

# VALUES – Värdering av akvatiska livsmiljöers ekosystemtjänster

ANTONIA NYSTRÖM SANDMAN, ULF BERGSTRÖM, ING-MARIE GREN,  
GÖRAN SUNDBLAD, WONDIMAGEGN TAFESSE TIRKASO, SOFIA A WIKSTRÖM

RAPPORT 6752 • FEBRUARI 2017





# VALUES – Värdering av akvatiska livsmiljöers ekosystemtjänster

av Antonia Nyström Sandman, Ulf Bergström, Ing-Marie Gren,  
Göran Sundblad, Wondmagegn Tafesse Tirkaso, Sofia A Wikström

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00, fax: 010-698 10 99

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-6752-6

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2017

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2017

Omslagsfoto: Antonia Nyström Sandman



## Förord

Rapporten presenterar resultaten av forskningsprojektet **VALUES – Värdering av akvatiska livsmiljöers ekosystemtjänster**, ett av sju projekt inom forsknings-satsningen *Värdet av ekosystemtjänster*. Projektet har studerat hur kartering, kvantifiering och värdering av ekosystemfunktioner kan användas för att visa på värde och nytta av olika typer av ekosystemtjänster i relation till mänsklig påverkan i form av invasiva arter och övergödning i två studiesystem, djupa sedimentbottnar och grunda kustområden. Projektet visar att kartläggning och värdering av produktionen av ekosystemtjänster och hur den påverkas av mänskliga aktiviteter kan vara ett användbart verktyg i planering och förvaltning, för att underlätta avvägningar mellan motstående intressen och kommunicera betydelsen av miljö- och naturvårdsåtgärder.

Ekosystemtjänster är grunden för vår välfärd. Ändå tar vi dem ofta för givna. Genom en ökad medvetenhet om och värdering av ekosystemtjänster kan vi påverka vår framtida välfärd och livskvalitet. Politiker, myndigheter, kommuner, företag, organisationer och enskilda kan därigenom fatta mer välunderbyggda beslut.

Forskningssatsningen *Värdet av ekosystemtjänster* är en central insats för att nå ett av etappmålen inom miljömålssystemet genom att öka kunskapen om hur ekosystemtjänster bättre kan användas i olika beslutssituationer. Etappmålet innebär att betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster senast 2018 ska vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstaganden, politiska avväganden och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligt. Sju olika forskargrupper ingår i den omfattande satsningen som började 2014. Projekten pågår upp till tre år med avslutning senast 2016.

Rapporten är författad av Antonia Nyström Sandman, Ulf Bergtröm, Ing-Marie Gren, Göran Sundblad, Wondmagegn Tafesse Tirkaso och Sofia A Wikström. Författarna svarar själva för rapportens innehåll.

Tack till Cecilia Lindblad (Naturvårdsverket), Anna Mellin (Havs- och vatten-myndigheten), Ingrid Nordemar (Länsstyrelsen i Stockholms län), Joanna Norkko (Helsingfors universitet), Johan Näslund (Naturvårdsverket) och Patrik Rönnbäck (Uppsala universitet) för värdefulla diskussioner kring upplägg, metoder och resultat, samt till Anna-Stiina Heiskanen (SYKE), Gunilla Ejdung (Havs- och vatten-myndigheten) och Eva Roth (Syddansk Universitet) för viktiga synpunkter på rapporten. Ett särskilt tack också till Karl Norling för användningen av opublicerat data på förhållandet mellan *Marenzelleria* och fosforflöden samt Mats Westerbom för hjälp med finska *Marenzelleria*-data.

Rapporten har granskats av tre oberoende granskare ur ett såväl vetenskapligt som relevansperspektiv. Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.

Stockholm januari 2017  
Naturvårdsverket



# Innehåll

<b>FÖRORD</b>		3
<b>1. SAMMANFATTNING</b>		7
<b>2. SUMMARY</b>		9
<b>3. INTRODUKTION</b>		11
3.1.	Östersjöns ekosystemtjänster	12
3.2.	Kartering, kvantifiering och värdering av marina ekosystemtjänster	14
3.3.	Projektets syfte	15
<b>4. MARINA EKOSYSTEMTJÄNSTER OCH INVASIVA ARTER: EKONOMISKA EFFEKTER AV <i>MARENZELLERIA</i> SPP I ÖSTERSJÖN</b>		17
4.1.	Utbredning och abundans av <i>Marenzelleria</i> spp i Östersjön och bedömning av potentiell konsekvens för fosforreglering	18
4.1.1.	Metod	18
4.1.2.	Resultat	20
4.2.	Potentiella kostnader av förändrad fosforomsättning i Östersjön till följd av <i>Marenzelleria</i> spp	22
4.2.1.	Metod	23
4.2.2.	Resultat	24
4.3.	Diskussion	26
<b>5. KUSTNÄRA ROVFISKARS EKOSYSTEMTJÄNSTER OCH EFFEKTER AV ÖVERGÖDNING</b>		28
5.1.	Effekter av näringsämnen på abborre i sydöstra Sverige – en ekonometrisk analys	29
5.1.1.	Metod	29
5.1.2.	Resultat	31
5.1.3.	Slutsatser	32
5.2.	Produktion av abborre och gös vid olika siktdjupsnivåer – en kartbaserad analys	33
5.2.1.	Metod	34
5.2.2.	Resultat	36
5.2.3.	Diskussion	41
<b>6. DISKUSSION</b>		43
6.1.	Slutsatser och reflektioner	45
<b>7. KÄLLFÖRTECKNING</b>		47





# 1. Sammanfattning

Projektet Values har visat hur kartering, kvantifiering och värdering av ekosystemfunktioner kan användas för att visa på värde och nytta av olika typer av ekosystemtjänster i relation till mänsklig påverkan i form av invasiva arter och övergödning i två studiesystem, djupa sedimentbottnar och grunda kustområden. Baserat på bakomliggande ekologiska samband och biofysiska karteringar ges flera exempel på rumslig kvantifiering av ekosystemtjänster på flera olika skalor. Dessutom, genom att tillämpa ett par konceptuellt olika metoder, illustrerar vi olika tillvägagångssätt för att koppla samman mänsklig påverkan med produktionen av ekosystemtjänster.

Djupa sedimentbottnar täcker ungefär 80 procent av Östersjön och bidrar med viktiga ekosystemfunktioner såsom nedbrytning av organiskt material och omsättning av näringsämnen. *Marezzelleria* spp, ett havsborstmasksläkte, vilket troligen introducerats via ballastvatten, observerades för första gången i Östersjön 1985 (Bick & Burckhardt, 1989). Introduktionen av *Marezzelleria* spp har sannolikt påverkat viktiga ekosystemtjänstskapande bentiska processer, men i nuläget är de storskaliga effekterna av *Marezzelleria*-introduktionen inte helt utredda. Synen på dess påverkan på biologisk mångfald och ekosystemtjänster är inte enhetlig, både positiva och negativa effekter har rapporterats (Katsanevakis et al., 2014; Kauppi et al., 2015). Vi har kartlagt och kvantifierat mängden *Marezzelleria* samt beräknat hur flödet av fosfor i sedimenten påverkas. Baserat på detta har vi kvantifierat hur *Marezzelleria* påverkar systemets självreningsgrad och den påföljande förändringen i kostnad för att uppnå internationellt satta mål om fosforreduktion. Enligt beräkningarna i denna studie ökar kostnaden med mellan 16 och 71 procent över de kommande 60 åren genom att introduktionen av *Marezzelleria* ökar återcirkulationen av fosfor från sedimenten med 2–4 procent.

Övergödningen av Östersjön är ett fortsatt stort problem (Andersen et al. 2015). Ett överskott av näringsämnen ökar produktionen av plankton och filamentösa alger, vilket kan leda till skuggning, kvävning och minskad rekrytering av perenna alger och kärlväxter (Berger et al. 2004; Krause-Jensen et al. 2008), samt en försämrad kvalitet och förändrad utbredning av de grunda kustområdenas livsmiljöer och deras tillhörande funktioner och ekosystemtjänster (Rönnberg & Bonsdorff, 2004; Diaz & Rosenberg, 2008; Bergström et al. 2013). För de grunda kustområdena presenteras två konceptuellt olika angreppssätt för att koppla ihop övergödningens effekter med olika fiskarters beståndsutveckling och tillhörande ekosystemtjänster. Det ena angreppssättet är en ekonometrisk metod, baserad på numeriska modeller drivna av tidsserier, och det andra angreppssättet är en kartbaserad analys byggd på rumsliga modeller drivna av empiriska samband. Båda metoderna delar dock den gemensamma ansatsen att synliggöra och kvantifiera effekterna av övergödning på kustnära fisk.

Resultaten av den ekonometriska analysen pekar på att tillförsel av fosfor till Egentliga Östersjön har haft en negativ effekt på ökningen i abborrfångster vid den svenska sydostkusten. Med en fosforreduktion till Egentliga Östersjön på 40 procent beräknades fångstvärdet av abborre bli 72 miljoner kronor högre per år än utan reduktionen. Den kartbaserade analysen har utgått från mängden livsmiljö lämplig för rekrytering av två fiskarter, abborre och gös, i förhållande till siktdjup, ett mått på övergödning (Bergström et al. 2013). Genom att skala upp empiriska samband mellan mängden livsmiljö och produktionen av adult fisk (Sundblad et al. 2014), kunde biomassan av stor rovfisk vid olika siktdjupsnivåer beräknas. De siktdjupsnivåer som har använts baserades på Östersjöns aktionsplan, och visade bland annat att 11 procents förbättring i siktdjup, målnivån i Östersjöns aktionsplan, ungefär motsvarar 20 procents ökning av abborre och en nästan lika stor minskning av gös. Den kartbaserade analysen illustrerar hur kvantitativ kunskap om en ekosystemfunktion, i det här fallet fiskproduktion, kan användas för att kartera utbredningen av ekosystemtjänstskapande rovfisk i förhållande till en förändrad övergödningssituation på kusten.

Marina och kustnära ekosystem producerar en mängd olika ekosystemtjänster som kommer människor tillgodo. Vi har visat hur miljöproblem och de förändringar av ekosystemen de kan förorsaka påverkar produktionen av ekosystemtjänster. Kartor över ekosystemtjänster kan ge ökad kunskap om hur olika typer av påverkan förändrar produktionen av tjänster i ett rumsligt perspektiv (Zhang et al. 2005; Lautenbach et al. 2011; Bryan & Crossman, 2013) samt vara viktiga redskap för att kommunicera och jämföra olika beslutsalternativ i planeringsprocesser (Hauck et al. 2013). Att ta steget vidare till ekonomisk värdering av ekosystemtjänster kan också vara användbart i beslutsprocesser genom att öka förståelsen för vad ekosystemen bidrar med och underlätta avvägningar och prioriteringar mellan olika beslutsalternativ (Bateman et al. 2014; Glenk et al. 2014).

För att kunna ta hänsyn till ekosystemtjänster i beslutsfattande och förvaltning, behöver vi kartlägga dem och övervaka förändringar i deras tillstånd, vilket i sin tur kräver kartering och övervakning av ekosystemen (De Groot et al. 2010). De metoder och angreppssätt som presenteras i denna rapport är tillämpbara i andra sammanhang, förutsatt att nödvändig kunskap om funktioner och värden finns tillgänglig eller samlas in.

## 2. Summary

The Values project have shown how mapping, quantification and economic valuation of ecosystem functions can be used to show the value of different ecosystem services in relation to human pressures such as invasive species and eutrophication in two study systems: deep areas with soft substrate and shallow coastal areas. Based on underlying ecological relationships and biophysical maps, we here give a number of examples on spatial quantification of ecosystem services at different scales. Also, by applying conceptually different methods, we illustrate different approaches to link human pressures to the production of ecosystem services.

Soft substrate circalittoral seafloor covers about 80 percent of the Baltic Sea, and supplies important ecosystem services such as decomposition of organic matter and recirculation of nutrients. *Marenzelleria* spp, a polychaete genus most likely introduced by ballast water, was first observed in the Baltic Sea in 1985 (Bick & Burckhardt, 1989). Important ecosystem service providing benthic processes has probably been impacted by the introduction of *Marenzelleria* spp, but at present, the large-scale effects of the *Marenzelleria* introduction are not fully known. There are different views on its impact on biological diversity and ecosystem services, both positive and negative effects have been reported (Katsanevakis et al. 2014; Kauppi et al. 2015). We have mapped and quantified the amount of *Marenzelleria*, and calculated its impact in the recirculation of phosphorous from the sediments. Based on this, we assessed the impact of *Marenzelleria* on the self-cleaning capacity of the system and the subsequent change in cost for reaching international goals on phosphorous reduction. According to our calculations, the cost increases with 16–71 percent over the next 60 years, due to an increase in recirculation of phosphorous from the sediments of 2–4 percent.

Eutrophication is a continued problem in the Baltic Sea (Andersen et al. 2015). An excess of nutrients increases the production of plankton and filamentous algae, which might lead to shadowing, suffocation and reduced recruitment of algae and plants (Berger et al. 2004; Krause-Jensen et al. 2008), together with depleted quality and changed distribution of shallow coastal habitats and their associated functions and ecosystem services (Rönnberg & Bonsdorff, 2004; Diaz & Rosenberg, 2008; Bergström et al. 2013). For shallow coastal areas we present two conceptually different approaches to link eutrophication effects to stock development and associated ecosystem services of different fish species. The first approach is an econometric method, based on numerical models driven by time series, the other a map based analysis using spatial models driven by empirical relationships. Both methods share the common idea to visualise and quantify the effects of eutrophication on coastal fish.

The results of the econometric analysis give that input of phosphorous to the Baltic proper negatively affects the increase in perch catches on the Swedish south east coast. At a reduction of phosphorous input to the Baltic

proper of 40 percent, the catch value of perch was calculated to 72 MSEK more per year than without the reduction. The map based analysis used the amount of suitable recruitment habitat for two fish species, perch and pikeperch, in relation to Secchi depth, which is a eutrophication measure (Bergström et al. 2013). By upscaling empirical relationships between the amount of habitat and production of adult fish (Sundblad et al. 2014), the biomass of large piscivorous fish at different Secchi depth levels could be calculated. The Secchi depth levels used were based on the Baltic Sea Action Plan, and show that an 11 percent increase in Secchi depth, which is the target level in the BSAP, corresponds to a 20 percent increase in perch and a similar decrease in pikeperch. The map based analysis illustrates how quantitative knowledge of ecosystem functions, in this case fish production, can be used to map the distribution of ecosystem service generating piscivorous fish in relation to changes in coastal eutrophication.

Marine and coastal ecosystems produce a number of different ecosystem services contributing to human welfare. We here show how the production of ecosystem services is impacted by environmental problems and the changes they cause to ecosystems. Maps of ecosystem services can increase the knowledge of how service production changes in a spatial context due to different types of impact (Zhang et al. 2005; Lautenbach et al. 2011; Bryan & Crossman, 2013). They might also act as important tools in communicating and comparing different decision and management options in planning processes (Hauck et al. 2013). Taking one step further to economic valuation of ecosystem services might also be useful in decision processes, as it increases the understanding of ecosystems and their contribution to human welfare (Bateman et al. 2014; Glenk et al. 2014).

To take ecosystem services into account in decision making and management, we need to map and quantify them and monitor their state, which requires mapping and quantification of the ecosystems per se (De Groot et al. 2010). The methods and approaches used in this report can be applied in other contexts, given that sufficient knowledge on functions and values is available or collected.

### 3. Introduktion

Marina och kustnära ekosystem producerar en mängd olika varor och tjänster som kommer människor tillgodo. Till exempel upprätthåller den marina miljön primärproduktion och biogeokemiska kretslopp, näringsvävarnas dynamik, biologisk mångfald och ekosystemens resiliens, samt bidrar till reglering av luft, klimat, övergödning och miljöfarliga ämnen. Fisk och skaldjur utgör viktiga proteinkällor för många människor, och hav och kust är populära turistmål. Kustnära vatten är särskilt viktiga, de hör till de mest produktiva och värdefulla miljöerna i världen (Costanza et al. 1997; de Groot et al. 2012) med en rik biologisk mångfald. Trots att kustområden bara utgör 4 procent av jordens totala landyta bor mer än 40 procent av världens befolkning inom 150 km avstånd från havet (UN Atlas 2010). Dessa människor är direkt eller indirekt beroende av de varor och tjänster som kustens ekosystem bidrar med. Till exempel utgör kustnära områden viktiga uppväxtområden för fisk, och här finns vegetation som tar hand om näringsämnen och binder sediment från land vilket skyddar det öppna havet. Den intensiva användningen av hav och kust har lett till ökat tryck på den marina miljön och de resurser den bistår med. Olika former av exploatering av både livsmiljöer och arter är en av de primära orsakerna till detta tryck, men även mer indirekta effekter såsom övergödning och klimatförändring har, eller förväntas ha, en stor inverkan på arters utbredning och populationsstruktur (Lotze et al. 2006; Airoidi & Beck, 2007; Snickars et al. 2014; Strandmark et al. 2015). Det största påverkanstrycket finns i kustnära områden, och Östersjön är ett särskilt utsatt innanhav (Lotze et al. 2006; Halpern et al. 2008). Samtidigt förväntas många av de sektorer som bidrar till påverkanstrycket att expandera i framtiden (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). Det är därför ytterst angeläget att få till stånd en hållbar, kunskapsbaserad förvaltning som tar hänsyn till konsekvenserna av olika typer av nyttjande (Helcom, 2007; Meld. St. 37, 2012–2013).

Ekosystemtjänster definieras som direkta och indirekta bidrag från ekosystemen till mänsklig nytta och välfärd (TEEB, 2010). Ekosystemtjänster som begrepp används alltmer inom förvaltningen av havsmiljön. Till exempel ingår ekosystemtjänster i EU:s havsmiljödirektiv (Bryhn et al. 2015). Ekosystemtjänster brukar delas in i fyra olika grupper (MEA, 2005; TEEB, 2010; Ahtiainen & Öhman, 2013; Bryhn et al. 2015):

- **Stödjande tjänster** är de ekosystemtjänster som upprätthåller ekosystemens struktur och funktion och som vi därmed drar indirekt nytta av, till exempel jordmånsbildning, fotosyntes och näringsämnesomsättning.
- **Reglerande tjänster** reglerar och minskar olika miljöproblem genom att de bidrar till exempelvis klimatkontroll, vattenreglering och -kvalitet, förhindrande av sjukdomsspridning och nedbrytning av miljöförstörande ämnen.
- **Försörjande tjänster**, är de ekosystemtjänster som direkt tillhandahåller varor, och som ofta kan säljas på en marknad (till exempel mat, vatten, fibrer, biobränsle).

- **Kulturella tjänster** är icke materiella nyttor som människor får från ekosystem genom till exempel. rekreation, skönhetsupplevelser eller andliga upplevelser.

Vissa av dessa tjänster är välkända och synliga, som produktion av fisk eller möjlighet till naturupplevelser, medan andra, som resilienskontroll, genetiska resurser eller klimatreglering är svårare att mäta, kartlägga och värdera. De flesta ekosystemtjänster är kollektiva resurser som produceras genom allmänna tillgångar. Försörjande tjänster, som fisk och andra produkter som extraheras ur havet, har ett tydligt ekonomiskt värde, medan stödjande, reglerande och kulturella tjänster i allmänhet saknar traditionellt marknadsvärde. Dessa tjänster är därför ofta undervärderade och riskerar att utarmas eftersom kostnaden för att försämra eller förstöra en ekosystemtjänst sällan syns.

För värdering av ekosystemtjänster i sig finns en uppsjö av metoder. Värdet av vissa ekosystemtjänster kan approximeras med marknadspriset för en vara, till exempel marknadspriset för fisk som ett mått på ekosystemtjänsten fiskproduktion. Inom nationalekonomi har det sedan mitten av förra århundradet också utvecklats metoder för värdering av tjänster utan marknadspriser, såsom rekreationsvärden och andra slutliga ekosystemtjänster. De stödjande och reglerande tjänsterna påverkar funktionerna i ekosystemen och därmed tillhandahållandet av försörjande och kulturella ekosystemtjänster. För värdering av ekosystemtjänster kan det vara lämpligt att dela in dem i intermediära och slutliga tjänster, där det enbart är de slutliga som värderas ekonomiskt. Vad som är en slutlig ekosystemtjänst är dock beroende av vem som drar nytta av den (Fischer et al 2008) och på vilken skala den bedöms.

