

Faktablad för att bedöma god miljöstatus enligt havsmiljöförordningen

1.2A Abundans av häckande havsfåglar

Havsmiljödirektivet syftar till att uppnå ett hållbart nyttjande av EU:s havsområden, samtidigt som biologisk mångfald bevaras och ekosystemen hålls friska och fria från föroreningar. Som en del av förvaltningen av havet genomförs vart 6:e år en bedömning av havsmiljöns tillstånd i relation till ett definierat önskvärt tillstånd som karaktäriserar god miljöstatus. Som underlag för bedömningen publicerar Havs- och vattenmyndigheten faktablad eller liknande rapporter som mer i detalj redovisar de metoder och observationer som används. Den samlade bedömningen som görs på en mer övergripande nivå finns publicerad i Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:27. Vad som kännetecknar god miljöstatus, samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön, fastställs i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter 2012:18. Version Nr.1:2, 2019-01-31.

Del 1. Sammanfattning

Inledning

Fåglar befinner sig högt upp i näringsväven och tillhör ofta ekosystemens toppredatorer. Mänskliga aktiviteter som påverkar födotillgång kan avspeglas i sjöfåglarnas häckningsförekomst. Exempel på sådana aktiviteter är kommersiellt fiske, övergödning, oljeutsläpp och direkt påverkan på havets botten.

I den marina miljön finns arter med olika födopreferenser. Vissa söker föda från vattenytan eller strax därunder (ytfödosök), andra söker fisk eller annan animalisk föda i vattenmassorna (pelagiskt födosök) eller hittar sina föda, till exempel musslor, på havets botten (bentiskt födosök) eller grunda strandområden (vadande födosök; vadare). Dessutom finns en grupp arter som främst livnär sig på växter (betande födosök).

Indikatorn *Abundans av häckade havsfåglar* baseras på bedömning av dessa fem födosöksgrupper. Bedömningen baseras på att fåglarnas abundanser under perioden 2011 – 2016 (bedömningsperiod) jämförs med en referensperiod. För att en art ska uppnå god miljöstatus ska dess förekomst under bedömningsperioden inte understiga fastlagda tröskelvärden vid jämförelsen med referensperioden. Dessa tröskelvärden har överenskommit gemensamt i HELCOM och OSPAR.

Det bör noteras att en del av de arter som häckar längs Sveriges kust flyttar till andra områden under icke-häckningstid, vilket innebär att eventuella populationsförändringar kan vara relaterade till miljöförändringar längs flyttningvägar eller övervintringskvarter.

Metod

Den nationella övervakningen av kusthäckande fåglar startade 2015 (Haas och Green 2016) och data från detta program ingår i trendanalyserna. Inventeringen av kusthäckande sjöfåglar utgör ett eget delprogram, "Kustfåglar" inom den nationella miljöövervakningen. För perioden dessförinnan har här använts data från 31 olika regionala eller lokala inventeringar och övervakningsprogram. Här ingår inventeringsdata som insamlats av såväl länsstyrelser som ideella organisationer. Endast inventeringar som upprepats vid minst ett tillfälle har inkluderats. Med övervakningsprogram avses här inventeringar som upprepats på mer eller mindre årlig basis över en längre tidsperiod. Årliga populationsindex beräknas på nationell nivå för samtliga bedömda arter (se Tabell 1).

För varje art jämförs medelvärdet (geometriskt) för populationsindex för den 6-åriga bedömningsperioden (2011 – 2016) med medelvärdet för referensperioden (1991-2000). Arterna grupperas sedan i fem funktionella grupper utifrån deras sätt att söka föda (ytfödosök, pelagiskt födosök, bentiskt födosök, betande födosök och vadande födosök).

Tröskelvärde

För att uppnå god status ska arter som lägger mer än ett ägg uppnå ett medelpopulationsindex under bedömningsperioden (2011-2016) som är ≥ 70 procent av referensperiodens (1991-2010) medelvärde. För arter som lägger ett ägg är motsvarande värde ≥ 80 %.

Den egentliga bedömningen av miljöstatus görs på födogrupsnivå och har gjorts på nationell nivå.

God miljöstatus för en födosöksgrupp uppnås när minst 75 % av arterna inom gruppen klarar sina tröskelvärden.

Bedömningsområde

Nordsjön och Östersjön

Bedömning 2018

För att definiera miljöstatus hos häckande fåglar analyserades populationstrender för 30 sjöfågelarter (men se not 1, tabell 1) under tidsperioden 1991-2016. Under denna period hade elva av arterna en statistiskt säkerställd positiv beståndsutveckling, tio arter hade en negativ utveckling medan nio hade ett stabilt bestånd. 23 arter (77 %) bedöms klara de arts specifika tröskelvärdena. De bentiskt födosökande fåglarna uppnår inte god miljöstatus som grupp. I denna grupp klarar inte två av tre arter tröskelvärdet (ejder och svärta). Inte heller gruppen fåglar med vadande födosök uppnår god miljöstatus då tre av sex arter inte klarar tröskelvärdet (gravand, drillsnäppa, roskarl).

Tabell 1 Utvärdering av sjöfågelpopulationer som häckat i Sverige under perioden 1991-2016. För varje art visas det antal lokaler som legat till grund för TRIM-analysen (se Del 3), populationstrendens lutningskoefficient, dess standardfel (S.F.) samt trendens statistiska stöd (p) och riktning (↑=måttlig ökning, ↑↑=kraftig ökning, ↓=måttlig minskning, ↓↓=kraftig minskning och → = stabil. Vidare visas arternas tillstånd; indexvärdena är skalade så att medelvärdet för referensperioden 1991-2000 erhållit värdet 1,0. Det innebär exempelvis att en art med medelindex 1,2 för perioden 2011-2016 har ökat med 20 % jämfört med referensperioden. För att en art ska anses ha klarat tröskelvärdet ska medelindex för 2011-2016 överstiga 0,7 (0,8 för arter som lägger ett ägg). Ljusgrönt indikerar att tröskelvärdet klarats, rött att tröskelvärdet inte klarats. Arter som ökat med mer än 30 % anses trots den kraftiga ökningen, vilket indikerar obalans i näringsväven, klara tröskelvärdet. Dessa bedömningsresultat visas i orange.

		Populationsutveckling 1991-2016					Status	
Art		Antal lokaler	Trendens lutning	S.F.	p	Trend 1991-2016	Medelindex 2011-2016	Bedömning
Vadande födosökare	Gravand <i>Tadorna tadorna</i>	269	0,967	0,0068	< 0,01	↓	0,670	
	Strandskata <i>Haematopus ostralegus</i>	1007	0,978	0,0027	< 0,01	↓	0,704	
	Större strandpipare <i>Charadrius hiaticula</i>	281	0,992	0,0053		→	0,861	
	Drillsnäppa <i>Actitis hypoleucos</i>	560	0,958	0,0054	< 0,01	↓	0,464	
	Rödbena <i>Tringa totanus</i>	558	0,996	0,0049		→	1,000	
	Roskarl <i>Arenaria interpres</i>	313	0,932	0,0042	< 0,01	↓↓	0,311	
Ytfödo-sökare	Labbe <i>Stercorarius parasiticus</i>	236	1,005	0,0097		→	1,048	
	Skrattmåsar <i>Larus ridibundus</i>	624	1,008	0,0065		→	1,237	

