biologiska mångfalden verkar det som de har en liten effekt på andra taxa (och därmed ökar den biologiska mångfalden genom att själv vara en ny art). Även effekterna på ekosystemtjänster verkar i huvudsak vara positiva men här behövs mer forskning (Katsanevakis m.fl. 2014, Kauppi m.fl. 2015) bla. på effekter på biogeokemiska kretslopp. I EU:s förordning om invasiva främmande arter (Europaparlamentet 2014) betonas att invasiva främmande arter ska ha negativa effekter på den biologiska mångfalden eller ekosystemtjänster. Följs den definitionen kommer *Marenzelleria* spp., efter kunskapen vi har i dag, sannolikt inte klassificeras som invasiv. Om effekter på biodiversitet och ekosystemtjänster inkluderas i definitionen, kommer det bli en stor utmaning att identifiera vilka främmande arter som är invasiva med tanke på att effekterna av främmande arter både kan vara positiva och negativa, är till en hög grad okända och för det mesta inte möjliga att bedöma förrän sent i invasionsprocessen (Katsanevakis m.fl. 2014; Ojaveer m.fl. 2015). Om fokus ligger på indikatorer för *invasiva* främmande arter i havsmiljödirektivets deskriptor 2, kommer operativa indikatorer vara svåra att ta fram som stödjer snabbt agerande från förvaltningen.

Om effekter ingår i definitionen av invasiva främmande arter kan de indikatorer, för t.ex. trender och kvoter, som beräknas på invasiva främmande arter också att betraktas som *S*-indikatorer eftersom invasiva främmande arter per definition har effekt på statusen i ekosystemet (se Tabell 4). Vi föredrar dock att kategorisera dem som *P*-indikatorer eftersom de endast visar en indirekt indikation på effekter.

8.4. Slutsatser

Både definitionen av deskriptor 2 i havsmiljödirektivet som anger att ”främmande arter som har införts genom mänsklig verksamhet håller sig på nivåer som inte

förändrar ekosystemen negativt" och formuleringen på deskriptorns kriterier och attribut, fokuserar på indikatorer som mäter trender och effekter av främmande arter efter att de har introducerats. Dessa skrivelser främjar inte proaktiva åtgärder som förebygger introduktion. Tvärtom främjar de förvaltningsåtgärder som är dyra, svåra och ofta omöjliga i havet (Atalah m.fl. 2015, Atalah m.fl. 2016, Ojaveer m.fl. 2015 och referenser däri). Dock är det av stort intresse att mer forskning utförs på effekter av främmande arter då mycket kunskap saknas om detta.

Vi rekommenderar en indikator som baseras på antalet nya introduktioner av främmande arter för ett bedömningsområde, med mål att inga nya introduktioner av främmande arter sker under en förvaltningscykel.

Nackdelen med en sådan indikator är att den mäter alla främmande arter och inte endast de arter som har negativa effekter på ekosystemet – något vi dock menar inte är möjligt eftersom det är mycket svårt att bedöma vilka arter som har (eller kommer få) en sammanvägd negativ effekt i aktuellt område.

Fördelen med en sådan indikator är att förvaltningsåtgärder för att nå god miljöstatus är möjliga och hanterbara. Indikatorn ger incitament till att framgångsrika förvaltningsåtgärder utförs som förhindrar nya introduktioner vilket långsiktigt säkrar den biologiska mångfalden och tillhandahållandet av ekosystemtjänster.

9. Tack

Detta är slutrapporten för projektet NISSES som ingått i Havs- och vattenmyndighetens och Naturvårdsverkets satsning ” God ekologisk status i Sveriges marina vatten” som är finansierat av Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.

Flera personer har bidragit till projektet i sin helhet. Först och främst Johan Näslund och Sofia Wikström som bland mycket annat har varit initiativtagarna till projektet och dess utformning. Vi vill även ge ett stort tack till Antonia Nyström Sandman, Tomas Didrikas, Stefan Skoglund, Viktor Thunell och Frida Fyhr vilka alla har bidragit med värdefulla insikter. Sist men inte minst vill vi tacka vår referensgrupp, som i olika omgångar har bestått av Erland Lettevall, Sofia Brockmark, Ann-Britt Florin, Inger Wallentinus, Cecilia Lindblad, Norbert Häubner, Pia Norling, Malin Werner och Susanne Viker.