För att undvika dubbelräkning kräver en fullständig värdering av en förändring av en stödjande eller reglerande tjänst kunskap om kvantitativa samband mellan denna och övriga ekosystemtjänster, och värden av de olika kulturella och försörjande tjänsterna i monetära termer. Detta kräver avancerad och integrerad ekologisk och ekonomisk modellering, där det i många fall saknas data. Vi visar här på några exempel på hur underlag för sådana analyser kan tas fram.

### 3.1. Östersjöns ekosystemtjänster

Till de stödjande tjänster som produceras av Östersjöns ekosystem räknas upprätthållande av biogeokemiska kretslopp, primärproduktion, upprätthållande av näringsvävarnas dynamik, upprätthållande av biologisk mångfald, upprätthållande av livsmiljöer samt upprätthållande av ekosystemets resiliens (Bryhn et al. 2015). Till exempel har nyligen visats att stor rovfisk, i sin roll för upprätthållandet av näringsvävarnas dynamik, genom trofiska kaskader kan ha lika stor påverkan som näringstillförsel på förekomsten av övergödningssymptom, till exempel mängden fintrådiga alger (Östman et al. 2016).

De reglerande tjänsterna är luft- och klimatreglering, kvarhållande av sediment, reglering av övergödning, biologisk reglering samt reglering av giftiga ämnen (Bryhn et al. 2015). Fastsittande organismer, såsom vegetation

och musslor, har en stabiliserande effekt på sediment. Erosion kan ha stora konsekvenser för kustnära samhällen och transporterat sediment kan orsaka problem för sjöfarten. Upprätthållandet av biogeokemiska kretslopp, primärproduktion och olika marina organismers upptag av näringsämnen bidrar till reglering av övergödning.

Tillhandahållande av livsmedel, tillhandahållande av råvaror, tillhandahållande av genetiska resurser, tillhandahållande av resurser för läkemedels-, kemi- och bioteknologiindustrin, utsmyckningar samt energi utgör de försörjande tjänsterna (Bryhn et al. 2015). Östersjön tillhandahåller till exempel fisk och skaldjur som används som föda, men även organismer som används som djurfoder, kylvatten, samt byggmaterial från havsbotten.

De kulturella ekosystemtjänsterna utgörs av rekreation, estetiska värden, vetenskap och utbildning samt kulturarv. I Östersjöområdet sker en stor del av rekreation, friluftsliv och turism i eller vid havet och i kustnära miljöer (Bryhn et al. 2015). Kryssningstrafiken på Östersjön är en växande näring. Antalet passagerare har ökat från 1,1 miljoner år 2000 till 4,3 miljoner år 2015 (Cruise Baltic, 2016). Antalet sjödugliga fritidsbåtar i Sverige uppskattades år 2010 till 881 000 (Fakta om båtlivet i Sverige 2014). Fritidsfiske är mycket populärt, under 2013 ägnade sig uppskattningsvis 1,6 miljoner människor åt fritidsfiske, under sammanlagt 13,3 miljoner fiskedagar (Sveriges Officiella Statistik (SOS), 2014).

Östersjöns avrinningsområde är tätbefolkat och hyser både intensivt jordbruk och en mängd industrier. Miljötillståndet i Östersjön är sämre än önskvärt, och trots omfattande minskning av näringstillförseln är eutrofiering fortfarande ett av huvudproblemen i en stor del av havsområdet (Andersen et al. 2015). Eutrofiering, föroreningar, främmande arter och global uppvärmning kan leda till förändringar i sammansättningen, utbredningen och biomassan av Östersjöns arter (Elmgren, 1989; Gren et al. 2000; Rodhe & Winsor, 2002; Havs- och vattenmyndigheten, 2013; Helcom, 2003), vilket i sin tur kan påverka produktionen av ekosystem-tjänster. Ett exempel på detta är turistnäringen på Öland, där algblomningar under 2005 orsakade förluster på omkring 27 miljoner euro (Naturvårdsverket, 2009). Av de 23 ekosystemtjänster som bedömts i Bryhn et al. (2015) är det bara sex som anses vara i god status i Egentliga Östersjön och tolv i Bottniska Viken. Av de svenska havsområdena är Egentliga Östersjön också den bassäng som är mest påverkad av övergödning, medan de direkta utsläppen till Bottniska viken är av mindre betydelse (Wulff et al. 2014; Bryhn et al. 2015). Även överfiske och påverkan på arternas livsmiljö utgör betydande hot (Garpe, 2008; Naturvårdsverket, 2009; Bryhn et al. 2015).

De stödande och reglerande tjänster som motverkar övergödningens effekter har stor kapacitet, men de räcker inte till. Samhällets behov av dessa ekosystemtjänster överskrider ändå produktionen (Bryhn et al. 2015). Bland de försörjande ekosystemtjänsterna är tillhandahållande av livsmedel mest utsatt för miljöpåverkan.

## 3.2. Kartering, kvantifiering och värdering av marina ekosystemtjänster

För att kunna ta hänsyn till ekosystemtjänster i beslutsfattande och förvaltning behöver vi kartlägga och mäta storleken av ekosystemtjänster. Det i sin tur kräver kartering och kvantifiering av ekosystemen, de funktioner och processer som genererar tjänsterna (De Groot et al. 2010), eller de biofysiska variabler som ligger till grund för processerna. Miljöproblem och de förändringar av ekosystemen de kan förorsaka påverkar produktionen av ekosystemtjänster. Eftersom ekosystemens status är grundläggande för deras förmåga att producera varor och tjänster behövs därför också en bedömning av hur ekosystemen mår, med avseende på fysiska, kemiska och biologiska kvalitetsfaktorer (EC, 2013, 2014). Dessa samband är dock betydligt mindre studerade i marina system än i terrestra (Guerry et al. 2012), och det finns därför en risk att lagstiftning och beslutsfattande inte tar tillräcklig hänsyn till eller felvärderar marina ekosystemtjänster. Brister i täckning och upplösning av data och utbredningskartor för arter och livsmiljöer är också en utmaning när det gäller kartering av marina ekosystemtjänster (Maes et al. 2012).

Kartläggning av ekosystemtjänster kan ge kunskap om hur olika typer av påverkan förändrar produktionen av tjänster i ett rumsligt perspektiv (Lautenbach et al. 2011; Bryan & Crossman, 2013; Malinga et al. 2015). Ekosystemtjänstkartor kan därför vara viktiga redskap för att kommunicera och jämföra olika beslutsalternativ i planeringsprocesser och för att öka den allmänna förståelsen för miljö- och naturvårdsåtgärder (Hauck et al. 2013). Därför är det också viktigt att kartering av marin miljö tar hänsyn till de behov som finns hos planerare, beslutsfattare och förvaltare (Albert et al. 2014).

Att ta steget vidare till ekonomisk värdering av ekosystemtjänster kan också vara användbart för beslutsfattare. Dels för att öka förståelsen för vad ekosystemen bidrar med och dels för att underlätta avvägningar och prioriteringar mellan olika beslutsalternativ för att få en så effektiv förvaltning som möjligt givet de resurser man har (Bateman et al. 2014; Glenk et al. 2014; Malinga et al. 2015). En av förutsättningarna för att kunna värdera ekosystemtjänster för en region är dock att det finns tillförlitliga kartor över ekosystem och deras funktioner (Gundersen et al. in press, Sanchirico & Mumby, 2009). Ekonomiskt värde är ett användbart mått på ekosystemtjänsters bidrag till människors livskvalitet och välfärd, och ett sätt att öka förståelsen av vad som står på spel om användningen av ekosystemen förändras (TEEB, 2010). Ekonomisk värdering av ekosystemtjänster är dock ofta förenad med stora osäkerheter, vilka behöver identifieras och kvantifieras för att ge korrekt underlag för beslutsfattande (Schägner et al. 2013). Då de flesta ekosystemtjänster baseras på kollektiva resurser har de inte alltid ett traditionellt marknadsvärde, och generellt är de värderingstekniker som används för icke-användarvärden svaga (Chan et al. 2012; Parks & Gowdy, 2013) Ekonomisk värdering är ofta partiell eftersom alla värden inte kan omsättas till pengar (De Groot et al. 2002; Norton & Noonan, 2007; Parks & Gowdy, 2013; Gómez-Baggethun



et al. 2014). Genom en integrerad bedömning där både ekonomiska och andra typer av värden vägs in så kan fördelarna med ekonomisk värdering ökas samtidigt som en del av problemen minskar (EC, 2015). Även med de begränsningar som finns så är ekonomisk värdering ett viktigt redskap för att visa på de ekonomiska värden som finns och vad som riskerar gå förlorat om ekosystemens status försämras (TEEB, 2010; Naturvårdsverket, 2015).

Kunskapen om värdering och förvaltning av ekosystemtjänster har utvecklats enormt sedan Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), men några stora utmaningar kvarstår (Daily et al. 2009). För det första måste vi få en bättre förståelse för komplexiteten i ekosystemens produktionsfunktioner, interaktionerna mellan olika typer av tjänster samt hur dessa funktioner och tjänster ska karteras och på vilka skalor (Koch et al. 2009; Bennet et al. 2009; Sundblad et al. 2014). För det andra måste värdet av ekosystemtjänster tydligt och systematiskt integreras i styrdokument och beslutsfattande på olika nivåer (Mäler et al. 2008; Lester et al. 2013). Det är också viktigt att förstå hur värdet av olika ekosystemtjänster påverkas av mänskliga aktiviteter (Carpenter et al. 2009). Detta är särskilt angeläget i kustområden, eftersom de står för många av de högst värderade ekosystemtjänsterna (Costanza et al. 1997), i synnerhet i Östersjön där den mänskliga påverkan är stor (Lotze et al. 2006).

### 3.3. Projektets syfte

Forskningssatsningen som projektet Values har varit en del av syftar till att synliggöra betydelsen och värdet av ekosystemtjänster. Senast 2018 skall betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster vara allmänt kända och integreras i samhällsplanering, ekonomiska ställningstaganden, politiska avväganden och andra beslut i samhället för att skapa långsiktigt hållbara lösningar (SOU, 2011; *En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster*, 2013).

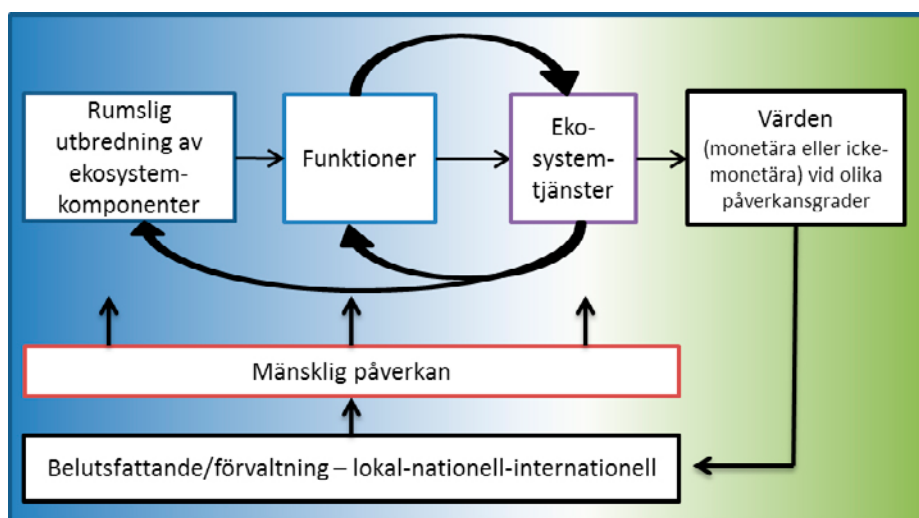
Syftet med detta projekt har varit att testa olika metoder för att kartera, kvantifiera och värdera ekosystemfunktioner i relation till mänsklig påverkan i form av invasiva arter och övergödning i två studiesystem: grunda kustområden och djupa sedimentbottnar, samt att ta fram kvantitativa mått på ekosystemtjänster och deras värde. Vi har nyttjat rumslig modellering för att skala upp de ekosystemkomponenter som bidrar med funktioner och processer som leder till olika typer av ekosystemtjänster, och vi har nyttjat ekonometriska metoder och numeriska optimeringsmodeller för att visa hur dessa tjänster kan värderas. Genom att visa på ett antal olika angreppssätt, deras styrkor och svagheter, vill vi bidra till en verktygslåda som kan användas vid andra situationer och frågeställningar.

Både ekosystemkomponenter och aktiviteter som påverkar dem har en rumslig fördelning. Kartering av ekosystemtjänster kan därför ge kunskap om hur olika typer av påverkan förändrar produktionen av tjänster i ett rumsligt perspektiv.

En förändring av påverkanstrycket från mänskliga aktiviteter kan påverka både ekosystemkomponenterna som sådana, de funktioner och processer som genererar ekosystemtjänster, samt ekosystemtjänsterna i sig. Samtidigt interagerar de olika nivåerna med varandra, vilket kan leda till komplexa samband mellan nyttjande och skapande av varor och tjänster. Detta ramverk (Figur 1) har vi applicerat på två olika typer av miljöer i Östersjön. I dessa miljöer har vi använt rumslig modellering för att skala upp de ekosystemkomponenter som bidrar med funktioner och processer som leder till olika typer av ekosystemtjänster, samt använt ekonometriska metoder och numeriska optimeringsmodeller för att visa hur dessa tjänster kan värderas.

Övergödning är ett av de största miljöproblemen i Östersjön och har därför ett särskilt fokus i denna rapport. Konsekvenserna av övergödning är bland annat ökade algblomningar med minskat siktdjup och syrefria bottenar som följd, vilket i sin tur påverkar en rad varor och tjänster som havsmiljö producerar. Östersjöns djupa mjukbottenar spelar en viktig roll i omsättningen av näringsämnen, och påverkar därmed övergödningssituationen. Havsborstmasken *Marenzelleria* spp, som kommit in i Östersjön med barlastvatten, dominerar nu den bottenlevande faunan i stora områden. Genom att kartera utbredningen av *Marenzelleria* har vi beräknat dess påverkan på fosforomsättningen i sedimenten och vilken effekt denna påverkan får på kostnaderna för att uppnå internationellt uppsatta mål för övergödning.

Övergödningen påverkar produktionen av ekosystemtjänster även i grunda kustområden. Här presenteras två konceptuellt olika angreppssätt för att koppla ihop övergödningens effekter med olika fiskarters utveckling, och samtidigt kvantifiera och värdera tillhörande ekosystemtjänster. Den ena metoden baseras på numeriska modeller drivna av tidsserier, den andra metoden baseras på rumsliga modeller drivna av empiriska samband. Båda metoderna delar dock den gemensamma ansatsen att synliggöra och kvantifiera effekterna av övergödning på kustnära fisk och associerade ekosystemtjänster.



Figur 1. Konceptuell modell över kopplingen mellan mänsklig påverkan, rumslig utbredning av ekosystemkomponenter, ekosystemtjänster och förvaltning tillämpad i projektet Values.

## 4. Marina ekosystemtjänster och invasiva arter: Ekonomiska effekter av *Marenzelleria* spp i Östersjön

Främmande arter i akvatiska system är ett globalt problem, och flera studier visar att kostnaderna kan vara omfattande (se Marbuah *et al.* (2014) för en översikt). De flesta studier mäter kostnader i form av minskat fiske och rekreationsvärden. Ett exempel utgörs av Rockwell (2003) som beräknar fiskeförlusterna av invasivt sjögräs i USA till cirka 80 miljarder kronor. Kostnaden av signalkräftan, som minskar fiske av flodkräfta i Sverige, skattas till cirka 0,5 miljarder (Gren *et al.* 2009). Emellertid är det få studier som beräknar kostnader av invasiva arter på stödjande och reglerande ekosystemtjänster.

Djupa sedimentbotten täcker ungefär 80 procent av Östersjön (Al-Hamdani & Reker 2007) och bidrar med viktiga ekosystemfunktioner såsom nedbrytning av organiskt material och omsättning av näringsämnen. Bottenlevande djur ökar omsättningen av material och påverkar flöden av syre och näringsämnen (Carstensen *et al.* 2014). Dessa processer har visat sig vara artspecifika (Karlson *et al.* 2007, 2011) och täthetsberoende (Hietanen *et al.* 2007; Norkko *et al.* 2012), men det kvantitativa sambandet mellan mjukbottenfauna och omsättning av näringsämnen är tillsvidare tämligen okänt (Carstensen *et al.* 2014).

*Marenzelleria* spp, ett havsborstmasksläkte vilket troligen introducerats via barlastvatten, observerades för första gången i Östersjön 1985 (Bick & Burckhardt, 1989). Det dröjde dock till 1991 innan den upptäcktes i miljöövervakningsdata. Tre arter av *Marenzelleria* har hittills identifierats i Östersjön: *Marenzelleria viridis*, *Marenzelleria neglecta* och *Marenzelleria arctia* (Blank *et al.* 2008). *Marenzelleria* spp kommer ursprungligen från områden kring Nordamerikanska kusten och ryska Ishavet, där den är relativt ovanlig och begränsad av predation (Virnstein, 1977; Sarda *et al.* 1995). I Östersjön har släktet etablerat sig som ett invasivt artkomplex som, åtminstone till antal individer, nu dominerar den bottenlevande faunan (Leppäkoski & Olenin, 2000; Zettler *et al.* 2002; Kauppi *et al.* 2015). Trots att det gått över 30 år sedan introduktionen är synen på *Marenzelleria* och dess påverkan på biologisk mångfald och ekosystemtjänster inte enhetlig, både positiva och negativa effekter har rapporterats (Katsanevakis *et al.* 2014; Kauppi *et al.* 2015).

Introduktionen av *Marenzelleria* har sannolikt påverkat viktiga ekosystemtjänstskapande bentiska processer, men i nuläget är de storskaliga effekterna av *Marenzelleria*-introduktionen inte helt utredda. *Marenzelleria* kan potentiellt hjälpa till att förbättra syreförhållandet i djupa mjukbotten och därmed positivt påverka fastläggningen av fosfor på lång sikt (Norkko *et al.* 2012; Maximov *et al.* 2015). Släktet gräver sig djupare och tolererar lägre syrenivåer än många inhemska arter (Schiedek, 1997; Karlson *et al.* 2005) och är känt för att nå höga tätheter i Östersjön (Norkko *et al.* 2012). Eftersom syrebrist ökar utflödet av fosfor från bottenarna (t ex Conley *et al.* (2002); Reed *et al.*

(2011)) så skulle ökad syresättning till följd av kolonisation av *Marenzelleria* kunna ha positiv inverkan på den totala fosforbelastningen i Östersjön.

Även om syresättning av syrefria bottenar leder till minskat fosforläckage, så är den positiva effekten på Östersjöskala inte helt belagd. Till exempel i Finska Viken har man sett höga nivåer av fosforläckage även från syresatta bottenar (Conley et al. 1997; Lehtoranta & Heiskanen, 2003; Almroth-Rosell et al. 2015). I en del experimentella studier har *Marenzelleria* visats öka fastläggningen av fosfor (Bonaglia et al. 2013), medan andra har sett ingen eller motsatt effekt (Karlson et al. 2005, 2007; Urban-Malinga et al. 2013; Renz & Forster, 2014). En minskning av fosforomsättningen till följd av *Marenzelleria* skulle kunna utgöra ett värdefullt komplement till de reningsåtgärder som görs (Norkko et al. 2012), medan en ökning skulle kunna motverka de insatser som görs för att minska fosforbelastningen från land (Gustafsson et al. 2012). Oavsett om det leder till en minskning eller ökning av fosforomsättningen är utbredningen av *Marenzelleria* och därmed dess potentiella påverkan stor och därför är en kartering och kvantifiering på Östersjöskala av generellt intresse.

Vi har i denna delstudie kartlagt och kvantifierat mängden *Marenzelleria* samt kvantifierat hur flödet av fosfor i sedimenten kan påverkas. Baserat på detta har vi kvantifierat hur den påverkar systemets självreningsgrad och den påföljande kostnaden för introduktionen.