	Fiskmåås	<i>Larus canus</i>	1525	0,991	0,0025	< 0,01	↓	0,860	
	Havstrut	<i>Larus marinus</i>	1169	0,964	0,0027	< 0,01	↓	0,504	
	Gråtrut	<i>Larus argentatus</i>	919	0,945	0,0027	< 0,01	↓	0,346	
	Silltrut	<i>Larus fuscus</i>	482	1,041	0,0105	< 0,01	↑	1,692	
	Skräntärna	<i>Hydroprogne caspia</i>	109	1,056	0,0137	< 0,01	↑	2,133	
	Silvertärna	<i>Sterna paradisaea</i>	918	1,026	0,0039	< 0,01	↑	1,667	
	Fisktärna	<i>Sterna hirundo</i>	718	1,035	0,0105	< 0,01	↑	2,072	
Pelagiska födosökare	Småskrake	<i>Mergus serrator</i>	886	1,009	0,0029	< 0,01	↑	1,157	
	Storskrake	<i>Mergus merganser</i>	754	0,994	0,0027	< 0,01	↓	0,847	
	Skäggdopping	<i>Podiceps cristatus</i>	196	1,082	0,0083	< 0,01	↑↑	4,056	
	Storskarv ¹⁾	<i>Phalacrocorax carbo</i>					→	0,977	
	Sillgrissla ^{1 ägg}	<i>Uria aalge</i>	35	1,037	0,0051	< 0,01	↑	1,937	
	Tordmule ^{1 ägg}	<i>Alca torda</i>	109	1,011	0,0037	< 0,01	↑	1,193	
	Tobisgrissla	<i>Cephus grylle</i>	310	1,017	0,0037	< 0,01	↑	1,280	
Bentiska födosökare	Vigg	<i>Aythya fuligula</i>	671	1,004	0,0032		→	1,060	
	Ejder	<i>Somateria mollissima</i>	1083	0,941	0,0022		↓↓	0,285	
	Svärta	<i>Melanitta fusca</i>	575	0,963	0,0037	< 0,01	↓	0,542	
Betande arter	Knölsvan	<i>Cygnus olor</i>	924	0,995	0,0031		→	0,988	
	Grågås	<i>Anser anser</i>	644	1,025	0,0038	< 0,01	↑	1,598	
	Vitkindad gås	<i>Branta leucopsis</i>	249	1,260	0,0442	< 0,01	↑↑	80,015	
	Kanadagås	<i>Branta canadensis</i>	611	1,023	0,0132		→	1,567	
	Gräsand	<i>Anas platyrhynchos</i>	671	0,999	0,0029		→	0,901	

Del 2. Detaljerad information

A. Koppling till regelverk eller policyområden.

Havsmiljödirektivet (deskriptor och kriterium)	Vattendirektivet (kvalitetsnorm)	Annan EU lagstiftning	Nationella miljömål	Samordnad inom HELCOM och/eller OSPAR
D1C2, Artens abundans	Saknas	Fågeldirektivet	Hav i balans och levande kust och skärgård Ett rikt växt- och djurliv	HELCOM core indicator <i>(Abundance of waterbirds in the breeding season)</i> OSPAR common indicator <i>(Marine Bird Abundance)</i>

B. Koppling till havsmiljödirektivet Bilaga III

Grundläggande förhållanden (Tabell 1)	
Grupper av arter av marina fåglar, däggdjur, reptiler, fiskar och bläckfiskar i den marina regionen eller delregionen	Geografisk och tidsmässig variation per art eller population: utbredning, abundans och/eller biomassa
Belastning och påverkan (Tabell 2)	
Biologiskt	Uttag av, eller dödlighet/skada hos, vilda arter, däribland mål- och icke-målarter (genom yrkes- och fritidsfiske och annan verksamhet) Störning av arter (t.ex. i lek- rast- och födosöksområden) på grund av mänsklig närvaro Tillförsel eller spridning av främmande arter
Ämnen, skräp och energi	Tillförsel av farliga ämnen (syntetiska ämnen, icke syntetiska ämnen, radionuklider) – diffusa källor, punktkällor, atmosfärisk deposition, akuta händelser Påverkan av antropogent ljud (impuls ljud, kontinuerligt ljud) Tillförsel av avfall (fastavfall, inbegripet mikroavfall) Tillförsel av andra former av energi (inbegripet elektromagnetiska fält, ljus och värme)

C. Ingående kriteriekomponent(er)

Kriteriekomponent	Parameter	Enhet
Vadande födosökare; vadare (gravand, strandskata, större strandpipare, drillsnäppa, rödbena, roskarl)	Abundans	trend
Ytfödosökare (labb, skratt- och fiskmås, havs-, grå- och silltrut, skrån-, silver- och fisktärna)	Abundans	trend
Pelagiska födosökare (små-, och storskrake, skäggdopping, storskarv, sillgrissla, tordmule, tobisgrissla)	Abundans	trend
Bentiska födosökare (vigg, ejder, svärta)	Abundans	trend
Betande arter (knölsvan, grågås, vitkindad gås, kanadagås, gräsand)	Abundans	trend

D. Metod för indikatorbedömningen

Status har bedömts för sexårsperioden 2011-2016. Trend per art har beräknats baserat på data från 1991-2016. Data till den nationella bedömningen har hämtats från flera olika källor. Den nationella övervakningen av kusthäckande fåglar startade 2015 (Haas och Green 2016) och data från detta program ingår i trendanalyserna. Inventeringen av kusthäckande sjöfåglar utgör ett eget delprogram, Kustfåglar, inom den nationella miljöövervakningen. För perioden dessförinnan har här använts data från 31 olika regionala eller lokala inventeringar och övervakningsprogram (se t.ex. Johansson och Larsson 2008, Edenius och Salomonsson 2010, Alexandersson 2011).

Tidsserierna har analyserats med hjälp av programvaran TRIM (Pannekoek och van Strien 2001) (TRENDS & INDICES FOR MONITORING DATA, www.ebcc.info). Med hjälp av TRIM beräknas för varje art årliga populationsindex, dessutom beräknas den årliga genomsnittliga förändringstakten. Den senare beräkningen antar att förändringen är linjär, vilket är ett antagande som inte stämmer för alla arter.

Detaljer om metoden finns att läsa på www.ebcc.info. I all korthet kan nämnas att TRIM-analyserna baseras på en loglinjär *Possion regression* som är särskilt utvecklad för att beräkna tidsserier från antalsdata. TRIM har fördelen av att klara av att hantera omständigheter som är vanligt förekommande i fågelövervakningssammanhang, exempelvis att alla inventeringsområden inte inventeras varje år.

För samtliga arter, utom storskarv som inte var analyserbar, beräknades det geometriska medelvärdet av de årliga populationsindex som skapats av TRIM, detta gjordes separat för referens- respektive bedömningsperioden. Värdet för storskarv har istället hämtats från utvärderingen av hela HELCOM-området (HELCOM 2018). Bedömningen baseras på att medelvärdet för bedömningsperioden jämförs med referensperiodens. För arter som lägger mer än ett ägg ska abundansens geometriska medelvärde under bedömningsperioden vara ≥ 70 procent (s.k. tröskelvärde) av referensperiodens geometriska medelvärde för att god status

ska uppnås. För arter som lägger ett ägg ska abundansens medelvärde under bedömningsperioden vara ≥ 80 procent av referensperiodens värde. Uppåtgående avvikelser påverkar inte bedömningen. Ökningar i abundans > 30 % jämfört med referensperiod kan dock tolkas som indikation på stora förändringar i näringsväven.

