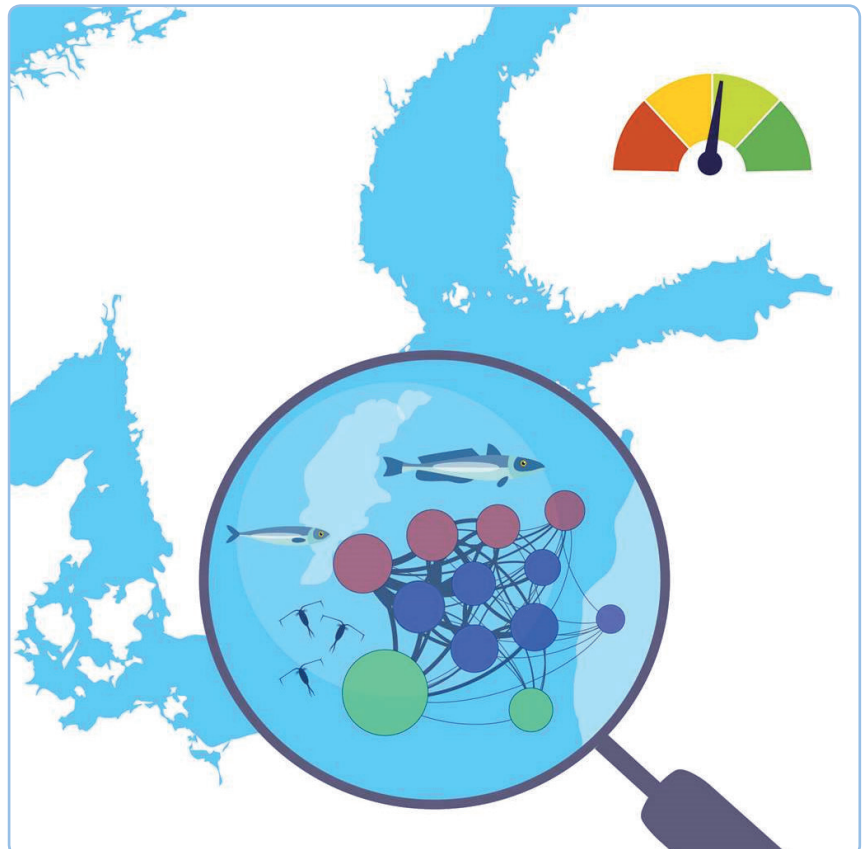
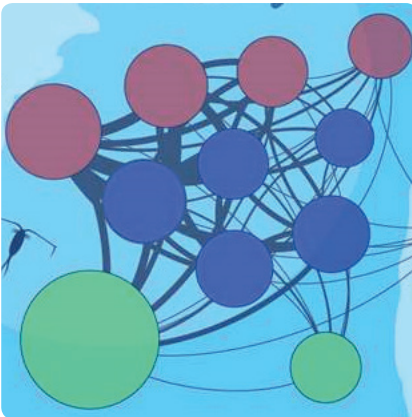


Ekosystembaserad utveckling av indikatorer för pelagiska födovävar

RAPPORT 6788 • NOVEMBER 2017



Ekosystembaserad utveckling av indikatorer för pelagiska födovävar

Slutrapport

Saskia A. Otto, Martina Kadin, Maria A. Torres, Michele
Casini, Magnus Huss, Thorsten Blenckner och Anna
Gårdmark

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

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00 Fax: 010-698 10 99

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

Naturvårdsverket:

ISBN 978-91-620-6788-5

ISSN 0282-7298

Havs- och vattenmyndigheten:

ISBN 978-91-879-6769-6

© Naturvårdsverket 2017

Tryck: Arkitektkopia, Bromma 2017

Omslag: Illustration, Saskia A. Otto

Förord

Rapporten presenterar resultaten från forskningsprojektet Ekosystembaserad utveckling av indikatorer för pelagiska födovävar, ett av fyra projekt inom forskningssatsningen God miljöstatus i Sveriges marina vatten.

Bedömningen av födovävar, eller 'näringvävar', är fortfarande under utveckling. För att uppnå en effektiv ekosystembaserad havsförvaltning är det avgörande att kunna visa på förändringar i marina näringvävar. I dagsläget finns endast några få indikatorer som till exempel kan användas för att beskriva dynamiken i energitransport i marina system. Dessutom saknas operativa modeller för att integrera de indikatorer som finns. Detta forskningsprojekt utvecklade modeller för indikatorer som kan användas för att beskriva möjliga förändringar i näringvävar på olika nivåer i systemet, och hur dessa beror på utvalda typer av påverkan. Resultaten kommer att ingå i den nationella rapporteringen enligt havsmiljödirektivet 2018. Dessutom kommer projektet att utgöra en viktig bas för fortsatt utveckling av indikatorer för bedömning av näringvävar i de regionala havskonventioner och nationellt, som har relevans för både havsmiljödirektivet och miljömålsuppföljning.

Forskningsatsningen God miljöstatus i Sveriges marina vatten är en central insats för att utveckla indikatorer för Havsmiljödirektivet som tidigare saknat eller har behov av utveckling av existerande indikatorer, t ex biodiversitet, främmande arter och födovävar. Havsmiljödirektivet har som mål att nå god ekologisk status år 2020 och för att nå detta mål är det nödvändigt att användbara indikatorer och övervakningsprogram är på plats som kan göra tillståndsbedömningen mer tillförlitlig. Fyra olika forskargrupper ingår i den omfattande satsningen som började 2014. Projekten har pågått under tre år med avslutning senast 2017. Rapporten är författad av Saskia A. Otto, Martina Kadin, Maria Torres, Michele Casini, Magnus Huss, Thorsten Blenckner och Anna Gårdmark. Författarna svarar själva för rapportens innehåll.

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

Göteborg juni 2017

Havs- och vattenmyndigheten

Innehåll

| | |
|--|-----------|
| FÖRORD | 3 |
| 1. SAMMANFATTNING | 5 |
| 2. SUMMARY | 8 |
| 3. SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR | 11 |
| 4. RESULTATET | 14 |
| 4.1. Djurplankton- och fiskbaserade födovävsindikatorer för användning inom D4 och potentiella påverkansvariabler | 14 |
| 4.2. Delprojekt 1. Ramverk för utvärdering och validering av indikatorer | 17 |
| 4.3. Delprojekt 2. Kopplingar mellan indikatorer på två trofinivåer och flera påverkansvariabler (MAR-analys) | 21 |
| 4.4. Delprojekt 3. Kopplingar mellan indikatorer på tre trofinivåer och flera påverkansvariabler (kopplade GAM-tGAM) | 25 |
| 5. SLUTSATSER OCH FÖRSLAG | 36 |
| 6. KOMMUNIKATIONSAKTIVITETER | 40 |
| 6.1. Accepterade och planerade publikationer | 40 |
| 6.2. Presentationer på vetenskapliga konferenser | 40 |
| 6.3. Presentationer på möten och seminarier | 40 |
| 7. FINANSERING | 42 |
| 8. KÄLLFÖRTECKNING | 43 |
| 9. BILAGA | 45 |

1. Sammanfattning

Utveckling av indikatorer under EU:s ramdirektiv om en marin strategi, Havsmiljödirektivet, är en särskild utmaning när det gäller födovävar. Dessa indikatorer ska helst beskriva tillståndet i ett marint system, trots att sådana system är dynamiska och har komplexa interaktioner som ofta är icke-linjära. Havsområden som karaktäriseras av tydliga miljögradienter, som exempelvis Östersjön, medför ytterligare svårighet vid bedömningar av systemets tillstånd, eftersom det är nödvändigt att känna till hur pass relevanta indikatorerna är över hela spannet av miljöförhållanden som finns i området. Robusta tester och utvärderingar av indikatorerna är därför nödvändiga, särskilt för att undersöka hur de svarar på samtida påverkansvariabler och hur olika indikatorer är länkade genom artinteraktioner. I detta projekt använde vi flera olika metoder för att på ett robust sätt testa indikatorer för pelagiska födovävar i flera utsjöregioner i Östersjön: Bornholmsbassängen, Gotlandsbassängen, och Bottenhavet. Arbetet organiserades i tre delprojekt.

I delprojekt 1 utvecklade vi ett modellbaserat ramverk där enskilda indikatorer testades mot enskilda påverkansvariabler, som till exempel koncentration av näringsämnen och fiskeintensitet. Detta möjliggjorde utvärdering av indikatorerna med avseende på deras sensitivitet, robusthet och specificitet. Med hjälp av ramverket kunde vi jämföra sex djurplanktonbaserade födovävsindikatorer och sju fiskbaserade födovävsindikatorer i två bassänger i Östersjön (Bornholmsbassängen och Gotlandsbassängen), medan i Bottenhavet jämfördes sex djurplanktonbaserade indikatorer (i detta område saknas längre tidsserier för fisk). De indikatorer som fick bäst resultat, inklusive de två tidigare föreslagna indikatorerna ('HELCOM core indicators') baserade på djurplankton: Total djurplanktonförekomst (Total Zooplankton Abundance, *TZA*) och Medelstorlek av djurplankton (Mean Size, *MS*), analyserades vidare för att förstå eventuellt samspel och påverkan mellan indikatorer.

Två metoder för att testa indikatorer utvecklades för att kunna förstå och kvantifiera kopplingen mellan indikatorer orsakade av interaktioner (samspel) mellan olika arter, samt hur förhållandet mellan indikatorer och påverkansvariabler ser ut när hänsyn tas till indikatorernas koppling pga samspel mellan arter. Dessa metoder tillämpades sedan på olika typer av födovävsindikatorer på två samspelande nivåer i födoväven (delprojekt 2, storleksbaserade indikatorer samt mängd av fiskätande fisk och av bytesfiskar) och på tre samspelande nivåer (delprojekt 3, olika fisk och djurplanktonbaserade indikatorer) i Bornholmsbassängen och Gotlandsbassängen.

Länkar mellan födovävsindikatorer från olika trofinivåer, som beror på de olika arternas samspel, var nödvändiga att ta hänsyn till för att kunna förklara hur dessa indikatorer varierade över tid. Detta visades i analyser av födovävsindikatorerna

baserade på torsk *Gadus morhua*, en rovfisk, och i de indikatorer baserade på dess huvudsakliga bytesdjur skarpsill *Sprattus sprattus* och strömming *Clupea harengus* i Bornholmsbassängen, där både länkar (som motsvarar samspelet mellan rovdjur och byten) samt täthetsberoende effekter inom varje art behövde inkluderas för att förklara variationen i dessa pelagiska födovävsindikatorer från 1980-talet fram till 2012. Detta gällde för både abundans- och storleksbaserade indikatorer, men variationen över tid kunde förklaras bättre för de förstnämnda (testade 1979-2012) än de senare (testade 1984-2012). Vi lyckades inte anpassa någon statistiskt säkerställd modell för dessa två typer av indikatorer i Gotlandsbassängen, där mängden oförklarad variation förblev stor. När indikatorer testades på tre samspelande trofinivåer med en annan metod visade även dessa analyser att indikatorer på olika trofinivåer ofta påverkade varandra. Robusta modeller som förklarade variationen över tid kunde utvecklas för de djurplanktonbaserade indikatorerna (i båda bassängerna) och för indikatorn baserad på rovfisk (torsk) i Bornholmsbassängen. Utvecklingen över tid för storleksbaserade fiskindikatorerna förklarades sämre av modellerna än för de andra indikatorerna också i denna testmetod.

Båda typerna av analyser i delprojekt 2 och 3 (två och tre samspelande nivåer i födoväven) visade att indikatorerna i allmänhet svarade mot ett flertal påverkansvariabler snarare än en enda, och att dessa var variabler kopplade till klimat, fiske och koncentration av näringsämnen eller primärproduktion. I studierna av två samspelande nivåer i födoväven, i detta fall de olika fiskbaserade indikatorerna, var salthalt, temperatur och syreförhållanden samt näringsämnen väsentliga för att kunna förklara utvecklingen av indikatorerna över tid. När tre samspelande nivåer i födoväven studerades – dvs. när djurplanktonbaserade indikatorer även var med i analysen – hade klimatvariabler ofta en starkare effekt på indikatorerna än fiske och primärproduktion. Detta belyser vikten av att ta hänsyn till klimatförändring när indikatorer tolkas och används till utvärdering av förvaltningsinsatser. Indikatorernas svar på externa påverkansvariabler var i många fall icke-linjära och berodde i vissa fall på nivån av en annan påverkansvariabel. Detta visar på nytta med avancerade modellverktyg som kan fånga upp den relevanta dynamiken i system som karakteriseras av olika tillstånd (där olika orsakssamband kan gälla under olika tillstånd, s.k. 'alternativa regimer').

Projektets resultat utgör de första stegen mot en bedömning av födovävarnas nuvarande status, baserat på bassängspecifika uppsättningar av välfungerande fisk- och djurplanktonbaserade födovävsindikatorer. Våra resultat visar att (1) kopplingar mellan olika indikatorer, som uppkommer genom samspel mellan arter på olika nivåer i födoväven, bör beaktas i arbetet med att utveckla indikatorer för födovävar, (2) indikatorer för pelagiska födovävar som representerar djurplankton, planktonätande fisk och fiskätande fisk svarar alla mot flera samtidiga påverkansvariabler och (3) variationen över tid i variabler relaterade till fiske, övergödning (primärproduktion och näringsämnen) och klimatförändring förklarade indikatorernas historiska utveckling (1979/1984-2012).

Det fanns ett fåtal skillnader mellan de olika metodernas resultat vad gäller de specifika sambanden mellan indikatorer och påverkansvariabler, men vi bedömer de samband som identifierats av minst två metoder som tillförlitliga. Dessa påverkansvariabler anses därför som de huvudsakliga. Det var dock inte alla indikatorer som hade statistiskt tillförlitliga samband till påverkansvariabler, varken inom en metod eller vid jämförelser mellan metoder. Därför är det ett urval av indikatorer som vi rekommenderar, givet det underliggande datamaterialet och provtagningsförfarandet.