## 4.1. Utbredning och abundans av *Marenzelleria* spp i Östersjön och bedömning av potentiell konsekvens för fosforreglering

ANTONIA NYSTRÖM-SANDMAN

Baserat på bottenfaunaprov från hela Östersjön har vi skapat en utbredningskarta över *Marenzelleria*, vilken vi sedan använt för att beräkna förändringen i fosforflöde till följd av introduktionen.

### 4.1.1. Metod

Rumslig modellering går förenklat ut på att relatera utbredningen av biomassa eller abundans av en art eller artgrupp till olika miljövariabler som förklarar utbredningen. Heltäckande kartor över miljövariablerna kan sedan användas för att prediktera förekomsten i ett rumsligt perspektiv, det vill säga på en karta.

En regressionsmodell för biomassa av *Marenzelleria* ( $\text{g/m}^2$ ) passades med en randomForest för R version 4.6-12 (Breiman, 2001; Liaw & Wiener, 2002; R Core Team, 2014). Biomassamodellen är en delmängd av den GradientForest-modell som beskrivs i Helcom (2013a), kompletterad med data från Finland och Danmark. Som indata användes biomassadata från bottenfaunaprov från hela Östersjön utom Ryssland, totalt 18 412 prov tagna mellan 2000 och 2015. Om prov från flera år förekom på samma plats valdes det senaste (hänsyn är inte tagen till provtagningsmånad), och om proven låg närmare varandra än 100 meter valdes ett av dessa slumpmässigt. De kvarvarande

8 962 proven användes i modelleringen. Om enbart antal individer fanns angivet i data användes en omvandlingsfaktor på 0,01652 g/ind baserat på medelvikt i svenska vatten i Östersjön. Olika provtagningsmetoder i Östersjön (med olika sällstorlek) gör att det kan vara stor variation i abundans, medan skillnaden är relativt liten för biomassa oavsett sällstorlek (då bidraget från många små individer till totalbiomassan ändå är litet). Miljövariablerna som användes för att kartera utbredningen av biomassa för *Marenzelleria* var latitud och longitud, djup, havsbottens lutning, salthaltens standardavvikelse, siktdjup, bottenströmshastighet och vågexponering.

Regressionsmodellen för biomassa av *Marenzelleria* (g/m<sup>2</sup>) förklarade 57 procent av variansen. NRMSE (normaliserat medelvärde av standardfelet) var 0,04 för modellen och 0,07 för validering baserad på undanhållet data, vilket kan anses vara acceptabla resultat (Bučas et al. 2013).

Modellen användes för att prediktera biomassan av *Marenzelleria* för hela Östersjön i 200 m upplösning. Den fotiska zonen och områden med en syrehalt vid botten om mindre än 2mg/l uteslöts i beräkningarna av fosforflöden. Konfidensintervall för prediktionen beräknades med hjälp av randomForestCI (Wager, 2016; Wager et al. 2014) för R (R Core Team, 2014).

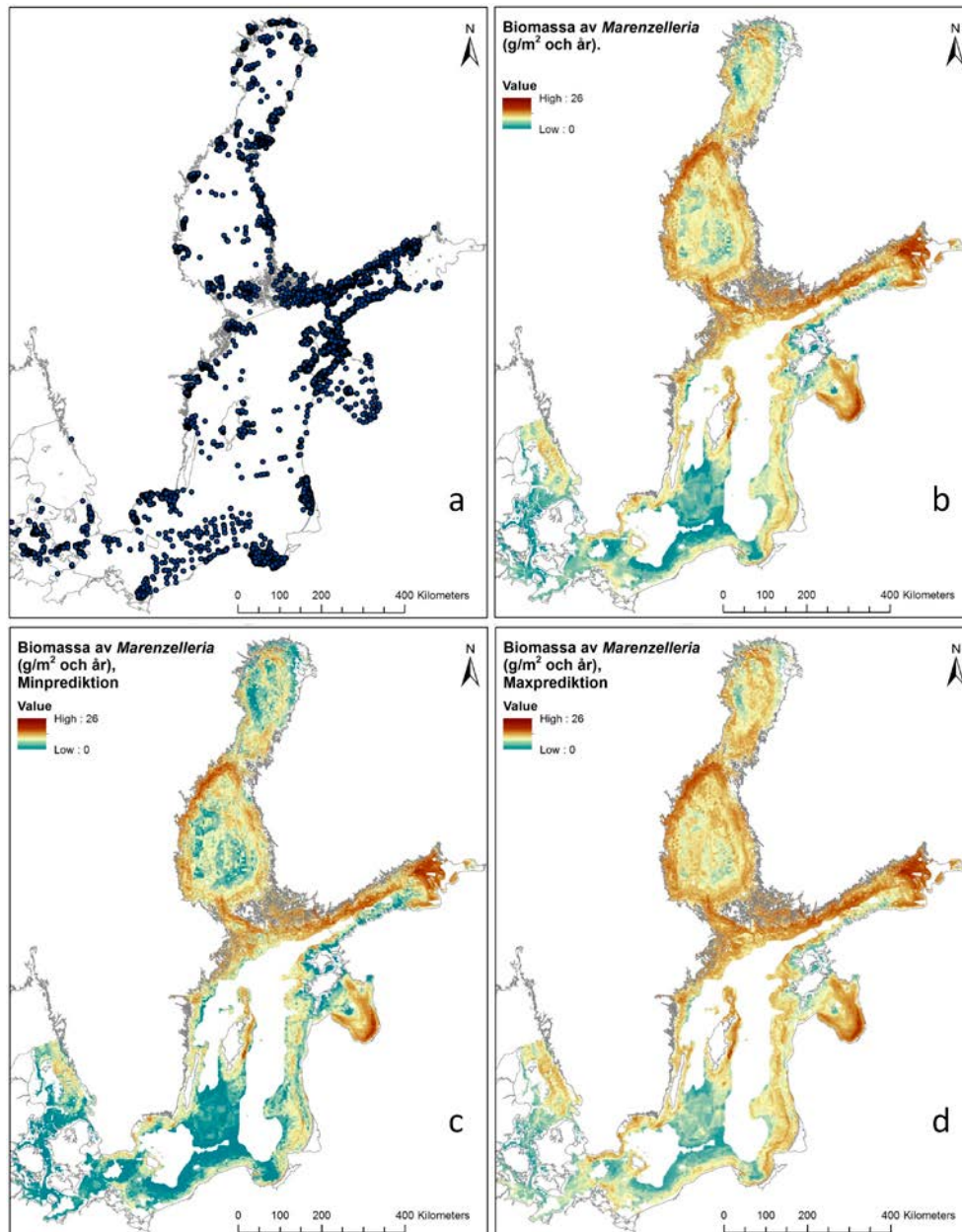
#### *Beräkning av fosforflöden*

Fosforflöden per bassäng beräknades som förhållandet mellan biomassa och fosforflöde, baserat både på fältdata (Norling, opubl) och simulerade data (Norkko et al. 2012). För Norling (opubl) har vi beskrivit ett linjärt förhållande, där utflödet av fosfor från sedimenten ökar ju högre biomassan av *Marenzelleria* är. Sambandet mellan *Marenzelleria* och utflöde av fosfor från sedimenten i Norkko (2012) var mer komplext, vilket kan beskrivas som ett polynom, där tätheter upp till 51 g/m<sup>2</sup> ger ett nettoutflöde (maximalt utflöde vid 25 g/m<sup>2</sup>), medan högre tätheter ger en nettoinlagring av fosfor i sedimenten. Dock är maxvärdet i Norlings data 7,5 g/m<sup>2</sup> vilket motsvarar en liten del av det spann som återfinns i Norkkos (2012) publikation. Extrapoleringen till tätheter >7,5 g/m<sup>2</sup> får därför betraktas som något osäker för den linjära modellen.

Fosforflödet i sandbotten skiljer sig sannolikt från det i mjukbotten. Viktorsson et al. (2013) fann att fosforinnehållet i de översta tre centimetrarna av sedimentet var ungefär hälften på sandiga erosionsbottnar jämfört med ackumulationsbottnar. Merparten av *Marenzelleria*-proverna saknade substratinformation, men där den fanns var biomassan av *Marenzelleria* generellt lägre på sandiga bottnar. Vi har därför antagit att *Marenzellerias* påverkan på fosforflödet är hälften så stor på sandiga bottnar (sedimentklasser enligt EU Seamap) jämfört med mjukbottnar. Vi beräknade förändringen i fosforflöde per pixel i prediktionskartan och aggregerade sedan detta per substrat för att på så sätt få det totala fosforflödet per bassäng (Tabell 1). Vi antog att fältmätta data var representativa enbart för sommarmånaderna, och har därför justerat fosforflödena till att representera en tredjedel av året. Max- och minvärdena för fosforflöden är baserade på max- respektive minprediktionen av *Marenzelleria* (prediktion +/- konfidensintervall) i varje pixel.

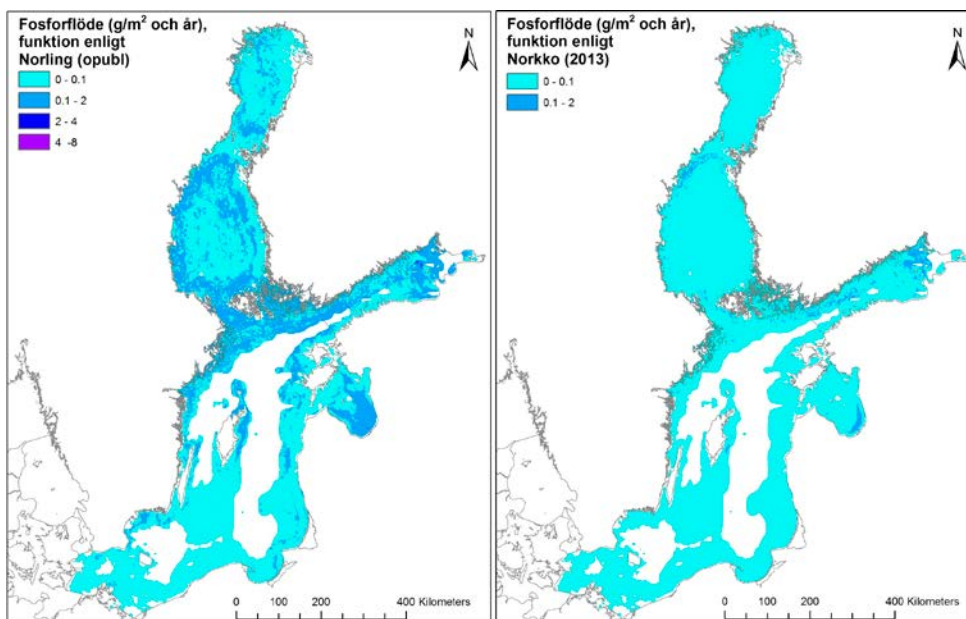
#### 4.1.2. Resultat

Enligt prediktionen är biomassan av *Marengelleria* högst i Finska Viken, Rigabukten och längs den svenska Bottenhavskusten. Den maximala biomassan i prediktionen var  $26 \text{ g/m}^2$ . Detta motsvarar inte maxbiomassan i data, utan snarare 99:e-percentilen på  $29,7 \text{ g/m}^2$  (Figur 2).



Figur 2. Provtagningspunkter (a) samt modellerad biomassa av *Marengelleria* ( $\text{g/m}^2$ ), prediktion (b) +/- konfidensintervall för modellen (min- respektive maxprediktion, c och d).

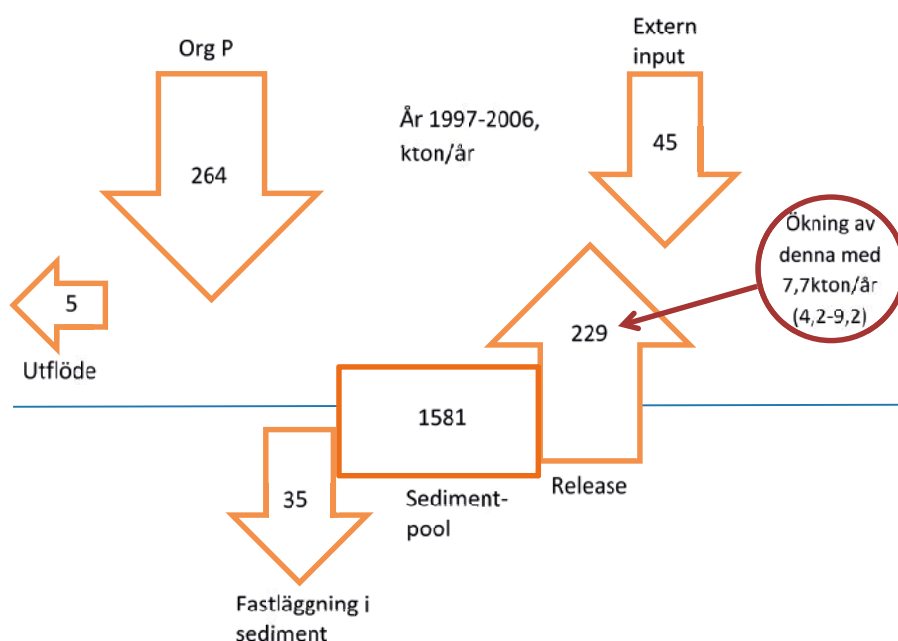
Det beräknade fosforflödet speglar biomassafördelningen. Beroende på vilken funktion som använts så skiljer sig fördelningen och maxflödet åt, de maximala flödena är högre om man använder funktionen baserad på experimentella data (Figur 3). Då den predikterade biomassan inte översteg de 51 g/m<sup>2</sup> som ger en nettoinlagring av fosfor i sedimenten enligt Norkkos modell så ökade återcirkulationen från sedimenten i hela området. Eftersom fosforflödet per bassäng beräknades som en funktion av biomassan, så fick de bassänger med hög biomassa också högre maximala flöden när vi använde den linjära modellen baserad på experimentella data (Norling) medan Norkkos modell, som har en mindre brant lutning, gav minskade flöden när biomassan översteg ca 25 g/m<sup>2</sup>. Eftersom Bottenviken och Bottenhavet generellt har sandigare bottenar med lägre innehåll av organiskt material kan dock P-flödet vara något överskattat i dessa bassänger (Tabell 1). Gustafsson et al. (2012) beräknade utflödet av fosfor från sedimenten till 229 000 ton/år för hela Östersjön (Figur 4). Resultaten visade att introduktionen av *Marenzelleria* ökar återcirkulationen av fosfor från sedimenten med 4 248–9 159 ton per år, motsvarande 2–4 procent jämfört med Gustafsson et al. (2012), där fosforflödet från sedimenten är beräknat utan *Marenzelleria*.



Figur 3. Ökat utflöde av fosfor från sedimenten till följd av *Marenzelleria* spp, beräknat enligt Norling (opubl) och (Norkko et al. 2012).

Tabell 1. Total biomassa av *Marezzelleria* (ton) och totalt fosforflöde (ton) per bassäng, beräknade på fältmätta data (Norling opubl) och simulerade data (Norkko et al. 2012).

Bassäng	Biomassa			P-flöde (Norling, opubl)			P-flöde (Norkko 2012)		
	Medel	Min	Max	Medel	Min	Max	Medel	Min	Max
Egentliga Östersjön	21 132	15 668	26 866	2 204	1 647	2 793	1 491	1 114	1 889
Rigabukten	5 988	5 256	6 747	738	656	823	494	438	550
Finska viken	15 932	14 466	17 406	1 636	1 485	1 788	1 079	979	1 180
Bottenhavet	23 691	19 654	27 738	2 589	2 138	3 041	1 744	1 441	2 046
Bottenviken	6 608	4 926	8 307	560	407	714	379	276	483



Figur 4. Fosforflöden i Östersjön, baserat på Gustafsson et al (2012).

## 4.2. Potentiella kostnader av förändrad fosforomsättning i Östersjön till följd av *Marezzelleria* spp

ING-MARIE GREN

Värdering av marina invasiva arter utgör en specifik svårighet då de ofta påverkar flera ekosystemtjänster. En komplett värdering skulle därför kräva numerisk analys av samtliga samband mellan den invasiva arten och dess effekter på samtliga ekosystemtjänster. I denna studie föreslår vi ett alternativ som innebär att man istället utgår från miljömål och undersöker hur kostnaden för att uppnå dessa påverkas av den invasiva arten. Vi visar hur denna metod kan användas för att beräkna kostnader av det invasiva havsborstmasksläktet *Marezzelleria* i Östersjön som påverkar omsättningen av kväve och fosfor i havsbottenarna.



Mer precist beräknar vi förändringar i kostnader för att uppnå det senaste internationella målet för fosforreduktion om minskning av mängden fosfor i Östersjön (Helcom, 2013b). Fosfor tillförs Östersjön från dess avrinningsområde och skadan i form av övergödning påverkas bland annat av hur fosfor transformereras i havet och hur stor del av tillförd fosfor som är tillgänglig för biologisk produktion. Omfattningen av den del som inte är tillgänglig bestäms av systemets ”självreningskapacitet”. För fosfor består denna ”självreningskapacitet” av fastläggning på bottenarna vilket innebär att en mindre mängd fosfor finns tillgänglig i vattenmassan. När vi har mål om maximala mängder av tillgängligt fosfor i havet blir det därmed dyrare att uppnå dessa mål vid en lägre självreningsgrad, vilken definieras som fastläggning av fosfor/total mängd fosfor. Masken *Marenzelleria* gräver i bottenarna och påverkar därmed denna självreningsgrad.

#### 4.2.1. Metod

Kostnaden av *Marenzelleria* beräknas som skillnaden i kostnader för att uppnå Helcoms (2013b) fosformål med och utan arten. Man kan också uttrycka detta som att vi beräknar det minskade värdet av Östersjöns ekosystemtjänst i form av reglering av fosfor, eller självreningsgrad av fosfor. Värdet av denna beräknas med den så kallade ersättningskostnadsmetoden (t ex Gren, (2013)). Det innebär att värdet utgörs av de kostnader man undviker för den reglering av fosfor som utförs av Östersjön helt gratis.

Preliminära beräkningar som redovisas i Tabell 1 och i avsnitt 4.1.2 pekar på att förekomst av *Marenzelleria* reducerar självreningsgraden, vilket dock varierar för olika bassänger i Östersjön. I Tabell 2 redovisar vi initiala fosformängder, självreningsgrad med och utan *Marenzelleria*, samt krav på minskningar utifrån den internationella överenskommelsen i Baltic Sea Action Plan (Helcom, 2007).

**Tabell 2. Mängd fosfor i olika bassänger i Östersjön, självreningsgrad<sup>1</sup> utan och med *Marenzelleria*. Källa: Gren et al. (2016).**

	Initial mängd fosfor, tusen ton	Självreningsgrad <sup>1</sup> utan <i>Marenzelleria</i>	Självreningsgrad <sup>1</sup> med <i>Marenzelleria</i>	Mål om minskning av fosformängd, % av initialmängd
Bottenviken	7.4	0.324	0.228–0.288	
Bottenhavet	71.2	0.042	–0.001–0.022	
Egentliga Östersjön	434.6	0.041	0.035–0.039	50
Finska viken	25.9	0.236	0.167–0.198	33
Rigabukten	12.7	0.164	0.099–0.130	34

<sup>1</sup> Fastläggning av fosfor i sediment/total mängd fosfor.