Den egentliga statusbedömningen görs inte på artnivå, utan på gruppnivå. Arterna grupperas i funktionella grupper utifrån deras sätt att söka föda (ytfödosök, vadande födosök, pelagiskt födosök, bentiskt födosök, och betande födosök, se tabell 1), vilket är helt enligt de riktlinjer som tagits fram av OSPAR/HELCOM/ICES (2016). God status uppnås när minst 75 % av arterna inom gruppen klarar sina tröskelvärden.

Utförlig beskrivning av metod och vetenskaplig grund för indikatorn finns i HELCOMs indikatorrapport Abundance of waterbirds in the breeding season (HELCOM 2018).

E. Snapshot data

<http://metadata.helcom.fi/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/855809ac-a8c9-4bb2-946f-a215b7c36db2>

F. Övervakning

Undersökningstyp enligt MÖP för HMD (kustfågelräkningen) och data från lokala och regionala inventeringsprogram. För detaljerade uppgifter och eventuella uppdateringar hänvisas till kommande rapportering av övervakningsprogram för havsmiljödirektivet 2020.

Resultat och bedömning

Tabell 2 Förvaltningsområde Nordsjön och Östersjön. Tidsperiod för bedömning av status avser 2011-2016. Trender har bedömts för perioden 1991-2016.

Bedömningsområde	Tröskelvärde	Observerat värde	Bedömning	Tillförlitlighet	Trend
Förvaltningsområde Nordsjön och Östersjön kombinerade	≥75 % av arter i respektive födosöksgrupp uppfyller artspecifikt tröskelvärde	Betande arter: 100 %	God miljöstatus	Hög	Stigande
		Pelagiskt födosökande: 100 %	God miljöstatus		Stigande
		Bentiskt födosökande: 33 %	Ej god miljöstatus		Nedåtgående
		Ytfödosökande: 78 %	God miljöstatus		Ingen trend
		Vadare: 50 %	Ej god miljöstatus		Nedåtgående

Del 3. Detaljerad information

3.1 Introduktion

Fåglar befinner sig högt upp i näringsväven och tillhör inte sällan toppredatorerna. I den marina miljön finner man arter med olika födopreferenser, vissa söker föda från vattenytan eller strax därunder (ytfödosoökare), andra söker fisk eller annan animalisk föda i vattenmassorna (pelagiskt födosök) eller hittar sina föda, inte sällan musslor, på havets botten (bentiskt födosök). Vidare finns arter som finner sin föda på strandnära gräsmarker eller genom att vadande söka sin föda i grundvattenområden (vadande födosök). Dessutom finns en grupp arter som främst livnär sig på växter (betande födosök). Dessa fem födosöksgrupper bedöms inom ramen för indikatorn *Abundans av häckande sjöfåglar*. Tanken bakom denna indelning är att belastningar som slår mot fåglarnas föda ska kunna fångas upp på gruppnivå.

De kusthäckande fåglarnas olika födosöksvanor gör att miljöförändringar som påverkar havets botten, dess vattenmassor eller grundområden kan spela roll för de häckande fåglarnas förekomst. Det kommersiella fisket (Österblom et al, 2006) och eutrofieringen (Laursen och Møller 2014) är exempel på två faktorer som påverkar den föda som fåglarna är beroende av. Det är väl dokumenterat att det varmare klimatet medfört att vissa marint eller delvis marint övervintrande arters övervintringsområden förskjutits norrut (Lehikoinen et al, 2013). Mindre om detta är känt vad gäller de häckande populationerna, men i en studie om häckande kustfåglar längs den svenska kusten visade Lund Bjørnås (2017) att kustfågelpopulationer med högt STI (Species Temperature Index [medeltemperaturen inom en arts utbredningsområde under häckningstid], se exempelvis Devictor et al, 2008) generellt sett uppvisade positivare populationstrender mellan åren 1990 och 2016 än de med lågt STI. Andra faktorer som mer eller mindre kan påverka de häckande populationerna är predation (Lehikoinen et al, 2008, Hipfner et al, 2012) och störningar av det rörliga båtlivet (Mikola et al, 1994), men det finns naturligtvis fler.

I detta sammanhang är det viktigt att påpeka det självklara att fågelpopulationerna påverkas under hela årscykeln. Av de arter som utvärderas här övervintrar vissa i Östersjön, medan andra övervintrar längs Afrikas kust eller ända nere i Antarktis. Under stora delar av året vistas således en del av arterna i vitt skilda miljöer.

3.2 Metod

Data till den nationella bedömningen har hämtats från flera olika källor. Den nationella övervakningen av kusthäckande fåglar startade 2015 (Haas och Green 2016) och data från detta program ingår i trendanalyserna. Inventeringen av kusthäckande sjöfåglar utgör ett eget delprogram, Kustfåglar, inom den nationella miljöövervakningen. För perioden dessförinnan har här använts data från 31 olika regionala eller lokala inventeringar och övervakningsprogram (se t.ex. Johansson och Larsson 2008, Edenius och Salomonsson 2010, Alexandersson 2011). Totalt sett täcker de regionala/lokala inventeringar större delen av Sveriges kust, men de kan ha genomförts under olika delar av den tidsperiod som avhandlas här.

Tidsserierna har analyserats med hjälp av programvaran TRIM (Pannekoek och van Strien 2001) (TRENDS & INDICES FOR MONITORING DATA, www.ebcc.info). Med hjälp av TRIM beräknas för varje art årliga populationsindex, dessutom beräknas den årliga genomsnittliga

förändringstakten. Den senare beräkningen antar att förändringen är linjär, vilket är ett antagande som inte stämmer för alla arter.

Detaljer om metoden finns att läsa på www.ebcc.info. I all korthet kan nämnas att TRIM-analyserna baseras på en loglinjär *Possion regression* som är särskilt utvecklad för att beräkna tidsserier från antalsdata. TRIM har fördelen av att klara av att hantera omständigheter som är vanligt förekommande i fågelövervakningssammanhang, exempelvis att alla inventeringsområden inte inventeras varje år.