Vi rekommenderar att följande indikatorer används till riskanalyser eller utvärdering av förvaltningsalternativ för pelagiska födovävar i de studerade områdena, inom Havsmiljödirektivet:

- För Bornholmsbassängen: Total djurplanktonförekomst (Total Zooplankton Abundance, *TZA*), förhållandet mellan hinnkräftor och hoppkräftor (Ratio Cladocerans to Copepods, *RCC*), skarpsill (*Sprat*), strömming (*Herring*), samt torsk (*Cod*).
- För Gotlandsbassängen: Medelstorlek av djurplankton (Mean Size, *MS*), förhållandet mellan hinnkräftor och hoppkräftor (Ratio Cladocerans to Copepods, *RCC*), skarpsill (*Sprat*), strömming (*Herring*), samt torsk (*Cod*).
- För Bottenhavet (där långsiktiga fiskdata saknas): Total djurplanktonförekomst (Total Zooplankton Abundance, *TZA*), Medelstorlek av djurplankton (Mean Size, *MS*) samt hoppkräftsbiomassa (*Cops*).

2. Summary

The development of indicators for the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) is particularly challenging for food-webs. Ideally, these indicators should signal the state of marine systems, despite that these are highly dynamic with complex and often non-linear interactions. Marine regions characterized by strong environmental gradients, such as the Baltic Sea, imply additional complexity, as the relevance of indicators needs to be known for the entire range of environmental conditions. Here, a robust testing of these indicators is necessary, accounting for their responsiveness to multiple pressures and the linkages between indicators caused by species interactions. In this project, we applied different approaches to robustly test pelagic food-web indicators across Baltic Sea offshore regions (Bornholm basin, Gotland basin, Bothnian Sea), organized into three work packages.

In work package 1, we developed a framework based on models in which single indicators were linked to single pressures (such as nutrient concentration and fishing) to validate the performance of individual indicators in terms of their sensitivity, robustness, and specificity. This framework allowed us to evaluate and compare six zooplankton-based and seven fish-based indicators suggested as pelagic food-web indicators across two central Baltic Sea basins (Bornholm and Gotland Basin) and the northern Bothnian Sea (only zooplankton-based indicators evaluated in this basin, due to lack of long time-series of pelagic survey data on fish). Those indicators that showed a better performance, including the two HELCOM core zooplankton-based indicators Total Zooplankton Abundance (TZA) and Mean Size (MS), were further analysed for potential coupling among indicators.

Two different novel indicator-testing approaches were developed to assess and account for the linkages among indicators arising from species interactions, and to identify the relationships between indicators and pressures while accounting for such linkages among indicators. These two methods were then applied to food-web indicators across two trophic levels (work package 2; size- and abundance-based indicators of piscivorous and planktivorous fish) and three trophic levels (work package 3; different fish- and zooplankton based indicators) in the Bornholm and Gotland basins.

To explain temporal variation of abundance- and size-based food-web indicators based on the predator species cod (*Gadus morhua*) and its two main prey sprat (*Sprattus sprattus*) and herring (*Clupea harengus*) in the Bornholm Basin, we showed that linkages among indicators corresponding to predator-prey interactions and intra-specific density-dependence were essential. Long-term variation in the abundance-based indicators (tested for 1979-2012) was better explained than in the size-based indicators (1984-2012). We could not find any statistically validated

model for the time series on these two sets of indicators from the Gotland Basin. The tests of indicators across three trophic levels based on a different statistical method also showed that indicators at different trophic levels often influence each other. Robust models explaining temporal variation in the indicators were found for zooplankton-based indicators (in both basins) and for the piscivore-based indicator (cod abundance in the Bornholm Basin), whereas variation in size-based fish indicators were less well explained also when using this statistical method.

In both types of analyses in work packages 2 and 3, indicators responded to multiple pressures rather than single ones, including climate-linked variables, fishing and nutrient concentrations or primary production indicators. When including only fish-based indicators in the two-trophic level approach, salinity, temperature, oxygen conditions as well as nutrients were found essential in explaining the temporal development of the food-web indicators. In the three-trophic level approach, which included zooplankton-based indicators, climate variables had more often a stronger effect on these indicators than fishing and primary production. This highlights the need to account for climate change when interpreting indicators and evaluating management efforts. In addition, indicator responses to these external pressures were often not linear and even depended on the condition of another pressure variable. This illustrates the usefulness of advanced modelling tools to fully capture relevant dynamics in systems characterized by different regimes.

The project provides the first steps towards an assessment of the current food-web status based on basin-specific sets of well performing fish- and zooplanktonbased food-web indicators. Our results highlight that (1) linkages among indicators that arise from interactions between species at different trophic levels need to be accounted for in further development of food-web indicators, (2) pelagic food-web indicators representing zooplankton, planktivorous fish, and piscivorous fish all respond to multiple pressures, (3) variation in variables linked to fishing, eutrophication (primary production/nutrients) and climate change all explained indicator historical development (1979/1984-2012). Despite a few differences in the indicator-specific pressures identified as significant between the three approaches, we have confidence in the indicator-pressure relationships identified by at least two approaches. We consider these pressures as key drivers. However, not all indicators showed a statistically robust relationship to the tested pressures – either within one approach or across approaches. Consequently only a subset of indicators, given the underlying data and sampling scheme as basis, is recommended suitable for risk analysis or management strategy evaluations of pelagic food-webs in the studied areas, as required under an integrated food-web assessment programme within MSFD:

- Total zooplankton abundance (*TZA*), ratio cladocerans to copepods (*RCC*), *Sprat*, *Herring*, and *Cod* for the Bornholm basin

- Mean zooplankton size (*MS*), ratio cladocerans to copepods (*RCC*), *Sprat*, *Herring*, and *Cod* for the Gotland basin
- Total zooplankton abundance (*TZA*), mean zooplankton size (*MS*), and copepod biomass (*Cops*) for the Bothnian Sea

3. Syfte och frågeställningar

EU:s ramdirektiv om en marin strategi (Marine Strategy Framework Directive, MSFD), Havsmiljödirektivet syftar till att stötta bevarande av marina ekosystem och uppnå eller bibehålla god miljöstatus (Good Environmental Status, GES) till 2020. GES definieras genom 11 deskriptorer, var och en uppdelad i flera kriterier eller ekosystemattribut. En av dessa deskriptorer representerar födovävar (D4), och för denna deskriptor är det en särskild utmaning att utveckla lämpliga indikatorer. Det krävs ett robust sätt att testa D4-indikatorer, som tar hänsyn till olika ekosystemprocesser (särskilt till s.k. trofiska interaktioner, d.v.s. samspel mellan arter). I Östersjön bör detta göras längs den kraftiga gradient av miljöförhållanden som finns där, samtidigt som potentiellt samspelande påverkansvariabler tas med i testerna. I ideala fall kan en indikator karaktärisera statusen för en eller flera typer av miljötillstånd. Variation i påverkansvariabler orsakar förändringar av miljötillståndet och de sambanden betraktas ofta som linjära. Emellertid svarar ekosystem sällan på ett kontinuerligt sätt när externa påverkansvariabler ändras (Scheffer m fl 2001), vilket har gjort att forskare ser paralleller mellan beteendet hos ekologiska system och andra komplexa system med icke-linjär dynamik, som exempelvis jordens klimatsystem eller världsekonomin (Strange 2007). Därför börjar nu icke-linjära teorier spridas också i policy-diskussioner och kan möjligen snart ingå i ramlagstiftning och andra legala regelverk (Skeffington 1999).

De omfattande icke-linjära ekosystemförändringar som observerats i många system beror dock sällan på en enda påverkansvariabel, utan istället är det flera samspelande typer av påverkan som ligger bakom (Lees m fl 2006). I Östersjön skedde ett abrupt systemskifte i slutet av 1980-talet och början av 1990-talet, som påverkade alla trofnivåer i födovävarna. Detta orsakades av en kombination av abiotiska och biotiska processer (Casini m fl 2009, Möllmann m fl 2009). Skiftet initierades genom klimatpåverkan på hydrografi och övergödningseffekter. Sambanden mellan påverkansvariabler och systemtillstånd var i huvudsak diskontinuerliga: Överfiske ledde till trofiska kaskadeffekter som ytterligare stabiliserade det nya tillståndet efter skiftet, vilket gör att en återgång till tidigare tillstånd försvåras (Möllmann m fl 2009). När flera typer av påverkansvariabler förekommer samtidigt, och samspelar, är det ofta svårt att reda ut vilka faktorer som påverkar födovävar och ekosystem, och hur (Nyström m fl 200, de Young m fl 2008, för Östersjön se Diekmann & Möllmann 2010). Det försvårar ekosystembaserad förvaltning (Ecosystem-Based Management, EBM), eftersom det blir en större utmaning att identifiera indikatorer som är lämpliga för förvaltning av mänskliga aktiviteter, att definiera rätt skalor för förvaltning liksom att definiera ansvarsområden och åtgärder för att nå GES (Österblom m fl 2010).

Behovet av en heltäckande bedömning av Östersjöns miljöstatus föranledde Helsingforskommissionen (HELCOM) att lansera CORESET-projektet (2010-2013). Detta projekt syftade till att utveckla indikatorer för biologisk mångfald och

miljögifter samt deras respektive mål. En av de gemensamma principerna för HELCOM:s huvudindikatorer (s.k. core indicators, på engelska) är kompatibilitet med Aktionsplanen för Östersjön (Baltic Sea Action Plan, BSAP) och MSFD, för att bäst utnyttja synergier mellan olika direktiv. Av de 20 huvudindikatorer som CORESET-projektet föreslog för biodiversitet (och som överlappar med MSFD D1 och D4) blev 17 senare rekommenderade och beskrivna i projektets slutrapport (HELCOM 2013). Av dessa representeras plankton i öppna vattenmassan (pelagialen) av en huvudindikator; djurplankton indikatorn MSTs, som kombinerar två mått, Medelstorlek av djurplankton (Mean Size, *MS*) och Total djurplanktonförekomst (Total Zooplankton Abundance, *TZA*). Andra djurplanktonindikatorer betecknades som potentiella, s.k. kandidatindikatorer, i HELCOM-rapporten. Pelagisk fisk (planktonätande såväl som fiskätande) representeras i nuläget av en enda indikator: Indikatorn för stor fisk (Large Fish Indicator, *LFI*) som omfattar både pelagiska och demersala (bottenlevande) fiskesamhällen (HELCOM 2013, Oesterwind m fl. 2013). Detta medför svårigheter att utvärdera statusen för mycket komplexa födovävar på ett korrekt sätt. Samband mellan dessa indikatorer och påverkansvariabler är än så länge enbart baserade på expertomdömen. Indikatorernas koppling till påverkansvariabler behöver därför testas och utvärderas. Dessutom krävs en utvärdering av eventuella konflikter mellan olika nivåer på indikatorer motsvarande GES, som exempelvis GES gällande övergödning och huvudindikatorer som påverkas av övergödning (HELCOM 2013).

Syftet med vårt projekt var att tillämpa nya verktyg för att på ett robust vis testa pelagiska födovävsindikatorer i flera utsjöområden i Östersjön i kombination med ett flertal påverkansvariabler. Vår målsättning var också att använda metoder som tar hänsyn till icke-linjära samband och till artinteraktioner för att kunna upptäcka eventuella kopplingar och konflikter mellan indikatorer. Våra specifika mål var att:

- (i) **Utveckla D4-indikatorer för pelagisk fisk** (djurplanktonätande och fiskätande fisk)
- (ii) Utveckla ett ramverk för utvärdering och **validering av lämpligheten** för enskilda indikatorer som **svar på en påverkansvariabel**
- (iii) Testa **funktionaliteten** hos kopplade indikatorer när ett **flertal påverkansvariabler** interagerar
- (iv) Kvantitativt visa **riskerna för att indikatorer ska påverkas negativt** av en kombination av externa påverkansvariabler och trofiska interaktioner
- (v) Föreslå bassäng-specifika **indikatorer med robusta resultat** som kan användas inom MSFD D4.

Projektet delades upp i tre delar.

- (1) Utveckling av ett valideringsramverk baserat på analyser av samband mellan enskilda indikatorer och en påverkansvariabel i taget
- (2) Utvärdering av kopplingar mellan indikatorer orsakade av artinteraktioner på två trofinivåer, såväl som indikatorernas samband

- med flera påverkansvariabler när man samtidigt tar hänsyn till kopplingar mellan olika indikatorer pga artinteraktioner, baserat på Multivariat autoregressiv tidsserieanalys (MAR)
- (3) Metodutveckling för att testa födovävsindikatorer på tre trofiska nivåer i både Bornsholms- och Gotlands-bassängen genom kopplade modeller av två typer: Generaliserade additiva modeller (GAM) och deras motsvarighet med tröskelfunktioner (tGAM).

4. Resultatet

4.1. Djurplankton- och fiskbaserade födovävsindikatorer för användning inom D4 och potentiella påverkansvariabler

Sex födovävsindikatorer baserade på djurplankton och sju på fisk, både storleks- och antalsbaserade, testades i projektet. Analyser gjordes i tre delbassänger i Östersjön: centrala delarna av Bornholmsbassängen, Gotlandsbassängen och Bottenhavet. En komplett lista på indikatorer finns i tabell 1. Alla indikatorer eller alla delbassänger kunde dock inte utvärderas med alla metoder pga databrist. Notera att vi analyserade Medelstorlek av djurplankton (Mean Size, *MS*) och Total djurplanktonförekomst (Total Zooplankton Abundance, *TZA*) som två separata indikatorer, även om de tillsammans representerar HELCOMs huvudindikator MSTs och krävs för att avgöra GES. De två måtten representerar två skilda aspekter av födoväven, där *TZA* representerar bestånd och *MS* struktur i djurplanktondelen av födoväven. Följaktligen kan de svara på olika påverkansvariabler. Eftersom endast mål och statusutvärdering baseras på kombinationen av båda indikatorerna valde vi att här behandla dem som två separata indikatorer för att finna deras huvudsakliga påverkansvariabler.