Egentliga Östersjön svarar för 79 procent av hela fosforinnehavet på 552 tusen ton. Reduktionsmålet för denna bassäng är också som störst, 50 procent jämfört med 33 procent för Finska viken och 34 procent för Rigabukten. Det innebär att effekter på självreningsgraden för denna bassäng har stor betydelse för kostnaden av *Marenzelleria*, trots att effekten kan tyckas relativt liten med

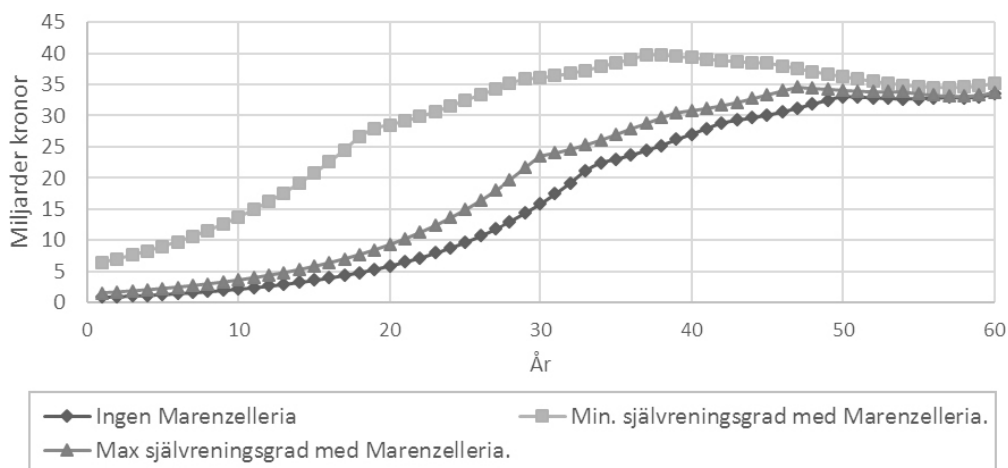
en maximal minskning från 0,041 till 0,035. Effekterna på de övriga bassängerna är relativt högre och för Bottenhavet kan självreningsgraden bli negativ, det vill säga bli en källa för tillgängligt fosfor.

Kostnaden för att uppnå målen med och utan *Marenzelleria* beräknas som skillnaden i lägsta kostnader för att uppnå kraven på de fosforreduktioner som presenteras i Tabell 2. Under ”business as usual” (BAU) är den totala mängden utsläpp från avrinningsområdet cirka 34 tusen ton per år, där Polen svarar för cirka 40 procent (Gren et al. 2016). Dessa utsläpp måste minska om mål om total fosformängd enligt Tabell 2 ska uppnås. Även om utsläppen skulle minska till noll dröjer det innan målen kan uppnås. Vi måste därför bestämma en tidpunkt då de ska vara uppnådda. I denna studie har vi antagit att det ska ske inom 60 år. En annan aspekt är transporter av fosfor mellan de olika bassängerna. Det innebär att minskningar i tillförsel av fosfor till exempelvis Finska viken, påverkar Egentliga Östersjön och vice versa. Vi har tagit hänsyn till dessa transporter med hjälp av en enkel input-output modell av fosforflöden mellan bassänger.

I syfte att beräkna lägsta kostnader för att uppnå mål om fosforreduktioner inom 60 år har vi konstruerat en numerisk och dynamisk optimeringsmodell som tar hänsyn till transporter av fosfor mellan havsbassänger och olikheter i självreningsgrad (för detaljerad beskrivning, se Gren et al. 2016). Med hjälp av modellen kan vi beräkna den kostnadseffektiva fördelningen av åtgärder i olika länder och tidsperioder för att uppnå BSAP mål inom 60 år. Kostnader för reningsåtgärder uppstår i de olika länderna runt Östersjön och berör jordbruk, industri, hushåll och reningsverk. De åtgärder som inkluderas är minskad djurhållning, minskad användning av handelsgödsel, ökad areal av fånggrödor, energiskog, vall och våtmarker, ökad borttagning av kväve och fosfor vid reningsverk och fastigheter, fosforfritt tvättmedel och reduktion av kväveutsläpp från fossilt bränsle. Flera olika metoder har använts för beräkning av kostnader för dessa åtgärder (se närmare beskrivning i Gren et al. 2016). Kostnadsfunktioner för samtliga åtgärder inkluderas i den numeriska modellen. Vidare antas en diskonteringsränta på 1,5 procent. Diskonteringsränta avspeglar våra tidspreferenser, det vill säga hur mycket vi värderar att konsumera i nutid jämfört med att skjuta upp den till framtiden.

#### 4.2.2. Resultat

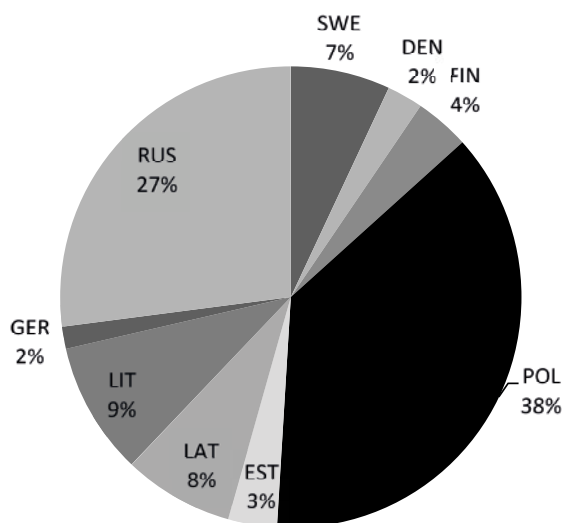
Den beräknade lägsta totala kostnaden för att uppnå målen i Tabell 2 utan förekomst av *Marenzelleria* beräknas till 1 025 miljarder kronor, vilket motsvarar en årlig kostnad på cirka 17 miljarder kronor. Våra beräkningar visar att den minskande självreningsgraden på grund av *Marenzelleria* ökar kostnaden med cirka 73 procent till 1 756 miljarder. I Figur 5 visas hur den årliga optimala reningskostnaden utvecklas under tre olika fall: utan *Marenzelleria* och med *Marenzelleria* vid minimal och maximal självreningsgrad.



Figur 5. Diskonterade kostnader för att uppnå fosforreduktioner i Tabell 2 senast år 60 från implementering av program, miljarder kronor/år

I samtliga tre fall är kostnaden högre under den senare delen av perioden. Det är två orsaker till detta: diskonteringsränta och självreningegrad. Diskonteringsräntan gör att framtida kostnader blir lägre än samtida. Det innebär att utgifter för rening genomförs så sent som möjligt. Självreningegraden nyttjas så långt det är möjligt eftersom den är ”gratis” till skillnad från kostsamma åtgärder som minskar de årliga fosforutsläppen från avrinningsområdet. När denna självreningegrad minskar, vilket sker med *Marenzelleria*, måste en större del av reningen genomföras med minskade utsläpp från avrinningsområdet. Kostnaderna blir då högre i varje period, vilket framgår av Figur 5.

Det framgår också av Figur 5 att kostnaden av *Marenzelleria* varierar stort beroende på dess effekt på självreningegraden. Som mest uppgår den beräknade kostnaden under hela perioden till 731 miljarder kronor, men den kan också vara lägre och uppgå till 166 miljarder kronor när effekten är som minst. Gemensamt för samtliga fall är att ett land, Polen, bär den största kostnaden, se Figur 6.



Figur 6. Procentuell fördelning av kostnader av *Marenzelleria* mellan olika länder runt Östersjön

Anledningen är att i en kostnadseffektiv lösning väljs åtgärder där de är som billigast och där det finns reningskapacitet. Ökade reningskrav som följd av den minskade självreningsgraden orsakad av *Marezzelleria* sker därför främst i länder med relativt låga reningskostnader och höga utsläpp till Östersjön. I denna modell drabbas därför Polen och Ryssland mest, då de tillsammans svarar för 65 procent av den totala kostnaden för de ökade reningskraven till följd av *Marezzelleria*.

### 4.3. Diskussion

Ur förvaltningsperspektiv är det viktigt att få kunskap om eventuella kostnader för eller genererade värden av främmande arter. Det behövs både som exempel på potentiella kostnader relaterade till avsaknad av preventiva åtgärder och för att uppfylla målen i havsmiljödirektivet. Det finns inga rimliga åtgärder att ta till för att bli av med *Marezzelleria*, men vi kan förekomma introduktion av nya arter med potentiellt stora kostnader. I bedömningen av vad som är en rimlig preventiv åtgärd är det viktigt att veta vilka värden som står på spel.

Förebyggande åtgärder kan vara mer effektiva, både för att motverka främmande arter och ur kostnadssynpunkt, än åtgärder som vidtas efter ankomst, om de senare ens är möjliga (Hogfors & Blomqvist in press). Eftersom många invasiva arter kommer med den internationella fartygstrafiken (Hogfors & Blomqvist in press, Katsanevakis et al. 2014) är det viktigt att i det förebyggande arbetet jobba med en effektiv implementering av barlastvattenkonventionen (IMO, 2016).

För att beräkna effekterna av *Marezzelleria* har vi använt oss av internationella överenskommelser om reduktion av fosfor och kväve till Östersjön (Helcom, 2013b). Ett grundläggande antagande har varit att kostnaden för att uppnå dessa mål utgör ett mått på värdet av att uppnå målen. Man skulle inte acceptera denna kostnad om värdet inte vore minst lika högt. Kostnaden att uppnå reduktionsmålen beror på Östersjöns självreningsgrad, en reglerande ekosystemtjänst. Den främmande arten, *Marezzelleria*, påverkar denna självreningsgrad och därigenom kostnaden för att uppnå målen. Ekonomiska effekter av *Marezzelleria* beräknades då som effekter på kostnader för att uppnå målen. För detta syfte konstruerade vi en dynamisk optimeringsmodell för kostnadseffektiva lösningar. Modellen tar hänsyn till flöden, dynamik och tillstånd i olika marina bassänger, och inkluderar kostnader för reduktion av kväve och fosfor med åtgärder inom flera sektorer. Denna typ av modellering kan användas för värdering av stödjande och reglerande funktioner där det finns tydliga miljömål och möjlighet att beräkna effekter och kostnader för olika åtgärder.

De kvantitativa sambanden bygger på data från två olika studier. Eftersom studierna skiljer sig åt är resultaten inte heller helt samstämmiga, men sambanden har samma riktning och rör sig i samma storleksordning. Dock får denna skillnad konsekvenser när värdena räknas upp till Östersjöskala. Den totala påverkan på fosforflödet skiljer sig åt beroende på vilken funktion som används, och i den bioekonomiska modellen har dessa skillnader påtaglig påverkan på slutresultatet i kronor och ören. Vi har här valt att redovisa hela spannet, då det tydliggör osäkerheterna i denna typ av modellering. Denna fallstudie har fokuserat på effekten av en enskild art, men tar ingen hänsyn till andra organismer. Bottenfaunans bidrag till nettoflödet av fosfor beror på den rumsliga utbredningen av alla arter och deras respektive påverkan på fosforomsättningen i sedimenten, men data på sambanden saknas i stor utsträckning. Att ta hänsyn till alla dessa komplexa interaktioner har därför inte varit möjligt inom ramen för detta projekt.

## 5. Kustnära rovfiskars ekosystemtjänster och effekter av övergödning

För snart tio år sedan antog Helcom, via sina medlemsstater, en aktionsplan för att minska övergödningen i Östersjön (Helcom, 2007). Även om tidigare starka negativa trender nu bromsas upp, eller till och med börjar vända, är övergödningen av Östersjön ett fortsatt stort problem (Andersen et al. 2015). Ett överskott av näringsämnen ökar produktionen av plankton och filamentösa alger, vilket kan leda till skuggning, kvävning och minskad rekrytering av perenna makrofyter (Berger et al. 2004; Krause-Jensen et al. 2008), samt syrebrist och en försämrad kvalitet hos livsmiljöerna och deras tillhörande ekosystemtjänster (Rönnerberg & Bonsdorff, 2004; Diaz & Rosenberg, 2008).

Aktionsplanens främsta indikator för övergödning är vattnets genomsläpplighet för ljus, mätt som medelsiktdjup under sommaren (Helcom, 2007). Siktdjup är en lämplig indikator för övergödning då det finns en stark relation mellan klorofyll *a* och siktdjup (Fleming-Lehtinen & Laamanen, 2012). I Östersjöns aktionsplan sattes referensnivåer för siktdjup baserat på historiska data, samt målnivåer till 25 procent av referensnivån.

Eftersom åtgärder mot övergödningen kan vara kostsamma, ta lång tid för att ha en effekt och även ha en osäkerhet kring hur verksamma de är (Varjopuro et al. 2014), behöver effekterna av en förändrad övergödningnivå på ekosystemkomponenter, funktioner och processer undersökas.

Rovfisk utför ett flertal viktiga ekosystemtjänster. Inte minst är de viktiga som föda och för rekreation (fritidsfiske, dykning), men de utför också mer svårbedömda tjänster som biologisk reglering. Biologisk reglering innebär att den stora rovfisken genom trofiska kaskader kan begränsa mängden mesopredatorer (mellanstor fisk, till exempel storspigg). Mesopredatorerna i sin tur påverkar mängden betare, vilka äter fintrådiga alger, som annars kan ge upphov till övergödningseffekter (Eriksson et al. 2009). Nyligen genomförda studier har visat att denna reglering, från stor rovfisk till fintrådiga alger, kan vara lika viktig som näringstillförsel för förekomsten av övergödningssymptom som mängden fintrådiga alger (Östman et al. 2016).

Abborre och gös är viktiga arter både för det kommersiella fisket och för fritidsfisket (Lehtonen et al. 1996; Ådjers et al. 2006; Karlsson et al. 2014). Båda arterna leker på våren och spenderar sin första sommar i grunda och varma vikar och fjärdar (Lehtonen et al. 1996; Snickars et al. 2010). En viktig skillnad mellan arterna är deras anpassning till siktdjupsförhållanden, där abborre föredrar klart vatten och gös grumliga miljöer (Sandström & Karås, 2002; Ljunggren & Sandström, 2007; Veneranta et al. 2011). Flera studier har visat på positiva effekter av en minskad övergödning på ekosystemkomponenter, funktioner och processer (Rönnerbäck et al. 2007; Ahtiainen & Vanhatalo, 2012), men en kvantifiering av sambanden saknas till stora

delar (men se Bergström et al. 2013). Mängden rekryteringsmiljö verkar ha en begränsande effekt på hur många stora fiskar som kan produceras i ett område, vilket har visats genom att kvantitativt relatera antalet stora rovfiskar i standardiserade nätprovfisken till mängden rekryteringsmiljö i närområdet (Sundblad et al. 2014). I områden med mer rekryteringsmiljö återfinns också fler stora rovfiskar.

Att koppla samman effekter av övergödning med olika fiskarters beståndsutveckling, och samtidigt kvantifiera och värdera tillhörande ekosystemtjänster är ingen lätt uppgift. I det följande presenteras två konceptuellt olika angreppssätt, där den ena metoden baseras på numeriska modeller drivna av tidsserier, och den andra metoden baseras på rumsliga modeller drivna av empiriska samband. Båda metoderna delar dock den gemensamma ansatsen att synliggöra och kvantifiera effekterna av övergödning på kustnära fisk, inklusive associerade ekosystemtjänster.

## 5.1. Effekter av näringsämnen på abborre i sydöstra Sverige – en ekonometrisk analys

WONDMAGEGN TAFESSE TIRKASO, ING-MARIE GREN

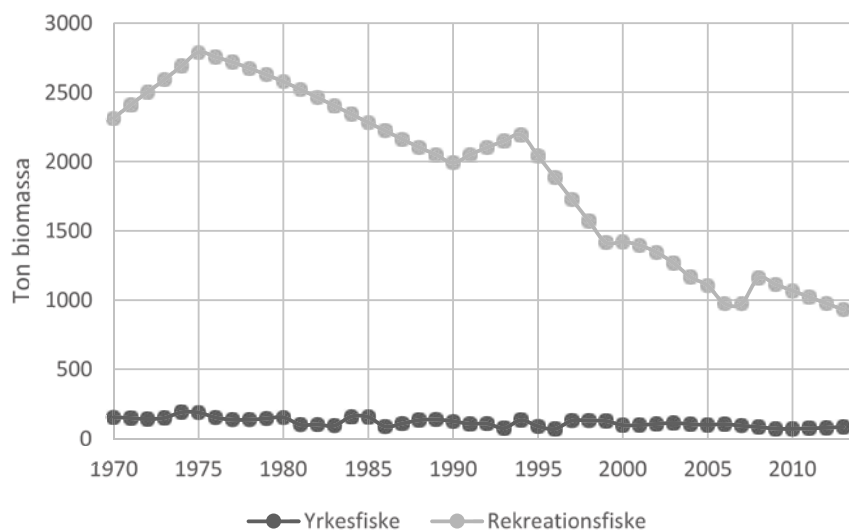
Som sagts ovan är det väl känt att tillförsel av näringsämnen till Östersjön medför en rad olika effekter på olika ekosystemtjänster. Däremot finns det relativt få studier som kvantifierat och värderat dessa effekter. En orsak kan vara svårigheter med att modellera och kvantifiera samband mellan tillförsel av näringsämnen, effekter på ekosystemen och fiskpopulationer. En annan att flera faktorer påverkar populationen samtidigt, såsom klimateffekter och ökning av fågelpopulationer som äter fisk. Det ställer krav på numerisk ekologisk modellering som tar hänsyn till dessa faktorer och hur de via näringskedjan påverkar fiskpopulationer. Flera studier har undersökt effekter av enbart näringsämnen på fisk.

Syftet med denna studie är att pröva en ekonometrisk metod, det vill säga statistisk metod som används inom nationalekonomi, för skattning av effekter av näringsämnen på abborre där vi tar hänsyn till flera olika påverkansfaktorer. Abborrpopulationen betraktas som en typ av naturkapital, där värdet bestäms av dess avkastning vilket i vårt fall utgörs av fångster för yrkes- och fritidsfiske. Ekonometriska analyser av olika faktorer som påverkar avkastning av en resurs har en lång tradition inom nationalekonomi och har tillämpats på bland annat finansiella marknader, olje- och jordbruksprodukter.

### 5.1.1. Metod

Vi applicerar den så kallade produktionsfunktionsmetoden för värdering av effekter på abborre där näringsämnen betraktas som en insatsvara för tillväxt av fisk tillsammans med andra faktorer (se bl.a. Barbier (2007, 2013)). Ett ytterligare antagande är ett hållbart fiske, vilket inkluderar både yrkes- och fritidsfiske, där totala fångsten inte överstiger tillväxten i population.

Numeriska modeller av tillväxt i abborrpopulationen på sydostkusten finns dock inte tillgängliga. Vi konstruerade därför en sådan med hjälp av ekonometrisk analys av data på fångster av abborre och på olika påverkansfaktorer vid den svenska sydostkusten under perioden 1974 till 2014. Under denna period har fångster från rekreativfiske minskat betydligt (Figur 7).



Figur 7. Fångster från yrkes- och rekreativfiske av abborre vid Sveriges sydostkust under perioden (1970–2014). Källa: (Tirkaso & Gren, 2016)

Dessa minskningar kan bero på flera faktorer förutom tillförsel av näringsämnen. En kan vara fisketrycket från rekreativfiske och kommersiell verksamhet. Andra orsaker kan vara ökade populationer av säl och skarv som äter abborre och/eller temperaturförändringar.

Skattningarna av effekter av näringsämnen på abborre baseras på en logistisk populationsmodell där ett grundläggande antagande är att tillväxttakten i populationen över tid kan approximeras med tillväxttakten i så kallade catch per unit effort (CPUE) av kommersiellt fiske. CPUE beräknas då som kommersiell fångst dividerat med fisketryck mätt i antal fiskebåtar. Denna approximation utgör beroende variabel och tillförsel av kväve och fosfor, fisketryck i form av fiskebåtar, fritidsfiske, vattentemperatur och skarvpopulation, och en trend utgör oberoende variabler. Trendvariabeln avspeglar tiden mellan 1971 till 2014 och kan fånga upp förändringar under denna period som inte finns med i de övriga förklaringsvariablerna. Det är viktigt att här påpeka att metoden enbart skattar dessa förklaringsvariablers korrelation med CPUE och inte genom vilka mekanismer dessa effekter uppstår.

Data på fiskefångster har inhämtats från flera olika källor. Yrkesfiskets fångster kommer från årsböcker för fiske, Statistiska Centralbyrån och HaV, och data på fritidsfiske från Persson (2009). Uppgifter på tillförsel av näringsämnen har inhämtats från Baltic Nest Institute (2015) och Helcom (2015). Data på fiskebåtar från Transportstyrelsen (2015), på vattentemperatur från Havsmiljöinstitutet (2015) och på skarvpopulation från Naturvårdsverket (2013).



Det är högst sannolikt att förklaringsvariablerna samverkar och kan vara ömsesidigt beroende. Vi använder därför en metod, Fully Modified Ordinary Least Square, som tar hänsyn till sådan samverkan och som dessutom beaktar eftersläpningar av effekter på populationen över tiden (Vogelsang och Wagner 2014).