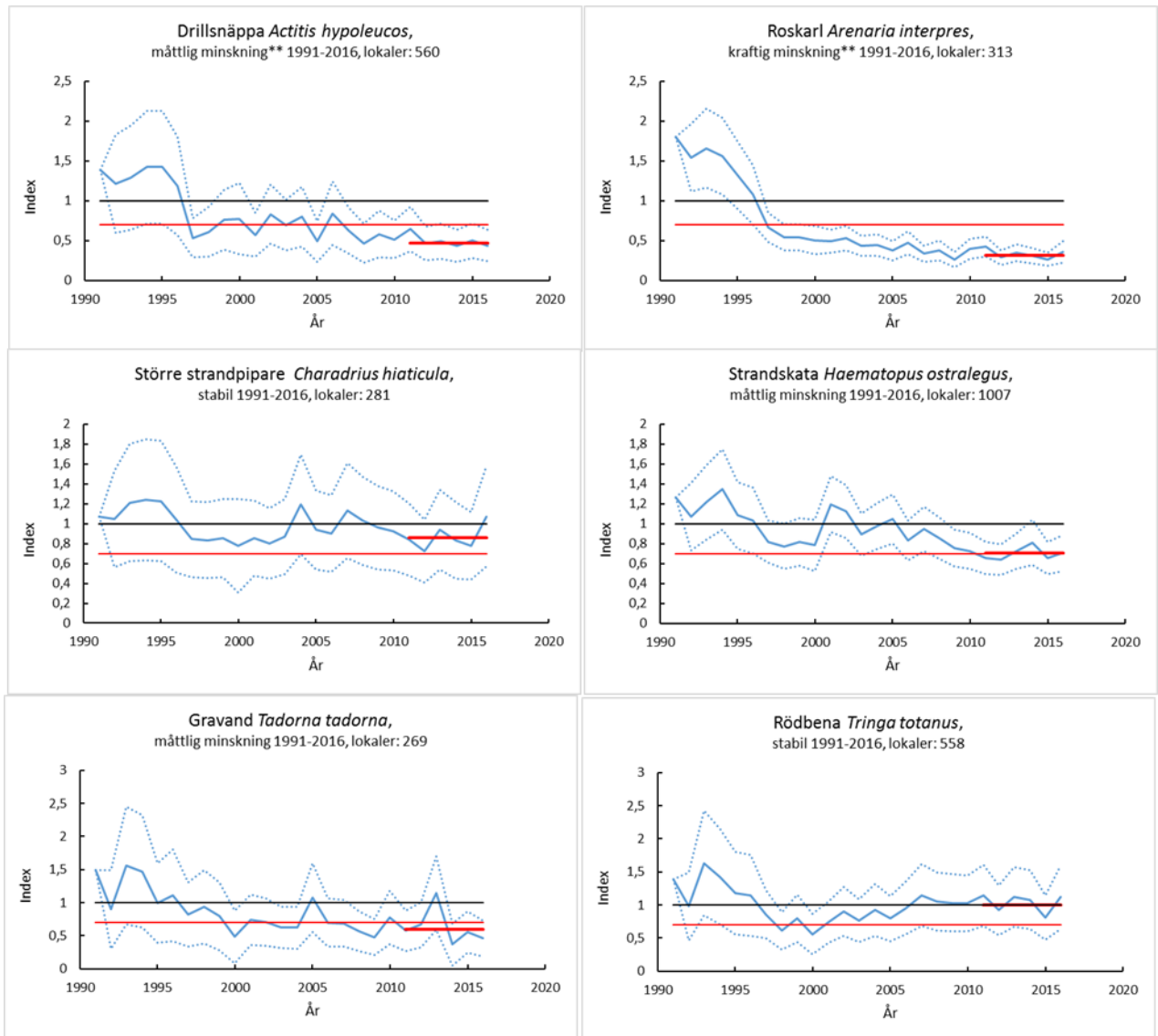
För samtliga arter, utom storskarv, beräknades det geometriska medelvärdet av de årliga populationsindex som skapats av TRIM, detta gjordes separat för referens- (1991-2000) respektive bedömningsperioden (2011-2016). I fallet storskarv konvergerade inte den statistiska modellen, vilket innebar att arten inte var analysbar. Här hämtades istället värden från utvärderingen av hela östersjöområdet (HELCOM 2018). De artvisa bedömningarna baseras på att medelvärdet för bedömningsperioden jämförs med referensperiodens. För arter som lägger mer än ett ägg ska abundansens geometriska medelvärde under bedömningsperioden vara ≥ 70 procent (s.k. tröskelvärde) av referensperiodens geometriska medelvärde för att god status ska uppnås. För arter som lägger ett ägg ska abundansens medelvärde under bedömningsperioden vara ≥ 80 procent av referensperiodens värde. Uppåtgående avvikelser påverkar inte bedömningen. Ökningar i abundans > 30 % jämfört med referensperiod kan dock tolkas som indikation på stora förändringar i näringsväven.

Den egentliga statusbedömningen görs inte på artnivå, utan på gruppnivå. Arterna grupperas i funktionella grupper utifrån deras sätt att söka föda (ytfödosök, vadande födosök, pelagiskt födosök, bentiskt födosök, och betande födosök, se tabell 1), vilket är helt enligt de riktlinjer som tagits fram av OSPAR/HELCOM/ICES (2016). God status uppnås när minst 75 % av arterna inom gruppen klarar sina tröskelvärden.

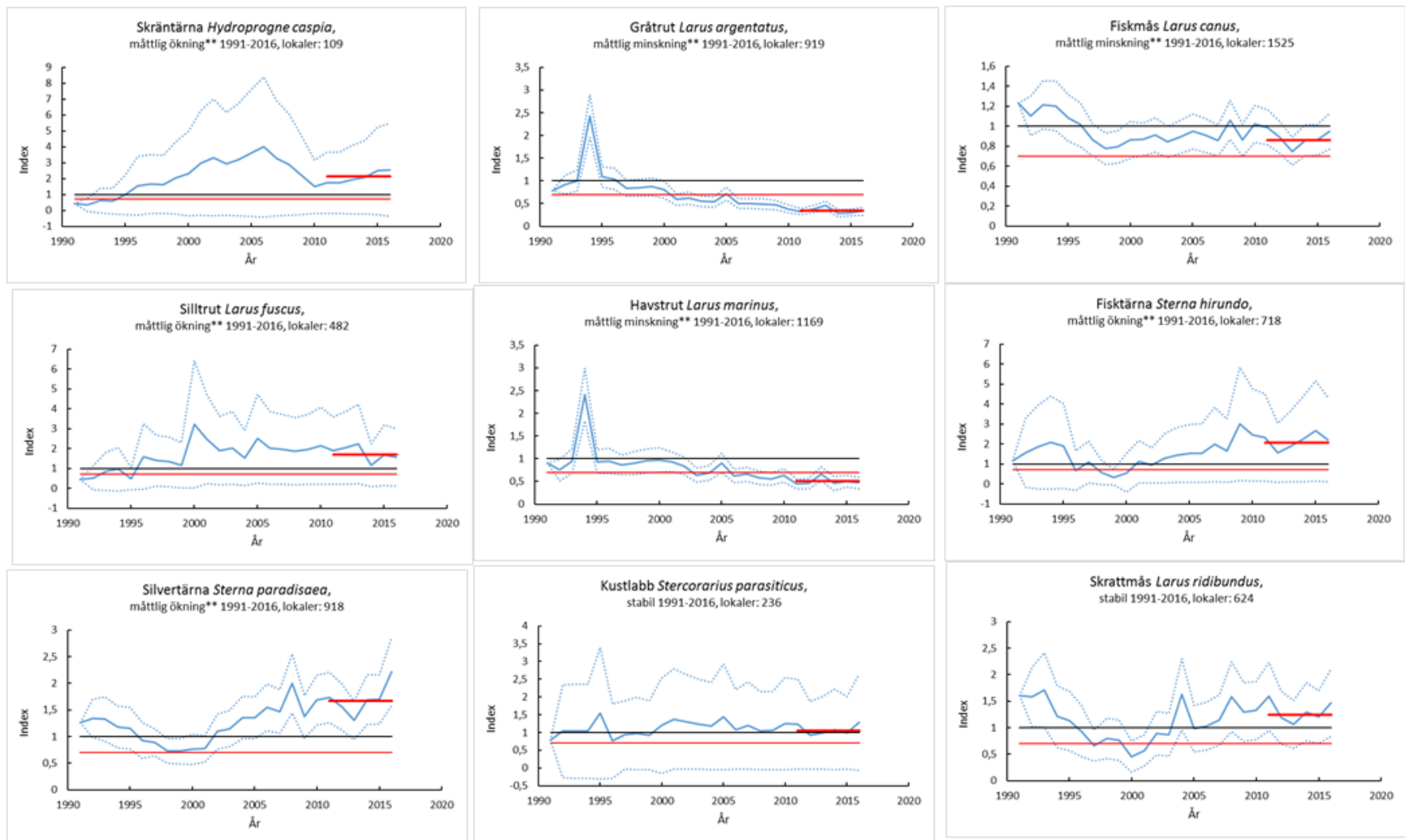
Arturvalet skiljer sig något från det som använts i analyser av hela Östersjön (HELCOM 2018). Vissa arter har endast bedömts i Sverige då data på östersjönivå varit otillräckliga. I andra fall har situationen varit den omvända.