Vi sammanställde tidsserier för de djurplanktonbaserade födovävsindikatorerna som omfattade närmare 30 år, med hjälp av data från nationella miljöövervakningsprogram för de tre delbassängerna. Övervakningsprogrammen har olika rumslig och temporal täckning, och använder olika redskap för provtagningen. Därför använde vi enbart data från sommarsäsongen, som också är den period då djurplanktonproduktionen är som högst. Alla biomassaberäkningar baserades på samma individvikter för att möjliggöra jämförelser. I analyserna In-transformerades Total djurplanktonförekomst (*TZA*), Förhållandet mellan hinnkräftor och hoppkräftor (*RCC*), hoppkräftsbiomassa (Copepod biomass, *Cops*) och biomassan av mikrofaga mesodjurplankton (Microphageous mesozooplankton biomass, *Micro*) för att minska variansen och uppfylla modellantagandena. I de fall provtagning inte skett ett visst år användes medelvärdet av de två åren innan och de två åren efter istället. En kontinuerlig tidsserie för förhållandet mellan djurplankton och växtplankton (Ratio of zooplankton to phytoplankton biomass, *RZPPP*) var inte tillgänglig för Bottenhavet. Tidsserier för de sju fiskbaserade födovävsindikatorerna beräknades för varje delbassäng från tre decenniers övervakningsdata på fisksamhällena i fria vattenmassan som samlats in årligen inom Baltic International Acoustic Surveys (BIAS) (ICES 2015) och historiska akustikstudier genom dåvarande Fiskeriverket (nuvarande Institutionen för akvatiska resurser vid Sveriges lantbruksuniversitet) (Casini m fl 2011). I BIAS görs akustiska undersökningar av mängden fisk kompletterat med tråldrag för att få representativa prover av fisksamhället, och dessa tråldrag fångar representativa

mängder av strömming, skarpsill, torsk och spigg från den pelagiska vattenmassan. Tyvärr fanns inte tillräckligt långa tidsserier i Bottenhavet för att utvärdera indikatorer för pelagisk fisk, eftersom akustikundersökningarna där pågått endast sedan 2007. I analyserna ln-transformerades alla fiskbaserade indikatorer för att uppfylla modell-antagandena, med undantag för Indikatoren för stor fisk (*LFT*) som vi testade att logit- och arcsin-transformera. En detaljerad beskrivning av framtagningen av de fiskbaserade indikatorerna finns i Torres m fl (2017). Mer information om de djurplanktonbaserade indikatorerna återfinns i Kadin m fl (under bearbetning) och Otto m fl (2018).

För att utvärdera sambanden mellan indikatorer och de huvudsakliga, mänskligt orsakade såväl som naturliga, påverkansvariabler som påverkar Östersjön valde vi 13 variabler som representerar klimat, övergödning och fiske. Dessa drivkraftsvariabler sammanställdes och testades för effekter (direkta och indirekta) på de flesta indikatorer (Tabell 2). På samma sätt som för indikatorerna beräknades påverkansvariablerna separat för de olika delbassängerna, med undantag för fiskeridödlighet som endast finns tillgänglig för hela Östersjön (ICES 2015). Påverkan från fiske representerades av den uppskattade årliga fiskeridödligheten för torsk (F_{Cod}), skarpsill (F_{Spr}), strömming (F_{Her}), och sammanlagt för clupeider (F_{Clup}) i Internationella havsforskningsrådet, ICES, beståndsuppskattningar (ICES 2014). Data över hydrologiska variabler och näringsämnen sammanställdes från Baltic Environmental Database (<http://nest.su.se/bed/>) eller tillhandahölls av GEOMAR - Helmholtz Centre for Ocean Research Kiel. Dessa beräknades som ett säsongsmedelvärde baserat på alla provtagningsstationer inom varje delbassäng. En översikt över påverkansvariablerna som projektet använde finns i tabell 2.

Tabell 1. Testade indikatorer, inklusive HELCOM:s föreslagna huvudindikatorer (fetstil), HELCOM:s kandidatindikatorer för djurplankton samt inom projektet nyligen utvecklade antals- och storleksbaserade indikatorer för fisk. De miljöövervakningsprogram som data hämtats från anges, samt deras rumsliga täckning.

| Indikator | Förkortning | Rumslig täckning | Datakälla |
|--|--------------|------------------|--|
| Total djurplanktonförekomst [$N\ m^{-3}$] | <i>TZA</i> | SD 25, 28 | SYKE, Finland, |
| Medelstorlek av djurplankton [mg], beräknat från kvoten total djurplanktonbiomassa/ total djurplanktonförekomst | <i>MS</i> | och 30 | IOW, Tyskland, och BIOR, Litauen |
| Förhållandet mellan hinnkräftor och hoppkräftor (antal) | <i>RCC</i> | | |
| Hoppkräftsbiomassa [$mg\ m^{-3}$] | <i>Cops</i> | | |
| Biomassa av mikrofaga mesodjurplankton [$mg\ m^{-3}$], inkl alla rotiferer, ciliater, hoppkräftsnauplii och herbivora cladocerer i proverna | <i>Micro</i> | | |

| | | | |
|--|----------------|--------------|----------------------------|
| Förhållandet mellan djurplankton och växtplankton | <i>RZPPP</i> | SD 25 och 28 | |
| Skarpsill - förekomst [miljoner], fisk ≥ 1 år | <i>Sprat</i> | SD 25 och 28 | SLU, Sverige, svenska BIAS |
| Strömning - förekomst [miljoner], fisk ≥ 1 år | <i>Herring</i> | | akustiskstudier (tråldrag) |
| Torsk CPUE [kg h ⁻¹], fisk > 15 cm | <i>Cod</i> | | |
| Spigg CPUE [kg h ⁻¹] | <i>Stickle</i> | | |
| Liten bytesfisk - biomassa [miljoner gram], endast skarpsill och strömning < 10 cm | <i>SPF</i> | | |
| Stor rovfisk CPUE [kg h ⁻¹], endast torsk > 37 cm | <i>LPF</i> | | |
| Indikatorn för stor fisk | <i>LFI</i> | | |

Tabell 2. Detaljerad beskrivning av påverkansvariabler och indikatorer (IND) som testats mot dessa.

| | Påverkansvariabel | Förkortning | Indikatorer |
|-------------|---|-------------------------------|---|
| Klimat* | Syrekoncentration i reproduktionsvolymen (dvs volymen vatten med salthalt > 11 psu och syrekoncentration > 2 [ml l ⁻¹]) | <i>Oxy_{RV}</i> | Torsk-relaterade IND: <i>Cod, LPF, LFI</i> |
| | Salthalt i ytvattnet (0-10 m) [psu] | <i>Salin_{Summer}</i> | Alla djurplankton IND |
| | Salthalt i djupt vatten (70-100 m i SD25/28 och > 30 m i SD30) [psu] | <i>Salin_{Winter}</i> | Alla IND |
| | Yttemperatur (0-10 m) [grader C] | <i>Temp_{Summer}</i> | Alla IND |
| Övergödning | Nitrat (NO ₃) under sommaren (0-10 m) [mmol m ⁻³] | <i>DIN_{Summer}</i> | Alla djurplankton IND |
| | Nitrat (NO ₃) under vintern (0-10 m) [mmol m ⁻³] | <i>DIN_{Winter}</i> | Alla IND |
| | Fosfat (PO ₄) under sommaren (0-10 m) [mmol m ⁻³] | <i>DIP_{Summer}</i> | Alla djurplankton IND |
| | Fosfat (PO ₄) under vintern (0-10 m) [mmol m ⁻³] | <i>DIP_{Winter}</i> | Alla IND |
| | NO ₃ /PO ₄ -kvoten under sommaren | <i>rNP_{Summer}</i> | Alla djurplankton IND |
| | Klorofyll <i>a</i> under sommaren (0-10,) [mg m ⁻³] | <i>Chl_{Summer}</i> | Alla djurplankton IND |
| Fiske | Fiskeridödlighet (F) för skarpsill | <i>F_{Spr}</i> | Alla IND |
| | Fiskeridödlighet (F) för strömning | <i>F_{Her}</i> | Alla IND |
| | F för clupeider (Summan av F _{Spr} och F _{Her}) | <i>F_{Clup}</i> | Alla IND |
| | Fiskeridödlighet (F) för torsk | <i>F_{Cod}</i> | Alla IND |

* Klimattidsserier med tidsförskjutning med glidande medelvärde användes också: för *Sprat* och *Stickle* glidande medelvärde av 1-2 år tidigare för *Herring* glidande medelvärde av 1-3 år tidigare för *Cod*, *LPF* och *LFI* glidande medelvärde av 2-3 år tidigare

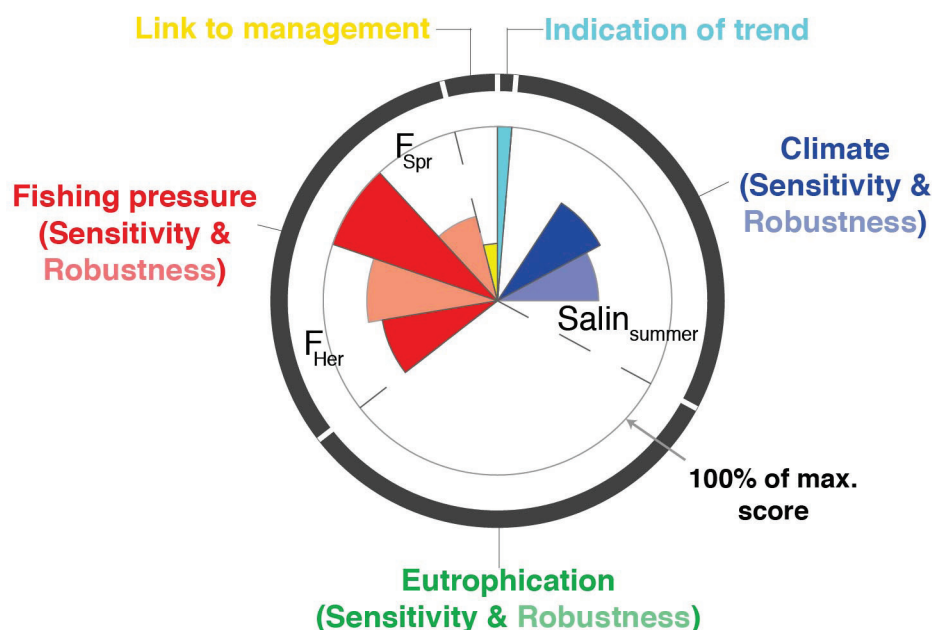
4.2. Delprojekt 1. Ramverk för utvärdering och validering av indikatorer

För att utvärdera och validera lämpligheten hos ett stort antal indikatorer i flera områden utvecklade vi ett gediget, men enkelt och flexibelt, ramverk baserat på analyser av en påverkansvariabel i taget. Detta ramverk kan också användas som beslutsstöd vid val av indikatorer, för att finna de enskilda indikatorer som är bäst lämpade att visa statusen hos en födoväv och dess dynamik över tid. Vid utveckling av indikatorer sätts fokus ofta på aspekter som tillgängliga data, vetenskaplig kunskap, mätbarhet och tolkning. Kriterier som sensitivitet gentemot påverkansvariabler och robusta samband bedöms ofta som viktiga. Ändå har dessa kriterier inte getts samma uppmärksamhet, trots att indikatorer som används i förvaltning ofta baseras på tidsserier från miljöövervakningsprogram som inte nödvändigtvis reflekterar det verkliga tillståndet av den variabel en indikator är tänkt att representera. Observationsdata kan innehålla felaktigheter eller vara inkorrekta beroende på provtagningsmetodiken, vilket är nödvändigt att ta hänsyn till vid tolkning av indikatorer. Den totala djurplanktonförekomsten (*TZA*), till exempel, kan tänkas påverkas positivt av vattentemperatur. Den tillgängliga tidsserien för *TZA* baseras dock på en sommarprovtagning på en provtagningsstation per delbassäng, och visar kanske därför inte något sådant samband. I ett sådant fall kan en annan typ av indikator eller en tidsserie från ett annat övervakningsprogram vara bättre alternativ.

Ramverket som utvecklats baseras på ett poängsystem för kvalitetskriterier och delkriterier som definierats specifikt (Bilaga, tabell A1). Genom ett flertal enklare statistiska och visuella verktyg (fig. 1) kvantifierade vi hur känsliga och robusta indikatorernas responser var i relation till direkta och indirekta påverkansvariabler. Vi bedömde om indikatorn fångade förändringar över tid i motsvarande födovävs-komponent, hur specifikt den svarar på förvaltningsåtgärder och eventuell redundans mellan möjliga indikatorer. Ramverket tillämpades på alla indikatorer i tabell 1, för alla delbassänger som det fanns tillgängliga data.

Baserat på analyserna i ramverket erhöll vi ett urval av indikatorer - de bäst lämpade indikatorerna för varje delbassäng (fig. 2), vilket illustrerar att det inte finns en universell indikator. En viktig aspekt för tolkningen av indikatorer, som tydligt framgår här, är en tydlig påverkan av indirekta påverkansvariabler, som i sin tur styrs av artinteraktioner. För flera indikatorer i Bornholmsbassängen fann vi flera möjliga kopplingar mellan indikatorer på både högre och lägre trofnivåer (se tabell 4). Denna enklare analys kan dock inte modellera och kvantifiera den här typen av interaktioner, utan visar värdet av att använda mer avancerade modellverktyg, som tillämpades i del 2 och 3, som tar hänsyn till hur indikatorer kan vara kopplade till varandra pga artinteraktioner i födoväven.