10. Källförteckning

Adriaens T., Sutton-Croft M., Owen K., Brosens D., van Valkenburg J., Kilbey D., Groom Q., Ehmig C., Thürkow F., Schneider K. 2015. Trying to engage the crowd in recording invasive non-native species in Europe: experiences from two smartphone applications in northwest Europe. Management of Biological Invasions 6:215–225, Doi:10.3391/mbi.2015.6.2.12.

Anderson L. W. J. 2005. California's reaction to *Caulerpa taxifolia*: a model for invasive species rapid response. Biological Invasions 7:1003-1016. Doi: 10.1007/s10530-004-3123-z.

Ardura A., Zaiko A., Martinez J. L., Samulioviene A., Semenova A., Garcia-Vazquez E. 2015. eDNA and specific primers for early detection of invasive species — a case study on the bivalve Rangia cuneata, currently spreading in Europe. Marine Environmental Research 112:48–55. Doi :10.1016/j.marenvres.2015.09.013Egan 2015.

Atalah J., Hopkins G., Fletcher L., Castinel A., Forrest B. 2015. Concepts for biocontrol in marine environments: is there a way forward? Management of Biological Invasions 6:1–12. Doi: 10.3391/mbi.2015.6.1.01.

Atalah J., Newcombe E. M., Zaiko A. 2016. Biocontrol of fouling pests: Effect of diversity, identity and density of control agents. Marine Environmental Research 115:20–27. Doi: 10.1016/j.marenvres.2016.01.006.

Azzurro E., Broglio E., Maynou F., Bariche M. 2013. Citizen science detects the undetected: the case of Abudefduf saxatilis from the Mediterranean Sea. Management of Biological Invasions 4:167–170. Doi: 10.3391/mbi.2013.4.2.10.

Bailey S.A. 2015. An overview of thirty years of research on ballast water as a vector for aquatic invasive species to freshwater and marine environments. Aquatic Ecosystem Health & Management, 18:261–268. Doi: 10.1080/14634988.2015.1027129.

Bax N., Hayes K., Marshall A., Parry D., Thresher R. 2002. Man-made marinas as sheltered islands for alien marine organisms: Establishment and eradication of an alien invasive marine species. In: Veitch CR, Clout MN, editors. Turning the tide: the eradication of invasive species. Gland, Cambridge: IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN [World Conservation Union]; 2002. p. 26–39.

Bellard C., Thuiller W., Leroy B., Genovesi P., Bakkenes M., Courchamp F. 2013 Will climate change promote future invasions? Global Change Biology 19(12):3740–3748.

Bellard C., Thuiller W., Leroy B., Genovesi P., Bakkenes M., Courchamp F. 2014. Will climate change promote future invasions? Global Change Biology 19:3740–3748. Doi: 10.1111/gcb.12344.

Berg T., Fürhaupter K., Teixeira H., Uusitalo L., and Zampoukas N. 2015. The marine strategy framework directive and the ecosystem-based approach – pitfalls and solutions. Marine Pollution Bulletin 96:18–28. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.04.050.

Berg T., Aylagas E., Balsby T., Borja A., Bučas M., Capuzzo E., Carstensen J., Chenuil A., Clausen P., Doncheva V., Ferrera I., Garcés E., Hällfors H., Heiskanen A., Kauppila P., Krause-Jensen D., Kuosa H., Lehtinen S., Lehtiniemi M., Lynam C., Olenin S., Moncheva S., Muxika I., Papadopoulou N.,

Reñé A., Rodríguez-Ezpeleta N., Rossberg A., Stefanova K., Suikkanen S., Teixeira H., Uusitalo L., Uyarra M.C., Zaiko A., Zenetos A. 2016. Report on the new indicators and methods for setting reference and target values. Deliverable 3.3 DEVOTES project. http://www.devotes-project.eu/deliverables-and-milestones/.