### 5.1.2. Resultat

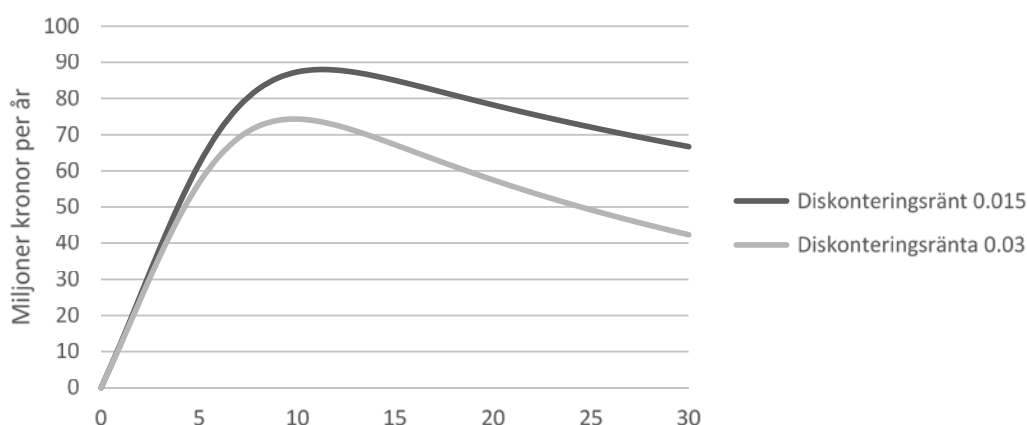
Resultaten av den ekonometriska analysen pekar på att tillförsel av fosfor till Egentliga Östersjön har en signifikant och negativ effekt på tillväxttakten av CPUE av abborre vid den svenska ostkusten. Det gäller även för antalet skarvar. Däremot visar resultaten att en högre temperatur leder till en ökad tillväxttakt i CPUE.

De ekonometriska skattningarna gör det möjligt att konstruera en numerisk modell av abborrpopulationen, som kan användas för att beräkna effekter på population och fångstvärde av reducerad fosfortillförsel. Dessa skattningar pekar på en inneboende tillväxttakt, det vill säga möjlig tillväxt under ideala förhållanden, på 0,31.

Den konstruerade populationsmodellen användes för att beräkna effekter på population och fångstvärde av den internationella överenskommelsen om en minskning av fosfortillförsel till Egentliga Östersjön med 40 procent (Helcom, 2013). Den skattade abborrpopulationen 2014 uppgick till 10000 ton, vilken beräknats öka till cirka 17 500 ton efter 10 år utan förändring i fosfortillförseln. Med en minskning med tillförseln på 40 procent kan populationen öka till 24 000 ton efter en lika lång period. En del av värdet av denna minskning utgörs av förbättrade fiskemöjligheter. Värdet skattades då som skillnaden i fångstvärde med och utan fosforreduktion. Det bestäms av nettovärde per ton fångst, fiskares anpassning till den förändrade populationen och diskonteringsränta.

Fiske för rekreation utgör den större delen av fångsten vid den svenska ostkusten, cirka 95 procent, och värdet av denna bestämmer då till stora delar värdet av olika abborrpopulationer. Rekreativvärde kan bestå av flera faktorer såsom möjlighet att fånga fisk och att komma ut i naturen. Flera studier har beräknat rekreativvärde av fiske i Sverige (t.ex. Söderqvist et al. 2005). Ett problem med flertalet av dessa är att de relaterar det totala rekreativvärdet till hushåll, fiskare eller fiskedagar. För att kunna beräkna värdet av förändrad fiskepopulation måste det relateras till fångst eller population. Söderqvist et al. (2005) har gjort detta i en beräkning av rekreativvärde för abborre i Stockholms skärgård, och visar att det kan uppgå till cirka 90 kr/kg (2015 års priser). Med starkt förenklande antaganden om att fisketrycket, mätt som fångst i förhållande till population är detsamma som tidigare, cirka 0,20, kan vi med hjälp av populationsmodellen beräkna skillnaden i värden av fångst med och utan fosforreduktioner under en given diskonteringsränta. Nivån på denna har effekt på framtida värden eftersom dessa blir lägre vid en högre diskonteringsränta.

Vid beräknade värden av skillnader i fångst under en period på 30 år för två olika nivåer på diskonteringsräntan, 1,5 procent och 3 procent. Den högre räntan rekommenderas ofta för kostnads- och intäktsanalyser vid tidsperioder som understiger 50 år (Boardman et al. 2014). Den lägre räntenivån införs för att undersöka hur resultaten påverkas. Vid en diskonteringsränta på 1,5 procent uppgick det totala värdet av fångsten under denna period utan fosforreduktion till 6 593 miljoner kronor och med fosforreduktionen till 8 741 miljoner kronor. Det ger en skillnad på 2 148 miljoner kronor totalt eller cirka 72 miljoner kronor per år. Det årliga värdet varierar dock kraftigt över tiden, vilket visas för båda diskonteringsräntorna i Figur 8.



Figur 8. Ökat fångstvärde på abborre vid södra ostkusten av en fosforreduktion till Egentliga Östersjön med 40 %, nuvärde per år vid olika diskonteringsräntor

Värdena ökar för båda diskonteringsräntorna tills den stabila populationsnivån på 24 000 ton är uppnådd, vilket sker cirka tio år efter den initiala fosforreduktionen. Därefter sjunker de på grund av diskonteringsräntan. Det ska dock påpekas att värdena avser bruttovärde av fångst vilket inte inkluderar kostnaderna för utrustning, resor med mera. Å andra sida har vi inte tagit hänsyn till att ett hållbart fiske kan öka vid en större population, vilket ökar de beräknade värdena.

### 5.1.3. Slutsatser

Framsta syftet med denna studie har varit att testa en väl beprövad metod inom nationalekonomi, ekonometrisk analys av historiska data, för analys av effekter av olika faktorer på tillgången på en resurs. Det nya är tillämpningen på en naturresurs som påverkas av faktorer som inte handlas på en marknad. I vårt fall sker tillämpningen på abborre vid den svenska ostkusten, och skarv, temperatur och näringsämnen utgör påverkansfaktorer. En styrka med metoden är att den ger information om hur de olika faktorerna påverkat abborren under en längre tidsperiod. En nackdel är risker för att man exkluderar viktiga faktorer på grund av att det inte finns tidsseriedata. Man kan då oftast inte statistiskt säkerställa varför och hur de inkluderade förklaringsvariablerna påverkar den beroende variabeln, som i vårt fall utgörs av tillväxttakt i CPUE

för abborre. En annan nackdel är att de variabler man inkluderar kan samverka och påverka varandra, och att det finns eftersläpningar i effekter. Självfallet går det inte att till fullo ta hänsyn till alla dessa aspekter. Tack vare den långa traditionen med tillämpningar av metoden på andra områden har den dock utvecklats så att man med viss säkerhet kan bedöma betydelsen av olika faktorer. En robust slutsats i vår tillämpning är den skattade möjliga tillväxttakten i abborrpopulationen på cirka 30 procent. Andra slutsatser är signifikanta effekter på abborre av temperatur, skarv, och fosfortillförsel.

## 5.2. Produktion av abborre och gös vid olika siktdjupsnivåer – en kartbaserad analys

GÖRAN SUNDBLAD, ULF BERGSTRÖM

Flera kvalitativa studier har visat på generellt positiva effekter av en minskad övergödning på ekosystemkomponenter och -funktioner (Rönnbäck et al. 2007; Ahtiainen & Vanhatalo, 2012), men det finns ett behov av kvantitativa skattningar av dessa för att kunna utvärdera effekterna på de ekosystemtjänster som påverkas. Här kan rumslig modellering och scenarioanalyser vara till hjälp. Rumslig modellering innebär i det här sammanhanget att utbredningen av arter eller livsmiljöer relateras till olika förklaringsvariabler, såsom djup, vågexponering, siktdjup med mera, vilka sedan används för att prediktera utbredningen av arten i fråga på en karta (Elith & Leathwick, 2009). För att hantera osäkerheter förknippade med modelleringen kan flera olika modelleringstekniker kombineras i en så kallad ”ensemble approach” (Araújo & New, 2007), vilket ofta tillämpas av klimatforskare (Tebaldi & Knutti, 2007).

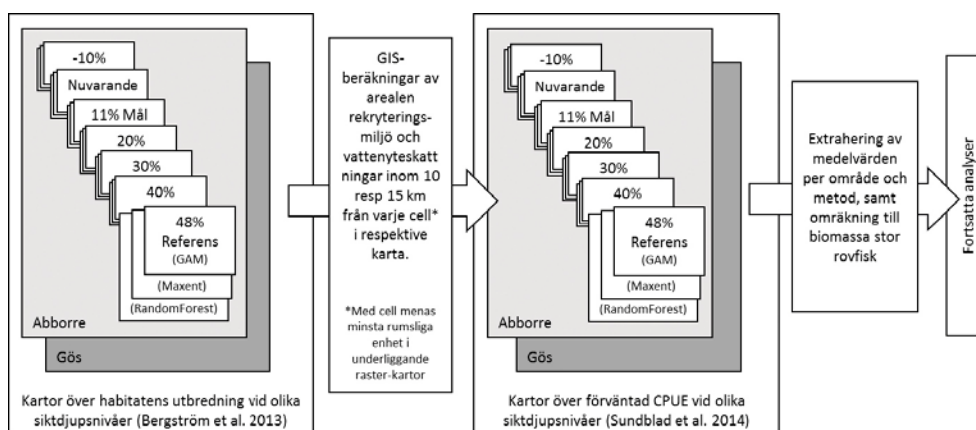
I denna studie har vi nyttjat rumsliga modeller för att kartera utbredningen av rekryteringsmiljöer för abborre och gös i det stora skärgårdsområdet i Södermanlands, Stockholms och Uppsala län, samt beräknat fiskproduktionen från dessa livsmiljöer vid olika övergödningsnivåer. Denna unika skärgård är föremål för ett omfattande nyttjande, framför allt i form av aktiviteter som rör rekreation. Fiskproduktionen är en central del i nyttjandet, både direkt genom att fisken erbjuder föda samt är en resurs för sportfisket, och indirekt genom att rovfisken upprätthåller ekosystemfunktioner som ger friskare livsmiljöer för andra organismer och bättre badvatten för människan genom så kallade trofiska kaskader.

I studien skattar vi inte värdet på de ekosystemtjänster som är förknippade med fiskproduktionen, utan enbart hur fiskproduktionen i sig påverkas av förändringar i Östersjöns näringsstatus. Metodiken bygger på att vi kartlägger utbredningen av stor rovfisk utgående från kartor över rekryteringsmiljöer och att vi därigenom kan beräkna förväntad fiskproduktion vid olika övergödningsnivåer och ta fram kartor över detta. Utgående från de kartorna kan man i sin tur analysera värdet av dessa förändringar i fiskproduktion, både ekonomiskt, men även kulturellt och socialt via förändringar i associerade

ekosystemtjänster. Exempelvis kan värdet av en förändrad fiskproduktion, till följd av effekter av övergödning på utbredningen av rekryteringsområden, kontrasteras mot kostnaden för rening av näringsämnen i vattnet, eller så kan underlagen användas för att skala upp folks villighet att betala för fiske, med mera. Kartbaserade analyser ger också möjligheten att se på regionala effekter och att i kartform visa var olika förändringar kan förväntas uppstå, vilket kan vara av stort värde för den regionala fysiska planeringen som underlag för var lokala åtgärder bör sättas in för maximal utväxling i realiserade värden. Avslutningsvis visar detta kapitel att de ekologiska effekterna av ett förbättrat siktdjup inte är entydiga, utan kan förväntas gynna vissa arter och missgynna andra.

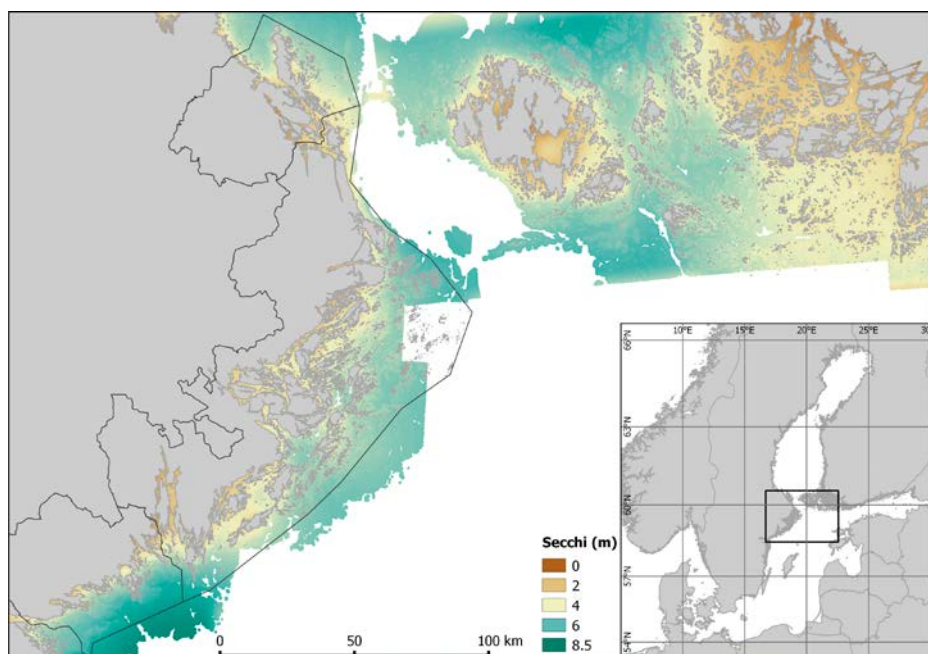
### 5.2.1. Metod

För att undersöka effekterna av övergödning på bestånden av vuxen abborre och gös i skärgården som sträcker sig från Södermanland till Uppsala län har ett flertal tidigare arbeten nyttjats (Figur 9).



Figur 9. Konceptuell beskrivning av analyser för beräkning av biomassa stor rovfisk vid olika siktdjupsnivåer. Baserat på kartor över lek- och uppväxtområden för abborre och gös framtagna med tre olika modelleringmetoder (Bergström et al. 2013), kombinerat med ekvationer för den förväntade produktionen av stor fisk från dessa områden (Sundblad et al. 2014), karterades den förväntade mängden stor rovfisk vid sju olika siktdjupsnivåer. Analyserna är gjorda i GIS och resulterade i kartor som visar var stor rovfisk finns, inklusive osäkerheter i dessa skattningar. För att illustrera nyttan av kartbaserade analyser valdes tre områden ut för områdesvisa jämförelser av biomassa-förändringar vid olika siktdjupsnivåer.

De rumsliga analyserna gjordes utgående från en karta över nuvarande siktdjup i studieområdet. Kartan togs fram genom rumslig modellering av fältmätningar av siktdjup insamlat 2000–2008 och visar medelsiktdjup för sommaren, maj–september (Figur 10, från Bergström et al. (2013)). Sju olika siktdjupsnivåer har undersökts; nuvarande situation, 10-procents minskning, samt en ökning om 11, 20, 30, 40, och 48 procent av sommarens medelsiktdjup. De olika siktdjupsnivåerna motsvarar olika övergödningssituationer. Ett förbättrat siktdjup med 11 procent motsvarar målnivån och 48 procent referensnivån i Östersjöns aktionsplan, som använder siktdjup som den främsta indikatorn för övergödning (Helcom, 2007).



Figur 10. Karta över modellerat siktdjup, vilken låg till grund för rumslig modellering av lek- och uppväxtområden för abborre och gös i tidigare studie (Bergström et al. 2013b). Arbetet i denna rapport inkluderar ett mindre område än tidigare och har begränsats till Södermanland, Stockholm och Uppsala län/Östhammars kommun.

Kartor över utbredningen av fiskbiomassa vid olika siktdjupsnivåer, togs fram baserat på tidigare modellerad utbredning av rekryteringsmiljöer för rovfiskarna abborre och gös (Bergström et al. 2013). Till skillnad från tidigare studier, som även omfattade Åland och finska Skärgårdshavet, har denna studie begränsats till Södermanland, Stockholm och Uppsala län. Utgående från kartorna över rekryteringsmiljöernas utbredning beräknades först andelen rekryteringshabitat av totala vattenytan, i likhet med tidigare studie (Sundblad et al. 2014). Denna beräkning gjordes inom ett område som låg inom 10 (abborre) respektive 15 km (gös) från varje cell, med hjälp av funktionen ”focal statistics” i ArcGIS. Med cell menas den minsta rumsliga enhet som de underliggande rasterkartorna representerar, vilket i detta fall var 25 meter. ”Focal statistics” är ett verktyg för att beräkna värdet i en cell baserat på värdet i omkringliggande celler, vilket i detta fall inbegrep mängden rekryteringsmiljö inom angivna avstånd. Dessa avstånd baserades på migrationsavstånden (hur långt fisken simmar) för de båda arterna (Saulamo & Neuman, 2002), enligt antagandet att förekomsten av vuxen abborre och gös i varje punkt i skärgården är en funktion av tillgången till rekryteringsområden inom fiskens normala migrationsavstånd. Genom att använda de starka statistiska sambanden mellan mängd rekryteringsmiljö och adulta bestånd i Sundblad et al. (2014) kunde förväntad fångst per ansträngning av abborre >20 cm och gös >30 cm (CPUE, antal per nät och natt) beräknas i varje cell. De resulterande CPUE-kartorna visade således, för varje cell i rasterkartan, den förväntade mängden stor rovfisk i närområdet om ett standardiserat nätprovfiske skulle utföras i den cellen.

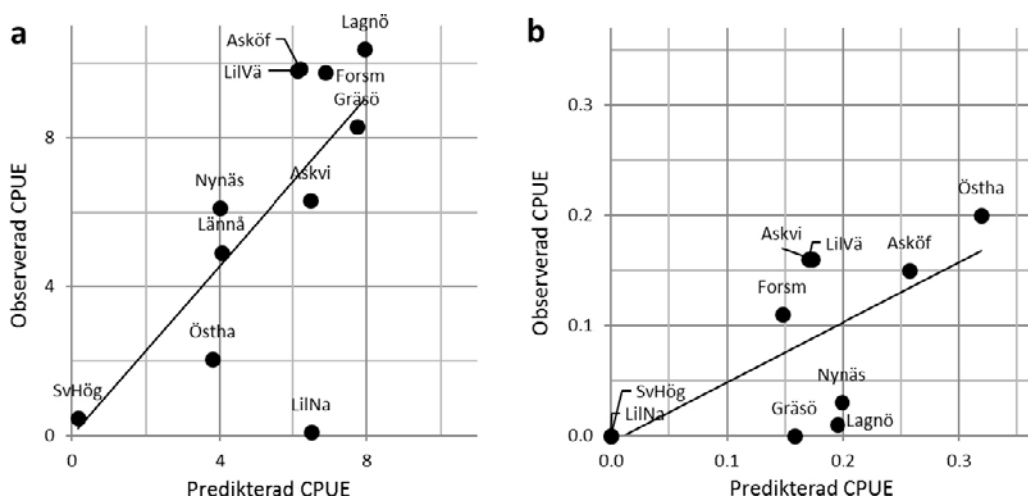
Dessa analyser gjordes för båda fiskarterna, samt för de tre olika statistiska metoderna i enlighet med de tidigare genomförda prediktionerna av livsmiljöernas utbredning, samt för sju siktdjupsnivåer baserat på Östersjöns aktionsplan, vilket resulterade i totalt 42 kartor. För varje siktdjupsnivå användes medelvärdet av de tre statistiska metoderna som mått på förväntad mängd stor rovfisk. Kartorna över predikterad täthet stor fisk (CPUE) utvärderades därefter mot observerade fångster i standardiserade nätprovfisken inom studieområdet.