Indicator-specific spie chart for visualization of scores



Figur 1. Exempel på en graf som används för att visualisera indikatorernas poäng. Poäng för sensitivitet, eller känslighet (visas med stark färg) och robusthet (genomskinlig färg) visas för varje signifikant påverkansvariabel, grupperat utifrån de tre huvudsakliga typerna av påverkansvariabler: klimat (blå), övergödning (grön) och fiske (röd). Bredden på varje tårtbit är proportionerlig mot maxpoäng för det kriteriet, och tårtbitens längd visar (i %) uppnådd poäng jämfört med maxvärdet, vid den inre cirkeln.

Bornholmsbassängen

Den slutliga uppsättningen av lämpliga och kompletterande indikatorer, utifrån analyser av enskilda indikatorer och en påverkansvariabel i taget, innehöll sex indikatorer: tre djurplanktonbaserade indikatorer: *TZA*, *MS* och *RCC*, samt de tre fiskbaserade fiskindikatorerna som utgår från antal: *Cod*, *Sprat* och *Stickle* (fig. 2a). Med denna uppsättning indikatorer är det möjligt att utvärdera förvaltningsscenarier, eftersom samtliga typer av påverkansvariabler täcks: klimatstyrda variabler som temperatur och salthalt, samtliga mått på fiskeridödlighet samt kvävehalter under sommaren och vintern (se även tabell 4). De djurplanktonbaserade indikatorerna fungerade bättre för att plocka upp klimatsignaler – *RCC* hade endast ett samband med temperaturen under sommaren, medan *MS* och *TZA* svarade på salthaltsförändringar. Ingen av de fiskbaserade indikatorerna svarade på dessa mer direkta påverkansvariabler. Alla indikatorer, utom *RCC* och *Cod*, hade starkare samband med indirekta påverkansvariabler. *TZA* hade robusta samband med fiskeridödligheten för både skarpsill och strömming, vilket tyder på någon form av ”top-down”-kontroll. Å andra sidan svarade *MS* och *Sprat* huvudsakligen på övergödningssamband med påverkansvariabler, vilket tyder på ”bottom-up”-dynamik. *Stickle* hade ett positivt samband med fiskeridödligheten för clupeider (skarpsill och strömming tillsammans), vilket kan bero på minskad

konkurrens när strömming och skarpsill minskar i antal. Vi fann även ett svagt samband mellan *Cod* och fiskeridödligheten för strömming. Dessa resultat illustrerar möjligheten att olika födovävsindikatorer interagerar i denna delbassäng.

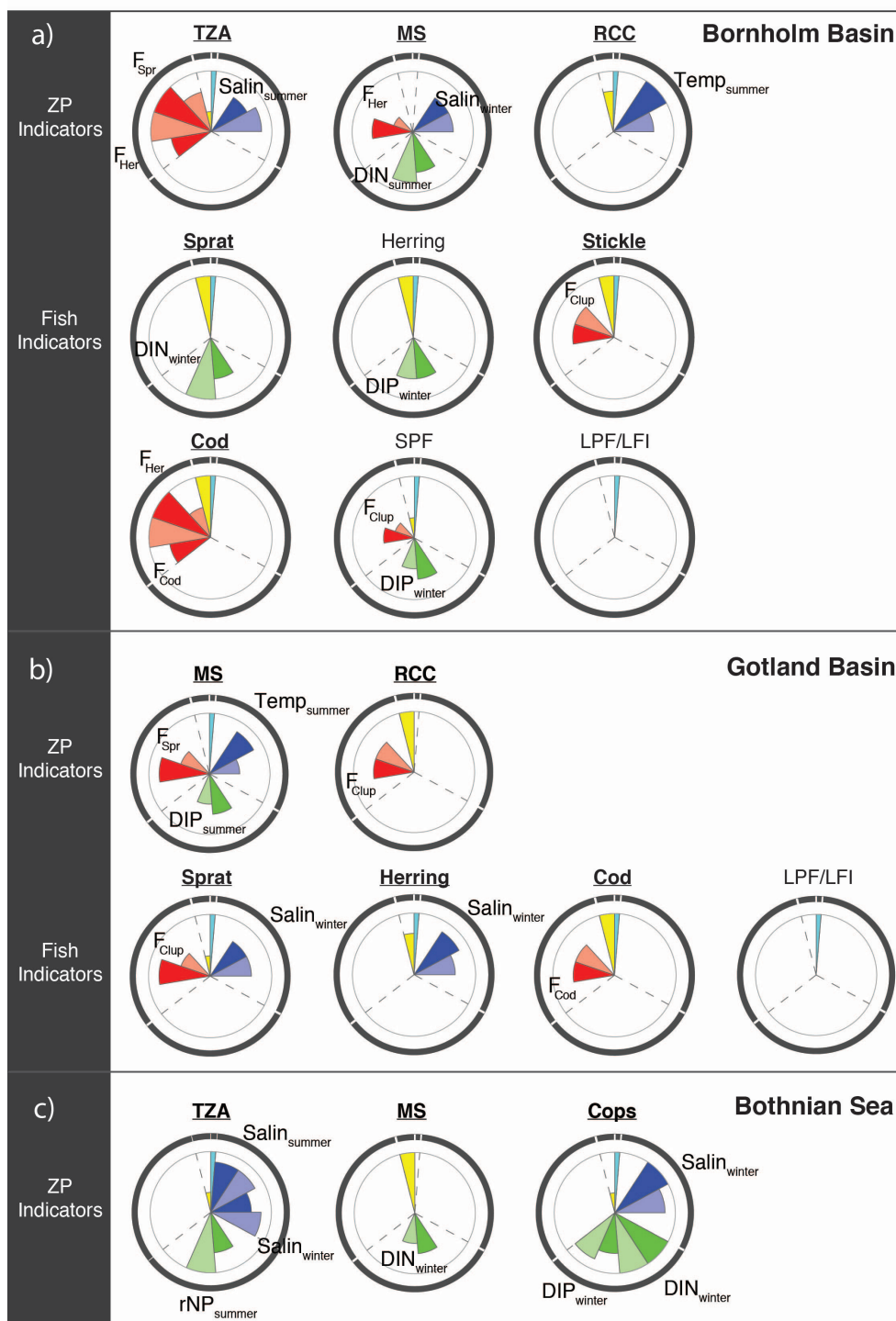
Gotlandsbassängen

I Gotlandsbassängen innehöll uppsättningen med indikatorer tre, eller möjligen fyra, indikatorer då ett flertal fick en låg poäng i utvärderingen (exempelvis *TZA*, *Cops*, *RZPPP*, *LFI* och Stor rovfisk, *LPF*). Huvudindikatorn baserad på djurplankton, *MS*, skulle kunna användas tillsammans med de fiskbaserade indikatorerna *Cod* och *Sprat*, vilka tillsammans skulle ge en mer eller mindre robust täckning av hydrografiska variabler, fisketryck samt fosfathalter under sommaren (fig. 2b). Som ett alternativ till *Sprat* är det möjligt att istället använda *RCC* och *Herring*, som tillsammans täcker samma påverkansvariabler som *Sprat*. De indirekta effekterna av fiske på både *MS* och *RCC* samt avsaknaden av övergödningseffekter på fiskindikatorer tyder på en stark ”top-down”-kontroll i denna födoväv. Resultaten visar också att kopplingar mellan de djurplanktonbaserade indikatorerna *MS* och *RCC* och de fiskbaserade indikatorerna *Sprat* och *Herring* är intressanta att studera närmare.

Bottenhavet

I Bottenhavet var antalet möjliga indikatorer mer begränsat, men alla fem djurplanktonbaserade indikatorer visade sig vara känsliga för förändringar i påverkansvariabler och svarade på ett robust sätt (fig. 2c). De var inte särskilt redundanta, utan det fanns endast ett litet överlapp mellan indikatorerna i fråga om de påverkansvariabler de svarade på. Ett slående resultat var att alla fem indikatorerna hade ett negativt samband med salthalt och signifikanta samband till olika övergödningrelaterade variabler – resultat som tyder på stark ”bottom-up”-kontroll av födoväven. Däremot så fann vi att temperatur inte påverkade indikatorerna. Den slutliga uppsättningen av indikatorer, baserat på vårt ramverk, omfattade *MS*, *TZA* och *Cops*. *TZA* och *Cops* svarade på ett robust sätt mot påverkansvariabler och täcker tillsammans salthalt och övergödning. Trots att *MS* inte visade någon signifikant förändring över tid och inte hade ett robust samband med kvävehalten vintertid så hade *MS* fördelen att den var mycket specifik, då samband endast fanns med övergödningvariabler.

För en detaljerad beskrivning av metoder, resultat och diskussion av dessa, se Otto m fl (2018). För att underlätta användningen av ramverket har R-paketet "INDperform" utvecklats, vilket kan hämtas på github: <https://github.com/saskiaotto/INDperform>.



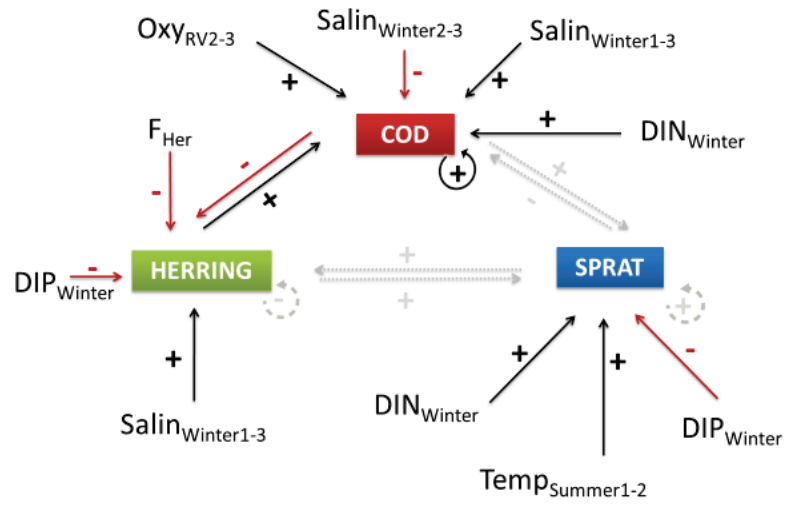
Figur 2. Översikt av indikatorspecifika päng för varje bassäng. Endast väl lämpade och kompletterande indikatorer visas i figuren. Indikatorer som sedan testats utförligare för att förstå kopplingar mellan indikatorer visas med fet stil och understruken text. (*TZA* = Total djurplanktonförekomst, *MS* = Medelstorlek av djurplankton, *RCC* = Förhållandet mellan hinnkräftor och hoppkräftor, *Cops* = hoppkräftsbiomassa, *SPF* = Liten bytesfisk, *LPF* = Stor rovfisk, *LFI* = Indikatorn för stor fisk).

4.3. Delprojekt 2. Kopplingar mellan indikatorer på två trofinivåer och flera påverkansvariabler (MAR-analys)

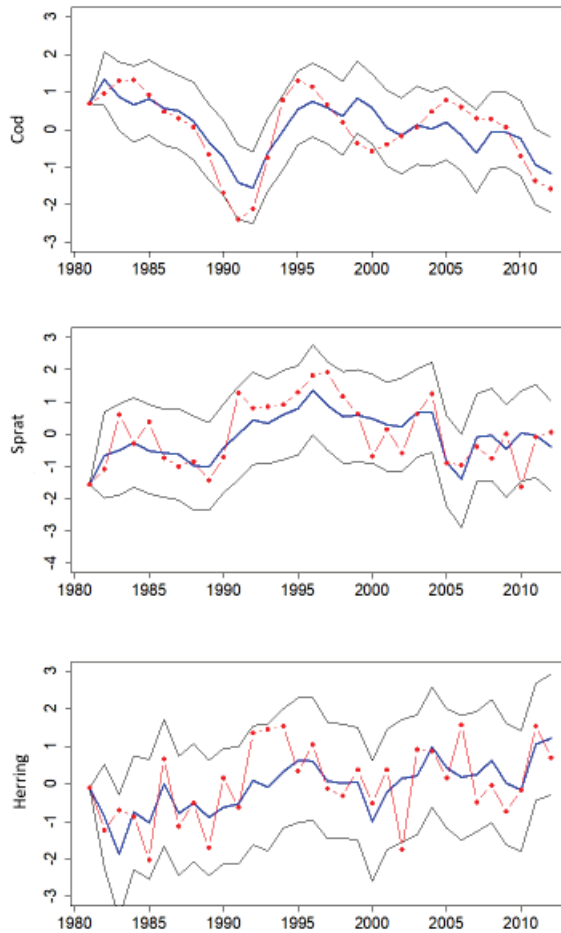
I denna analys användes multivariata autoregressiva modeller (MAR) för att identifiera hur födovävsindikatorer på två trofinivåer (fiskätande fisk och djurplanktonätande fisk, motsvarande rovfisk och deras bytesfiskar) svarar på påverkansvariabler från fiske (F_{Cod} , F_{Her} , F_{Spr} , F_{Clup}), klimat ($Temp_{Summer}$, $Salin_{Winter}$, Oxy_{RV}) och övergödning (DIN_{Winter} , DIP_{Winter}). Denna analys av kopplingar till påverkansvariabler gjordes samtidigt som modellerna tar hänsyn till eventuella samband mellan indikatorer som uppkommer genom artinteraktioner. Med hjälp av tidsserier för fiskbaserade födovävsindikatorer utifrån både antal (Cod , $Herring$, $Sprat$) och storlek (LPF , SPF) utvärderade vi olika modellstrukturer, från enkla till mer komplexa, genom att exkludera eller inkludera samband mellan indikatorer som beror på artinteraktioner. Eftersom storspigg också fångas i BIAS satte vi samman en tidsserie för *Stickle* och prövade att inkludera denna indikator i MAR-modellerna. Tyvärr visade de första analyserna att denna dataserie hade en mycket hög grad av autokorrelation (pga hur vi vid sammanställningen av dataserien var tvungna att korrigera för hur storspigg provtas), och vi exkluderade därför indikatorn från resten av analyserna.