Utförlig beskrivning av metod och vetenskaplig grund för indikatorn finns i HELCOMs indikatorrapport *Abundance of waterbirds in the breeding season* (HELCOM 2018).

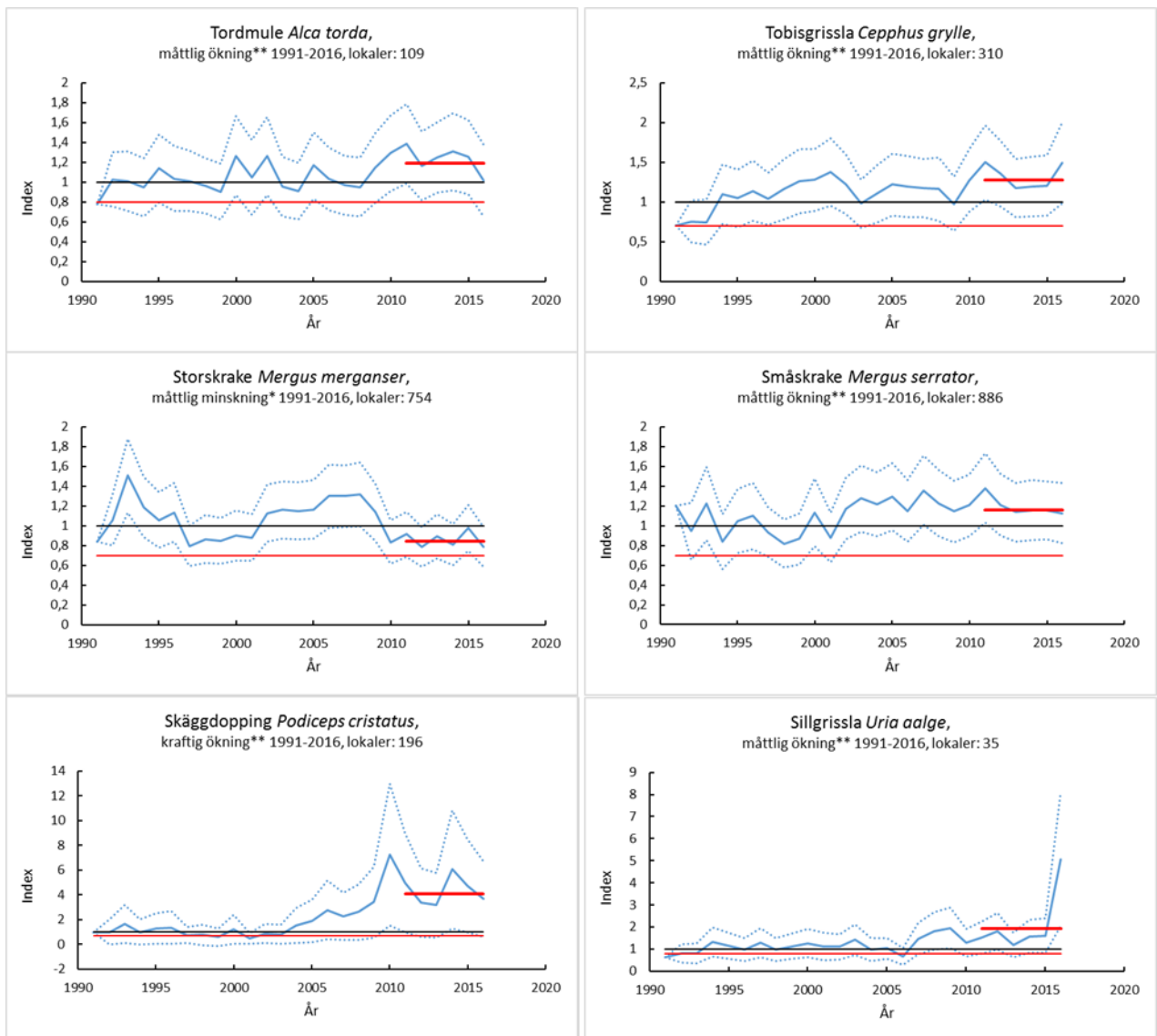
3.3 Resultat



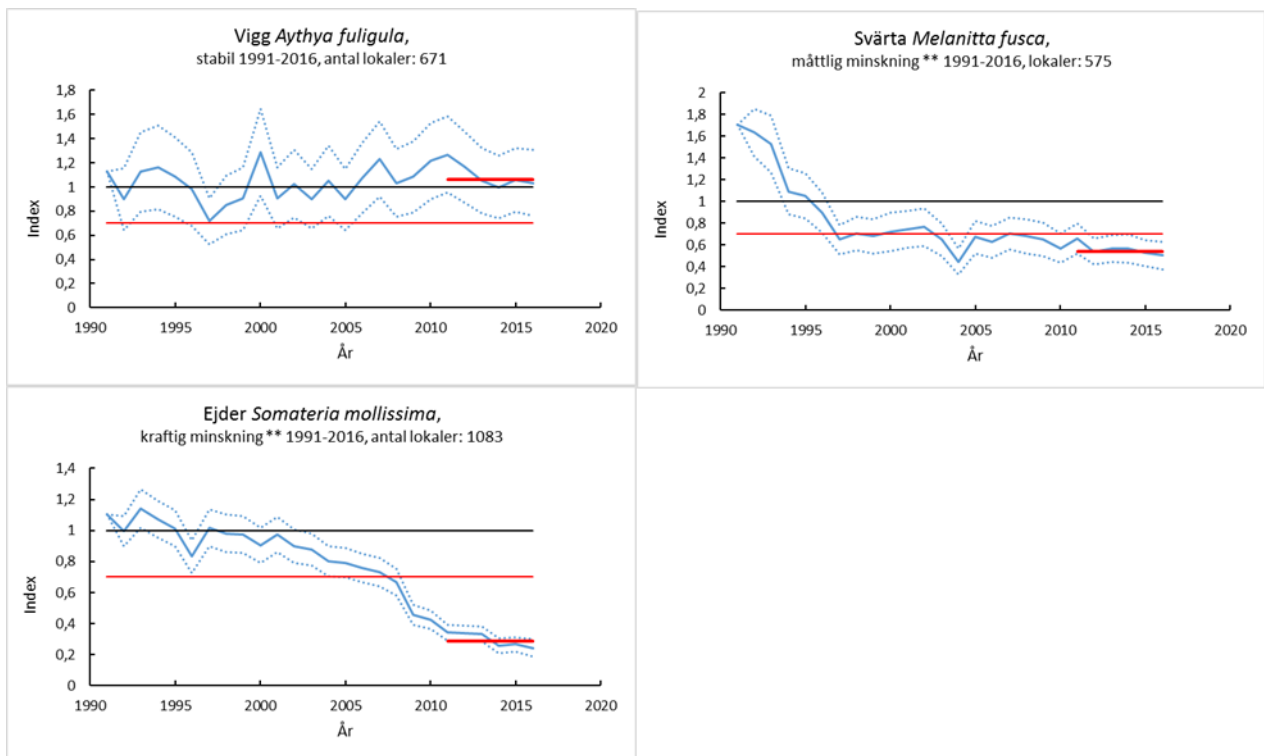
Figur 1 Trender för vadande fåglar som inkluderades i bedömningen. Svart linje visar populationsmedel för 1991-2000 (referensperiod), röd tunn linje tröskelvärde (oftast 70 % av referensperioden (1991-2000)), röd fet = medelvärdet för bedömningsperioden 2011-2016. * $p < 0.05$ ** $p < 0.01$ Lokaler = det antal lokaler som ingått i analysen för respektive art.