Bick A., Burckhardt R. 1989. Erstnachweis von *Marenzelleria* viridis (Polychaeta, Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. Mitteilungen aus dem Museum für Naturkunde in Berlin. Zoologisches Museum und Institut für Spezielle Zoologie 65:237-247. Doi: 10.1002/mmnz.19890650208.

Bohmann K., Evans A., Gilbert M. T. P., Carvalho G. R., Creer S., Knapp M., Yu D. W. de Bruyn M. 2014. Environmental DANN for wildlife biology and biodiversity monitoring. Trends in Ecology & Evolution 29.6: 358-367.

Borja A., Franco J., Pérez V. 2000. A marine biotic index to establish the ecology quality of soft-bottom benthos within European estuarine coastal environments. Marine Pollution Bulletin 40:1100–1114. Doi: 10.1016/S0025-326X(00)00061-8.

Borja A., Elliott M., Carstensen J., Heiskanen A.-S., van de Bund W. 2010. Marine management – towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. Marine Pollution Bulletin 60:2175–2186. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.09.026.

Borja Á., Galparsoro I., Irigoien X., Iriondo A., Menchaca I., Muxika I., Pascual M., Quincoces I., Revilla M., Rodríguez J.G., Santurtún M., Solaun O., Uriarte A., Valencia V., Zorita I. 2011. Implementation of the European Marine Strategy Framework Directive: A methodological approach for the assessment of environmental status, from the Basque Country (Bay of Biscay). Marine Pollution Bulletin 62:889–904. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.03.031.

Bourlat S.J., Borja A., Gilbert J., Taylor M.I., Davies N., Weisberg S.B., Griffith J.F., Lettieri T., Field D., Benzie J., Glöckner F.O., Rodriguez-Ezpeleta N., Faith D.P., Bean T.P., Obst M. 2013. Genomics in marine monitoring: new opportunities for assessing marine health status. Marine Pollution Bulletin 74:19–31. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.05.042.

Cardeccia A., Marchini A., Occhipinti-Ambrogia A., Galil B., Gollasch S., Minchin D., Narščius A., Olenin S., Ojaveer H. 2016. Assessing biological invasions in European Seas: Biological traits of the most widespread non-indigenous species. Estuarine, Coastal and Shelf Science (In press). Doi: 10.1016/j.ecss.2016.02.014.

Cardoso A. C., Free G. 2008. Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of the Water Framework Directive. Aquatic Invasions 3:361–366. Doi: 10.3391/ai.2008.3.4.1.

Catford J.A., Baumgartner J.B., Vesk P.A., White M., Buckley Y.M., McCarthy M.A. 2016. Disentangling the four demographic dimensions of species invasiveness. Journal of Ecology. In press. Doi: 10.1111/1365-2745.12627.

Chaffin B.C., Garmestani A.S., Angeler D.G., Hermann D.L., Stow C.A., Nyström M., Sendzimir J., Hopton M.E., Kolasa J., Allen C.R. 2016. Biological invasions, ecological resilience and adaptive governance. Journal of Environmental Management. In press. Doi: 10.1016/j.jenvman.2016.04.040.

Çinar M. E., Bakir K. 2014. ALien biotic IndEX (ALEX) – A new index for assessing impacts of alien species on benthic communities. Marine Pollution Bulletin 87:171–179.

Comtet T., Sandionigi A., Viard F., Casiraghi, M. 2015. DNA (meta) barcoding of biological invasions: a powerful tool to elucidate invasion processes and help managing aliens. Biological Invasions, 17: 905–922. Doi: 10.1007/s10530-015-0854-y.

Cooper P. 2012. The DPSWR Social Ecological Accounting Framework; Notes on its Definition and Application. School of Management University of Bath. Bath BA27AY. 13pp.