Valet av slutlig modellstruktur gjordes efter utvärdering av modelldiagnostik och validering av de funna sambanden i modellerna (genom jämförelser av observerade data från tidsserierna och modellernas prediktioner). Vi hittade inte någon modell för Gotlandsbassängen som kunde valideras statistiskt, varken med eller utan samband mellan indikatorer pga. artinteraktioner och inte heller genom att prova enskilda påverkansvariabler separat eller flera tillsammans. Därför presenterar vi modellresultat endast för födovävsindikatorer i Bornholmsbassängen (fig. 3).

a)



b)



Figur 3. Slutlig modell för de fiskbaserade födovävsindikatorer som utgår från antal, torsk (*Cod*) indikator för fiskätande fisk, samt indikatorerna för planktonätande fisk, strömming (*Herring*) och skarpsill (*Sprat*), i Bornholmsbassängen. a) Cirkelpilar visar autokorrelation (p.g.a. t ex inomartsinteraktioner) och raka pilar visar kopplingar mellan indikatorer motsvarande artinteraktioner samt samband med påverkansvariabler. Streckade cirklar och linjer visar parametrar som i den slutligamodellen inte var signifikanta (baserat på 95% konfidensintervall). Påverkansvariablerna inkluderade fiske (F_{Cod} , F_{Her} , F_{Spr} , F_{Clup}), klimat- ($Temp_{Summer}$, $Salin_{Winter}$, Oxy_{RV}) och övergödningsrelaterade variabler (DIN_{Winter} , DIP_{Winter}). Klimatvariablerna innehåller en tidsmässig fördröjning, baserat på glidande medelvärden motsvarande fiskarnas uppväxtperiod, se text för detaljer. b) Observationer från tidsserierna (punkter) och predikerade värden (heldragen kraftig linje) för indikatorerna, utifrån den slutliga modellen för Bornholmsbassängen. Heldragna tunna linjer visar 95% konfidensintervall för prediktionerna.

Fiskbaserade indikatorer utifrån antal (Cod, Herring, Sprat)

De förändringar över tid som fanns i tidsserierna för fiskbaserade födovävsindikatorer utifrån antal förklarades bäst (fig. 3b) av de modeller som innehöll samband mellan indikatorer, motsvarande artinteraktioner, och samtliga påverkansvariabler.

Den bästa modellen innehöll korrelationer mellan indikatorer både för intra- och interspecifika artinteraktioner samt direkta effekter av externa påverkansvariabler (fig. 3a). De beräknade koefficienterna visade en svagt täthetsberoende effekt på *Cod*, medan motsvarande koefficienter för indikatorerna *Herring* och *Sprat* visade på starka täthetsberoende effekter. Modellen visade signifikanta korrelationer mellan indikatorer som kan förväntas uppstå pga. samspelet mellan rov- och bytesfiskar, i detta fall mellan torsk och ett av dess huvudbyten, strömming. *Cod*-indikatorn hade en negativ effekt på *Herring*-indikatorn och *Herring* hade en positiv effekt på *Cod*. Sambanden mellan *Sprat*-indikatorn och de andra indikatorerna var mer osäkra. Vad gäller externa påverkansvariabler så fanns endast en negativ effekt av fiske: på *Herring*-indikatorn genom F_{Her} . Bland klimatvariablerna så fanns en positiv korrelation mellan Oxy_{RV2-3} och *Cod*, och även mellan $Temp_{Summer1-2}$ och *Sprat*. Salthalt hade en positiv effekt på alla tre indikatorerna, men för *Cod* gällde sambandet med en viss tidsfördröjning (en effekt av salthalt 2-3 år tidigare, dvs. motsvarande under uppväxtperioden för den vuxna torsk som indikatorn bygger på). Modellen fångade också effekter från lägre trofivåer genom näringsämnenas samband med indikatorerna. Det fanns negativa korrelationer mellan DIP_{Winter} och både *Sprat* och *Herring*. Å andra sidan hade DIN_{Winter} positiva effekter på *Sprat* och *Cod*. Den bästa modellen lyckades väl, generellt sett, med att återskapa utvecklingen över tid i de fiskbaserade indikatorerna, som utgår från antal, i Bornholmsbassängen (fig. 3b).

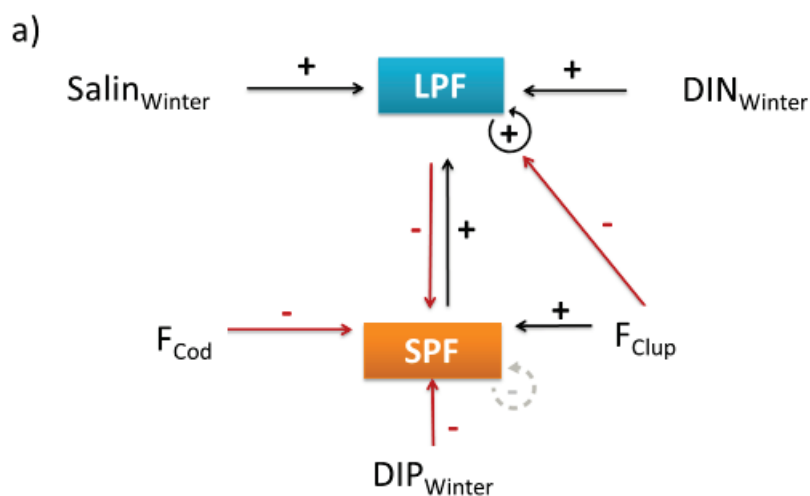
Fiskbaserade indikatorer utifrån storlek (LPF, SPF)

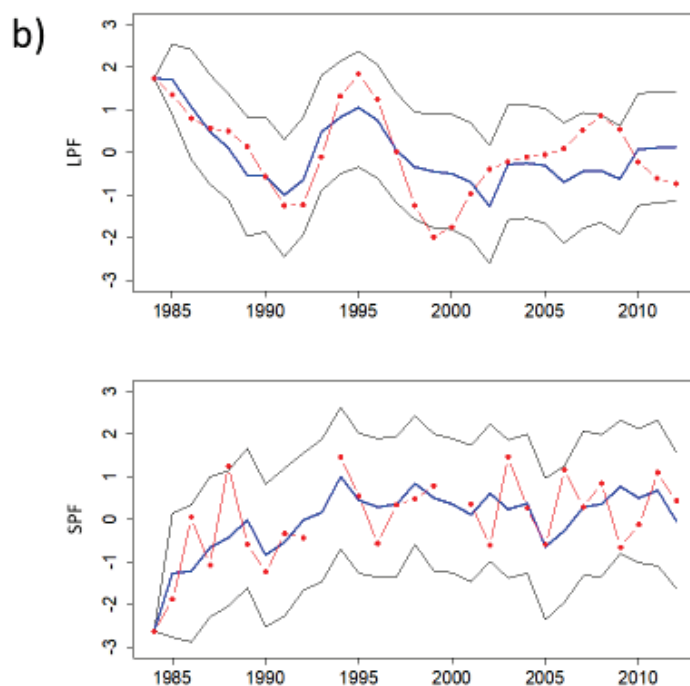
Variationen över tid i de fiskbaserade födovävsindikatorerna som baseras på storlek förklarades också bäst av en modell som innehöll samband mellan

indikatorerna, motsvarande artinteraktioner, och påverkansvariabler från såväl fiske, klimat som övergödning.

Den bästa modellen för dessa indikatorer innehöll en positiv autokorrelation i LPF-indikatorn, medan ingen signifikant autokorrelation fanns i SPF (fig. 4a). Modellen visade en tydlig koppling mellan de indikatorerna, liknande, men svagare, än rov- och bytesfiskkopplingarna som fanns mellan indikatorerna som utgick från antal. Vi fann också indirekta effekter av fiske: F_{Clup} var negativt korrelerad med LPF och positivt korrelerad med SPF . SPF -indikatorn var också negativt korrelerad med F_{Cod} . Klimat och näringsämnen var också representerade i modellen. LPF hade ett positivt samband med $Salin_{Winter}$ och DIN_{Winter} medan SPF var negativt korrelerad med DIP_{Winter} . Dynamiken över tid i de fiskbaserade födovävsindikatorerna som bygger på storlek beskrevs väl, generellt sett, av den bästa modellen (fig. 4b).

Detaljerade beskrivningar av metoder, resultat och en diskussion av analysen finns i Torres m fl (2017).





Figur 4. Slutlig modell för de fiskbaserade födovävsindikatorer som utgår från storlek, Stor rovfisk (*LPF*) och Liten bytesfisk (*SPF*) i Bornholmsbassängen. a) Cirkelpilar visar autokorrelation (p.g.a. t ex inomarts-interaktioner) och raka pilar visar kopplingar mellan indikatorer motsvarande artinteraktioner, samt samband med påverkansvariabler. Streckade cirklar och linjer visar parametrar som i den slutligamodellen inte var signifikanta (baserat på 95% konfidensintervall). Påverkansvariablerna inkluderade fiske (F_{Cod} , F_{Her} , F_{Spr} , F_{Clup}), klimat- ($Temp_{Summer}$, $Salin_{Winter}$, Oxy_{RV}) och övergödningsrelaterade variabler (DIN_{Winter} , DIP_{Winter}). Klimatvariablerna innehåller en tidsmässig fördröjning, baserat på glidande medelvärden motsvarande fiskarnas uppväxt-period, se text för detaljer. b) Observationer från tidsserierna (punkter) och predikerade värden (heldragen kraftig linje) för indikatorerna, utifrån den slutliga modellen för Bornholmsbassängen. Heldragna tunna linjer visar 95% konfidensintervall för prediktionerna.

4.4. Delprojekt 3. Kopplingar mellan indikatorer på tre trofinivåer och flera påverkansvariabler (kopplade GAM-tGAM)

I denna metod så modellerades först varje indikator separat, med klimat och miljövariabler såväl som andra indikatorer som förklaringsvariabler. Andra indikatorer togs med när de kunde motsvara en direkt påverkan genom predation, konkurrens eller födotillgång. Vi använde både generaliserade additiva modeller (GAMs) och tröskelformulering av dessa modeller (tGAMs) för att kunna fånga icke-linjära samband och abrupta förändringar i ekosystemen. Valet av slutliga

modeller baserades på modelldiagnostik, att de funna sambanden var troliga baserat på befintlig ekologisk kunskap och slutligen, när flera modeller uppfyllde de föregående kriterierna, valde vi den statistiskt bästa modellen. När modellerna innehöll samband mellan åtminstone två trofnivåer, så kopplade vi ihop modellerna för respektive indikator till en modell av hur indikatorerna på de olika trofnivåerna var sammanlänkade och deras relation till påverkansvariablerna. De olika kombinationerna av de djurplankton- och fiskbaserade indikatorerna (ZPI respektive FI) gav följande resultat.

Bornholmsbassängen

Antal-ZPI – Antal-FI

För de enskilda indikatorerna valdes GAMs som slutliga modeller för antal-ZPI *TZA* och för *Cod*-indikatorn, medan en tGAM valdes för *Sprat*-indikatorn (förklaringsvariabler och samband mellan indikatorer visas i fig. 5a). *Herring*-indikatorn hade inga samband med andra födovävskomponenter och inkluderas därför inte i den kopplade modellen. *Stickle* hade en effekt på *TZA*, men inte heller med den här metoden (jmf avsnitt 4.3) kunde vi hitta välfungerande modeller för *Stickle*, så den tidsserien användes endast som en förklaringsvariabel i den kopplade modellen. Den kopplade modellen kunde återskapa den historiska utvecklingen för indikatorerna väl under den period som användes för anpassning av modellerna (fig. 6a), men presterade sämre under den treårsperiod som användes för validering, där 6 av 9 datapunkter var utanför 95% konfidensintervall för prediktionerna.

Antal-ZPI – Storleks-FI

Den bästa modellen enligt vår modellvalsprocedur (se ovan) var GAMs för alla tre indikatorerna (fig. 5b). Den kopplade modellen för alla studerade trofnivåer återskapade de observerade tidsserierna väl, både under perioden som användes för modellenpassning och under valideringsperioden (fig. 6b).

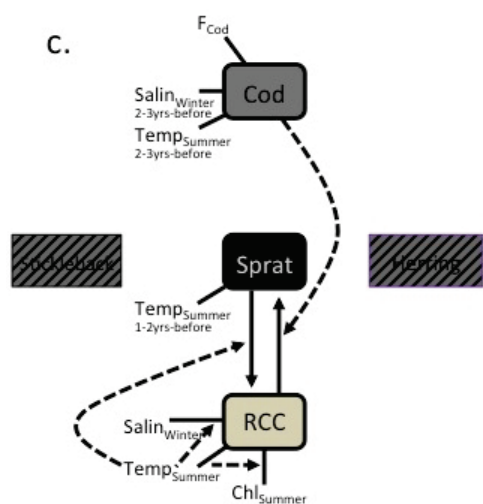
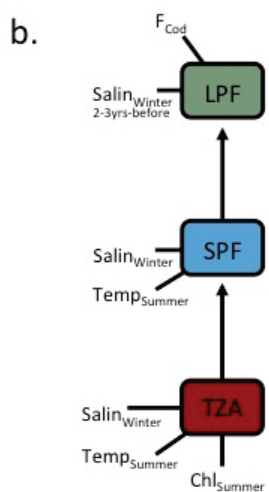
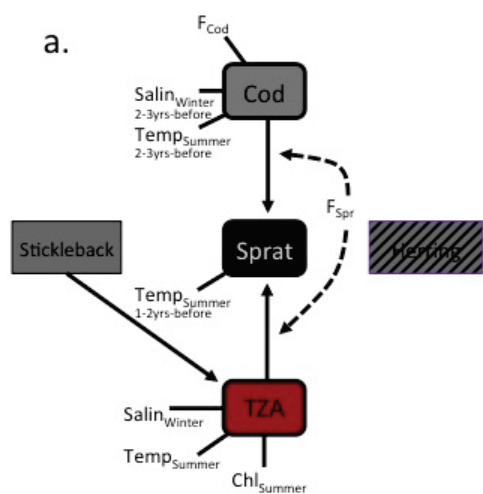
Storleks-ZPI – Antal-FI och Storleks-ZPI – Storleks-FI

Väl fungerade modeller identifierades för den storleksbaserade djurplanktonindikator (*Storleks-ZPI*) *MS* i båda varianterna av modellen (tillsammans med *Antal-FI* och *Storleks-FI*), liksom för *Cod* respektive *LPF*. Modeller för indikatorerna på mellersta trofnivån (djurplanktonätande fiskar) fallerade dock, antingen på grund av brister upptäckta i modelldiagnostiken, osannolika samband ur ett ekologiskt perspektiv eller för dålig förklaringsgrad för mönstren i data.