Beräkning av biomassa stor abborre och gös (kg/ha) gjordes genom att multiplicera i) CPUE-medelvärdet över de tre statistiska metoderna, ii) med en konverteringsfaktor för omräkning från nätprovfiskefångster till antal per hektar (Heibo & Karås, 2005), samt iii) medelvikten av en fisk större än 20 cm (abborre) respektive 30 cm (gös). Medelvikten av stor abborre och gös baserades på medelvärden från alla tillgängliga standardiserade nätprovfisken från Askö i syd till Forsmark i norr (från kustfiskdatabasen KUL, <http://www.slu.se/kul>), vilket resulterade i en genomsnittlig vikt på 0,23 kg för abborre >20 cm och 0,5 kg för gös >30 cm.

För tre utvalda delområden beräknades en total biomassa genom att multiplicera medelvärdet av biomassa med arealen vattenyta. För abborre begränsades vattenytan till områden grundare än tio meter, vilket motsvarar den huvudsakliga utbredningen i djupled. De tre delområdena var Södermanland och Stockholms län samt Östhammar kommun. Eftersom alla beräkningar baseras på kartor går det att göra motsvarande beräkningar för valfritt geografiskt område beroende på behov och frågeställning. För att illustrera den förväntade förändringen av rovfisk-biomassa som en följd av ett förändrat siktdjup presenteras biomassakartor för nuvarande siktdjupsförhållanden samt 48 procents ökning.

### 5.2.2. Resultat

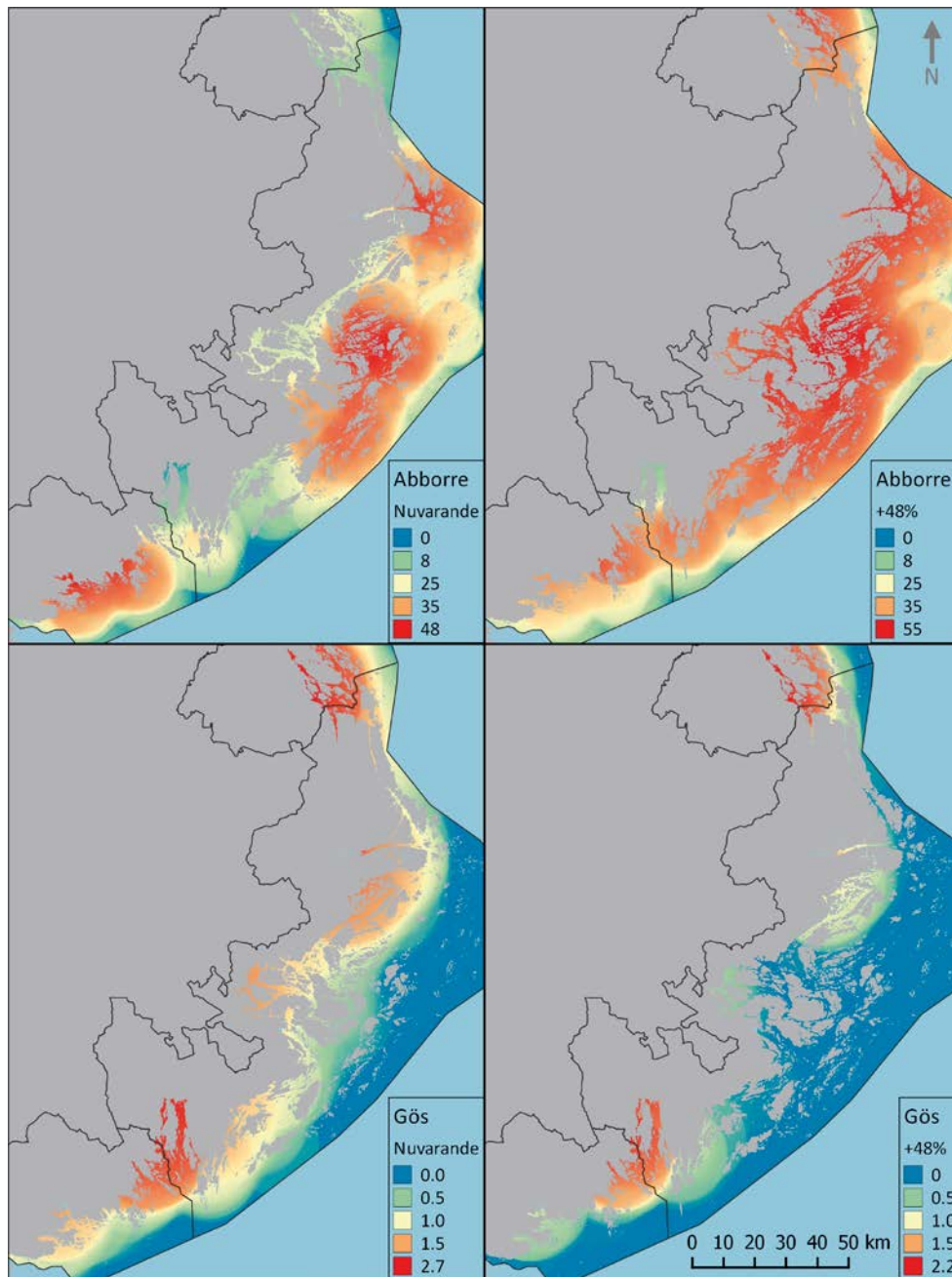
Totalt elva provfiskeområden låg inom studieområdet och användes för att utvärdera hur väl modellberäkningarna matchar verkliga provfiskefångster av abborre och gös. I genomsnitt för dessa områden var observerad CPUE för abborre 6,2 (sd=3,9) och gös 0,09 (sd=0,08), och genomsnittlig predikterad CPUE var 5,4 (sd=2,3) för abborre och 0,16 (sd=0,10) för gös. Predikterad CPUE från modelleringarna matchade de observerade fångsterna av både abborre och gös på ett bra sätt (Figur 11). Linjära regressionsmodeller förklarade 44 procent av variationen i observerad CPUE för abborre ( $p = 0,026$ ,  $F_{(1,9)} = 7,1$ ); samt 43 procent av variationen i observerad CPUE för gös ( $p = 0,0386$ ,  $F_{(1,8)} = 6,1$ ).



Figur 11. Observerad CPUE (catch-per-unit-effort, antal fiskar per nät och natt) i provfisken mellan Askö i söder och Forsmark i norr som en funktion av predikterad CPUE baserat på mängden rekryteringsmiljöer inom normalt migrationsavstånd (simmad sträcka) för abborre (a) och gös (b). Förkortningarna av provfiskeområdenas namn är Askvi = Askviken, Asköf = Asköfjärden, Forsm = Forsmark, Gräsö = Gräsö, Lagnö = Lagnö, LilNa = Lilla Nassa, LiIVä = Lilla Värtan, Lännå = Lännåkersviken (fredningsområde för gös och därför utesluten ur panel b), Nynäs = Nynäshamn, SvHög = Svenska Högar, Östha = Östhammar.

Utbredningen av stor gös var i huvudsak koncentrerad till övergödda innerfjärdar som Östhammarsfjärden i Uppsala län och Himmerfjärden i Stockholms län. Utbredningen av stor abborre sträckte sig över stora delar av skärgården, med en dominans i mellanskärgården. Eftersom kartorna över biomassa stor fisk bygger på rumslig modellering av rekryteringsmiljöerna för dessa arter, har de underliggande relationerna till förklarande miljövariabler en stor inverkan på de slutliga kartorna över biomassa utbredning eftersom det är dessa kartor som utgör underlag för modellernas prediktion. Gösens preferens för grumliga innerfjärdar, och abborrens dominans i mellanskärgården, beror i det här fallet till stor del på arternas relation till siktdjup, i enlighet med Bergström et al. (2013).

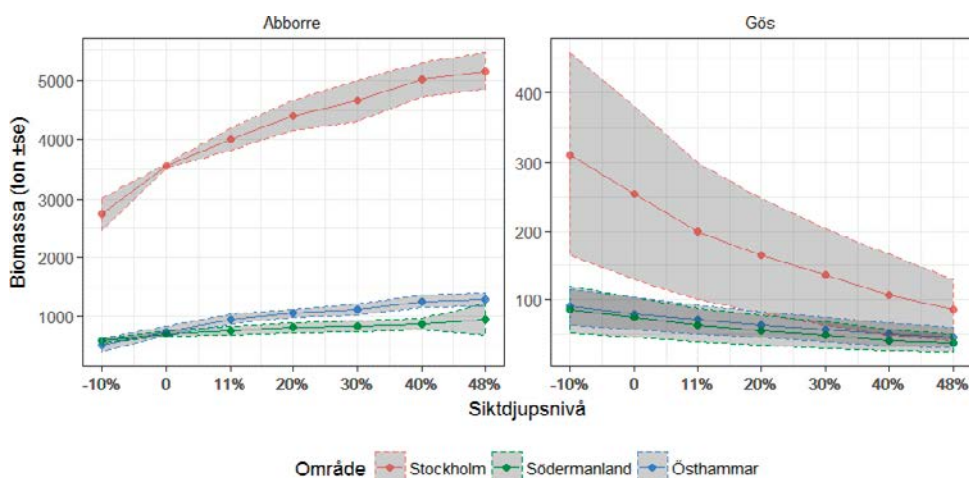
Kartorna över predikterad CPUE av abborre och gös räknades i följande analyssteg om till biomassa, uttryckt som kilogram per hektar (se avsnitt 5.2.1). I genomsnitt för hela kartan, som utåt havet har begränsats av baslinjen, förväntades det finnas 9,7 kg per hektar ( $\pm 15$  sd) av abborre större än 20 cm (områden ner till 10 m djup) och 0,6 kg per hektar ( $\pm 0.7$  sd) av gös större än 30 cm (Figur 12).



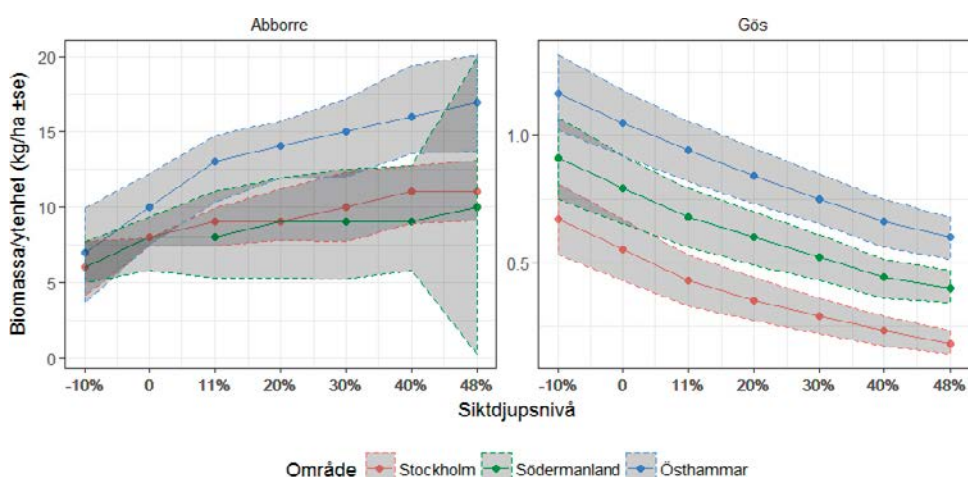
Figur 12. Utbredning av abborre >20 cm (övre raden) och gös >30 cm (nedre raden) baserat på modellerad utbredning av respektive arts rekryteringsmiljöer (Bergström et al. 2013) och potential att producera fisk (Sundblad et al. 2014), under nuvarande förhållanden (vänstra kolumnen) och vid en siktdjupsnivå motsvarande referensnivån i Östersjöns aktionsplan (48 procent ökning i siktdjup jämfört med nuvarande situation, högra kolumnen). Biomassan av stor abborre och gös är uttryckt som kg/ha och är beräknad som ett medelvärde av tre olika modelleringstekniker för ökad säkerhet i prediktionerna. För abborre har analyserna begränsats till 10m djup men visas här i sin helhet för att underlätta visualiseringen. Notera skillnader i färgskala mellan nuvarande siktdjupsnivå och en ökning om 48 procent, vilket beror på att det maximalt predikterade värdet ökar för abborre, respektive minskar för gös.



För de tre delområdena (Södermanlands län, Stockholms län och Östhammars kommun) beräknades slutligen medelvärdet av biomassa abborre och gös vid olika siktdjupsnivåer. Ett förbättrat siktdjup, det vill säga minskad övergödning, förväntas enligt dessa beräkningar öka mängden abborre och minska mängden gös (Figur 13). Stockholms län skiljde sig från de andra två områdena i det att den totala effekten i absoluta mått var störst, både för abborre och för gös, vilket beror på länets större storlek än de andra två områdena. Södermanlands län och Östhammars kommun förväntades däremot uppvisa ungefär lika stora absoluta effekter för de båda arterna (Figur 13). Dessa beräkningar bygger på förändringar i biomassan per hektar, uppskalade till ett totalvärde på områdesnivå. Motsvarande analys på den underliggande nivån (biomassa/hektar), ger svar på i vilket område förutsättningarna förändras mest per ytenhet. Uttryckt som en förändring av biomassa per ytenhet förväntades en ökad siktdjupsnivå ha störst positiv effekt på abborre i Östhammars kommun. För Stockholm och Södermanlands län, som vid nuvarande situation är mycket snarlika, förväntas enligt dessa resultat också en liknande förändring av biomassan abborre per ytenhet i båda länen. För gösens del visade resultaten på relativt små skillnader i biomassa per ytenhet med ett ökat siktdjup, men vid olika nivåer för respektive område (Figur 14).

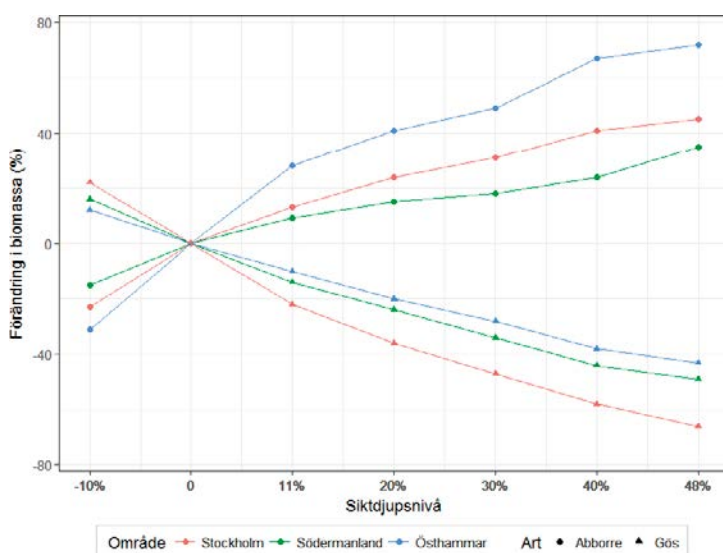


Figur 13. Total biomassa per siktdjupsnivå och område för abborre >20 cm och gös >30 cm. Osäkerheten i skattningen (se=standardfel) är beräknat över tre olika modelleringstekniker. Siktdjupsnivå = 0 motsvarar dagens situation. Notera skillnader i skala på y-axlarna.



Figur 14. Biomassa per ytenhet givet siktdjupsnivå och område för abborre >20 cm och gös >30 cm. Osäkerheten i skattningen (se=standardfel) är beräknat över tre olika modellerings-tekniker. Siktdjupsnivå = 0 motsvarar dagens situation och positiva värden anger ett ökat siktdjup. Notera skillnader i skala på y-axlarna.

Förändringar i mängden fisk, till följd av en ändrad övergödningssituation, kan också uttryckas på en relativ skala. Att uttrycka förändringen i biomassa som procent i förhållande till nuvarande situation, genererade i likhet med biomassa per ytenhet en viss likstämmighet mellan områdena (Figur 15). En förbättring av siktdjupet med 11 procent, motsvarande målnivån i Östersjöns aktionsplan, beräknades motsvara ungefär 20 procents ökning av abborre och en nästan lika stor minskning av gös, även om det var vissa skillnader mellan områden (Figur 15).



Figur 15. Procentuell förändring i biomassa per siktdjupsnivå och område för abborre >20 cm och gös >30 cm.

### 5.2.3. Diskussion

För analyser av kustområdena har vi använt oss av två modeller för att relatera ekosystemtjänster till övergödningssstatus. I den ena (ekonometriska analysen, avsnitt 5.1) baseras skattningen på fisketryck, i den andra (kartbaserade analysen, avsnitt 5.2) baseras den på tillgång till lek- och uppväxtmiljöer.

Den ekonometriska analysen är beroende av tidsseriedata, i detta fall av fångster av abborre och olika förklaringsvariabler såsom fisketryck och tillförsel av näringsämne. Vi utnyttjar statistiska metoder som tillämpas på en tämligen enkel modell av fiskdynamiken och undersöker vad data säger om samband mellan abborrpopulation och olika stressfaktorer under en period av 45 år. Den skattade funktionen kan sedan användas för att beräkna effekter på abborrpopulationen av ändringar i tillförsel av näringsämne, temperatur och fisketryck från yrkes- och fritidsfiske, och/eller skarvpopulation. Denna metod kan användas på andra arter där det finns data på fångster, fisketryck, och övriga påverkansfaktorer.

I den kartbaserade analysen utgick vi från påverkan på mängden rekryteringsmiljöer (här till följd av minskat siktdjup), men metodiken är applicerbar på andra typer av ekosystemkomponenter och andra typer av påverkansfaktorer, så länge de är rumsligt beskrivna, dvs tillgängliga i form av digitala kartor, samt att kvantitativa samband mellan påverkansfaktorn och ekosystemkomponenten är kända. Genom den kartbaserade analysen har vi visat hur en förändrad övergödningssituation, i enlighet med politisk vilja, kan påverka utbredningen av kustnära rovfiskars rekryteringsmiljöer, och hur detta kan skalas upp till förväntade förändringar i utbredningen av fiskbiomassa. Genom rumslig modellering och prediktiv ekologi har förändringarna även kunnat kartläggas, vilket möjliggör regionala beskrivningar, både för dagens situation och för olika övergödningssnivåer. Kartläggning av rovfiskars biomassa presenterar en enhet som är lämplig för bedömning av de ekosystemtjänster som stor rovfisk bidrar med, samt värdet därav.

Ovanstående analyser och resultat visar hur kvantitativ kunskap om ekologiska samband tillsammans med rumslig modellering kan användas för att kartlägga en viktig och uppskattad ekosystemtjänst, rovfiskproduktion, och dessutom relatera produktionen av abborre och gös till vattnets övergödningssstatus. I likhet med all modellering krävs vissa förenklingar och vi har här begränsat oss till effekter av övergödning, samtidigt som vi vet att förändringar i både klimat, fiske och andra faktorer kan vara viktiga för dessa arter (t.ex. Pekcan-Hekim et al. 2011; Bergström et al. 2015; Mustamäki & Mattila, 2015; Snickars et al. 2015).

En jämförelse av dessa resultat med befintlig kunskap och historiska data, både fångster i yrkesfisket och övervakning av kustfisk, visar överlag på en god samstämmighet. Exempelvis har experiment visat att abborre gynnas av klar sikt medan gös klarar sig bättre i grumliga vatten (Sandström & Karås, 2002; Ljunggren & Sandström, 2007). Från 1950-talet till 1980-talet, det vill säga samtidigt med att övergödningen av kustvattnen tog fart, ökade också fångsterna av gös dramatiskt, medan fångster av abborre under samma

period minskade (Lehtonen, 1985; Hansson & Rudstam, 1990), i linje med våra beräkningar. Samtidigt visar övervakningsdata, som är tillgänglig från 1980-talet och framåt, på en ökning av abborre de senaste årtiondena, medan mängden gös har varit stabil eller till och med minskat. Detta speglar troligen interagerande effekter av klimatförändring, övergödning och fiske (Olsson et al. 2012; Mustamäki & Mattila, 2015), och visar på osäkerheten av att endast nyttja en påverkansvariabel, övergödning, för att estimerade förväntade förändringar i fiskbiomassa.

Den metod för rumslig modellering av hur siktdjupet påverkar produktionen av kustfisk som presenterats här, gör det möjligt att sätta åtgärder mot övergödningen i relation till den förväntade förändringen i fiskbiomassa. Detta skulle i ett kommande steg kunna användas för kostnads-/nyttoanalyser där kostnaderna av åtgärderna kan kontrasteras mot värdet av fiskproduktionen (t ex Cole & Moksnes (2016)). Omvänt skulle värdet av ett ökat fiske kunna användas för att motivera kostnader av åtgärder mot övergödningen (t.ex. Söderqvist & Scharin (2000)).

## 6. Diskussion

Kartläggning och värdering av produktionen av ekosystemtjänster och hur den påverkas av mänskliga aktiviteter kan vara ett användbart verktyg i planering och förvaltning, för att underlätta avvägningar mellan motstående intressen och kommunicera betydelsen av miljö- och naturvårdsåtgärder. Att sätta ett ekonomiskt värde på ekosystemtjänster visar hur ekosystemen bidrar till människors livskvalitet och välfärd och kan öka förståelsen för vad som står på spel om miljön förändras (TEEB, 2010). Vi har därför fokuserat mycket på metoder för ekonomisk värdering och har utvärderat metoder som kan vara användbara för marina ekosystem.

När det finns tillgång till tidsserier för uttaget av en naturresurs (exempelvis fisk) och andra relevanta miljöfaktorer är det möjligt att göra den typ av ekonometrisk analys som vi använde för fångster av abborre i relation till tillförsel av näringsämnen. I vår studie modellerade vi fångsten av abborre som en funktion av fisketryck och tillförsel av näringsämnen, tillsammans med naturliga faktorer.

Eftersom vi hittade ett samband mellan tillväxttakten av abborrpopulationen och utsläpp av näringsämnen var det möjligt att beräkna värdet av att reducera näringsutsläpp i form av ökade fångster av fisk. I teorin kan detta värde ställas mot kostnader för att reducera utsläpp av näring, för att hitta en så kostnadseffektiv förvaltning som möjligt. Kostnaden för näringsutsläpp på minskat fiske skulle också kunna användas för att motivera en avgift för samhällets kostnad för näringsutsläpp.

I praktiken hanteras näringsutsläpp från land idag inom ramen för vattenförvaltningen, som arbetar mot uppsatta mål om god ekologisk status i alla svenska vatten. Dessa mål är inte direkt kopplade till värdet av ekosystemtjänster, vilket gör att näringsutsläppen ska reduceras oavsett vilken samhällsvinst vi kan mäta. Däremot kan denna typ av värdering hjälpa till att motivera kostnaderna för de åtgärder som behöver göras. Det går dock att tänka sig exempel inom annan havs- och kustzonsförvaltning där det kan finnas behov för att värdera effekterna av ett visst nyttjande av havet på uttag av en resurs som fisk.

När det handlar om tjänster från arter och habitat som inte utnyttjas som resurs kan en alternativ metod vara att koppla produktionen av ekosystemtjänster till mängden eller utbredningen av arten eller habitatet. Vi presenterar två exempel på denna metod. I det ena fallet baserades värderingen på hur tätheten av en introducerad art (mängden biomassa per ytenhet) påverkar näringsflöden från havsbotten och därmed ett havsområdes självreningsgrad (förmåga att ta upp näring). Här utnyttjade vi resultat från experimentella studier av fosforutsläpp från sediment med och utan *Marenzelleria* och skalade upp dessa resultat med hjälp av en storskalig utbredningsmodell för *Marenzelleria* i Östersjön. I det andra fallet baserade sig värderingen på sambandet mellan mängden rekryteringsmiljöer för fisk i ett område och mängden

vuxen fisk i samma område. Detta samband är framtaget genom en rumslig modell som jämför mängden fisk i områden med olika mängd rekryterings-habitat.

Genom att koppla produktionen av en tjänst till mängden eller utbredningen av en art eller ett habitat blir det möjligt att beräkna kostnaden av en åtgärd eller verksamhet som förändrar utbredningen eller mängden. Våra exempel handlade om att värdera effekterna av främmande arter och av förändring av mängden reproduktionsmiljöer för fisk (i vårt fall genom ett förändrat siktdjup). Men metoden är lika tillämpbar på situationer när arter minskar eller försvinner och på andra typer av habitat. Det finns bland annat flera exempel på studier som beräknat värdet av en viss ytenhet av ett marint habitat, vilket kan ses som ett mått på kostnaden för habitatförlust (t.ex. Cole och Moksnes 2016, samt referenser däri).

I exemplet med *Marenzelleria* visar vi hur det går att använda konkreta miljömål för att värdera stödande och reglerande funktioner. Introduktionen av *Marenzelleria* ökar återcirkulation av fosfor från sedimenten, det vill säga påverkar Östersjöns självreningsgrad, en reglerande ekosystemtjänst. Det leder till ökade kostnader för att nå de mål för fosforreduktion som Östersjö-länderna kommit överens om inom Helcom (Baltic Sea Action Plan, 2007). Ett grundläggande antagande för våra beräkningar är att kostnaden för att uppnå dessa mål utgör ett mått på värdet av att uppnå målen. Den ekonomiska effekten av *Marenzelleria* beräknades då som ökningen av kostnaderna för att uppnå målen, genom en dynamisk optimeringsmodell för kostnads-effektiva lösningar. Modellen tar hänsyn till flöden, dynamik och tillstånd i olika marina bassänger, och inkluderar kostnader för reduktion av kväve och fosfor med åtgärder inom flera sektorer. Denna typ av modellering kan användas när det är möjligt att modellera effekterna av olika åtgärder på möjligheten att uppnå konkret uppsatta mål.

Beräkningar av kostnaden för habitatförlust kan vara användbart både inom rumslig planering och i hanteringen av enskilda exploateringsärenden. I havs- och kustzonsplanering kan kartor över habitat och ekosystemtjänster användas för att utvärdera effekterna av olika planeringsscenarier. Exempelvis har Lettland inom ramen för sin havsplanering tagit fram kartor över ekosystemtjänster baserat på bottenhabitatkartor, vilka kommer att användas för att utvärdera effekterna av olika planeringsalternativ på produktionen av ekosystemtjänster från havet (Anda Ruskule, muntlig information). För enskilda ärenden kan värdering av ekosystemtjänster av arter eller habitat användas för att kommunicera betydelsen av miljöhänsyn. Det skulle också kunna användas för att beräkna samhällskostnaden för ingrepp i undervattensnaturen och fungera som underlag för bedömning av ekologisk kompensation, vars tillämpning troligen kommer att öka i Sverige (Naturvårdsverket 2016).

En viktig sak att ha i åtanke för alla våra exempel är att de anger värdet av en eller ett fåtal ekosystemtjänster. Värderingen av fångst av abborre visar på ett värde av rekreativfiske, men inte värdet av rovfiskens reglerande roll

i kustens ekosystem. Värderingen av *Marenzelleria* baseras på artgruppens effekt på fosforflöden. Med tanke på den stora mängden *Marenzelleria* på Östersjöns botten är det troligt att den också kan ha effekt på kväveomsättning i bottenarna (Hietanen et al 2007), liksom på syresättning, frisättning av miljögifter från sediment (Granberg et al. 2008) och på födotillgången för exempelvis torsk (Winkler & Debus 1996). En del av effekterna kan innebära en positiv effekt på ekosystemtjänster. Det var dock bara för fosforflöden som det fanns tillräckligt god kunskap om *Marenzellerias* effekter för att göra det möjligt att modellera den ekonomiska effekten av påverkan på ekosystemtjänster.

Det här illustrerar att kvantifiering och värdering av ekosystemtjänster med de metoder vi använt ställer krav på en god kvantitativ förståelse för ekosystemen och hur en mänskligt driven förändring av den marina miljön påverkar produktionen av ekosystemtjänster. Det gör att metoderna bara är tillämpbara där det finns tillräckliga dataunderlag och gör det svårt att täcka in alla ekosystemtjänster i värderingen. Värdering av hur enstaka eller ett fåtal ekosystemtjänster påverkas av miljöförändringar kan hjälpa till att belysa samhällsekonomiska effekter som annars är osynliga, men om värderingen ska användas för att utvärdera förvaltningsalternativ är det viktigt att inte glömma bort de ekosystemtjänster som inte varit möjliga att värdera.

Det är också viktigt att komma ihåg att värderingen grundar sig på modeller, där vi använder tidsserier eller rumsliga analyser för att hitta ett samband mellan miljöförändringar och produktionen av ekosystemtjänster. Det innebär att resultaten står och faller med att modellerna ger en god representation av verkligheten. Alla våra modeller har ett större eller mindre mått av osäkerhet och gör ett antal viktiga antaganden, vilka beskrivs i de olika delkapitlen. Osäkerhet kan vara svår att hantera i förvaltning, men det är oerhört viktigt att ta hänsyn till och kommunicera denna osäkerhet tillsammans med resultaten från värderingsstudier. Det är också centralt att modellerna bygger på den bästa befintliga kunskapen om ekosystemen och att modellerna utvärderas på ett rigoröst sätt.

## 6.1. Slutsatser och reflektioner

- **Kartering via modellering bidrar med viktiga underlag för bedömning av ekosystemtjänster.** Kunskap om den rumsliga utbredningen av ekosystemkomponenter är en viktig pusselbit för att bedöma ekosystemtjänster. Genom att statistiskt relatera den rumsliga utbredningen av en ekosystemkomponent (art eller livsmiljö) till förklarande variabler såsom djup, substrat och andra faktorer som påverkar utbredningen kan rumslig modellering användas för att generera kartor över relevanta ekosystemkomponenter.

- **För att kvantifiera ekosystemtjänster inom specifika geografiska områden krävs ekologisk kunskap om de ekosystemtjänstgenererande funktioner ekosystemkomponenterna bidrar med.** Exempelen i denna rapport inkluderade fosforomsättning och fiskproduktion, vilket vilar på kvantitativ ekologisk kunskap. Metoder för att kvantifiera ekosystemtjänster och skala upp dessa till större geografiska områden behöver utvecklas.
- **För att förbättra användbarheten behöver ekosystemtjänsterna sättas i relation till nyttjande av tjänsten eller till påverkan på de funktioner och processer som ligger till grund för ekosystemtjänstproduktionen.** Genom att visa hur fosforomsättning och fiskproduktion kan förväntas förändras vid olika övergödningssituationer kunde vi visa på betydelsen av påverkan/nyttjande. Genom att kontrastera påverkan med nyttjande skapas bättre förutsättningar för beslutsfattare, då beslut och (trolig) konsekvens kan beskrivas. I detta projekt har vi nyttjat olika former av modeller, vilket innebär förenklade beskrivningar av verkligheten. Antaganden och osäkerheter i modellerna behöver då kommuniceras för att beslutsfattare ska kunna göra informerade avväganden.
- **Komplexa samband mellan stödjande (indirekta) ekosystemtjänster och försörjande, reglerande och kulturella (direkta) ekosystemtjänster kan vara svåra att reda ut.** Ekosystemkomponenter kan samtidigt generera både stödjande och direkta tjänster, exempelvis kan rovfisk utöva biologisk kontroll (indirekt tjänst), vilket kan generera bättre badvattenkvalitet (direkt tjänst), och samtidigt utgör fisken i sig en resurs för rekreativ fiske (direkt tjänst). Att reda ut och visa dessa samband ställer krav på kunskap om både marina födovävar och människans nyttor, vilket kan vara både svårt och tidskrävande att ta fram. Bedömning av komplexiteten i sambanden mellan och inom funktioner och tjänster är dock en nödvändig del för att kunna belysa och beräkna de nyttor och värden som människan tar del av.
- **Värdering av ekosystemtjänster kan vara ett redskap för beslutsfattare.** Vi har använt de testade metoderna för att synliggöra värden på flera olika skalor. Metoderna kan användas för många fler ekosystemtjänster förutsatt att nödvändig kunskap och data om funktioner, processer och värden finns tillgänglig eller samlas in. Ekonomisk värdering av ekosystemtjänster kan användas som redskap för att förstå vilka värden som står på spel. Beslutsfattare kan använda den applicerade metodiken och underlagen som värdefull information till beslut och internationella förhandlingar.



## 7. Källförteckning

- Ahtiainen, H. & Vanhatalo, J. (2012). The value of reducing eutrophication in European marine areas — A Bayesian meta-analysis. *Ecological Economics*, 83, pp 1–10 (Sustainability in Global Product Chains).
- Ahtiainen, H. & Öhman, M. C. (2013). *The Baltic Sea and the valuation of marine and coastal ecosystem services – A background paper for the Regional Workshop on the Valuation of Marine and Coastal Ecosystem Services in the Baltic Sea, 7–8 November, 2013*. Stockholm.
- Airoidi, L. & Beck, M. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 45, pp 345–405.
- Albert, C., Aronson, J., Fürst, C. & Opdam, P. (2014). Integrating ecosystem services in landscape planning: requirements, approaches, and impacts. *Landscape Ecology*, 29(8), pp 1277–1285.
- Al-Hamdani, Z., and J. Reker, ed. 2007. Towards marine landscapes in the Baltic Sea. Vol. #10. BALANCE Interim Report. <http://balance-eu.org/>.
- Almroth-Rosell, E., Eilola, K., Kuznetsov, I., Hall, P. O. J. & Meier, H. E. M. (2015). A new approach to model oxygen dependent benthic phosphate fluxes in the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 144, pp 127–141.
- Andersen, J. H., Carstensen, J., Conley, D. J., Dromph, K., Fleming-Lehtinen, V., Gustafsson, B. G., Josefson, A. B., Norkko, A., Villnäs, A. & Murray, C. (2015). Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews*, p n/a-n/a.
- Araújo, M. B. & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(1), pp 42–47.
- Baltic Nest Institute, (2015). The Nest System. Stockholm University, Baltic Sea Centre. <http://www.balticnest.org/balticnest/thenestsystem.4.2beb0a011325eb5811a8000127598.html> (nerladdad oktober 15, 2015).
- Barbier, E. B. (2007). Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy*, 22(49), pp 178–229.
- Barbier, E. B. (2013). Valuing ecosystem services for coastal wetland protection and restoration: Progress and challenges. *Resources*, 2(3), pp 213–230.
- Bateman, I. J., Harwood, A. R., Abson, D. J., Andrews, B., Crowe, A., Dugdale, S., Fezzi, C., Foden, J., Hadley, D., Haines-Young, R. & others (2014). Economic analysis for the UK national ecosystem assessment: synthesis and scenario valuation of changes in ecosystem services. *Environmental and Resource Economics*, 57(2), pp 273–297.

- Bennett, E. M., Peterson, G. D. & Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology letters*, 12(12), pp 1394–1404.
- Berger, R., Bergström, L., Granéli, E. & Kautsky, L. (2004). How does eutrophication affect different life stages of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea? – a conceptual model. *Hydrobiologia*, 514(1–3), pp 243–248.
- Bergström, U., Olsson, J., Casini, M., Eriksson, B. K., Fredriksson, R., Wennhage, H. & Appelberg, M. (2015). Stickleback increase in the Baltic Sea—A thorny issue for coastal predatory fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 163, pp 134–142.
- Bergström, U., Sundblad, G., Downie, A.-L., Snickars, M., Boström, C. & Lindegarth, M. (2013). Evaluating eutrophication management scenarios in the Baltic Sea using species distribution modelling. *Journal of Applied Ecology*, 50(3), pp 680–690.
- 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 (Berlin)*, 65(2), pp 237–247.
- Blank, M., Laine, A. O., Juerss, K. & Bastrop, R. (2008). Molecular identification key based on PCR/RFLP for three polychaete sibling species of the genus *Marenzelleria*, and the species' current distribution in the Baltic Sea. *Helgoland Marine Research*, 62(2), pp 129–141.
- Boardman A., Greenberg D., Vining A., Weimer D., (2014). Cost benefit-analysis. International Edition. Pearson
- Bonaglia, S., Bartoli, M., Gunnarsson, J. S., Rahm, L., Raymond, C., Svensson, O., Yekta, S. S. & Brüchert, V. (2013). Effect of reoxygenation and *Marenzelleria* spp. bioturbation on Baltic Sea sediment metabolism. *Marine Ecology Progress Series*, 482, pp 43–55.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1), pp 5–32.
- Bryan, B. A. & Crossman, N. D. (2013). Impact of multiple interacting financial incentives on land use change and the supply of ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4, pp 60–72.
- Bryhn, A., Lindegarth, M., Bergström, L. & Bergström, U. (2015). *Ekosystemtjänster i svenska hav – status och påverkansfaktorer*. Havs- och vattenmyndigheten. (2015:12).
- Bučas, M., Bergström, U., Downie, A. L., Sundblad, G., Gullström, M., Von Numers, M., Šiaulyš, A. & Lindegarth, M. (2013). Empirical modelling of benthic species distribution, abundance, and diversity in the Baltic Sea: evaluating the scope for predictive mapping using different modelling approaches. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, p fst036.

- Carpenter, S. R., Mooney, H. A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R. S., Díaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H. M. & others (2009). Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(5), pp 1305–1312.
- Carstensen, J., Conley, D. J., Bonsdorff, E., Gustafsson, B. G., Hietanen, S., Janas, U., Jilbert, T., Maximov, A., Norkko, A., Norkko, J., Reed, D. C., Slomp, C. P., Timmermann, K. & Voss, M. (2014). Hypoxia in the Baltic Sea: Biogeochemical Cycles, Benthic Fauna, and Management. *AMBIO*, 43(1), pp 26–36.
- Chan, K. M., Guerry, A. D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A., Chuenpagdee, R., Gould, R., Halpern, B. S. & others (2012). Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *BioScience*, 62(8), pp 744–756.
- Cole, S. G. & Moksnes, P.-O. (2016). Valuing Multiple Eelgrass Ecosystem Services in Sweden: Fish Production and Uptake of Carbon and Nitrogen. *Frontiers in Marine Science*, 2, p 121.
- Conley, D. J., Humborg, C., Rahm, L., Savchuk, O. P. & Wulff, F. (2002). Hypoxia in the Baltic Sea and basin-scale changes in phosphorus biogeochemistry. *Environmental science & technology*, 36(24), pp 5315–5320.
- Conley, D. J., Stockenberg, A., Carman, R., Johnstone, R. W., Rahm, L. & Wulff, F. (1997). Sediment-water nutrient fluxes in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45(5), pp 591–598.
- Costanza, R., d’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naem, S., O’Neill, R. V., Paruelo, J. M., Raskin, R. G. S., P. & van den Belt, M. (1997). The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, pp 257–260.
- Cruise Baltic (2016). *Market Review 2016* <https://www.cruisebaltic.com/media/94490/cruise-baltic-market-review-2000-2016.pdf>
- Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ricketts, T. H., Salzman, J. & Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), pp 21–28.
- Diaz, R. J. & Rosenberg, R. (2008). Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science*, 321(5891), pp 926–929.
- EC (2013). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. European Commission. (067).
- EC (2014). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. European Commission. (080).

- EC (2015). *Ecosystem Services and Biodiversity*. European Commission. (Science for Environment Policy; 11).
- Elith, J. & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, pp 677–697.
- Elmgren, R. (1989). Man's Impact on the Ecosystem of the Baltic Sea: Energy Flows Today and at the Turn of the Century. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 18(6).
- Eriksson, B. K., Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Mattila, J., Rubach, A., Råberg, S. & Snickars, M. (2009). Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecological Applications*, 19(8), pp 1975–1988.
- EUSeaMap: <http://jncc.defra.gov.uk/page-5020>
- Fakta om båtlivet i Sverige (2014): <http://service.batbranschensriksforbund.se/file.aspx?afile=c99b1464-cf02-4486-9159-235bc0a0bea5>
- Fisher, B., Turner, R. K. & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), pp 643–653.
- Fleming-Lehtinen, V. & Laamanen, M. (2012). Long-term changes in Secchi depth and the role of phytoplankton in explaining light attenuation in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 102–103(0), pp 1–10.
- Garpe, K. (2008). *Ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak*. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency. (5873).
- Glenk, K., Schaafsma, M., Moxey, A., Martin-Ortega, J. & Hanley, N. (2014). A framework for valuing spatially targeted peatland restoration. *Ecosystem Services*, 9, pp 20–33.
- Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Barton, D., Braat, L., Kelemen, E., García-Llorente, M., Saarikoski, H., van den Bergh, J., Arias, P., Berry, P. & others (2014). State-of-the-art report on integrated valuation of ecosystem services. *EU FP7 OpenNESS Project Deliverable* [online].
- 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 & technology*, 42(4), pp 1058–1065.
- Gren, I. M., Turner, R. K. & Wulff, F. (2000). *Managing a sea: the ecological economics of the Baltic*. London: Earthscan.
- Gren, I.-M., Isacs, L. & Carlsson, M. (2009). Costs of alien invasive species in Sweden. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 38(3), pp 135–140.
- Gren, M. (2013). The economic value of coastal waters as nutrient filters for the Baltic Sea. *Regional Environmental Change*, 13(3), pp 695–703.

Gren, I.-M., Nyström Sandman, A. & Näslund, J. (2016). Ecosystem services and invasive marine species: Costs of impaired phosphorus sequestration in the Baltic Sea from the invasive worm *Marenzelleria*. Department of Economics, SLU, Uppsala, manuscript.

de Groot, R. S., Wilson, M. A. & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), pp 393–408.

de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. & Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), pp 260–272.

de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L. C., ten Brink, P. & van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), pp 50–61.

Guerry, A. D., Ruckelshaus, M. H., Arkema, K. K., Bernhardt, J. R., Guannel, G., Kim, C.-K., Marsik, M., Papenfus, M., Toft, J. E., Verutes, G. & others (2012). Modeling benefits from nature: using ecosystem services to inform coastal and marine spatial planning. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1–2), pp 107–121.

Gundersen, H., Bryan, T., Chen, W., Moy, F. E., Nyström Sandman, A., Sundblad, G., Schneider, S., Andersen, J. H., Langaas, S. & Walday, M G (in press). Ecosystem Services In the Coastal Zone of the Nordic Countries. Tema Nord.

Gustafsson, B. G., Schenk, F., Blenckner, T., Eilola, K., Meier, H. M., Müller-Karulis, B., Neumann, T., Ruoho-Airola, T., Savchuk, O. P. & Zorita, E. (2012). Reconstructing the development of Baltic Sea eutrophication 1850–2006. *Ambio*, 41(6), pp 534–548.

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. & others (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), pp 948–952.

Hansson, S. & Rudstam, L. G. (1990). Eutrophication and Baltic fish communities. *Ambio*, 19(3), pp 123–125.

Hauck, J., Görg, C., Varjopuro, R., Ratamäki, O., Maes, J., Wittmer, H. & Jax, K. (2013). “Maps have an air of authority”: potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision making. *Ecosystem Services*, 4, pp 25–32. Havsmiljöinstitutet 2015. Havet 2013/2014. <http://havsmiljoinstitutet.se/publikationer/havet/havet-2013-2014> (nerladdad january 25 2016)

- Havs- och vattenmyndigheten (HaV) (2013). *Baltic Sea –Our Common Treasure: Economics of Saving the Sea*. Havs- och vattenmyndigheten (HaV). (2013:4).
- Heibo, E. & Karås, P. (2005). *Forsmark site investigation: The coastal fish community in the Forsmark area SW Bothnian sea*. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co (SKB). (P-05\_148).
- Helcom (2003). *The Baltic Sea environment 1999–2002*. Helsinki, Finland: Helsinki Commission. (Balt. Sea Environ. Proc).
- Helcom (2007). *Baltic Sea Action Plan* [online]. Krakow, Poland: Helcom Ministerial Meeting.
- Helcom (2013a). HELCOM HUB – Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. (Balt. Sea Environ. Proc; 139).
- Helcom (2013b). *Copenhagen Ministerial Declaration: Taking Further Action to Implement the Baltic Sea Action Plan- Reaching Good Environmental Status for a healthy Baltic Sea* [online]. Copenhagen, Denmark.
- Hietanen, S., Laine, A. O. & Lukkari, K. (2007). The complex effects of the invasive polychaetes *Marenzelleria* spp. on benthic nutrient dynamics. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 352(1), pp 89–102.
- Hogfors, H. & Blomqvist, M. (in press). Förvaltning av de okända och ohanterliga
- Indikatorer för främmande arter i marin miljö. Havs- och vattenmyndigheten.
- IMO (2016). The International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments.
- Karlson, A. M. L., Almquist, G., Skora, K. E. & Appelberg, M. (2007). Indications of competition between non-indigenous round goby and native flounder in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 64(3), p 479.
- Karlson, A. M., Näslund, J., Rydén, S. B. & Elmgren, R. (2011). Polychaete invader enhances resource utilization in a species-poor system. *Oecologia*, 166(4), pp 1055–1065.
- Karlson, K., Hulth, S., Ringdahl, K. & Rosenberg, R. (2005). Experimental recolonisation of Baltic Sea reduced sediments: survival of benthic macro-fauna and effects on nutrient cycling. *Marine Ecology Progress Series*, 294, pp 35–49.
- Karlsson, M., Ragnarsson Stabo, H., Petersson, E., Carlstrand, H. & Thörnqvist, S. (2014). *Nationell plan för kunskapsförsörjning om fritidsfiske inom fisk-, havs- och vattenförvaltningen*. Sveriges lantbruksuniversitet. (2014:12.).

- Katsanevakis, S., Wallentinus, I., Zenetos, A., Leppäkoski, E., Çinar, M. E. & Oztürk, B. (2014). Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquatic Invasions*, 9(4), pp 391–423.
- 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(7), pp 2055–2074.
- Koch, E. W., Barbier, E. B., Silliman, B. R., Reed, D. J., Perillo, G. M., Hacker, S. D., Granek, E. F., Primavera, J. H., Muthiga, N., Polasky, S., Halpern, B. S., Kennedy, C. J., Kappel, C. V. & Wolanski, E. (2009). Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), pp 29–37.
- Krause-Jensen, D., Sagert, S., Schubert, H. & Boström, C. (2008). Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. *Ecological Indicators*, 8(5), pp 515–529.
- Lautenbach, S., Kugel, C., Lausch, A. & Seppelt, R. (2011). Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. *Ecological Indicators*, 11(2), pp 676–687.
- Lehtonen, H. (1985). Changes in commercially important freshwater fish stocks in the Gulf of Finland during recent decades. *Finnish Fisheries Research*, 6, pp 61–70.
- Lehtonen, H., Hansson, S. & Winkler, H. (1996). Biology and exploitation of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in the Baltic Sea area. *Annales Zoologici Fennici*, 33, pp 525–535.
- Lehtoranta, J. & Heiskanen, A.-S. (2003). Dissolved iron:phosphate ratio as an indicator of phosphate release to oxic water of the inner and outer coastal Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 492(1–3), pp 69–84.
- Leppäkoski, E. & Olenin, S. (2000). Non-native species and rates of spread: lessons from the brackish Baltic Sea. *Biological Invasions*, 2(2), pp 151–163.
- Lester, S. E., Costello, C., Halpern, B. S., Gaines, S. D., White, C. & Barth, J. A. (2013). Evaluating tradeoffs among ecosystem services to inform marine spatial planning. *Marine Policy*, 38, pp 80–89.
- Liaw, A. & Wiener, M. (2002). Classification and regression by randomForest. *R news*, 2(3), pp 18–22.
- Ljunggren, L. & Sandström, A. (2007). Influence of visual conditions on foraging and growth of juvenile fishes with dissimilar sensory physiology. *Journal of Fish Biology*, 70(5), pp 1319–1334.

Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., Kidwell, S. M., Kirby, M. X., Peterson, C. H. & Jackson, J. B. C. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312(5781), pp 1806–1809.

Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., Grizzetti, B., Drakou, E. G., La Notte, A., Zulian, G. & others (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1(1), pp 31–39.

Malinga, R., Gordon, L. J., Jewitt, G. & Lindborg, R. (2015). Mapping ecosystem services across scales and continents—A review. *Ecosystem Services*, 13, pp 57–63.

Marbuah, G., Gren, I.-M. & McKie, B. (2014). Economics of harmful invasive species: a review. *Diversity*, 6(3), pp 500–523.

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.

MEA (2005). *Ecosystems and human well-being* [online]. (Millennium Ecosystem Assessment).

Meld. St. 37 (2012). Integrated Management of the Marine Environment of the North Sea and Skagerrak (Management Plan).

Mustamäki, N. & Mattila, J. (2015). Structural changes in three coastal fish assemblages in the northern Baltic Sea archipelago. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 164, pp 408–417.

Mäler, K.-G., Aniyar, S. & Jansson, Å. (2008). Accounting for ecosystem services as a way to understand the requirements for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), pp 9501–9506.

Naturvårdsverket (2009). *Vad kan havet ge oss?: Östersjöns och Västerhavets ekosystemtjänster*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-5937-8.

Naturvårdsverket 2013. Nationell förvaltningsplan för skarv 2014. <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2014/forvaltningsplan-skarv/ru-forvaltningsplan-skarv-2014.pdf> (nerladdad mars 16, 2015).

Naturvårdsverket (2015). *Guide för värdering av ekosystemtjänster*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-6690-1.

Naturvårdsverket 2016. Ekologisk kompensation – En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden. Handbok 2016:1



- 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.
- Norling K. (opubl). Macrofaunal biomass and specific functional traits regulate ecosystem functions in Baltic Sea benthos. Manuskript.
- Norton, B. G. & Noonan, D. (2007). Ecology and valuation: big changes needed. *Ecological economics*, 63(4), pp 664–675.
- Olsson, J., Bergström, L. & Gårdmark, A. (2012). Abiotic drivers of coastal fish community change during four decades in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 69(6), pp 961–970.
- Parks, S. & Gowdy, J. (2013). What have economists learned about valuing nature? A review essay. *Ecosystem Services*, 3, pp e1–e10.
- Pekcan-Hekim, Z., Urho, L., Auvinen, H., Heikinheimo, O., Lappalainen, J., Raitaniemi, J. & Söderkultalahti, P. (2011). Climate warming and pikeperch year-class catches in the Baltic Sea. *Ambio*, 40(5), pp 447–456.
- Persson, L. (2009). *Vad är de uppskattade totala fångsterna av svenskt fiske i Östersjön 1950–2007?*. Diss. Umeå: Institutionen för vilt, fisk och miljö. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- R Core Team (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2014.
- Reed, D. C., Slomp, C. P. & Gustafsson, B. G. (2011). Sedimentary phosphorus dynamics and the evolution of bottom-water hypoxia: A coupled benthic-pelagic model of a coastal system. *Limnology and Oceanography*, 56(3), pp 1075–1092.
- Renz, J. R. & Förster, S. (2014). Effects of bioirrigation by the three sibling species of *Marenzelleria* spp. on solute fluxes and porewater nutrient profiles. *Marine Ecology Progress Series*, 505, pp 145–159.
- Regeringens proposition 2013/14:141: En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster.
- Rockwell, H. W. (2003). *Summary of a survey of the literature on the economic impact of aquatic weed*. (Report for the Aquatic Ecosystem Restoration Foundation).
- Rodhe, J. & Winsor, P. (2002). On the influence of the freshwater supply on the Baltic Sea mean salinity. *Tellus A*, 54(2), pp 175–186.
- Rönnerberg, C. & Bonsdorff, E. (2004). Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia*, 514(1–3), pp 227–241.

- Rönnbäck, P., Kautsky, N., Pihl, L., Troell, M., Söderqvist, T. & Wennhage, H. (2007). Ecosystem goods and services from Swedish coastal habitats: Identification, valuation, and implications of ecosystem shifts. *Ambio*, 36(7), pp 534–544.
- Sanchirico, J. N. & Mumby, P. (2009). Mapping ecosystem functions to the valuation of ecosystem services: implications of species–habitat associations for coastal land-use decisions. *Theoretical Ecology*, 2(2), pp 67–77.
- Sandström, A. & Karås, P. (2002). Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic. *Environmental Biology of Fishes*, 63, pp 89–101.
- Sarda, R., Valiela, I. & Foreman, K. (1995). Life cycle, demography, and production of *Marenzelleria viridis* in a salt-marsh of southern New England. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 75(3), pp 725–738.
- Saulamo, K. & Neuman, E. (2002). *Local management of Baltic fish stocks – significance of migrations*. Göteborg: Swedish Board of Fisheries. (Finfo; 2002:9).
- Schiedek, D. (1997). *Marenzelleria cf. viridis* (Polychaeta: Spionidae)–ecophysiological adaptations to a life in the coastal waters of the Baltic Sea. *Aquatic Ecology*, 31(2), pp 199–210.
- Schägner, J. P., Brander, L., Maes, J. & Hartje, V. (2013). Mapping ecosystem services' values: Current practice and future prospects. *Ecosystem Services*, 4, pp 33–46.
- Snickars, M., Sundblad, G., Sandström, A., Ljunggren, L., Bergström, U., Johansson, G. & Mattila, J. (2010). Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*. *Marine Ecology Progress Series*, 398, pp 235–243.
- Snickars, M., Weigel, B. & Bonsdorff, E. (2014). Impact of eutrophication and climate change on fish and zoobenthos in coastal waters of the Baltic Sea. *Marine Biology*, pp 1–11.
- Snickars, M., Weigel, B. & Bonsdorff, E. (2015). Impact of eutrophication and climate change on fish and zoobenthos in coastal waters of the Baltic Sea. *Marine Biology*, 162(1), pp 141–151.
- SOU (2011). Etappmål i miljömålssystemet. Delbetänkande av Miljömålsberedningen. Fritzes, Stockholm.: Miljömålsberedningen. (2011:34).
- Strandmark, A., Bring, A., Cousins, S. O., Destouni, G., Kautsky, H., Kolb, G., de la Torre-Castro, M. & Hambäck, P. (2015). Climate change effects on the Baltic Sea borderland between land and sea. *Ambio*, 44(1), pp 28–38.

- Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A. & Eklöv, P. (2014). Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of Marine Science*, 71(3), pp 672–680.
- Sveriges Officiella Statistik (SOS) (2014). *Fritidsfisket i Sverige 2013* [online]. (JO 57 SM 1401).
- Söderqvist, T., Eggert, H, Olsson, B. & Soutukorva, Å. (2005). Economic valuation for sustainable development in the Swedish coastal zone. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34(2), pp 169–175.
- Söderqvist, T. & Scharin, H. (2000). *The regional willingness to pay for a reduced eutrophication in the Stockholm archipelago* [online]. Stockholm: Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences. (Beijer Discussion paper; 128).
- Tebaldi, C. & Knutti, R. (2007). The use of the multi-model ensemble in probabilistic climate projections. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 365(1857), pp 2053–2075.
- TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers*.
- Tirkaso, W. & Gren, I.-M. (2016). Habitat quality and fish population: impacts of nutrient enrichment on populations of European perch off the east coast of Sweden Working Paper 2016:03, Department of Economics, SLU, Uppsala. Available at [https://ideas.repec.org/p/hhs/slueko/2016\\_003.html](https://ideas.repec.org/p/hhs/slueko/2016_003.html)
- Transportstyrelsen 2015. Sjöfart. <http://www.transportstyrelsen.se/sv/sjofart/Fartyg/Skeppslistan/> (nerladdad march 15 , 2015
- UN Atlas: 44 percent of us live in coastal areas (2010). CoastalChallenges.com. Available from: <https://coastalchallenges.com/2010/01/31/un-atlas-60-of-us-live-in-the-coastal-areas/>. [Accessed 2016-11-04].
- Urban-Malinga, B., Warzocha, J. & Zalewski, M. (2013). Effects of the invasive polychaete *Marenzelleria* spp. on benthic processes and meiobenthos of a species-poor brackish system. *Journal of sea research*, 80, pp 25–34.
- Varjopuro, R., Blenckner, T., Dolch, T., Heiskanen, A.-S., Pihlajamäki, M., Valman, M., Gee, K., Potts, T. & Psuty, I. (2014). Coping with persistent environmental problems: systemic delays in reducing eutrophication of the Baltic Sea. *Ecology and Society* [online]. Available from: <http://aura.abdn.ac.uk/handle/2164/4123>. [Accessed 2016-11-01].
- Veneranta, L., Urho, L., Lappalainen, A. & Kallasvuo, M. (2011). Turbidity characterizes the reproduction areas of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 95(1), pp 199–206.

- Viktorsson, L., Ekeröth, N., Nilsson, M., Kononets, M. & Hall, P. O. J. (2013). Phosphorus recycling in sediments of the central Baltic Sea. *Biogeosciences*, 10(6), pp 3901–3916.
- Virnsteyn, R. W. (1977). The Importance of Predation by Crabs and Fishes on Benthic Infauna in Chesapeake Bay. *Ecology*, 58(6), pp 1200–1217.
- Vogelsang, T. J., Wagner, M. (2014). Integrated modified OLS estimation and fixed-b inference for cointegrating regressions. *Journal of Econometrics*, 178, 741–760
- Wager, S., Hastie, T. & Efron, B. (2014). Confidence intervals for random forests: The jackknife and the infinitesimal jackknife. *The Journal of Machine Learning Research*, 15(1), pp 1625–1651.
- Winkler, H. M. & Debus, L. (1996). Is the polychaete *Marenzelleria viridis* an important food item for fish., 1996. p 151.
- Wager, S. (2016). randomForestCI: Confidence Intervals for Random Forests. R package version 1.0.0.
- Wulff, F., Humborg, C., Andersen, H. E., Blicher-Mathiesen, G., Czajkowski, M., Elofsson, K., Fonnesbech-Wulff, A., Hasler, B., Hong, B., Jansons, V. & others (2014). Reduction of Baltic Sea nutrient inputs and allocation of abatement costs within the Baltic Sea catchment. *Ambio*, 43(1), pp 11–25.
- Zettler, M. L., Daunys, D., Kotta, J. & Bick, A. (2002). History and success of an invasion into the Baltic Sea: the polychaete *Marenzelleria cf. viridis*, development and strategies. *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. pp 66–75. Springer.
- Zhang, L., Gove, J. H. & Heath, L. S. (2005). Spatial residual analysis of six modeling techniques. *Ecological Modelling*, 186(2), pp 154–177.
- Ådjers, K., Appelberg, M., Eschbaum, R., Lappalainen, A., Minde, A., Repecka, R. & Thoresson, G. (2006). Trends in coastal fish stocks of the Baltic Sea. *Boreal Environment Research*, 11, pp 13–25.
- Östman, Ö., Eklöf, J., Eriksson, B. K., Olsson, J., Moksnes, P.-O. & Bergström, U. (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, p n/a-n/a.

# VALUES – Värdering av akvatiska livsmiljöers ekosystemtjänster

ANTONIA NYSTRÖM SANDMAN, ULF BERGSTRÖM, ING-MARIE GREN, GÖRAN SUNDBLAD, WONDIMAGEGN TAFESSE TIRKASO, SOFIA A WIKSTRÖM

RAPPORT 6752

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-6752-6  
ISSN 0282-7298

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

Ekosystemtjänster kan bidra till att synliggöra värden i naturen som människor är beroende av för sin överlevnad och sin välfärd. Värdet av ekosystemtjänster behöver också tydligt och systematiskt integreras i politiska beslut och i förvaltningen av våra gemensamma naturresurser, på alla dess nivåer.

Övergödningen av Östersjön är ett fortsatt stort problem. Projektet Values har visat hur kartering, kvantifiering och värdering av ekosystemfunktioner kan användas för att visa på värde och nytta av olika typer av ekosystemtjänster i relation till mänsklig påverkan i form av invasiva arter och övergödning i två studiesystem, djupa sedimentbottnar och grunda kustområden.

I rapporten visas att vi för att kunna ta hänsyn till ekosystemtjänster i beslutsfattande och förvaltning, behöver kartlägga dem och övervaka förändringar i deras tillstånd. Studien visar på ett konkret sätt hur begreppet ekosystemtjänster kan komma till praktisk nytta.

Den här rapporten är ett resultat från ett av sju projekt inom forskningsansatsningen Värdet av ekosystemtjänster och har författats av forskare vid AquaBiota Water Research, SLU och SU Östersjöcentrum. Projektet finansierades av Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.



Etappmålet om betydelsen av den biologiska mångfalden och värdet av ekosystemtjänster innebär att senast 2018 ska betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstaganden, politiska avväganden och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligt. Viktiga insatser för att uppnå målet är forskningsansatsningen Värdet av ekosystemtjänster och Naturvårdsverkets kommunikationsansatsning under år 2014 till 2017.

Läs mer på [www.naturvardsverket.se/ekosystemtjanster](http://www.naturvardsverket.se/ekosystemtjanster).



NATUR  
VÅRDS  
VERKET