Corsini-Foka M., Zenetos A., Crocetta F., Çinar M.E., Koçak F., Golani D., Katsanevakis S., Tsiamis K., Cook E., Froglia C., Triandaphyllou M., Lakkis S., Kondylatos G., Tricarico E., Zuljevic A., Almeida M., Cardigos F., Çağlar S., Durucan F., Fernandes A.M.D., Ferrario J., Haberle I., Louizidou P., MakrisJ., Marić M., Micu D., Mifsud C., Nall C., Kytinou E., Poursanidis D., Spigoli D., Stasolla G., Yapici S., Roy H.E. 2015. Inventory of alien and cryptogenic species of the Dodecanese (Aegean Sea, Greece): collaboration through COST action training school. Management of Biological Invasions 6:351–366. Doi: 10.3391/mbi.2015.6.4.04.

Crooks J. A. 2005. Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion1. Ecoscience 12:316–329. Doi: 10.2980/i1195-6860-12-3-316.1.

Davidson A. D., Campbell M. L., Hewitt C. L., Schaffelke B. 2015. Assessing the impacts of non-indigenous marine macroalgae: an update of current knowledge. Botanica Marina 58:55–79. Doi: 10.1515/bot-2014-0079.

Delefosse M, Kritensen E. 2012 Burial of Zostera marina seeds in sediment inhabited by three polychaetes: Laboratory and field studies. Journal of Sea Research 71:41–49, http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2012.04.006

EEA 1999. Environmental Indicators: Typology and Overview. European Environment Agency, 19pp.

EEA 2003. Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting. European Environment Agency, 20pp.

EEA 2012. Invasive alien species indicators in Europe. A review of streamlining European biodiversity (SEBI) Indicator 10. EEA Technical report, No 15/2012, 44 pp. Doi: 10.2800/64181.

EEA 2014. Digest of EEA indicators 2014. European Environment Agency Tachnical report No 8, 46pp.

Egan S. P., Grey E., Olds B., Feder J. L., Ruggiero S. T., Tanner C. E., Lodge, D. M. 2015. Rapid molecular detection of invasive species in ballast and harbor water by integrating environmental DNA and light transmission spectroscopy. Environmental science & technology, 49:4113–4121. Doi: 10.1021/es5058659.

Elliot, M., Burdon, D., Hemingway, K.L., 2006. Marine ecosystem Structure, Functioning, Health and Management and Potential Approaches to Marine Ecosystem Recovery: a Synthesis of Current Understanding. Institute of Estuarine and Coastal Studies, University of Hull, 122pp.

ELME. 2007. European Lifestyles and Marine Ecosystems, Description of Work. European Union, 85pp.

Europaparlamentet 2008. Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/E Gav den 17 juni 2008 om upprättandet av en ram för gemenskapens åtgärder på

havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi). Europeiska unionens officiella tidning L164:19–40.

Europaparlamentet 2014. Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1143/2014 av den 22 oktober 2014 om förebyggande och hantering av introduktion och spridning av invasiva främmande arter Europeiska unionens officiella tidning L317:35–55 http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/index_en.htm.

Europeiska kommissionen 2010. Kommissionens beslut av den 1 september 2010 om kriterier och metodstandarder för god miljöstatus i marina vatten. Beslut 2010/477/EU. Europeiska unionens officiella tidning L232:14–24 http://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/marine-strategy-framework-directive/index_en.htm.

Europeiska kommissionen 2011. EU:s strategi för biologisk mångfald fram till 2020. http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/biodiversity_2020/2020%20Biodiversity%20Factsheet_SV.pdf.

Europeiska kommissionen 2016. Kommissionens genomförandeförordning (EU) 2016/1141 av den 13 juli 2016 om antagande av en förteckning över invasiva främmande arter av unionsbetydelse i enlighet med Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1143/2014. Europeiska unionens officiella tidning L189:4–8.

Gari S.R., Newton A., Icely J.D. 2015. A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems. Ocean and Coastal Management 103:63–77

Genovesi P. 2005. Eradications of invasive alien species in Europe: a review. Biological Invasions 7:127–33. Doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x.

Granberg M- E., Gunnarsson J. S., Hedman J. E. Rosenberg R., Jonsson P. 2008. Bioturbation-Driven Release of Organic Contaminants from Baltic Sea Sediments Mediated by the Invading Polychaete *Marenzelleria neglecta*. Environmental Science and Technology 42(4):1058–1065.