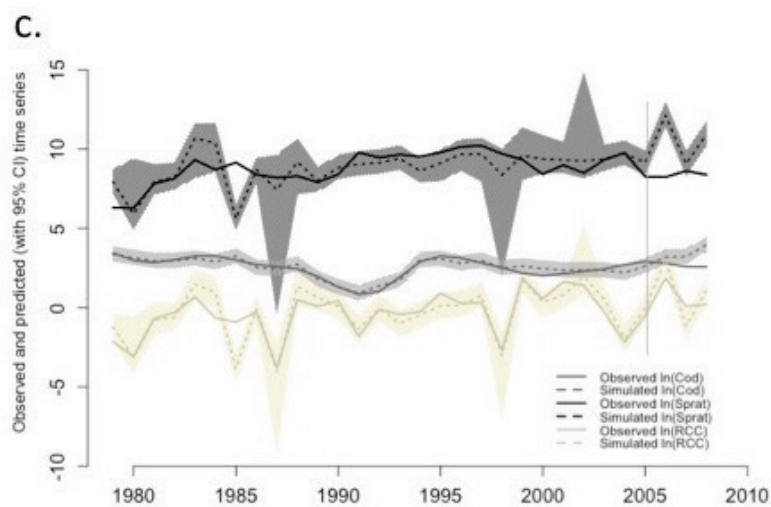
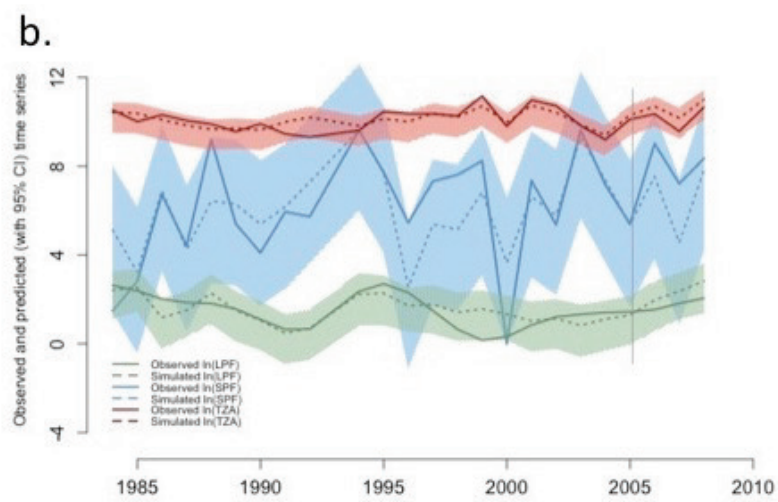
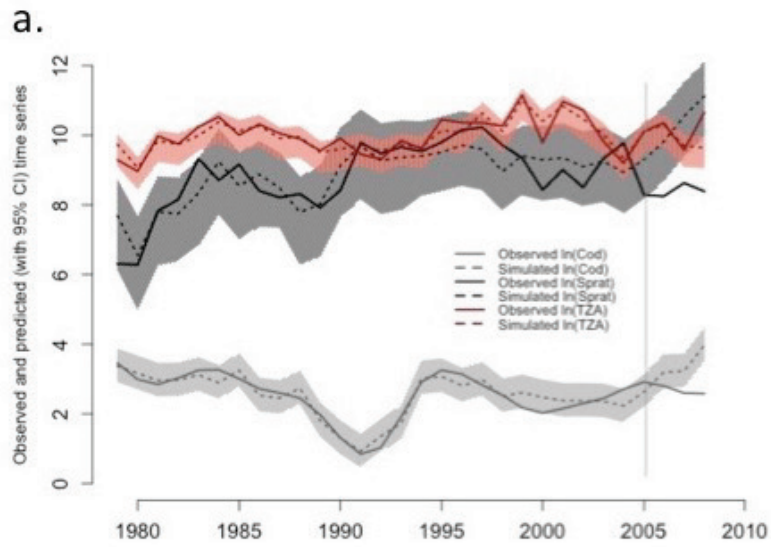
Kvot-ZPI – Antal-FI

Samma GAM valdes här för *Cod*, som i analysen av *Antal-ZPI – Antal-FI*, medan tGAMs blev slutliga modeller för kvot-ZPI *RCC* och *Sprat*-indikatorn (fig. 5c). Modeller för *Herring* och *Stickle* uppfyllde inte kraven i modelldiagnostiken eller saknade länkar till andra trofnivåer. Den kopplade modellen kunde återskapa den

observerade tidsserierna relativt väl, men det var större variation i prediktionerna än i den observerade serien (fig. 6c).



Figur 5. Kopplade modeller för födovävsindikatorer för Bornholmsbassängen; a) Djurplanktonbaserad födovävsindikator, beräknad utifrån antal (Total djurplanktonförekomst, *TZA*) tillsammans med fiskbaserade indikatorer, byggda på antal; b) *TZA* tillsammans med fiskstorleksbaserade indikatorer (Liten bytesfisk, *SPF*, och Stor rovfisk, *LPF*); c) Kvotbaserad födovävsindikator med djurplankton (Förhållandet mellan hinnkräftor och hoppkräftor, *RCC*) tillsammans med fiskbaserade indikatorer, byggda på antal. Samband mellan indikatorer visas som pilar, och samband med externa påverkansvariabler visas som heldragna streck. Streckade pilar illustrerar tröskeleffekter, och pekar på variabler vars effekter ändras vid tröskelvärden (t ex effekten av *Cod* på *Sprat* ändras beroende på värdet av F_{Spr} i a.).



Figur 6. Utveckling av födovävsindikatorer från Bornholmsbassängen, samt prediktioner från modellerna för födovävsindikatorer från tre trofinivåer i Bornholmsbassängen, där prediktioner gjorts med modellerna som visas i fig. 5a-c.. a) *Cod*, *Sprat* och djurplanktonbaserad indikator *TZA* (modell enligt fig. 5a), b) Stor rovfisk *LPF*, liten bytesfisk *SPF* samt *TZA* (modell enligt fig. 5b), och c) *Cod*, *Sprat* och kvoten mellan olika typer av djurplankton (hinnkräftor:hoppkräftor) *RCC* (modell enligt fig. 5c). De tre åren efter de grå linjerna användes inte för anpassning av modellerna – dessa år visar istället validiteten hos prediktionerna från respektive kopplad modell.

Gotlandsbassängen

Antal-ZPI – Antal-FI

Ingen modell för *Cod* uppfyllde våra kriterier, så istället användes *Cod*-tidsserien som en förklaringsvariabel i de kopplade modellerna. GAMs valdes som de slutliga modellerna för både *Sprat* och *TZA*. *Sprat* påverkades endast av *Cod*, men *TZA* förklarades bäst av *Sprat*, *Temp_{Summer}*, *Salin_{Winter}* och *Chl_{Summer}* (ett mått på primärproduktionen) tillsammans. Statistiskt korrekta modeller för *Herring* och *Stickle* visade inga samband med *TZA*. Den kopplade modellen kunde återskapa indikator-tidsserierna, men de faktiska värdena hade större variabilitet än modellens prediktioner, så modellen lyckades sämre med att förutsäga de mer extrema observerade värdena.

Antal-ZPI – Storleks-FI

Vi fann inte någon lämplig modell för *LPF*, så tidsserien användes som förklaringsvariabel i den kopplade modellen. En GAM valdes som slutlig modell för *SPF*-indikatorn, där *LPF* och sommartemperaturen ingick som påverkansvariabler. En tGAM var den bäst lämpade modellen för *TZA*, där *TZA* påverkades av *Temp_{Summer}*, *Salin_{Winter}* och *Chl_{Summer}*, samt även *SPF* när *Chl_{Summer}* var under tröskelvärdet. Den kopplade modellen kunde återskapa observationer av indikatorerna väl, men den stora variationen i *SPF* sågs inte i modellprediktionerna, dock låg observationerna inom modellens 95%-konfidensintervall.

Storleks-ZPI – Antal-FI

En GAM valdes som den bästa modellen för *Sprat*. Den hade endast en effekt av *Cod*, som också i detta fall endast användes som en förklaringsvariabel i den kopplade modellen. En GAM valdes också för *MS*, som i modellen påverkades av *Herring*, som i sin tur också förklarades bäst med en GAM (fig. 7a). Den kopplade modellen lyckades väl med att återskapa de observerade tidsserierna (fig. 8a).

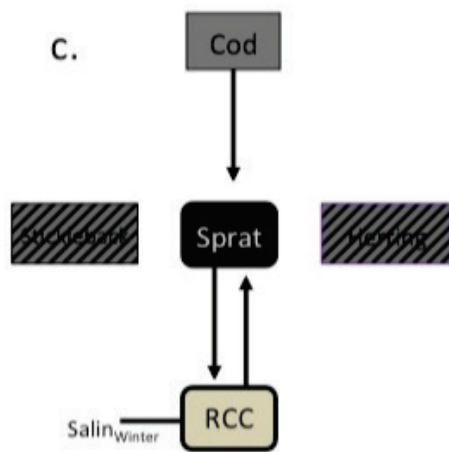
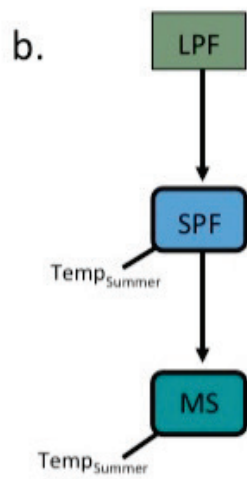
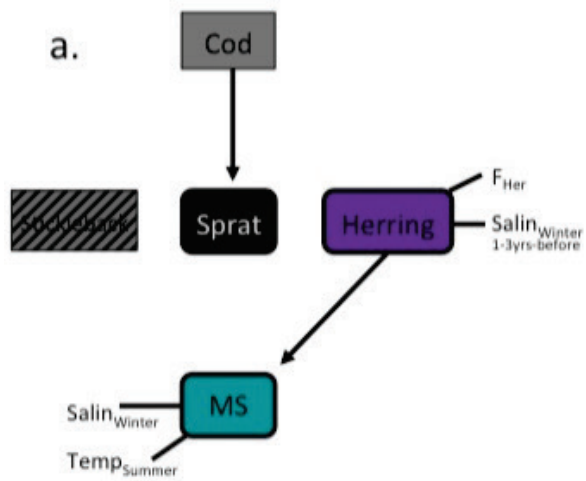
Storleks-ZPI – Storleks-FI

Enkla GAM utan tröskelvärden blev de slutliga modellerna för både *SPF* och *MS*, där temperatur var den enda påverkansfaktorn utöver trofiska interaktioner (fig. 7b). Den kopplade modellen kunde återskapa indikator-tidsserierna väl, men den

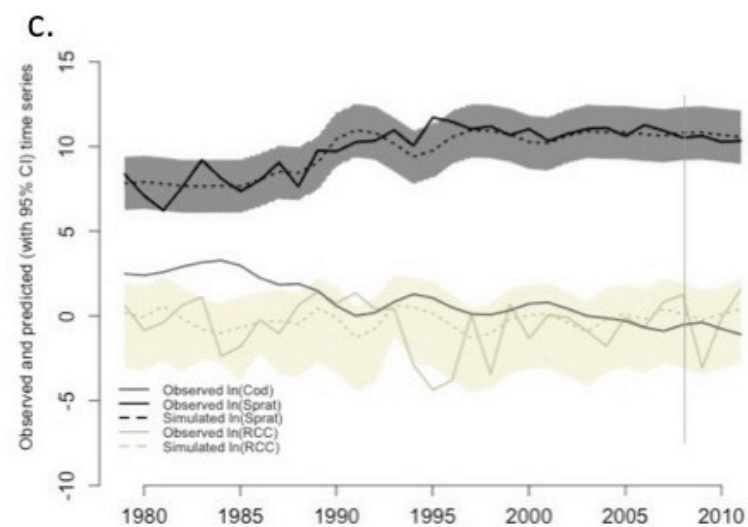
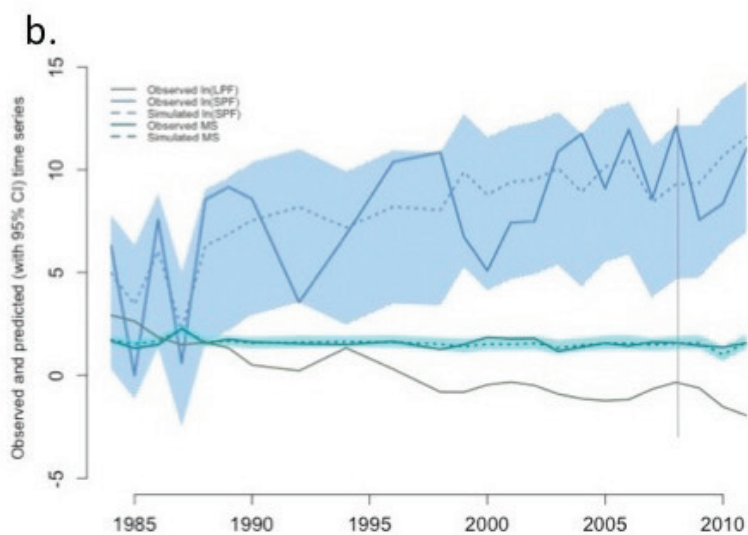
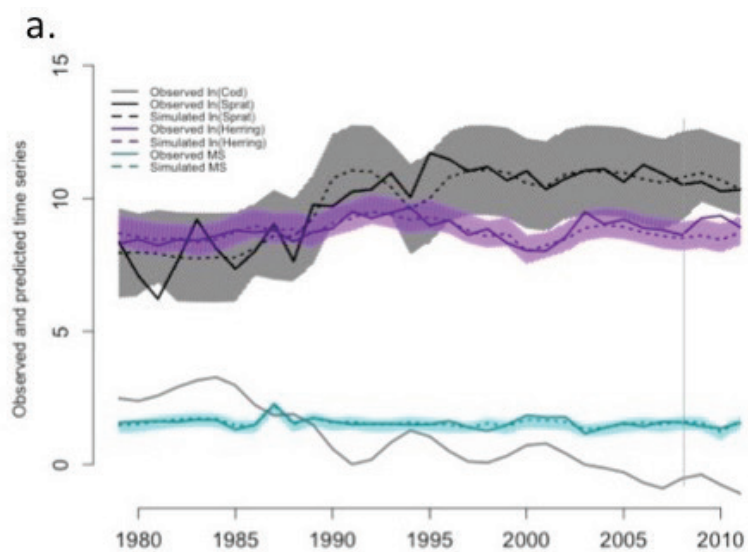
stora variationen i *SPF* sågs inte i modellprediktionerna, dock låg observationerna inom modellens 95%-konfidensintervall (fig. 8b).