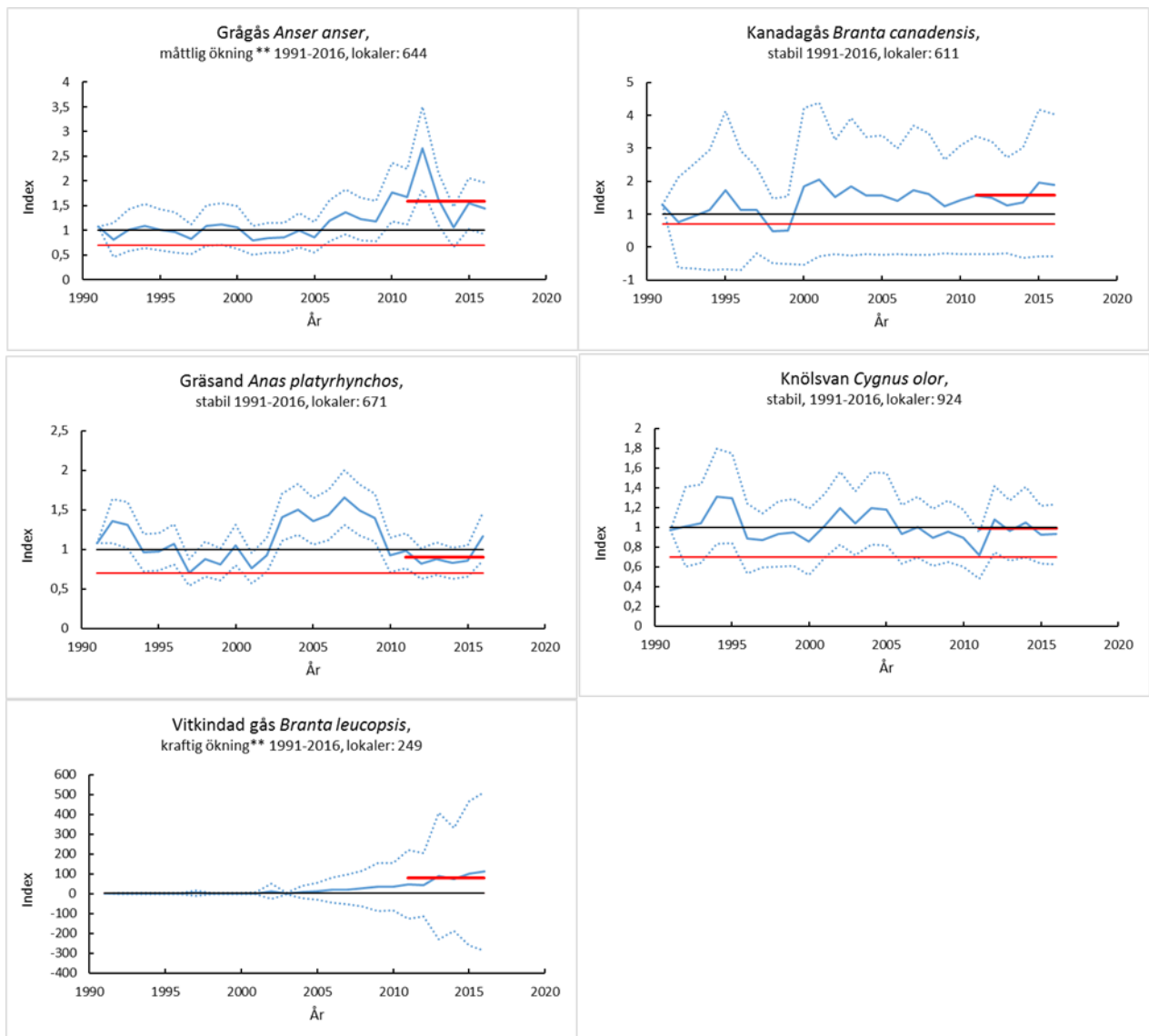
Figur 2 Trender för fåglar som födosöker på vattenytan som inkluderades i bedömningen. Svart linje visar populationsmedel för 1991-2000 (referensperiod), röd tunn linje tröskelvärde (oftast 70 % av referensperioden (1991-2000)), röd fet = medelvärdet för bedömningsperioden 2011-2016. * $p < 0.05$ ** $p < 0.01$ Lokaler = det antal lokaler som ingått i analysen för respektive art.



Figur 3 Trender för fåglar som födosöker i vattenkolumnen (pelagialen) som inkluderades i bedömningen. Svart linje visar populationsmedel för 1991-2000 (referensperiod), röd tunn linje tröskelvärde (oftast 70 % av referensperioden (1991-2000)), röd fet = medelvärdet för bedömningsperioden 2011-2016. * $p < 0.05$ ** $p < 0.01$ Lokaler = det antal lokaler som ingått i analysen för respektive art.



Figur 4 Trender för fåglar som födosöker på havsbotten (bentiskt födosökande) som inkluderades i bedömningen. Svart linje visar populationsmedel för 1991-2000 (referensperiod), röd tunn linje tröskelvärde (oftast 70 % av referensperioden (1991-2000)), röd fet = medelvärdet för bedömningsperioden 2011-2016. * $p < 0.05$ ** $p < 0.01$ Lokaler = det antal lokaler som ingått i analysen för respektive art.



Figur 5 Trender för betande fåglar som inkluderades i bedömningen. Svart linje visar populationsmedel för 1991-2000 (referensperiod, röd tunn linje tröskelvärde (oftast 70 % av referensperioden (1991-2000)), röd fet = medelvärdet för bedömningsperioden 2011-2016. * $p < 0.05$. ** $p < 0.01$ Lokaler = det antal lokaler som ingått i analysen för respektive art.

Totalt analyserades populationstrender för 30 sjöfågelarter, inklusive storskarv, under tidsperioden 1991-2016. Under denna period uppvisade elva av arterna en statistiskt säkerställd positiv beståndsutveckling, tio arter hade en negativ utveckling medan nio hade ett stabilt bestånd (figur 1-5). 23 arter (77 %) bedöms klara de arts specifika tröskelvärdena (tabell 1). De bentiskt födosökande fåglarna uppnår inte god miljöstatus som grupp, då två av tre arter inte klarar tröskelvärdet (ejder och svärta). Inte heller gruppen fåglar med vadande födosök uppnår god miljöstatus då tre av sex arter inte klarar tröskelvärdet (gravand, drillsnäppa, roskarl).