Havs- och vattenmyndigheten 2015. Rappen – rapportering av vattenorganismer. https://www.havochvatten.se/rappen.html (hämtad 2016-09-26).

Halpern B. S., Walbridge S., Selkoe K. A., Kappel C. V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J. F., Casey K. S., Ebert C., Fox H. E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H. S., Madin E. M. P., Perry M. T., Selig E. R., Spalding M., Steneck R., Watson R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. Science 319:948–952. Doi:10.1126/science.1149345.

Helcom 2015. Trends in arrival of new non-indigenous species. HELCOM core indicator report. Online. Date Viewed: 12 July 2016, http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Trends%20in%20arrival%20of%20new%20non-indigenous%20species-HELCOM%20core%20indicator%20report%202015-extended%20version.pdf.

Hopkins G. A., Forrest B. M., Jiang W., Gardner J. P. A. 2011. Successful eradication of a non-indigenous marine bivalve from a subtidal soft-sediment environment. Journal of Applied Ecology 48:424–431. Doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01941.x.

Hulme P. E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. Journal of Applied Ecology 46:10–18. Doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x.

Josefson A. B., Blomqvist M., Hansen J.L.S., Rosenberg R., Rygg, B. 2009. Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance:

comparison of different Scandinavian multi-metric indices. Marine Pollution Bulletin 58:1263–1277. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.05.008.

Josefson A, Norkko J, Norkko A. 2012 Burial and decomposition of plant pigments in surface sediments of the Baltic Sea: role of oxygen and benthic fauna. Mar Ecol Prog Ser 455:33–49

Katsanevakis S., Zenetos A., Belchior C., Cardoso A.C. 2013. Invading European Seas: assessing pathways of introduction of marine aliens. Ocean and Coastal Management, 76:64–74. Doi: 10.1016/j.ocecoaman.2013.02.024.

Katsanevakis S., Wallentinus I., Zenetos A., Leppäkoski E., Çinar M.E., Oztürk B., Grabowski M., Golani D., Cardoso A.C. 2014. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. Aquatic Invasions 9:391–423. Doi: 10.3391/ai.2014.9.4.01.

Katsanevakis S., Tempera F., Teixeira H. 2016. Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. Diversity and Distributions 22: 694–707. Doi: 10.1111/ddi.12429.

Kauppi L., Norkko A., Norkko J. 2015. Large-scale species invasion into a low-diversity system: spatial and temporal distribution of the invasive polychaetes *Marenzelleria* spp. in the Baltic Sea. Biological Invasions 17:2055–2074. Doi: 10.1007/s10530-015-0860-0.

Kelble C. R., Loomis D.K., Lovelace S., Nuttle W.K., Ortner P.B., Fletcher P., Cook G.S., Lorenz,J.J., Boyer, J.N. 2013. The EBM-DPSER conceptual model: integrating ecosystem services into the DPSIR framework. PLoS ONE 8, e70766. Doi: 10.1371/journal.pone.0070766.

Konventionen om biologisk mångfald. 2010. Aichimål nr 9. https://www.cbd.int/sp/targets/rationale/target-9/ (hämtad 2016-09-26).

Kotta J., Orav H., Sandberg-Kilpi E. 2001. Ecological consequence of the introduction of the polychaete Marenzelleria cf. viridis into a shallow-water biotope of the northern Baltic Sea. J Sea Res 46:273–280

Kotta J, Ólafsson E., 2003. Competition for food between the introduced polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill) and the native amphipod *Monoporeia affinis* Lindström in the Baltic Sea. Journal of Sea Research 50:27–35, http://dx.doi.org/10. 1016/S1385-1101(03)00041-8

Lehtiniemi M, Ojaveer H, David M, Galil B, Gollasch S, McKenzie C, Minchin D, Occhipinti-Ambrogi A, Olenin S, Pedersen J. 2015. Dose of truth – Monitoring marine non-indigenous species to serve legislative requirements. Marine Policy 54: 26–35. Doi:10.1016/j.marpol.2014.12.015.

Leonardsson K., Blomqvist M., Rosenberg R. 2009. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – examples from Swedish waters. Marine Pollution Bulletin 59:1286–1296. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.05.007.