Kvot-ZPI – Antal-FI

GAMs valdes som bästa modell för både *Sprat* och *RCC*, med en feedback-loop där båda indikatorerna påverkade varandra (fig. 7c). Den kopplade modellen kunde återskapa tidsserien för *Sprat* relativt väl, medan den fungerade sämre för dynamiken hos *RCC* (fig. 8c). Både observerade och predikterade värden för *RCC* saknade dock trend över tid och variationen fanns runt liknande medelvärden.



Figur 7. Kopplade modeller för födovävsindikatorer för Gotlandsbassängen; a) Djurplanktonbaserad födovävsindikator, beräknad utifrån storlek (Medelstorlek av djurplankton, *MS*) tillsammans med fiskbaserade födovävsindikatorer, beräknade utifrån antal; b) *MS* tillsammans med fiskstorleksbaserade indikatorer (Liten bytesfisk, *SPF*, och Stor rovfisk, *LPF*); c) Kvotbaserad födovävsindikator med djurplankton (Förhållandet mellan hinnkräftor och hoppkräftor, *RCC*) tillsammans med fiskbaserade indikatorer, beräknade utifrån antal. Samband mellan indikatorer och externa påverkansvariabler visas som pilar, och samband med externa påverkansvariabler visas som heldragna streck. Streckade pilar illustrerar tröskeleffekter, och pekar på variabler vars effekter ändras vid tröskelvärdet.



Figur 8. Utveckling av födovävsindikatorer från Gotlandsbassängen, samt prediktioner från modellerna för födovävsindikatorer från tre trofinivåer i Gotlandsbassängen, där prediktioner gjorts med modellerna som visas i fig. 7a-c). a) *Cod, Sprat, Herring* och djurplanktonbaserad indikator *MS* (modell enligt fig. 7a), b) Stor rovfisk *LPF*, liten bytesfisk *SPF* samt *MS* (modell enligt fig. 7b), och c) *Cod, Sprat* och kvoten mellan olika typer av djurplankton (hinnkräftor:hoppkräftor) *RCC* (modell enligt fig. 7c). De tre åren efter de grå linjerna användes inte för anpassning av modellerna – dessa år visar istället validiteten hos prediktionerna från respektive kopplad modell.

5. Slutsatser och förslag

En grundläggande analys av 13 pelagiska födovävsindikatorer i tre av Östersjöns delbassänger gjordes med hjälp av ramverket som togs fram i delprojekt 1. Analysen möjliggjorde en första genomgång och identifiering av indikatorer med bra respektive dålig lämplighet, i en analys av enskilda indikatorer var för sig. De indikatorer som hade högre känslighet och robusthet analyserades vidare för att förstå potentiella kopplingar mellan olika födovävsindikatorer. Slående var det svaga resultatet för Indikatorn för stor fisk (*LFI*) liksom för andra fiskbaserade födovävsindikatorer (byggda på storlek, dvs. stor rovfisk *LPF* och liten bytesfisk *SPF*). *LFI* och *LPF* svarade inte mot några av de testade påverkansvariablerna (t ex fiskeridödlighet för torsk eller klimatrelaterade hydrografiska variabler) i denna analys när inte artinteraktioner togs med i analysen. För de djurplanktonbaserade födovävsindikatorerna Medelstorlek av djurplankton (*MS*) och Total djurplanktonförekomst (*TZA*) var lämpligheten bassängspecifik: *TZA* svarade inte på några påverkansvariabler och saknade trend över tid i Gotlandsbassängen, medan *MS* svarade endast svagt mot nitratkoncentration vintertid i Bottenhavet. Starka effekter av indirekta påverkansvariabler tyder, redan i denna analys där artinteraktioner inte togs hänsyn till, på potentiella kopplingar mellan indikatorerna.

Analysen av födovävsindikatorer på två trofinivåer i delprojekt 2 visade att de modeller som bäst återskapade dynamiken över tid i både antalsbaserade och storleksbaserade indikatorer var modeller med ett stort antal ekologiskt meningsfulla biotiska interaktioner, och att dessa var nödvändiga för att förklara variationen i födovävsindikatorerna över tid. Till exempel fanns en koppling mellan *Cod* och *Herring*-indikatorerna som motsvarar sambanden mellan en rovfisk och dess bytesfisk. Om vi istället ignorerade dessa kopplingar mellan indikatorer och modellerade indikatorer utan interaktioner, blev sambanden med påverkansvariabler som kan förvaltas, såväl som miljöfaktorer, omöjliga att hitta statistiskt. Att inkludera alla fyra delar: trofiska interaktioner och de tre typerna av påverkansvariabler fiske, klimat och övergödning, var det enda som kunde återskapa mönstren över tid i dessa födovävsindikatorer. Det är viktigt att komma ihåg att sambanden till påverkansvariabler såg olika ut för de studerade indikatorerna. Till exempel fann vi en negativ direkt effekt av fiske enbart på *Herring*-indikatorn. Klimatförhållanden och variation i näringsämneskoncentrationer hade å andra sidan signifikanta effekter på alla testade fiskbaserade indikatorer. Variationen över tid i antalsbaserade indikatorer kunde generellt förklaras bättre av modellerna än variationen i storleksbaserade indikatorer.

Även i delprojekt 3 visade de kopplade modellerna av födovävsindikator från tre trofinivåer (baserade på djurplankton, djurplanktonätande fisk och fiskätande fisk) att en indikator oftast influeras av indikatorer på andra trofinivåer. Detta resultat var allra tydligast för indikatorerna *TZA*, *Sprat* och Liten bytesfisk (*SPF*). Vi

föreslår att dessa används som övervakningsindikatorer då kaskadeffekter genom födoväven bör fångas upp av dem. Fördelen är att dessa indikatorer integrerar effekter från hela födoväven, medan nackdelen är att orsaken till en förändring kan vara svår att identifiera. Effekter på födoväven av fiske kan framför allt följas genom *Cod*-indikatorn i Bornholmsbassängen, som svarar på fisketryck i denna analys. *Sprat*-indikatorn hade en positiv korrelation med fiskeridödligheten för skarpsill i flera modeller både i Bornholms- och Gotlandsbassängen (liknande den positiva korrelationen mellan *SPF* och F_{Clup} i analysen av indikatorer på två trofinivåer). Detta gör *Sprat*-indikatorn olämplig för att bedöma effekterna av skarpsillsfiske. Klimatvariabler påverkade indikatorerna oftare än fiske- och övergödningvariabler i analyserna på tre trofinivåer, vilket belyser vikten av att beakta klimatförändring när indikatorer tolkas och används för utvärdering av förvaltningsalternativ.

Det fanns ett fåtal skillnader mellan de olika metodernas resultat vad gäller de specifika sambanden mellan olika indikatorer och påverkansvariabler, men vi bedömer de samband som identifierats av minst två metoder som tillförlitliga (se tabell 4). Statistiskt och ekologiskt robusta modeller fanns för ett urval av de djurplanktonbaserade indikatorerna i alla delbassänger och för den översta trofinivån (*Cod* och Stor rovfisk, *LPF*) i Bornholmsbassängen. *Sprat*- och *Herring*-indikatorerna på den mellersta trofinivån fungerade väl i de flesta fall, medan *Stickle* var dåligt lämpad för utvärdering i detta sammanhang. Det är vår mening att det innebär att *Stickle* inte bör väljas som födovävsindikator baserat på de data (från BIAS) som testades i detta projekt. Den fiskbaserade indikatorn *LPF*, byggd på storlek av rovfisk och beräknad utifrån data från akustikstudier av det pelagiska fisksamhället i Gotlandsbassängen, hade inga samband med andra trofiska nivåer och påverkansvariabler. Den andra fiskstorleksbaserade indikatorn, *SPF*, hade enbart samband med klimatvariabler i resultaten från en metod där artinteraktioner inkluderades. Därför rekommenderar vi dem inte i detta område om de baseras på det data set (BIAS 1984-2012) som använts i detta projekt. Samband med påverkansvariabler fanns för *LPF* och *SPF* i Bornholmsbassängen, men jämfört med de antalsbaserade indikatorerna så presterade de storleksbaserade sämre. Robusta samband för *LPF* kunde endast finnas om korrelationer med lägre trofinivåer (t ex *SPF*) togs med i analysen. Då svarade *LPF* på fiske och klimatvariabler. Således är det väsentligt att ta hänsyn till trofiska interaktioner och rådande klimatförhållanden för att kunna utvärdera *LPF*:s svar på förändrad förvaltning.

Tabell 4. Bäst lämpade djurplanktonbaserade och fiskbaserade födovävsindikatorer för olika delbassänger i alla metoder. Endast de påverkansvariabler som var statistiskt signifikanta eller inkluderades i den bästa modellen visas här. *TZA* - Total djurplanktonförekomst, *MS* - Medelstorlek av djurplankton, *RCC* - Förhållandet mellan hinnkräftor och hoppkräftor, *Cops* - Hoppkräftsbiomassa, *Sprat* - Skarpsill, *Herring* - Strömming, *Cod* - Torsk, *SPF* - Liten bytesfisk, *LPF* - Stor rovfisk, *LFI* - Indikatorn för stor fisk.

| Indikator | Bornholmsbassängen | | | Gotlandsbassängen | | Bottenhavet |
|----------------|---|--|---|--|--|--|
| | Del 1 Ramverk för utvärdering | Del 2 Två trofnivåer | Del 3 Tre trofnivåer | Del 1 Ramverk för utvärdering | Del 3 Tre trofnivåer | Del 1 Ramverk för utvärdering |
| <i>TZA</i> | <u>Salin</u> _{Summer} , <u>F_{Spr}</u> *, <u>F_{Her}</u> * | | <u>Salin</u> _{Winter} , Temp _{Summer} , <u>Chl</u> _{Summer} | | | <u>Salin</u> _{Summer} , <u>Salin</u> _{Winter} , <u>rNP</u> _{Summer} * |
| <i>MS</i> | <u>Salin</u> _{Winter} , <u>DIN</u> _{Summer} *, <u>F_{Her}</u> * | | | <u>Temp</u> _{Summer} , <u>DIP</u> _{Summer} *, <u>F_{Spr}</u> * | <u>Salin</u> _{Winter} , <u>Temp</u> _{Summer} , <i>Herring</i> , <i>SPF</i> | <u>DIN</u> _{Winter} * |
| <i>RCC</i> | <u>Temp</u> _{Summer} | | <u>Temp</u> _{Summer} , <u>Salin</u> _{Winter} , <u>Chl</u> _{Summer} , <i>Sprat</i> | <u>F_{Clup}</u> * | <u>Salin</u> _{Winter} , <i>Sprat</i> | |
| <i>Cops</i> | | | | | | <u>Salin</u> _{Winter} , <u>DIP</u> _{Winter} *, <u>DIN</u> _{Winter} * |
| <i>Sprat</i> | <u>DIN</u> _{Winter} * | <u>Temp</u> _{Summer} , <u>DIP</u> _{Winter} *, <u>DIN</u> _{Winter} * | <u>Temp</u> _{Summer} , <i>TZA</i> , <i>RCC</i> , <i>Cod</i> | <u>Salin</u> _{Winter} , <u>F_{Clup}</u> | <i>Cod</i> , <i>RCC</i> | |
| <i>Herring</i> | <u>DIP</u> _{Winter} * | <u>DIP</u> _{Winter} *, <u>F_{Her}</u> , <i>Cod</i> | | <u>Salin</u> _{Winter} | <u>Salin</u> _{Winter} , <i>RCC</i> , <i>Cod</i> | |
| <i>Cod</i> | <u>F_{Her}</u> *, <u>F_{Cod}</u> | <u>Salin</u> _{Winter} , Oxy _{rv} , <u>DIN</u> _{Winter} *, <i>Herring</i> | <u>Salin</u> _{Winter} , Temp _{Summer} , <u>F_{Cod}</u> | | | |
| <i>SPF</i> | <u>DIP</u> _{Winter} *, <u>F_{Clup}</u> | <u>DIP</u> _{Winter} *, <u>F_{Clup}</u> , <u>F_{Cod}</u> *, <i>LPF</i> | <u>Salin</u> _{Winter} , Temp _{Summer} , <i>TZA</i> | | Temp _{Summer} , <i>LPF</i> | |
| <i>LPF</i> | | <u>Salin</u> _{Winter} , <u>DIN</u> _{Winter} *, <u>F_{Clup}</u> *, <i>SPF</i> | <u>Salin</u> _{Winter} , <u>F_{Cod}</u> , <i>SPF</i> | | | |