Två grupper, den med pelagiskt födosökande arter och den med betande, utmärkte sig genom att samtliga ingående arter uppnådde god status. Därtill kommer att endast en art från dessa grupper, storskraken (pelagiskt), uppvisade negativ trend.

Av de sju arter som inte uppnådde god status, utmärker sig två arter i negativ riktning. Resultaten indikerar att beståndsstorleken under bedömningsperioden hos ejder respektive roskarl endast var en tredjedel jämfört med referensperioden.

3.4 Diskussion

Av de artgrupper som bedömts i denna rapport är det två som inte uppnår god miljöstatus, den med bentiskt födosökande arter och den med arter som födosöker vadande. I den förstnämnda gruppen uppvisar två av tre arter negativa trender, i den sistnämnda gruppen fyra av sex arter. Det är väl känt att många vadararter minskat i antal på strandängarna och har gjort så över lång tid (Ottosson et al, 2012, Flodin 2015, Green 2016). Minskade arealer av strandängar i kombination med försämrad kvalitet på de återstående har bidragit till detta. Dessa studier rör framförallt havsstrandängar på fastlandet, men det är sannolikt att även strandängar i skärgårdsmiljö, varifrån data i denna rapport är hämtade, åtminstone delvis har rönt samma öde. Under senare tid har även predation av ägg och ungar bidragit till den negativa utvecklingen (Ottvall 2005, Roodbergen et al, 2012). Det är värt att notera att de två arterna, drillsnäppa och roskarl, som minskat mest är de enda två inom gruppen med vadande födosökare som i hög grad flyttar till Afrika. De vadande födosökarna uppnådde inte heller god miljöstatus i den storskaliga utvärderingen av Östersjön (HELCOM 2018).

Till skillnad från bedömningen av de bentiskt födosökande arterna i denna rapport uppnådde gruppen god status i utvärderingen av hela HELCOM-området. En bidragande orsak till det är att ejdern erhöll god status (trots signifikant negativ trend) i det sistnämnda området, vilken den inte gjorde i den nationella utvärderingen. Populationsutvecklingen hos den svensk-finska östersjöpopulationen av ejder har studerats i andra sammanhang. Ekroos m.fl (2012a) konstaterade att den häckande populationen i detta område ökade med cirka 40 % mellan 1986 och början av 1990-talet för att sedan minska lika mycket från början av 1990-talet och år 2010. Studier av ejderpopulationen inom ett begränsat område i Finska viken visar att häckningsframgången minskade under perioden 1967 – 2004, där den lägsta framgången noterades mellan 1986 och 1996 (Hario och Rintala 2006). Studier inom samma geografiska område har även visat att ejderhonorna genomför sin första häckning vid en allt högre ålder, något som sammanfaller med minskad häckningspopulation (Hario och Rintala 2009). De bakomliggande orsakerna till den försämrade häckningsframgången och den ökade åldern för första häckningstillfället är oklara. Dessvärre saknas liknande studier från Sverige. Sant för både Sverige och Finland är att havsörnspopulationen ökat kraftigt, vilket bidragit till ökat predationstryck, med ökad mortalitet hos framförallt ejderhonor under häckningstid (Lehikoinen et al, 2008, Ekroos et al, 2012b). Högt predationstryck kan såklart ha en direkt negativ effekt på storleken av den häckande ejderpopulationen, men ökad risk för predation har också bidragit till att fler ejderhonor avstår från att häcka (Öst et al, 2018). Det är högst troligt att ökad predation bidragit till de senaste 15-20 årens negativa utveckling av den häckande ejderpopulationen, men det förefaller högst sannolikt att det finns ytterligare faktorer. En sådan är födan; en förvisso inte helt oomtvistad studie visar på potentiellt positiva samband mellan eutrofieringsnivån i ejdrarnas övervintringsområde, storleken på musslor (ejdrarnas huvudsakliga föda) i samma område och storleken på den häckande populationen (Laursen och Möller 2014). Andra studier har visat på försämrad tillväxt av musslor med ökad vattentemperatur (Honkoop och Beukema 1997, Waldbeck och Larsson 2013), vilket i ett allt varmare klimat skulle kunna påverka ejdrarna negativt. Om så är fallet återstår att undersöka.

Om svärtans minskning är betydligt mindre känt, men ejder och svärta har överlappande diet, faktorer som påverkar ejderns föda kan således även påverka svärtans. Predation av trutar och det rörliga båtlivets effekt på kullöverlevnaden hos svärta har studerats av Mikola et al (1994). I ett skärgårdsområde i sydvästra Finland konstaterades att störningar av båt medförde att ungarna ägnade mindre tid åt födosök, vilket gick ut över ungarnas tillväxt. Vidare konstaterades att 56 % av ungarna blev prederade av trutar under de tre första levnadsveckorna. Antalet attacker från trutar var 3,5 gånger högre om kullarna var störda av båttrafik. Författarna konstaterar att båtstörningar kan ha märkbara negativa effekter på lokala svärtpopulationer. Samtidigt som det är helt osannolikt att det är det rörliga båtlivet som ligger bakom hela den minskning som svärtan genomgått, så förefaller det rimligt att det i vissa områden, inte minst i Stockholms skärgård, kan ha en substantiellt negativ påverkan.

Samtliga betande och pelagiskt födosökande arter uppnår god status och endast en art, storskrake (pelagisk) uppvisar en negativ trend. För de betande arterna är det svårt att finna enskilda faktorer som gynnat dem under häckningstid, däremot har de allt mildare vintrarna troligen gynnat flertalet av arterna i denna grupp. Milda och snöfattiga vintrar ökar tillgängligheten till föda, vilket rimligen leder till minskad vinterdödlighet och därmed ökande populationer.

Fisk är den huvudsakliga födan för de pelagiskt födosökande arterna. Även tärnorna (ytfödosökare), som samtliga uppvisar positiva trender, är specialiserade på fisk. Det förefaller därför troligt att god tillgång på småfisk bidragit till den goda statusen för de fiskätande arterna, men minskad dödlighet genom drunkning i fiskenät har också bidragit, åtminstone för vissa arter. Antalet häckande alkor på Stora Karlsö, som hyser Östersjöns största kolonier av tordmule och sillgrissla, har ökat kontinuerligt sedan början av 1970-talet, men ökningen har accelererat under de senaste tio åren. Olsson och Hentati-Sundberg (2017) anger minskad bifångst i fiskeredskap som en möjlig förklaring till den senare ökningen och de påpekar att den sammanfaller i tid med förbudet att fiska med driftnät.

De bakomliggande faktorerna bakom många arters populationsutveckling, och därmed födosöksgruppers status, under häckningstid är begränsade. Det förefaller dock troligt att tillgång till föda i många fall spelar roll. Vidare förefaller det troligt att åtminstone en del av de marina nationella och regionala miljöövervakningsprogrammen samlar in information som skulle kunna bidra till att öka förståelsen för vad som driver populationsförändringarna hos de häckande sjöfåglarna. Potentialen i denna information bör undersökas.