Leonardsson K., Blomqvist M., Magnusson M., Rosenberg R. 2015. Calculation of species sensitivity values and their precision in marine benthic faunal quality indices. Marine Pollution Bulletin 93:94–102. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.02.010.

Leppäkoski E., Gollasch S., Gruska P., Ojaveer H., Olenin S., Panov V. 2002. The Baltic – A sea of invaders. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 59:1175–1188. Doi: 10.1139/F02-089.

Maximov, A., Bonsdorff, E., Eremina, T., Kauppi, L., Norkko, A. & Norkko, J. 2015. Context-dependent consequences of Marenzelleria spp. (Spionidae: Polychaeta) invasion for nutrient cycling in the Northern Baltic Sea. *Oceanologia*, 57(4), pp 342–348.

McGeoch M. A., Butchart S. H., Spear D., Marais E., Kleynhans E. J., Symes A., Chanson J., Hoffman M. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. Diversity and Distributions 16: 95–108. Doi: 10.1111/j.1472-4642.2009.00633.x.

McKenzie C. H., Matheson K., Reid V, Wells T., Mouland D., Green D., Pilgrim B., Perry G. 2016. The development of a rapid response plan to control the spread of the solitary invasive tunicate, Ciona intestinalis (Linneaus, 1767), in Newfoundland and Labrador, Canada. Management of Biological Invasions 7: 87–100. Doi:10.3391/mbi.2016.7.1.11.

Minchin D., Zaiko A. 2013. Variability of the zebra mussel (Dreissena polymorpha) impacts in the Shannon River system. In: Nalepa T, Schlosser D (Eds.), Quagga and zebra mussels: Biology, Impacts and Control. Second Edition, 587–597. Doi: 10.1201/b15437-45.

MEA 2005. Ecosystems and Human Wellbeing: Biodiversity Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute, Washington DC, USA.

Narščius A., Olenin S., Zaiko A., Minchin D. 2012. Biological invasion impact assessment system: From idea to implementation. Ecological Informatics 7: 46–51. Doi: 10.1016/j.ecoinf.2011.11.003.

Neideman R., Wenngren J., O ´lafsson E. 2003. Competition between the introduced polychaete Marenzelleria sp. and the native amphipod Monoporeia affinis in Baltic soft bottoms. Mar Ecol Prog Ser 264:49–55.

Nentwig W., Bacher S., Pyšek P., Vilà M., Kumschick S. 2016. The generic impact scoring system (GISS): a standardized tool to quantify the impacts of alien species. Environmental monitoring and assessment 188: 1–13. Doi: 10.1007/s10661-016-5321-4.

Norkko, J., Reed, D. C., Timmermann, K., Norkko, A., Gustafsson, B. G., Bonsdorff, E., Slomp, C. P., Carstensen, J. & Conley, D. J. 2012. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. *Global Change Biology*, 18(2), pp 422–434.

Nyström Sandman A., Bergström U., Gren I-M., Sundblad G., Tafesse Tirkaso W., Wikström S. A. I press. VALUES – Värdering av akvatiska livmiljöers ekosystemtjänster. Naturvårdsverket.

Ojaveer H., Galil B.S., Gollasch S., Marchini A., Minchin D., Occhipinti-Ambrogi A., Olenin S. 2014. Identifying the top issues of marine invasive alien species in Europe. Management of Biological Invasions 5:81–84. Doi: 10.3391/mbi.2014.5.2.01.

Ojaveer H., Galil B. S., Campbell M. L., Carlton J. T., Canning-Clode J., Cook E. J., Davidson A.D., Hewitt C. L., Jelmert A., Marchini A., McKenzie C. H., Minchin D., Occhipinti-Ambrogi A., Olenin S., Ruiz G. 2015. Classification of Non-Indigenous Species Based on Their Impacts: Considerations for Application in Marine Management. PLoS Biol 13(4): e1002130. Doi :10.1371/journal.pbio.1002130.