Fet stil = Robust samband i ramverket för utvärdering av en påverkansvariabel i taget (poäng ≥ 50% av maximal poäng)

Grå = Övåntat samband; Blå = Potentiell konflikt mellan indikatorer

Röd = bekräftat samband till annan indikator; * = Indirekta effekter

Understruken = Samma påverkansvariabel i resultaten från minst två metoder

Baserat på de tre delprojekten och givet det underliggande datamaterialet och provtagningsförfarandet, rekommenderar vi att följande indikatorer används till riskanalyser eller utvärdering av förvaltningsalternativ inom pelagiska födovävsbedömningar för Östersjön inom Havsmiljödirektivet:

- Total djurplanktonförekomst (Total Zooplankton Abundance, *TZA*), förhållandet mellan hinnkräftor och hoppkräftor (Ratio Cladocera to Copepods, *RCC*), skarpsill (*Sprat*), strömming (*Herring*), samt torsk (*Cod*) för Bornholmsbassängen

- Medelstorlek av djurplankton (Mean Size, *MS*), förhållandet mellan hinnkräftor och hoppkräftor (Ratio Cladocerans to Copepods, *RCC*), skarpsill (*Sprat*), strömming (*Herring*), samt torsk (*Cod*) för Gotlandsbassängen
- Total djurplanktonförekomst (Total Zooplankton Abundance, *TZA*), Medelstorlek av djurplankton (Mean Size, *MS*) och hoppkräftsbiomassa (*Cops*) för Bottenhavet (pga avsaknad av fiskdata i denna bassäng kunde fiskbaserade indikatorer inte utvärderas)

Över tid visar *LFI* en liknande trend som de kända förändringarna av enskilda ekosystemkomponenter i Östersjön. *LFI* beräknas utifrån data från långvariga övervakningsprogram av fiskesamhällen i Östersjön och kan därför anses lämplig som ”surveillance indicator”, dvs som en indikator av ekosystemförändring, i Östersjöregionen (Möllmann m fl 2009).

Projektets resultat utgör de första stegen mot en bedömning av födovävarnas nuvarande status i Östersjön, baserat på bassängspecifika uppsättningar av välfungerande fisk- och djurplanktonbaserade födovävsindikatorer. Våra resultat visar att (1) kopplingar mellan olika indikatorer, som uppkommer genom samspel mellan arter på olika trofnivåer, bör beaktas i arbetet med att utveckla indikatorer för födovävar, (2) indikatorer för pelagiska födovävar som representerar djurplankton, planktonätande fisk och fiskätande fisk svarar alla mot flera påverkans-variabler, samt (3) variationen över tid i variabler relaterade till fiske, övergödning (primärproduktion och näringsämnen) och klimatförändring förklarade indikatorernas historiska utveckling (1979/1984-2012). Tillsammans visar detta också att det skulle vara värdefullt att studera hur förvaltningsscenarier påverkar indikatorerna. Detta för att förstå under vilka förhållanden – klimatförhållanden och trofiska interaktioner och hur tillståndet hos födoväven påverkas av förvaltningsbara processer (så som fiske och näringsämnestillförsel som testats här).

6. Kommunikationsaktiviteter

6.1. Accepterade och planerade publikationer

Torres MA, Casini M, Huss M, Otto SA, Kadin M, Gårdmark A (2017): **Food-web indicators accounting for species interactions respond to multiple pressures.** *Ecological Indicators* 77:67-79, 10.1016/j.ecolind.2017.01.030

Otto SA, Kadin M, Casini M, Torres MA, Blenckner T (2018): **A quantitative framework for selecting and validating food web indicators.** *Ecological Indicators* 84: 619-631, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.045>

Kadin M, Torres MA, Casini M, Gårdmark A, Huss M, Blenckner T, Otto SA: **Evaluating food-web indicators under trophic interactions, environmental gradients and regime shifts** (under bearbetning, planeras skickas till *PNAS*)

6.2. Presentationer på vetenskapliga konferenser

Otto SA, Kadin M, Fetzer I, Blenckner T: **Evaluating zooplankton indicators for the MSFD food-web descriptor under environmental gradients and non-linear interactions - is there a universal indicator?** ICES/PICES 6th Zooplankton Symposium 2016, Bergen, Norge

Otto SA, Kadin M, Casini M, Torres MA, Gårdmark A, Huss M, Fetzer I, Blenckner T: **On the lookout for suitable indicators for the Baltic pelagic food-web - a potential evaluation framework.** ICES ASC 2016, Riga, Lettland

Torres MA, Casini M, Huss M, Kadin M, Otto SA, Gårdmark A: **Pelagic food-web indicators accounting for species interactions respond to multiple pressures - Providing advice for the Marine Strategy Framework Directive.** Nordic OIKOS Conference 2016, Åbo, Finland

Kadin M, Fetzer I, Blenckner T, Otto SA: **Evaluating MSFD food-web indicators under environmental gradients, non-linear interactions and threshold dynamics.** ICES ASC 2015, Köpenhamn, Danmark

6.3. Presentationer på möten och seminarier

Torres MA: **Food-web indicators accounting for species interactions respond to multiple pressures.** ICES WGIAB årliga möte, april 2016, Helsingfors, Finland

- Torres MA, Casini M, Huss M, Gårdmark A: **Linkages among pelagic food-web indicators based on piscivorous and zooplanktivorous fish**. Havs- och Vattenmyndigheten, maj 2015, Gotland, Sverige
- Otto SA: **Evaluating the suitability of food-web indicators under environmental gradients and non-linear interactions - is there a universal indicator?** ICES WGIAB årliga möte, april 2016, Helsingfors, Finland
- Torres MA, Casini M, Huss M, Gårdmark A: **Linkages between pelagic food-web indicators in the Baltic Sea**, ICES WGIAB årliga möte, april 2015, Cadiz, Spanien
- Kadin M: **Testing MSFD pelagic food-web indicators - across environmental gradients, potential regime shifts and anthropogenic pressures**, Seminarium vid Institute for Hydrobiology and Fisheries Science, University of Hamburg, maj 2015, Hamburg, Tyskland
- Torres MA, Casini M, Huss M, Otto SA, Kadin M, Gårdmark A: **Food-web indicators accounting for species interactions respond to multiple pressures**. Presentation vid Workshop on the Development of Marine Food-web Indicators, maj 2016, Stockholm, Sverige
- Torres MA, Casini M, Huss M, Gårdmark A: **Pelagic fish indicators responding to multiple pressures when accounting for species interactions**, Presentation vid Indicator Day på Aqua (SLU), november 2015, Drottningholm, Sverige
- Kadin M, Torres MA, Casini M, Gårdmark A, Huss M, Fetzer I, Blenckner T, Otto SA: **Ecosystem-based approach for developing and testing pelagic food-web indicators: Overview of current project status**, Presentation under Workshop HaV 1, oktober 2015, Göteborg, Sverige
- Torres MA, Casini M, Huss M, Gårdmark A: **How do pelagic food-web indicators respond to multiple drivers when accounting for species interactions in the Central Baltic Sea?** Presentation vid FOMA-interaction day (SLU), september 2015, Älvkarleby, Sverige
- Torres MA, Casini M, Huss M, Gårdmark A: **Linkages between pelagic food-web indicators in the Baltic Sea**. Presentation vid Indicators and Integrated Ecosystem Analyses Workshop (SLU), mars 2015, Öregrund, Sverige

7. Finansering

Projektet finansierades till största delen av Naturvårdsverkets medel ur Miljöforskningsanslaget. Det erhållna bidraget var 3 079 086 kr. Sveriges lantbruksuniversitet, Stockholms universitet och Hamburgs universitet finansierade delar av vissa forskares medverkan i projektet.

8. Källförteckning

- Casini M, Hjelm J, Molinero J-C, Lövgren J, Cardinale M, et al. (2009) Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proc Natl Acad Sci U S A* 106: 197-202
- Casini M, Kornilovs G, Cardinale M, Möllmann M, Grygiel W, Jonsson P, Raid T, Flinkman J, Feldman V (2011) Spatial and temporal density-dependence regulates the condition of central Baltic Sea clupeids: compelling evidence using an extensive international acoustic survey. *Pop Ecol* 53: 511-523
- de Young B, Barange M, Beaugrand G, Harris R, Perry RI, Scheffer M, Werner F (2008) Regime shifts in marine ecosystems: detection, prediction and management. *Trends Ecol Evol* 23:402-409
- Diekmann R, and Möllmann C (Eds) (2010) Integrated ecosystem assessments of seven Baltic Sea areas covering the last three decades. ICES Cooperative Research Report No. 302. 90 s.
- HELCOM (2013) HELCOM core indicators: Final report of the HELCOM CORESET project. *Balt Sea Environ Proc* No. 136
- ICES (2014) Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS) 3-10 April 2014, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:10, 919 s.
- ICES (2015) Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). 14-21 April 2015, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2015/ACOM:10, 806 s.
- Lees K, Pitois S, Scott C, Frid C, Mackinson S (2006) Characterizing regime shifts in the marine environment. *Fish Fisheries* 7:104-127
- Möllmann C, Diekmann R, Müller-Karulis B, Kornilovs G, Plikshs M, et al. (2009) Reorganization of a large marine ecosystem due to atmospheric and anthropogenic pressure: a discontinuous regime shift in the Central Baltic Sea. *Glob Change Biol* 15: 1377-1393
- Nyström M, Graham NAJ, Lokrantz F, Norström AV (2008) Capturing the cornerstones of coral reef resilience: linking theory to practice. *Coral Reefs* 27: 795-809
- Oesterwind D, Psuty I, Pachur M, von Dorrien C, Lejk A, Casini M, Larson N (2013) Proportion of large fish in the community. Online. Viewed 25-10-2016
- Österblom H, Gårdmark A, Bergström L, Müller-Karulis B, Folke C, Lindegren M, Casini M, Olsson P, Diekmann R, Blenckner T, Humborg C, Mollmann C (2010) Making the ecosystem approach operational-Can regime shifts in ecological- and governance systems facilitate the transition? *Mar. Pol.* 34, 1290-1299

Scheffer M, Carpenter S, Foley JA, Folke C, Walker B (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.

Skeffington RA (1999) The use of critical loads in environmental policy making: a critical appraisal. *Environ. Sci. Technol.* 33, 245A–252A

Strange CJ (2007) Facing the brink without crossing it. *Bioscience* 57: 920–926

9. Bilaga

Tabell A1. Utvärderingskriterier och delkriterier baserade på statistiska metoder och poängschema.

| Kriterium | Delkriterium | Poängsättning | Poäng | Max.poäng |
|--|--|---|-------|-----------|
| Reflekterar förändringar | | Ej uppfyllt | 0 | 1 |
| | | Uppfyllt | 1 | |
| Sensitivitet* | Samband med påverkansvariabler | Inga sign. samband | 0 | 6 |
| | | Påverkansvariabel förklarar <20% av indikatorns varians | 1 | |
| Påverkansvar. förklarar <40% av ind. varians | | 2 | | |
| Påverkansvar. förklarar \geq 40% av ind. varians | | 3 | | |
| | Andel av påverkansvar. värden som indikatorn svarar på (derivat) | Ind. ändras över <25% av påverkansvar. värden | 0 | |
| | | Ind. ändras över <50% av påverkansvar. värden | 1 | |
| | | Ind. ändras över <75% av påverkansvar. värden | 2 | |
| | | Ind. ändras över \leq 100% av påverkansvar. värden | 3 | |
| Robusthet* | Samband som förväntat (positivt eller negativt) | Nej | 0 | 6 |
| | | Neutral (eller ingen förkunskap) | 1 | |
| | | Ja | 2 | |
| | Icke-linjärt funktionellt samband | Ja | 0 | |
| | | Nej | 1 | |
| Robusthet av modellerat samband, kvantifierat genom normaliserat kvadratisk medelvärdesfel (Normalized Root Mean Square Error, NRMSE) (i absoluta tal) | NRMSE > 0.4 | 0 | | |
| | NRMSE \leq 0.4 | 1 | | |
| | NRMSE \leq 0.1 | 2 | | |
| Icke-additiv interaktion med annan påverkansvariabel (indikerad av tGAM) | Ja | 0 | | |
| | Nej | 1 | | |
| Specificitet/Länk till förvaltning \Rightarrow Indikator svarar mot påverkansvariabler av följande typer (E=Eutrofiering, K=Klimat, F=Fiske) | E, F och K | 0 | 3 | |
| | E och K eller F och K eller E och F | 1 | | |
| | Enbart K | 2 | | |
| | Enbart E eller enbart F | 3 | | |
| Redundans | Ingen poängsättning | | | |

NATURVÅRDSVERKET RAPPORT 6788
Ekosystembaserad utveckling av indikatorer för pelagiska födovävar

Ekosystembaserad utveckling av indikatorer för pelagiska födovävar

RAPPORT 6788

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6788-5
ISSN 0282-7298

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

Rapporten har tagits fram inom forskningsprogrammet God ekologisk status för Sveriges marina vatten som pågick 2014-2016 och som kommer att bidra till pågående bedömning av havsmiljöns tillstånd inom havsmiljödirektivet. Havets näringsvävar ger viktig information om hälsotillståndet i den marina miljön och kan ge en tidig indikation på storskaliga förändringar i marina ekosystemen. Forskningsprojektet har utvecklat modeller för att beskriva vad förändringar i näringsvävar på olika nivåer kan innebära för det ekologiska tillståndet i havet. Forskningen är ett stöd för Havs och vattenmyndighetens arbete med att utveckla indikatorer för havsmiljödirektivet.



KUNSKAP DRIVER
MILJÖARBETET FRAMÅT

Inom forskningssatsningen har följande rapporter utgivits:

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

Havs
och Vatten
myndigheten