Indikatorns tillförlitlighet

De gruppvisa bedömningarna av miljöstatus baseras på att de ingående arternas medelabundans under bedömningsperioden jämförs med respektive arts medelabundans under referensperioden. Kritiskt då är självfallet att utvärderingen görs med utgångspunkt från tillförlitliga data. Till och med år 2015 saknades en nationell övervakning av häckande kustfåglar, vilket innebär att tidsserieanalyserna för större delen av den tidsperiod som här utvärderats baserats på regionala inventeringar. Dessa inventeringar är spridda över tid, men totalt sett täcker de hela perioden 1991 – 2015. Det innebär att det för flertalet år finns data från flera inventeringar och regioner (oftast län), men att det för ett fåtal år endast funnits data från enstaka inventeringar. Ingen enskild inventering har täckt hela bedömningsperioden. Den analysmetod, TRIM, som använts är högst kapabelt att hantera sådana data, men det hade såklart varit önskvärt att det för samtliga år funnits data från

samtliga regioners kustavsnitt. Dessvärre saknas sådana. Detta till trots, så är bedömningen att tillförlitligheten uppnår godkänd nivå.

3.5 Referenser

- Alexandersson, H. Bohuskustens häckfågelfauna 2001–2009. Förekomst, reproduktion och habitat. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, rapport 2011:70.
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Jiguet, F. (2008) Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proc. R. Soc. [Biol]* 275: 2743-2748.
- Edenius, L., Salomonson, A. (2010) Samordnad övervakning av häckande kustfågel i Bottniska viken. Meddelande 10:2010, Länsstyrelserna i BD-, AC-, Y- och X-län.
- Ekroos, J., Fox, A. D., Christensen, T. K., Petersen, I. K., Kilpi, M., Jónsson, J. E., Green, M., Laursen, K., Cervenc, A., de Boer, P., Nilsson, L., Meissner, W., Garthe, S., Öst, M. (2012a) Declines amongst breeding eider *Somateria mollissima* numbers in the Baltic/Wadden Sea flyway. *Ornis Fenn.* 89:81–90.
- Ekroos, J., Öst, M. Karell, P., Jaatinen, K. Kilpi, M. (2012b) Philopatric predisposition to predation-induced ecological traps: habitat-dependent mortality of breeding eiders. *Oecologia* 170:979-986.
- Flodin, L.-Å. (2015) Övervakning av häckande fåglar på havsstrandängar i Halland 2012. Meddelande 2015:1, Länsstyrelsen i Hallands län.
- Green, M. (2016) Inventering av strandängsfåglar. Sammanställning av resultat för västra Skåne och Vombsänkan 2012. Rapport 2016:11 Länsstyrelsen Skåne.
- Haas, F., Green, M. (2016) Projektplan för nationell övervakning av häckande kustfåglar – ver. 2016. Rapport, Biologiska institutionen, Lunds universitet.
- Hario, M., Rintala, J. (2006) Fledgling production and population trends in Finnish common eiders (*Somateria mollissima mollissima*) – evidence for density dependence. *Can. J. Zool.* 48: 1038-1046.
- Hario, M., Rintala, J. (2009) Age of first breeding in the Common Eider *Somateria m. mollissima* population in the northern Baltic Sea. *Ornis Fenn.* 86:81-88.
- HELCOM (2018) Abundance of waterbirds in the breeding season. HELCOM core indicator report.
<http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Abundance%20of%20waterbirds%20in%20the%20breeding%20season%20HELCOM%20core%20indicator%202018.pdf>
- Hipner, J. M., Blight, L. K., Lowe, R. W., Wilhelm, S. I., Robertson, G. J., Barrett, R. T., Anker-Nilssen, T., Good, T. P. (2012) Unintended consequences: how the recovery of sea eagle *Haliaeetus* spp. populations in the northern hemisphere is affecting seabirds. *Mar. Ornithol.* 40: 39–52.
- Honkoop, P. J. C., Beukema, J. J. (1997) Loss of body mass in winter in three intertidal bivalve species: an experimental and observational study of the interacting effects between water temperature, feeding time and feeding behaviour. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 212:277–297.
- Johansson, T., Larsson, T. (2008) Häckfågelfaunan i östra Smålands ytterskärgård 1990 - 2008. Länsstyrelsens meddelandeserie 2008:13.

- Laursen, K., Møller, A. P. (2014) Long-term changes in nutrients and mussel stocks are related to numbers of breeding Eiders *Somateria mollissima* at a large Baltic colony. PLoS ONE 9(4): e95851. doi:10.1371/journal.pone.0095851
- Lehikoinen, A., Christensen, T. K., Öst, M., Kilpi, M., Saurola, P., Vattulainen, A. (2008) Large-scale change in the sex ratio of a declining eider *Somateria mollissima* population. Wildl. Biol. 14:288-301.
- Lehikoinen, A., Jaatinen, K., Vähätalo, A. V., Clausen, P., Crowe, O., Deceuninck, B., Hearn, R., Holt, C. A., Hornman, M., Keller, V., Nilsson, L., Langendoen, T., Tománková, I., Wahl, J., Fox, A. D. (2013) Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. Glob. Chang. Biol. 19:2071-2081.
- Lund Björnås, K. (2017) Population trends of breeding birds along the Swedish coast. Master's thesis, Biologiska institutionen, Lunds universitet.
- Mikola, J., Miettinen, M., Lehikoinen, E., Lehtilä, K. (1994) The effects of disturbance caused by boating on survival and behaviour of velvet scoter *Melanitta fusca* ducklings. Biol. Conserv. 67:119-124.
- Olsson, O., Hentati-Sundberg, J. 2017. Population trends and status of four seabird species (*Uria aalge*, *Alca torda*, *Larus fuscus*, *Larus argentatus*) at Stora Karlsö in the Baltic Sea. Ornis Svec. 27:64-93.
- OSPAR/HELCOM/ICES (2016) Report on the Joint OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Seabirds (JWGBIRD), 9-13 November 2015, Copenhagen, Denmark. URL: http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2015/JWGBIRD/JWGBIRD_2015.pdf
- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S., Tjernberg, M. (2012) Fåglarna i Sverige – antal och förekomst. SOF, Halmstad.
- Ottvall, R. (2005) Boöverlevnad hos strandängshäckande vadare: den relativa betydelsen av predation och trampsador av betesdjur. [Nest survival among waders breeding on coastal meadows: the relative importance of predation and trampling damages by livestock]. Ornis Svec. 15:89-96.
- Pannekoek, J., van Strien, A. J. (2001) TRIM 3 manual (Trends and Indices for Monitoring data). Research paper no. 0102. Statistics Netherlands.
- Roodbergen, M., van der Werf, B., Hötter, H. (2012) Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. J. Ornithol. 153:53-74.
- Waldbeck, P., Larsson, K. (2013) Effects of winter water temperature on mass loss in Baltic blue mussels: Implications for foraging sea ducks. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 444: 24-30.
- Öst, M., Lindén, A., Karell, P., Ramula, S., Kilpi, M. (2018) To breed or not to breed: drivers of intermittent breeding in a seabird under increasing predation risk and male bias. Oecologia 188:129-138.
- Österblom, H., Casini, M., Olsson, O., Bignert, A. (2006) Fish, seabirds and trophic cascades in the Baltic Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 232: 233-238.