Olenin S., Elliott M., Bysveen I., Culverhouse P., Daunys D., Dubelaar G. B. J., Gollasch S., Goulletquer P., Jelmert A., Kantor Y., Mézeth K.B., Minchin D., Occhipinti-Ambrogi A., Olenina I., Vandekerkhove J. 2011.

Recommendations on methods for the detection and control of biological pollution in marine coastal waters. Marine Pollution Bullulletin 62:2598–2604. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.08.011.

Olenin S., Ojaveer H., Minchin D., Boelens R. 2016. Assessing exemptions under the ballast water management convention: preclude the Trojan horse. Marine Pollution Bulletin 103:84-92. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.12.043S.

Olenina I., Wasmund N., Hajdu S., Jurgensone I., Gromisz S., Kownacka J., Toming K., Vaičiūtė D., Olenin S. 2010. Assessing impacts of invasive phytoplankton. The Baltic Sea case. Marine Pollution Bulletin 60:1691–1700. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.06.046.

Patrício J., Teixeira H., Borja A., Elliott M., Berg T., Papadopoulou N., Smith C., Luisetti T., Uusitalo L., Wilson C., Mazik K., Niquil N., Cochrane S., Andersen J. H., Boyes S., Burdon D., Carugati L., Danovaro R., Hoepffner N. 2014. DEVOTES recommendations for the implementation of the Marine Strategy Framework Directive. Deliverable 1.5, 71 pp. DEVOTES project. JRC92131.

Pereyra P.J. 2016. Revisiting the use of the invasive species concept: An empirical approach. Austral Ecology 41: 519–528. Doi: 10.1111/aec.12340.

Piazzi L., Gennaro P., Ceccherelli G. 2015. Suitability of the ALien Biotic IndEX (ALEX) for assessing invasion of macroalgae across different Mediterranean habitats. Marine pollution bulletin 97:234–240. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.011.

Pochon X., Bot N.J., Smith S.A., Wood S.A. 2013. Evaluating detection limits of next-generation sequencing for the surveillance and monitoring of international marine pests. PLoS ONE, 8, e73935. Doi: 10.1371/journal.pone.0073935.

Pourang N., Eslami F., Nasrollahzadeh S., Fazli H. 2016. Strong biopollution in the southern Caspian Sea: the comb jelly Mnemiopsis leidyi case study. Biological Invasions 18:2403–2418. Doi: 10.1007/s10530-016-1171-9.

Queiros A.M., Strong J. A., Mazik K., Carstensen J., Bruun J., Somerfield P. J., Bruhn A., Ciavatta S., Chuševe R., Nygård H., Flo E., Bizsel N., Ozaydinli M., Muxika I., Papadopoulou N., Pantazi M., Krause-Jensen D. 2016. An objective framework to test the quality of candidate indicators of good environmental status. Frontiers in Marine Science 3:1–15. Doi: 10.3389/fmars.2016.00073.

Rabitsch W., Genovesi P., Scalera R., Biała K., Josefsson M., Essl F. 2016. Developing and testing alien species indicators for Europe. Journal for Nature Conservation 29:89–96. Doi: 10.1016/j.jnc.2015.12.001.

Remane, A., Schlieper, C. 1971. Biology of brackish water (2nd ed.). Die. Binnengewässer.

Ricciardi A. 2007. Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? Conservation Biology 21:329–336. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00615.x.

Schiedek D. 1997 Marenzelleria cf. viridis (Polychaeta: Spionidae)—ecophysiological adaptations to a life in the coastal waters of the Baltic Sea. Aquat Ecol 31:199–210

Teixeira H., Berg T., Fürhaupter K., Uusitalo L., Papadopoulou N., Bizsel K.C., Cochrane S., Churilova T., Heiskanen A.-S., Uyarra M.C., Zampoukas N., Borja Á., Akcali B., Andersen J.H., Beauchard O., Berzano M., Bizsel

N., Bucas M., Camp J., Carvalho S., Flo E., Garces E., Herman P., Katsanevakis S., Kavcioglu R., Krause-Jensen D., Kryvenko O., Lynam C., Mazik K., Moncheva S., Neville S., Ozaydinli M., Pantazi M., Patricio J., Piroddi C., Queiros A.M., Ramsvatn S., Rodriguez J.G., Rodriguez-Ezpelata N., Smith C., Stefanova K., Tempera F., Vassilopoulou V., Verissimo H., Yilmaz E.C., Zaiko A., Zenetos A., 2014. Existing Biodiversity, Non-indigenous Species, Food-web and Seafloor Integrity GEnS Indicators. Technical Report. Deliverable D3-1 of the DEVOTES project. http://www.devotes-project.eu/devotool/.

Thomsen M. S., Wernberg T., South P. M., Schiel D. R. 2016. To include or not to include (the invader in community analyses)? That is the question. Biological Invasions 6:1515–1521. Doi: 10.1007/s10530-016-1102-9.

Tollington S., Turbé A., Rabitsch W., Groombridge J. J., Scalera R., Essl F. and Shwartz A. 2015. Making the EU Legislation on Invasive Species a Conservation Success. Conservation Letters. Doi:10.1111/conl.12214.

Voipio A. 1981. The Baltic Sea. Elsevier Oceanography Series 30.

Webber B. L., Scott J. K., 2012. Rapid global change: implications for defining natives and aliens. Global Ecology and Biogeography 21:305–311. Doi: 10.1111/j.1466-8238.2011.00684.x.

Winkler H. M., Debus L. 1997. Is the polychaete Marenzelleria viridis an important food item for fish? Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists 13, pp 147– 151

Wittfoth A. K. J., Zettler M. L. 2013. The application of a Biopollution Index in German Baltic estuarine and lagoon waters. Management of Biological Invasions 4:43–50. Doi: 10.3391/mbi.2013.4.1.06.

Zaiko A., Lehtiniemi M., Narščius A., Olenin S. 2011. Assessment of bioinvasion impacts on a regional scale: a comparative approach. Biological Invasions 13:1739–65. Doi: 10.1016/j.marpol.2014.12.015.

Zaiko A., Minchin D., Olenin S. 2014. "The day after tomorrow": Anatomy of an 'r' strategist aquatic invasion. Aquatic Invasions 9:145–155. Doi: 10.3391/ai.2014.9.2.03.

Förvaltning av de okända och ohanterliga

Indikatorer för främmande arter i marin miljö – svårigheter och möjligheter

HEDVIG HOGFORS OCH MATS BLOMQVIST

RAPPORT 6787

NATURVÅRDSVERKET ISBN
978-91-620-6787-8
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Detta är en av fyra rapporter som har tagits fram inom forskningsprogrammet God ekologisk status för Sveriges marina vatten. Forskningen pågick åren 2014-2016 och kommer att bidra till pågående bedömning av havsmiljöns tillstånd inom havsmiljödirektivet.

Rapporten bidrar till utvecklingen av indikatorer som kan beskriva förekomsten och introduktion av främmande arter i den marina miljön. Antalet främmande arter i havet väntas öka på grund av globaliseringen. Bedömningen tar sin utgångspunkt i om arten är ny i våra vatten och vilken eventuell skada den kan innebära. Forskningen är ett stöd för Havs och vattenmyndighetens arbete med att utveckla indikatorer för havsmiljödirektivet.

Inom forskningssatsningen har följande rapporter utgivits:

- Statusklassning inom MSFD i Östersjön – kustfisk-exemplet
- Förvaltning av de okända och ohanterliga - Indikatorer för främmande arter i marin miljö
- Ekosystembaserad utveckling och testning av indikatorer för pelagiska födovävar
- Djurplanktonindikator för statusklassning i Östersjön

Havs och Vatten myndigheten

NATUR VÅRDS VERKET

Naturvårdsverket 106 48 Stockholm. Besöksadress: Stockholm – Valhallavägen 195, Östersund – Forskarens väg 5 hus Ub. Tel: 010 698 10 00, fax: 010 698 16 00, e-post: registrator@naturvardsverket.se Internet: www.naturvardsverket.se Beställningar Ordertel: 08 505 933 40, e-post: natur@cm.se Postadress: Arkitektkopia AB, Box 11093, 161 11 Bromma. Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer