Havs och Vatten myndigheten

Fiskreproduktion i naturtyperna *estuarier* (1130) och *laguner* (1150) i Bottenviken och Bottenhavet

Pilotdrift och utvärdering 2014

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:19

Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2016-01-14

Ansvarig utgivare: Anna Jöborn
Omslagsfoto: Anna Gustafsson, Naturvatten AB
ISBN 978-91-87025-65-5

Havs- och vattenmyndigheten
Box 11 930, 404 39 Göteborg
www.havochvatten.se

Fiskreproduktion i naturtyperna *estuarier* (1130) och *laguner* (1150) i Bottenviken och Bottenhavet

Pilotdrift och utvärdering 2014

Anna Gustafsson
Gustav Johansson
Johan Persson
Joakim Hansen
Mia Arvidsson

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:19

Förord

Arbetet som presenteras i den här rapporten utgör underlag för inrättandet av ett nationellt program för biogeografisk uppföljning av naturtyper och arter inom delsystem hav. Uppföljningen gäller främst marina naturtyper och arter inom art- och habitatdirektivet.

Havs- och vattenmyndigheten (HaV) ansvarar för delsystemen hav samt sjöar och vattendrag inom biogeografisk uppföljning. Naturvårdsverket (NV) ansvarar för de terrestra delsystemen och har i tillägg det nationella samordningsansvaret för art- och habitatdirektivet. ArtDatabanken (ADb) SLU har fått i uppdrag av HaV att utreda och granska de akvatiska delsystemen. Denna rapport är ett resultat i ett sådant uppdrag för att utveckla den biogeografiska uppföljningen. Rapporten är skriven av olika författare på uppdrag av HaV. Rapporten utgör inte något ställningstagande från HaV:s sida utan författarna ansvarar själva för innehållet.

Biogeografisk uppföljning ska följa upp areal och utbredning av naturtyper samt dess viktiga strukturer, funktioner och typiska arter. Följande rapport presenterar en pilotdrift av en undersökningstyp som tagits fram inom den biogeografiska uppföljningen, "Yngelprovfiske med små undervattensdetonationer". Studien avser att följa upp strukturer, funktioner och typiska arter för två naturtyper, *estuarier* (1130) och *laguner* (1150).

Data som samlats in levereras till SLU Aqua för lagring och rapporten läggs upp på miljödataportalen; http://mdp.vic-metria.nu/miljodataportalen/

Ansvariga handläggare för projektmedel till denna studie har varit Mona Naeslund och Anna Westling vid ADb, Conny Jacobson och Johan Abenius vid NV, samt Erland Lettevall vid HaV.

SLU ArtDatabanken NATUR VÅRDS VERKET

Havs och Vatten myndigheten

Göteborg 2016-01-14 Anna Jöborn

SAMMANFATTNING 9

SUMMARY 10

BAKGRUND 11
Uppdragets omfattning 11
Målindikatorer för uppföljning 12
Värdefulla lek- och uppväxtmiljöer för fisk 15
Naturtyp estuarier (1130) 15
Naturtyp laguner (1150) 15
Rekrytering och rekryteringsstörningar 17

METODIK 17
Undersökningstyp och slumpning 17
Fältarbete 22
Dataläggning 24
Dataanalys 24

RESULTAT 25
Temperatur, salthalt och grumlighet 25
Översikt på naturtyps- och bassängnivå 27
Fisk 27
Vegetation 32
Typiska arter på naturtyps- och bassängnivå 35
Fisk 35
Vegetation 39
Rödlistade arter och främmande arter 42
Test av skillnader i artsammansättning av fiskyngel och vegetation 43
Varianskomponentanalys 47
Precisionsskattningar per naturtyp på stations- och områdesnivå 48

DISKUSSION 51
Utvärdering av undersökningstypen 54
Områden och stationer 54
Målindikatorer 56
Sprängmedel och minsta sprängdjup 57
Provtagning 58
Trådalger och vegetation 59
Turbiditet och siktdjup 60
Åldersuppskattning 61
Artbestämning av årsyngel 62

Dataläggning.....62

REFERENSER 63

BILAGA – ARTLISTOR.....67

Sammanfattning

Föreliggande rapport presenterar en pilotdrift av uppföljning av fiskreproduktion i habitatdirektivets naturtyper laguner 1150 och estuarier 1130 enligt Havs- och vattenmyndighetens föreslagna undersökningstyp *Yngelprovfiske med små undervattensdetonationer*. Syftet var att undersöka hur provfiske enligt den framtagna manualen fungerar i stor skala och hur väl metoden möter kraven för biogeografisk uppföljning. Undersökningen omfattade 42 områden av naturtyp *laguner* (naturtypskod1150) och *estuarier* (naturtypskod 1130) i havsbassängerna Bottenhavet och Bottenviken. Hälften av områdena ingår i naturvårdsnätverket Natura 2000 och hälften saknar motsvarande skydd.

Resultaten visar stor variation mellan områden och provtagningsstationer samt att mycket litet av variansen i fiskyngelsamhället kan härledas till bassäng, naturtyp och naturskydd. Tidigare studier har visat att öppenhet mot havet och vattnets utbytestid är starka strukturerande faktorer för både fiskyngel och bottenvegetation. För att förklara variationen mellan områden är det därför önskvärt att hänsyn tas till åtminstone dessa faktorer vid inventeringar och analyser.

Resultaten ger stöd åt biogeografisk uppföljning på marin atlantisk och baltisk nivå så till vida att de två undersökta östersjöbassängerna sinsemellan uppvisade mycket små skillnader. En jämförelse med Egentliga Östersjön samt med marin atlantisk region bör genomföras för att vidare undersöka detta. Att skillnaderna var små mellan naturtyperna *laguner* och *estuarier* indikerar att denna indelning har låg biologisk relevans. Merparten av de områden som valts ut som *estuarier* i föreliggande studie uppfyller dock inte Naturvårdsverkets kriterier för naturtypen då årsmedelvattenföringen till områdena är alltför låg. Dessa områden måste därför anses vara tveksamma representanter för naturtyp *estuarier*.

Precisionsberäkningar visar att flera variabler (antalet arter, antalet typiska arter, Shannons diversitetsindex och andelen rovfisk) var möjliga att med uppdragets omfattning provta på acceptabel nivå. Precisionen för abundans av enskilda arter av fiskyngel var dock dålig vilket försvårar uppföljning av bevarandestatus med nuvarande målindikator för rekrytering.

I rapporten diskuteras för- och nackdelar med undersökningstypen. Förslag lämnas för att förtydliga och förbättra manualen, sett inte bara till själva provfisket utan också vad gäller förberedelser och efterarbete.

Projektet är ett samarbete mellan Havs- och vattenmyndigheten och ArtDatabanken samt länsstyrelserna i Uppsala, Gävleborgs, Västernorrlands, Västerbottens och Norrbottens län. Provfiske och resultatredovisning utfördes av Naturvatten AB i samarbete med JP Aquakonsult KB, Hydrophyta Ekologikonsult, Hansen EcoResearch samt Aquanalys med Länsstyrelsen i Gävleborg som beställare.

Summary

This report presents a test survey of a new manual for monitoring of fish reproduction in lagoons 1150 and estuaries 1130 within the Habitats Directive. The method is suggested by The Swedish Agency for Marine and Water Management. The main purpose of this study was to test the new manual on a large scale and see how well it meets the standards for biogeographical monitoring. The investigation included 42 areas, representing habitats *lagoons* (habitat code 1150) and *estuaries* (habitat code 1130) in the Baltic marine basins of the Bothnian Sea and the Bothnian Bay. Fifty percent of the areas are protected within the Natura 2000 network.

The results show that there is a large variation between areas and sampling stations and that a small part of that variation is explained by sea basin, type of habitat and nature protection. Earlier studies showed other explaining factors for juvenile fish and vegetation, including topographical openness and water exchange time. Therefore, these factors should be accounted for in future investigations and analyses.

The differences among the two Baltic basins were very small, supporting the biogeographical monitoring on a marine Atlantic and Baltic level. However, a comparison with the Baltic proper should be done to further investigate differences in the marine Baltic region. The biological relevance of this division is indicated by the small differences between *lagoons* and *estuaries* observed in this study. Unfortunately, a major part of the choosen estuaries 1130 in this project were not estuaries as defined by the criteria given by the Swedish Environmental Protection Agency. The mean water discharge of the rivers entering the areas is too low. Therefore, these areas cannot be considered as representative for the habitat 1130 estuaries.

Given the extent of this project, precision calculations showed that several variables (number of species, number of typical species, the Shannon diversity index and the proportion of predatory fish) were possible to sample at an acceptable level.

In the report, advantages and disadvantages of the manual are discussed. Suggestions to improve the manual are presented for the sampling as well as for preparations.

The project is a cooperation between The Swedish Agency for Marine and Water Management, The Swedish Species Information Centre and the County Administrative Boards of Uppsala, Gävleborg, Västernorrland, Västerbotten and Norrbotten. Fish sampling and presentation of the results were conducted by Naturvatten AB in cooperation with JP Aquakonsult KB, Hydrophyta Ekologikonsult, Hansen EcoResearch and Aquanalys. The project was administrated by The County Administrative Board of Gävleborg.

Bakgrund

EU:s art- och habitatdirektiv omfattar arter och naturtyper som anses skyddsvärda ur ett europeiskt perspektiv (Direktiv 92/43/EEG). Medlemsländerna är skyldiga att bevara dessa arter och naturtyper och vart sjätte år rapportera areal och bevarandestatus till EU enligt artikel 17. Rapporteringen ska enligt direktivet grundas på ett etablerat uppföljningssystem.

Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för genomförande av den biogeografiska uppföljningen, det vill säga övervakningen av bevarandestatus hos naturtyper och arter som ingår i art- och habitatdirektivet. Under 2009–2014 driver dessa båda myndigheter projektet ”Biogeografisk uppföljning av naturtyper och arter” som syftar till att etablera uppföljning för arter och naturtyper där sådan behövs men saknas. Syftet med uppföljningen är att få underlag för bedömning av bevarandestatus och identifiera behov av åtgärder så att habitatdirektivets mål kan följas, det vill säga att gynnsam bevarandestatus kan uppnås/upprätthållas för aktuella arter och naturtyper.

Denna rapport presenterar en pilotdrift av uppföljning av fiskreproduktion i habitatdirektivets naturtyper *estuarier* (1130) och *laguner* (1150) enligt undersökningstypen *Yngelprovfiske med små undervattensdetonationer* (Havs- och vattenmyndigheten manus). Syftet med pilotdriften var att undersöka hur provfiske enligt den framtagna manualen fungerar i stor skala och hur väl metoden möter kraven för biogeografisk uppföljning.

Projektet är ett samarbete mellan Havs- och vattenmyndigheten och ArtDatabanken samt länsstyrelserna i Uppsala, Gävleborgs, Västernorrlands, Västerbottens och Norrbottens län. Provfiske och resultatredovisning utfördes av Naturvatten AB i samarbete med JP Aquakonsult KB, Hydrophyta Ekologikonsult, Hansen EcoResearch och Aquanalys med Länsstyrelsen i Gävleborg som beställare.

Uppdragets omfattning

I marin Östersjöregion sker nationell uppföljning på naturtypsnivå efter indelning i havsbassänger. Uppdraget omfattade provfiske av årsyngel i naturtyperna *estuarier* och *laguner* i de två nordligaste av Östersjöns bassänger, Bottenviken och Bottenhavet. Sammantaget provfiskades 42 områden längs kuststräckan mellan Kalix i norr och Östhammar i söder. Av inventerade områden var 21 skyddade inom det europeiska naturvårdsnätverket Natura 2000 medan övriga saknade denna typ av skydd.

Målindikatorer för uppföljning

För uppföljning av naturtypernas bevarandestatus har Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten fastställt ett antal målindikatorer. Dessa omfattar kategorierna *areal, struktur och funktion* samt så kallade *typiska arter* (Dahlgren m.fl. 2012). Uppföljning av fisk och fiskrekrytering enligt aktuell undersökningstyp ger underlag för bedömning av indikatorer som beskriver funktion i form av reproduktion och beståndsstruktur samt för förekomst av typiska arter.

Typiska arter är positiva indikatorer för hur naturtypen mår och gynnsam bevarandestatus för typiska arter indikerar gynnsam bevarandestatus för naturtypen. Den manual som följdes i pilotdriften är framtagen för övervakning av fiskyngel, men ger också kunskap om vattenvegetation. Typiska arter ur dessa grupper redovisas enligt senaste revidering 2013 som görs i samband med rapportering till EU vart 6:e år (Eide 2014, EEA 2013).

Vilka arter som utgör typiska arter varierar av naturliga skäl mellan både naturtyper och naturtypens geografiska läge. För en naturtyp laguner 1150 utpekas således inte samma typiska arter som för 1130 estuarium. Typiska arter utpekas också i de regioner naturtyperna förekommer. För naturtyperna *estuarier* och *laguner* är det regionerna marin atlantisk och marin baltisk region, där gränsen går nära Öresundsbron (Eide 2014). Det innebär att de typiska arterna för naturtyp laguner 1150 i Östersjön kan skilja sig från samma naturtyp i Västerhavet. Uppföljning för art- och habitatdirektivet och havsmiljödirektivet sker i marin atlantisk- och marin baltisk region. Metoden är dock uppdelad i vattendirektivets fem bassänger; Bottenviken, Bottenhavet, södra Östersjön, norra Östersjön och Västerhavet. Syftet med uppdelningen är dels att kunna samordna provtagning med vattendirektivet men också att på bassängnivå fånga upp tänkbara skillnader som är nödvändiga att ta hänsyn till vid uppföljningen. För naturtyp *estuarier* i Östersjön omfattar de typiska arterna bland annat åtta fiskar, tolv kärlväxter och 17 alger (Tabell 1–3). För naturtyp laguner 1150 utgörs motsvarande artlista av åtta fiskar, 22 kärlväxter och tio alger (Tabell 2 och 3). De varmvattengynnade arterna gädda, abborre och id är gemensamma som typiska arter för de båda naturtyperna i Östersjön, medan gös utpekas enbart för naturtypen *estuarier* och mört enbart för laguner 1150 (Tabell 1).

Tabell 1. Typiska arter fisk i naturtyperna *estuarier* och *laguner* (EEA 2013).

TaxonID	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	estuarier 1130	laguner 1150
206139	*Esox lucius*	gädda	x	x
102137	*Leuciscus idus*	id	x	x
206198	*Perca fluviatilis*	abborre	x	x
206293	*Zoarces viviparus*	tånglake	x	x
206209	*Platichthys flesus*	skrubbskädda	x	x
206199	*Sander lucioperca*	gös	x	
100127	*Salmo trutta*	öring	x	
206278	*Syngnathus typhle*	tångsnälla	x	
206135	*Rutilus rutilus*	mört		x
206211	*Pleuronectes platessa*	rödspätta		x
206247	*Psetta maxima*	piggvar		x
		Antal	8	8

Tabell 2. Typiska arter kärlväxter i naturtyperna *estuarier* och *laguner* (EEA 2013).

TaxonID	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	estuarier 1130	laguner 1150
222389	*Ceratophyllum demersum*	hornsärv	x	x
223346	*Myriophyllum sibiricum*	knoppslinga	x	x
223347	*Myriophyllum spicatum*	axslinga	x	x
223348	*Myriophyllum verticillatum*	kransslinga	x	x
219588	*Stuckenia filiformis*	trådnate	x	x
219594	*Stuckenia pectinata*	borstnate	x	x
219598	*Potamogeton pusillus*	spädnate	x	x
219595	*Potamogeton perfoliatus*	ålnate	x	x
219603	*Ruppia cirrhosa*	skruvnating	x	x
219604	*Ruppia maritima*	hårnating	x	x
219614	*Zannichellia palustris*	hårsärv	x	x
219616	*Zostera marina*	bandtång	x	
221611	*Callitriche hermaphroditica*	höstlånke		x
221524	*Elatine hydropiper*	slamkrypa		x
221949	*Hippuris vulgaris*	hästsvans		x
219572	*Lemna trisulca*	korsandmat		x
220808	*Limosella aquatica*	ävjebrodd		x
219579	*Najas marina*	havsnajas		x
1904	*Potamogeton friesii*	uddnate		x
219593	*Potamogeton obtusifolius*	trubbnate		x
222893	*Ranunculus circinatus*	hjulmöja		x
222894	*Ranunculus confervoides*	hårmöja		x
224928	*Ranunculus peltatus ssp baudotii*	vitstjälksmöja		x
		Antal	12	22

Tabell 3. Typiska arter alger i naturtyperna *estuarier* och *laguner* (EEA 2013).

TaxonID	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	estuarier 1130	laguner 1150
225236	*Chara aspera*	borststräfse	x	x
322	*Chara baltica*	grönsträfse	x	x
325	*Chara canescens*	hårsträfse	x	x
225236	*Chara globularis*	skörsträfse	x	x
334	*Chara tomentosa*	rödsträfse	x	x
232759	*Fucus vesiculosus*	blåstång	x	x
232790	*Gayralia oxysperma*	ljus havssallad	x	x
1566	*Tolypella nidifica*	havsrufse	x	x
233183	*Vaucheria dichotoma*	svartskinna	x	x
232820	*Aegagropila linnaei*	getraggsalg	x	
232738	*Battersia arctica*	ishavstofs	x	
232612	*Ceramium tenuicorne*	ullsläke	x	
232750	*Chorda filum*	sudare	x	
232562	*Coccotylus truncatus*	ishavsrödblad	x	
232660	*Dictyosiphon foeniculaceus*	smalskägg	x	
232757	*Fucus serratus*	sågtång	x	
232718	*Stictyosiphon tortilis*	krulltrassel	x	
232842	*Monostroma balticum*	östersjösallat		x
		Antal	17	10

Fastställda indikatorer och målformuleringar för fisk inom uppföljningen av naturtyper och typiska arter redovisas nedan ur Dahlgren m.fl. 2012. Observera att indikatorerna är generella och därför anges med ospecificerade variabler enligt Dahlgren m.fl. 2012.

Funktion - Reproduktion och beståndsstruktur av fisk:

- Målindikator 12. I naturtypen ska föryngring av fisk förekomma hos arten X med minst Y yngel i snitt/ansträngning. Mått: Fångst per ansträngning.
- Målindikator 13a. I naturtypen ska andelen rovfisk större än x cm av beståndet vara minst y %. Mått: Procent av bestånd.
- Målindikator 13b. I naturtypen ska Shannon index i fisksamhället vara minst x. Mått: Index.

Typiska arter – fiskar:

- Målindikator 24. I naturtypen ska minst x typiska arter och egna indikatorarter fiskar förekomma. Mått: Artförekomst.

Värdefulla lek- och uppväxtmiljöer för fisk

Grunda marina områden är i regel mycket viktiga reproduktions- och uppväxtmiljöer för fisk. Här finns substrat för lek, skyddande växtlighet, föda för de snabbt växande fiskynglen och lämpliga fysikaliska och vattenkemiska betingelser. Grunt vatten i kombination med förhållandevis lång omsättningstid i avskilda vattenbassänger ger upphov till relativt höga vattentemperaturer under vår och försommar vilket främjar fiskynglens tillväxt (t.ex. Karås 1999). Den förhöjda vattentemperaturen i avsnörda grunda havsvikar anses vara en av två huvudfaktorer till varför de är så viktiga för fiskarnas reproduktion (t.ex. Snickars m.fl. 2009). Den andra huvudfaktorn är bottenvegetationen som förutom att utgöra leksubstrat också är en skyddande miljö för fiskyngel. Vidare finns stora delar av ungfiskens föda i anknytning till växtligheten.

De naturtyper som omfattades av provfisket, *estuarier* och *laguner*, erbjuder generellt värdefulla lek- och uppväxtmiljöer för fisk, i synnerhet för varmvattenarter som gädda, abborre och karpfiskar.

Naturtyp estuarier (1130)

Naturtypen *estuarier*, EUs naturtypskod 1130, definieras som ”flod och åmynningar där sötvatten blandas med det saltare havsvattnet, och där både marina och limniska miljöer förekommer och utgör en ekologisk enhet” (Naturvårdsverket 2011). Östersjöns brackvattensestuarier utgör en undergrupp till naturtypen. Estuarier är normalt mosaikartade och artrika biotopkomplex med djur och växter av både marint- och limniskt ursprung. Karakteriserande för naturtyp 1130 är en påtaglig sötvattenpåverkan från vattendrag som enligt gällande vägledning bör ha en medelvattenföring större än 2 m^3/s. Vattendragets påverkan skapar en gradient i salthalt och medför också en ansamling av finare sediment där strömhastigheten avtar. På så vis kan med tiden sand- och gyttjebankar formas och deltaområden utbildas. Ytmässigt avgränsas naturtypen inåt land av vattendragets mynning och strandlinjen vid medelvattenstånd, samt utåt av ett djup på 6 meter och/eller där skyddande land upphör. I den senaste EU-rapporteringen redovisas naturtyp *estuarier* (1130) vid Sveriges östersjökust ha fortsatt otillfredsställande bevarandestatus (Eide 2014).

Naturtyp laguner (1150)

Naturtypen *laguner*, EUs naturtypskod 1150, definieras som ”helt eller delvis avsnörda grunda havsvikar, skilda från havet genom trösklar, tät vegetation eller dylikt som begränsar vattenutbytet” (Naturvårdsverket 2011). Laguner uppvisar ett antal successionsstadier med avseende på topografi och vegetation och omfattar längs Östersjöns landhöjningskust följande morfologiska typer: förstadium till flada, flada, gloflada och glo. Beroende på vilket stadium lagunen befinner sig i kan växt- och djurlivet vara artrikt och komplext eller naturligt mer ensartat (t.ex. Munsterhjelm 1997, Hansen 2010).

Karakteriserande för naturtyp 1150 är det begränsade vattenutbytet vilket kan ge en varierande salthalt och vattenvolym. Bottentopografin ger i kombination med hydrologiska faktorer upphov till ackumulationsbottnar rikt på organiskt material. Naturtypen har normalt ett maximalt djup mindre än 4 meter och en yta som inte överstiger 25 hektar. Ytmässigt avgränsas naturtyp *laguner* (1150) inåt land av strandlinjen vid medelvattenstånd och utåt av tröskelns yttre del. I den senaste rapporteringen till EU bedömdes bevarandestatus för Sveriges östersjölaguner vara oförändrat dålig (Eide 2014).

Bild 1. Exempel på naturtyp *estuarier* (1130). Holmöarna, Västerbottens län. Foto Mia Arvidsson.

Bild 2. Exempel på naturtyp *laguner* (1150). Bilden visar laguner i de norra delarna av Kallrigafjärden, Uppsala län. Foto Johan Persson.

Rekrytering och rekryteringsstörningar

Sedan ett drygt decennium tillbaka har man kunnat visa en trend mot minskande yngelförekomst för varmvattenlekande arter, inledningsvis i Kalmarsund och senare även i Stockholms ytterskärgård och längre norrut längs kusten (Andersson m.fl. 2000, Ljunggren m.fl. 2005, Adill m.fl. 2009, Adill m.fl. 2012). Utmärkande för dessa miljöer är att tätheterna av djurplankton är påtagligt lägre än normalt under våren och försommaren samt att fisksamhället domineras av spigg. Att spiggen generellt sett skulle vara en primär orsak till de vikande bestånden har dock inte kunnat påvisas. En hypotes är att den ökade förekomsten av spigg kan vara en effekt av minskat predationstryck från rovfisk och rekryteringsproblemen för gädda och abborre förefaller istället vara orsakade av förändringar i djurplanktonsamhället (Ljunggren m.fl. 2005, 2010). Studier i Forsmarkstrakten i Uppsala län (Adill m.fl. 2011) och Långvindsområdet i Gävleborgs län (Schreiber och Persson 2010) pekade på att rekryteringsproblemen spred sig norrut.

Från 2011 och framåt har dock bättre rekryteringsframgång hos abborre, gädda och cyprinider observerats (Arvidsson m.fl. 2012, Persson m.fl. 2013, 2014). Mellanårsvariationerna i fiskrekrytering är stora (Hansen m.fl. 2008a, Persson m.fl. 2013) vilket understryker vikten av att inte dra alltför långtgående slutsatser av undersökningar utförda under enskilda år. Undersökningar med stor geografisk spännvidd som den nu genomförda pilotdriften kan utgöra värdefulla underlag inte bara inom den biogeografiska uppföljningen, utan även för bedömningar av det generella läget vad gäller varmvattenarternas rekryteringsframgång.

Metodik

Undersökningstyp och slumpning

Aktuella områden slumpades inför provfisket fram av Länsstyrelsen i Gävleborg enligt följande fördelning:
Naturtyp *estuarier* (1130) i Bottenviken – 5 områden inom Natura 2000, 5 utanför Natura 2000
Naturtyp *laguner* (1150) i Bottenviken – 5 områden inom Natura 2000, 5 utanför Natura 2000
Naturtyp *estuarier* (1130) i Bottenhavet – 5 områden inom Natura 2000, 5 utanför Natura 2000
Naturtyp *laguner* (1150) i Bottenhavet – 6 områden inom Natura 2000, 6 utanför Natura 2000

Som utgångspunkt för slumpning av områden användes GIS-skikt baserade på modelleringar från 2005–2006 inom projektet Sammanställning och analys av kustnära undervattensmiljö (SAKU) (Wennberg & Lindblad 2006) samt ArtDatabankens (Naeslund m.fl. manus) GIS-skikt över naturtypernas utbredning som togs fram i samarbete med länsstyrelserna vid rapportering till EU 2013 (EEA 2103 , Eide 2014) som baseras på SAKU-skikten. År 2011 gjorde

Metria på uppdrag av Naturvårdsverket ytterligare en analys av data (Ahlkrona m. fl. 2010). Från skikten sorterades laguner och estuarier större än 1 hektar fram och en slumpgenerator användes för att slumpa fram områden som skulle ingå i undersökningen.

De utvalda områdena inventerades enligt manualen för undersökningstyp *Yngelprovfiske med små undervattensdetonationer* och följde dess provtagningsstrategi för uppföljningsprogram (Havs- och vattenmyndigheten manus). I enlighet med detta utfördes provtagning på djup ner till tre meter för att täcka in optimalt djupintervall för vanliga kustfiskarter. Av främst säkerhetsskäl sattes djupgränsen för de grundaste sprängningarna till cirka 0,5 meter. Provtagningen reglerades i övrigt av krav på ett minsta avstånd av 30 meter mellan stationer för att undvika störning stationerna emellan, och maximalt sex skott per hektar för att minimera påverkan på fiskbeståndet.

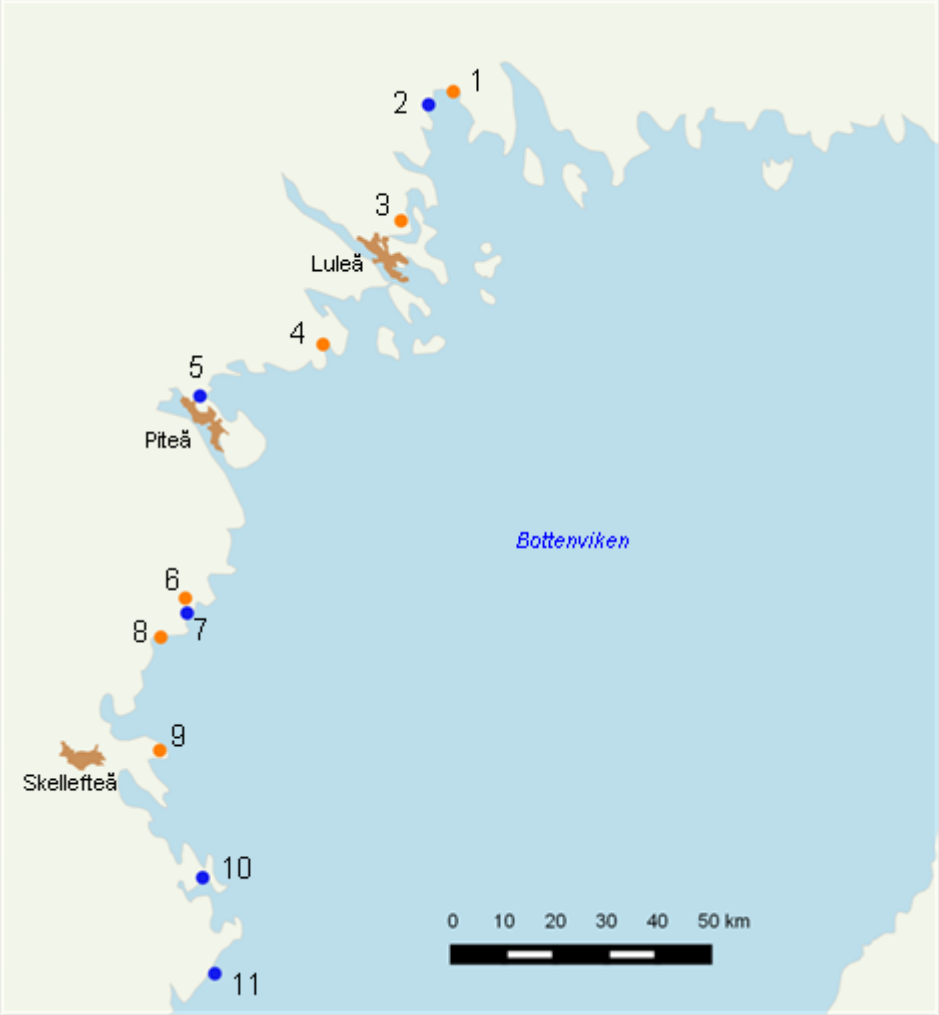
Stationer för provtagning av fiskyngel slumpades ut i områdena med hjälp av funktionen *Slumpvisa punkter* i programmet QGIS 2.0.1. Ett överskott av stationer lades ut, i de flesta fall dubbelt så många som skulle provtas, och dessa numrerades. I de fall stationer hamnade närmare varandra än 30 meter hoppades punkten med lägre ordningstal över för att detonationerna inte skulle påverka fisk i närliggande stationer. I fält uppsöktes stationerna i nummerordning och i de fall djupet var för litet eller punkten hamnat exempelvis i vassbälten valdes nästa station i ordningen. I de fall skottet kunde läggas genom en förflyttning på bara några meter valdes den metoden såvida inte stationen då hamnade närmre någon annan än 30 meter.

Totalt provtogs tio områden av naturtyp *estuarier* och tio *laguner* i Bottenviken samt tio *estuarier* och tolv *laguner* i Bottenhavet (Tabell 4, Figur 1–3).

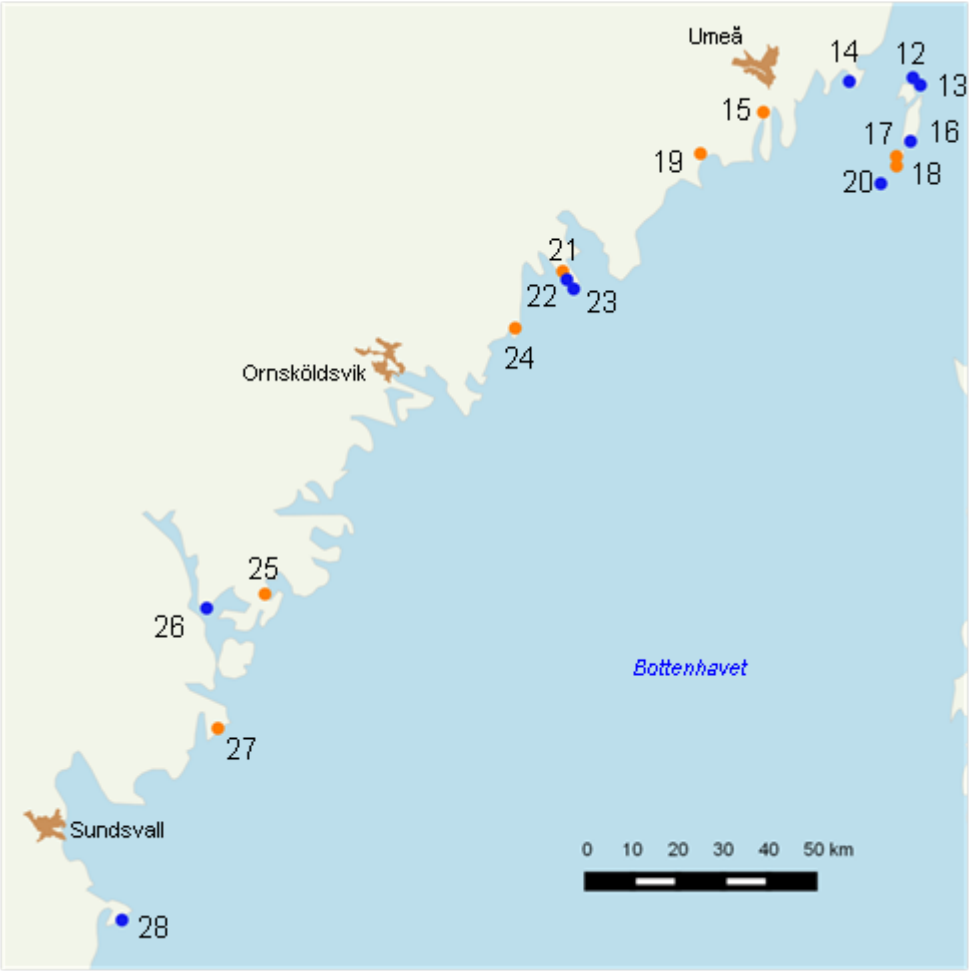
Tabell 4. Basdata för samtliga inventerade områden. Områdena har av praktiska skäl tilldelats löpnummer som återkommer i rapportens resultat- och diskussionsdel. Länsbeteckningar avser BD – Norrbottens län, AC – Västerbottens län, Y – Västernorrlands län, X – Gävleborgs län, C – Uppsala län. Bassäng avser BV – Bottenviken, BH – Bottenhavet. Positioner anges i SWEREF 99TM. Datum avser inventeringsdatum 2014.

Omr.	Namn	Län	Bassäng	Natur-typ	Natura 2000	N	Ö	Datum
1	Viken utanför Rörviken	BD	BV	1130	Ja	7324431	839275	04-sep
2	Ågrundssundet	BD	BV	1150	Ja	7321541	835076	04-sep
3	Inigårdsviken	BD	BV	1130	Nej	7299898	832527	04-sep
4	Dravelsviken	BD	BV	1130	Nej	7275664	820761	01-sep
5	Innerstholmen	BD	BV	1150	Nej	7263741	799044	01-sep
6	Åbyälvens mynning	AC	BV	1130	Ja	7225961	800145	05-sep
7	Åbyviken	AC	BV	1150	Nej	7223215	800747	02-sep
8	Bredviken	AC	BV	1130	Nej	7218205	796273	05-sep
9	Sandviken	AC	BV	1130	Nej	7196915	798185	03-sep
10	S Grundfjärden	AC	BV	1150	Nej	7173652	808772	07-aug
11	Farmoran	AC	BV	1150	Nej	7155601	812971	07-aug
12	Gersjökroken	AC	BV	1150	Ja	7088968	790610	04-aug
13	Östnördestkroken	AC	BV	1150	Ja	7087584	792282	04-aug

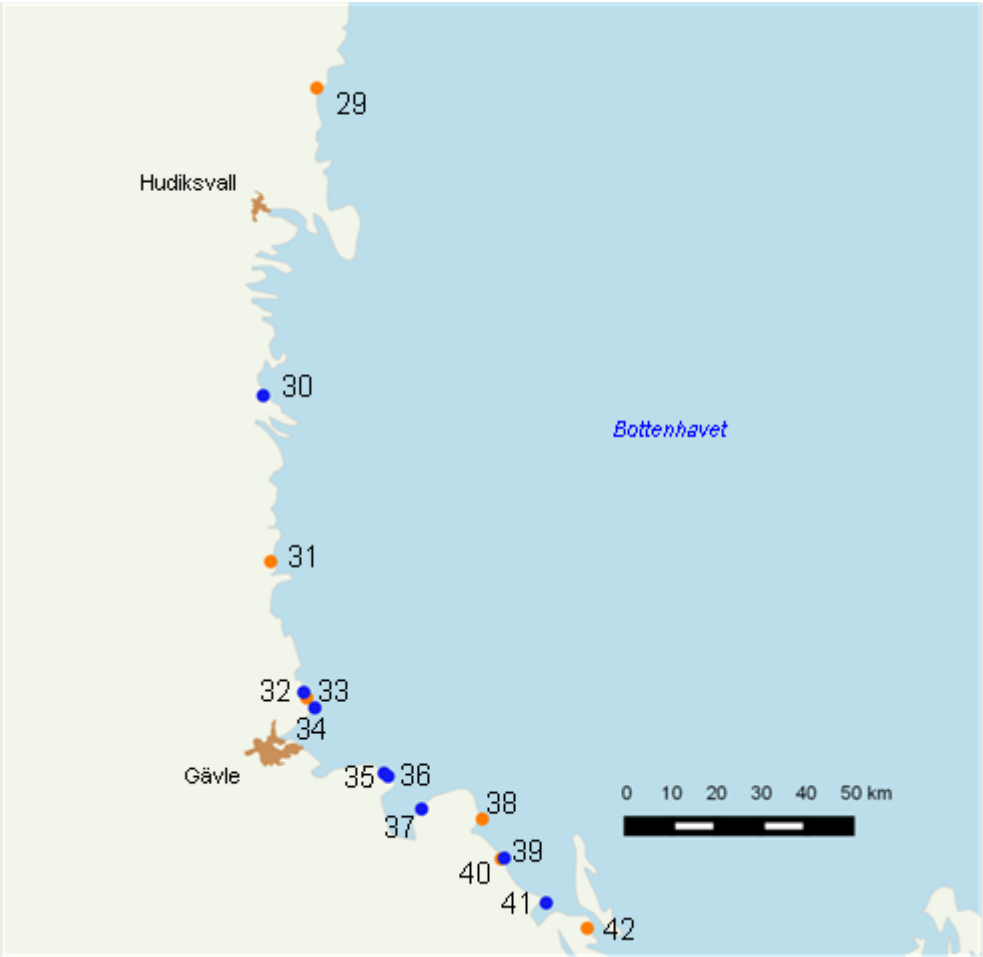
Omr.	Namn	Län	Bassäng	Natur-typ	Natura 2000	N	Ö	Datum
Fortsättning från föregående sida.								
14	Buviken	AC	BV	1150	Nej	7087004	777661	08-aug
15	Västerfjärden	AC	BV	1130	Ja	7079217	760561	11-aug
16	Sundet V Halörsskatan	AC	BV	1150	Ja	7075887	791331	06-aug
17	Viken NO Högögern	AC	BV	1130	Ja	7072526	788711	06-aug
18	Tångskärshamnen	AC	BV	1130	Ja	7070550	788922	05-aug
19	Sörmjöleåns mynning	AC	BV	1130	Nej	7069671	748320	11-aug
20	Bastukroken	AC	BV	1150	Ja	7066640	786001	05-aug
21	Lillfjärden	AC	BV	1130	Ja	7043252	721625	12-aug
22	Ytteravans inre del	AC	BV	1150	Ja	7041593	722614	12-aug
23	Viken O Haren	AC	BV	1150	Nej	7039765	724161	13-aug
24	Själnöhamn	Y	BH	1130	Nej	7030786	712544	13-aug
25	Ramstafjärden	Y	BH	1130	Nej	6971917	663142	14-aug
26	Majorsviken	Y	BH	1150	Nej	6968333	650908	14-aug
27	Sjöviken	Y	BH	1130	Nej	6942870	654492	15-aug
28	Salen	Y	BH	1150	Nej	6900757	635611	15-aug
29	Mellanfjärden	X	BH	1130	Nej	6871436	622956	03-sep
30	Viken S Tvyfallön	X	BH	1150	Nej	6805615	613777	02-sep
31	Sörfjärden	X	BH	1130	Ja	6769868	616568	02-sep
32	Viken N Hundharen	X	BH	1150	Ja	6741601	624763	11-sep
33	Sandställsviken	X	BH	1130	Ja	6740402	625467	11-sep
34	Utvalnäs	X	BH	1150	Nej	6738306	627305	12-sep
35	Abborrkistan	C	BH	1150	Ja	6724549	643090	18-aug
36	Gubbsundet	C	BH	1150	Ja	6723898	643971	18-aug
37	Såghamnsviken	C	BH	1150	Nej	6717005	651687	22-aug
38	Draget	C	BH	1130	Ja	6715395	665192	13-aug
39	Viken V Askören	C	BH	1150	Ja	6706992	670454	12-aug
40	Skatviken	C	BH	1130	Ja	6706799	669737	12-aug
41	Djupsundet	C	BH	1150	Ja	6697558	680230	14-aug
42	Sunnanöfjärden	C	BH	1130	Nej	6692404	689641	15-aug



Figur 1. Bottenviken med de nordligaste av de undersökta områdena utmärkta som blå punkter för naturtyp *laguner* (1150) och orange punkterför naturtyp *estuarier* (1130).



Figur 2. Norra Bottenhavet med de mellersta av de undersökta områdena utmärkta som blå punkter naturtyp *laguner* (1150) och orange punkterför naturtyp *estuarier* (1130).



Figur 3. Södra Bottenhavet med de sydligaste av de undersökta områdena utmärkta som blå punkter för naturtyp *laguner* (1150) och orange punkterför naturtyp *estuarier* (1130).

Fältarbete

Inventering utfördes under perioden 4 augusti - 12 september 2014. Fiskprovtagningen skedde vid utslumpade stationer och utfördes med undervattensdetonationer med 10 gram sprängämne. De 25 grams primers som finns att tillgå på marknaden delades med hjälp av kniv i tre delar (10+10+5 gram). Med eltejp sammanfogades 5-gramsdelar från två primers till ytterligare en 10 gramsladdning. Laddningen fördes med hjälp av ett metspö ut framför båten, sänktes försiktigt ned och avfyrades mitt i vattenmassan. En elektrisk sprängapparat användes för att minimera störningar för fågel och friluftsliv. Provpunktens mittpunkt markerades med en mindre ytmarkeringsboj. Flytande fisk håvades, artbestämdes, räknades och årsyngel av gädda, abborre, gärs och cyprinider (karpfiskar) längdmättes. Om artbestämning inte kunde göras i fält sparades prover för senare bestämning under lupp.

I samband med provfisket inventerades bottenvegetationen i respektive stations närområde i en radie av 5 meter från punkten. Inventeringen omfattade artförekomst, täckningsgrad, vegetationshöjd samt mängd trådalger

och utfördes genom snorkling. Bedömningen av trådalgsförekomst enligt undersökningstypen skiljer sig något från den metod som ofta använts vid liknande yngelprovfisken (Naturvårdsverket manus). Alger som förekom fastsittande på vegetation skattades enligt angiven skala (0–4) medan täckningsgraden av lösliggande alger angavs i procent. Bottensubstratet bestämdes enligt undersökningstypen.

Under snorklingen samlades sjunkna fiskar vilka artbestämdes, räknades och årsyngel längdmättes. Samtliga data från varje station, enligt nedan, noterades på protokoll tillsammans med GPS-position (SWEREF 99TM). Noggrannheten vid positionering var normalt ± 5 meter. Vid varje station registrerades vattentemperatur och salthalt 1 meter ovanför bottnen där djupet så tillät, annars grundare. Siktdjup och prov för analys av vattnets grumlighet togs i den centrala delen av varje område.

Bild 3.Vid provtagningen registrerades temperatur och salthalt (vänster bild). Sprängning utfördes med elektrisk sprängapparat (höger bild). Foto Mia Arvidsson.

Bild 4. Mittpunkten för varje provtagningsstation markerades efter sprängning med en mindre ytmarkeringsboj. Sjukna fiskar insamlades genom snorkling. I samband med detta inventerades vattenvegetation och bottensubstrat. Exempel från naturtyp *laguner* (1150) på norra Holmöarna, Västerbottens län. Foto Anna Gustafsson.

Dataläggning

Kvalitetsgranskade resultat registrerades i Excel-mall som tillhandahölls av beställaren (Länsstyrelsen i Gävleborgs län) samt rapporterades till datavärd SLU i Kustfiskedatabas KUL (http://www.slu.se/KUL). Främmande och rödlistade arter rapporterades till Artportalen. Besökta stationer GIS-lades i punktskikt med positioner i SWEREF 99TM. Metadata och kartskikt samt denna rapport laddades upp på Miljödataportalen (http://mdp.vic-metria.nu/miljodataportalen/) av Länsstyrelsen i Gävleborg.

Dataanalys

För fiskdata beräknades medianvärden, första och tredje kvartiler per bassäng och naturtyp för följande variabler: antal taxa, antal typiska arter för naturtyp *laguner* och *estuarier*, samt antal taxa fördelat på varmvattengynnade respektive icke varmvattengynnade arter, abundans av abborre, gädda, id, mört och spigg (småspigg och storspigg) samt varmvattengynnade arter som är vegetationsbundna enligt Sandström m.fl. 2005 (gädda, abborre och karpfiskar utom löja och elritsa). Dessutom beräknades andel rovfisk ([abundans gädda och abborre]/totalabundans) samt Shannons diversitetsindex (Shannon-Wieners index; Shannon 1948, Hill 1973). Fiskabundanser beräknades som antal per ansträngning per område eftersom olika antal stationer provtagits per område (3–10 stationer/område). Median och kvartiler per bassäng och naturtyp beräknades även för totalantalet vegetationstaxa, antalet typiska vegetationsarter för naturtyp *laguner* och *estuarier*, antalet kärlväxttaxa, antalet algtaxa, kumulativ täckningsgrad av vegetation (summan av täckningsgraden för alla taxa) samt separat kumulativ täckningsgrad av kärlväxter och alger. Helofyter/övervattensväxter uteslöts ur beräkningarna eftersom inventeringsmetoden ej är anpassad för att på ett bra sätt provta dessa arter.

Skillnader i artsammansättning av fiskyngel och vegetation mellan bassänger, naturtyper och mellan skyddat-icke skyddat område analyserades med hjälp av en så kallad *non-metric multidimensional scaling* (MDS) och *non-parametric multivariate analysis of variance* (NP-MANOVA). Före analyserna dubbelrottransformerades artdata för att minimera oönskade effekter av arter med väldigt hög förekomst (vilket är en vanligt förekommande metod för likhetsindex och ordinationsanalyser; Clarke och Warwick 2001). MDS-ordinationerna utfördes i mjukvaruprogrammet *PAST* 3.03 (Hammer m.fl. 2001) och NP-MANOVA med funktionen *adonis* (Oksanen m.fl. 2013) i mjukvarupaktet *vegan* i programmet *R* 3.1.1 (R Core Team 2014). Analyserna utfördes på både stationsnivå och med aggregering av data per område. Vid permutationstestet (9999 permutationer) togs hänsyn till den hierarkiska strukturen med statistiskt beroende stationer inom område.

Beräkningarna av varianskomponenter gjordes med en så kallad *restricted maximum likelihood analys* (REML). Metoden valdes istället för den mer allmänt använda *analysis of variance* (ANOVA) eftersom REML kan hantera

obalanserade data med heterogena varianser, vilket var fallet med de data som analyserades. Analyserna gjordes i mjukvarupaketet *lme4* (Bates m.fl. 2014a; 2014b) i programmet *R*. Två olika modeller användes. Den första modellen gjordes med de rumsliga nivåerna havsbassäng, naturtyp, naturskyddsområde (Natura 2000) och område (undersökningslokal). Provtagningsstation hanterades som replikat i modellen. I den andra modellen aggregerades data på område (medelvärden i abundans per område samt det kumulativa artantalet per område) och analysen gjordes på nivåerna bassäng, naturtyp och naturskyddsområde. De två modellerna kan uttryckas som:

(Ekvation 1) Responsvariabel ~ Bassäng + Område(Bassäng) + Naturtyp + Naturskyddsområde
(Ekvation 2) Responsvariabel ~ Bassäng + Naturtyp + Naturskyddsområde

För att få en uppfattning om hur stor ansträngning som behövs för att uppnå en viss precision i skattning av medelvärde per station och område för de två naturtyperna beräknades precision som det ensidiga 95-procentiga konfidensintervallet genom medelvärdet för responsvariablerna (Svensson m.fl. 2011). Samma beräkningssätt tillämpas i undersökningstypens bilaga 1 (Havs- och vattenmyndigheten manus). Sambandet mellan precision och provstorlek illustrerades genom att studera hur precisionen förändrades med antalet stationer respektive områden.

För att studera hur stor ansträngning som behövs för att hitta arter i den undersökta regionen gjordes en analys av hur det totala antalet observerade arter ökar med antalet provtagningsenheter (stationer och områden). Denna analys, även kallad kumulativ artantalskurva, gjordes separat för naturtyperna med funktionen *specaccum* i mjukvarupaketet *vegan* (Oksanen m.fl. 2013) i *R* för både årsyngel av fisk och vegetation. Inventeringsenheter (stationer eller områden) lades till slumpvis i analysen med 100 permutationer för att få fram en medelkurva med standardavvikelse.

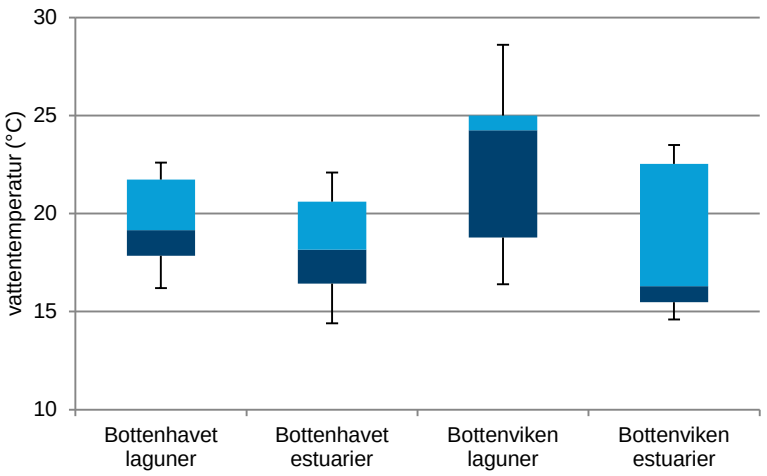
Resultat

Resultat av den genomförda pilotdriften, uppföljning av fiskreproduktion i habitatdirektivets naturtyper *estuarier* och *laguner* enligt *Yngelprovfiske med små undervattensdetonationer* (Havs- och vattenmyndigheten manus), presenteras i nedanstående kapitel. Inledningsvis redovisas vattenfysikaliska variabler (temperatur, salthalt, grumlighet), översiktliga resultat respektive resultat för typiska arter på naturtyps- och bassängnivå. De jämförelser som görs mellan naturtyper och bassänger avser tendenser. Därefter följer en redovisning av rödlistade och främmande arter, skillnader i artsammansättning samt slutligen en varianskomponentanalys och precisionsskattning.

Temperatur, salthalt och grumlighet

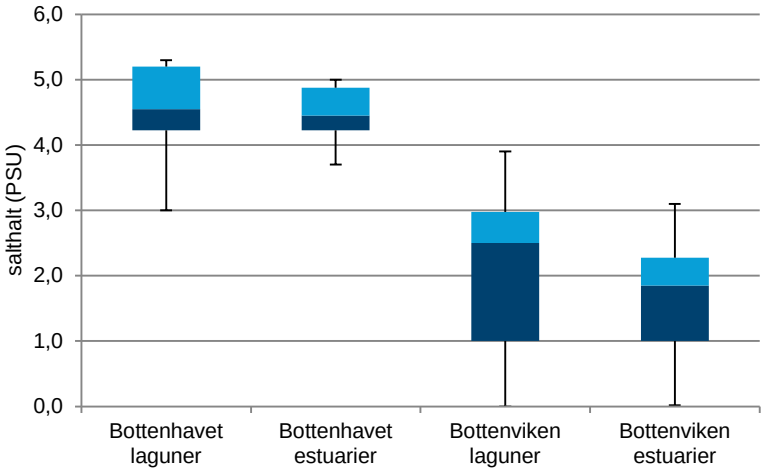
Skillnader i latitud, djupförhållanden, öppenhet och sötvattenpåverkan mellan de 42 områden som inventerades visade sig delvis i områdenas

vattenfysikaliska karaktär. Skillnader i vattentemperatur (Figur 4) mellan områden kan till stor del förväntas vara väderbetingade eftersom inventeringen inleddes i början av augusti då dagar och nätter var ovanligt varma, och avslutades i mitten av september då dygnstemperaturen var betydligt lägre. Detta får genomslag även på kategorinivå eftersom områden i samma geografiska region av praktiska skäl oftast inventerades under samma period. Allra högst var vattentemperaturen (28,6 °C) i en avsnörd, delvis uttorkad och mycket grund lagun på norra Holmöarna som inventerades i början av augusti. Medelvattentemperaturer lägre än 15 °C registrerades för tre estuarier varav ett i Bottenviken (område 1 Åbyälvens mynning) och två i Bottenhavet (område 27 Sjöviken, 31 Sörfjärden).

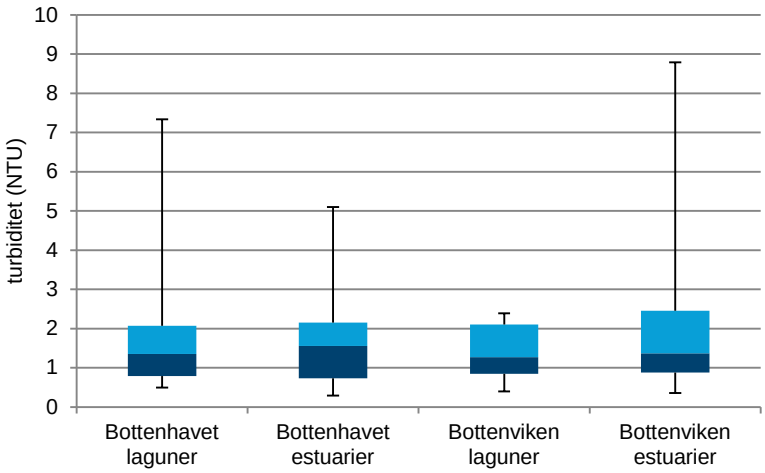


Figur 4. Vattentemperatur (°C) i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. Felstaplarna visar min- och maxvärde.

Salthalten var tydligt högre i Bottenhavet jämfört med Bottenviken men någon skillnad mellan naturtyper kan inte iakttas (Figur 5). Några områden i den nordliga havsbassängen var i princip helt utsötade (två estuarier och två laguner varav en, område 2 Ågrundsundet, snarast borde betraktas som estuarium). Grumligheten varierade kraftigt och uppvisade inga skillnader vare sig mellan bassänger eller mellan naturtyper (Figur 6). Grumligast (NTU > 5) var två områden av naturtyp *estuarier* i Bottenhavet respektive Bottenviken (område 40 Skatviken, 1 Viken utanför Rörviken) samt en 1150 lagun i Bottenhavet (område 34 Utvalsnäs).



Figur 5. Salthalt (PSU) i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. Felstaplarna visar min- och maxvärde.



Figur 6. Grumlighet (NTU) i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. Felstaplarna visar min- och maxvärde.

Översikt på naturtyps- och bassängnivå

Fisk

Yngel fångades i 37 av de 42 områden som omfattades av inventeringen. De fem områden där alla stationer gav nollresultat fördelade sig på två *laguner* (område 22 Ytteravans inre del, 32 Viken N Hundharen) i Bottenhavet samt två *estuarier* (område 15 Västergårdsfjärden, 3 Inigårdsviken) samt en 1150 lagun (område 12 Gersjökroken) i Bottenviken. Totalt fångades årsyngel av 18 taxa varav 11 kan betraktas som varmvattengynnade (Tabell 5). Det totala antalet observerade taxa uppgick till 15 för båda naturtyperna. I naturtyp *estuarier* fångades inte de varmvattengynnade arterna vimma, sutare eller ruda, medan

gärs och de icke varmvattengynnade arterna strömming och skarpsill uteblev ur fångsten i naturtyp *laguner*.

Varmvattengynnade taxa noterades i 60 procent av områdena per kategori med något högre spridning (nära 70 %) i Bottenhavets *laguner*. Spigg (stor- och småspiggyngel) uppvisade en större variation och förekom i 50-90 procent av områdena med den lägsta andelen i Bottenvikens *estuarier* och den högsta i *estuarier* i Bottenhavet.

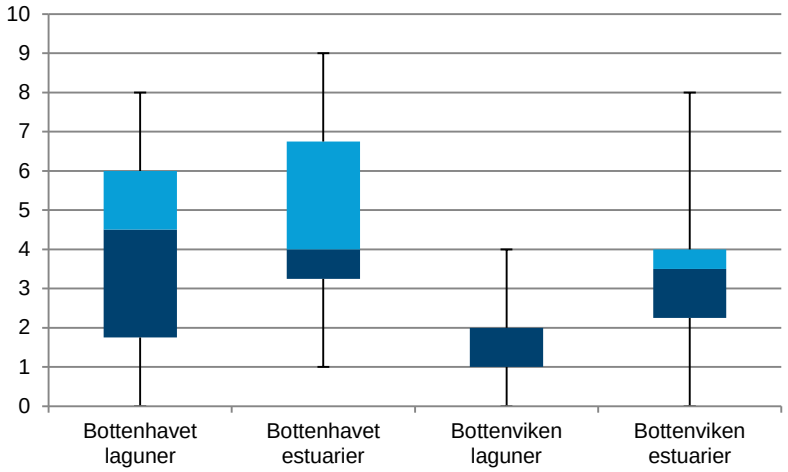
Tabell 5. Förekomst (X) av årsyngel från samtliga inventerade områden. Björkna och braxen redovisas tillsammans eftersom dessa arter inte kan skiljas åt som årsyngel. Icke varmvattengynnade arter markeras med blått och typiska arter för naturtyp *estuarier* (1130) med limegrönt. De typiska arterna för naturtyp *laguner* (1150) är desamma som för *estuarier* (1130) men inbegriper även mört som är markerad med ljusgrönt. Områdesnamn presenteras i Tabell 4.

Område	Gädda	Abborre	Gärs	Mört	Id	Sarv	Löja	Björkna/braxen	Vimma	Ruda	Sutare	Elritsa	Storspigg	Småspigg	Svart smörbult	Stubb	Skarpsill	Strömming
1	X	X	X	X			X									X		X
2		X		X														
3																		
4	X	X	X	X	X			X					X			X		
5	X																	
6		X		X			X					X						
7	X	X					X						X					
8													X			X		X
9												X				X		X
10		X		X	X								X					
11												X	X					
12																		
13		X																
14													X					
15																		
16							X						X					
17		X		X								X	X					
18		X											X					
19					X		X						X	X				
20													X	X				
21													X					
22																		
23												X	X					
24												X	X	X				
25													X	X				
26	X	X		X			X					X	X					
27												X	X	X			X	
28	X	X		X			X			X		X	X	X				
29				X			X					X	X	X			X	
30		X			X		X			X			X		X			
31	X	X	X	X	X	X	X	X				X						

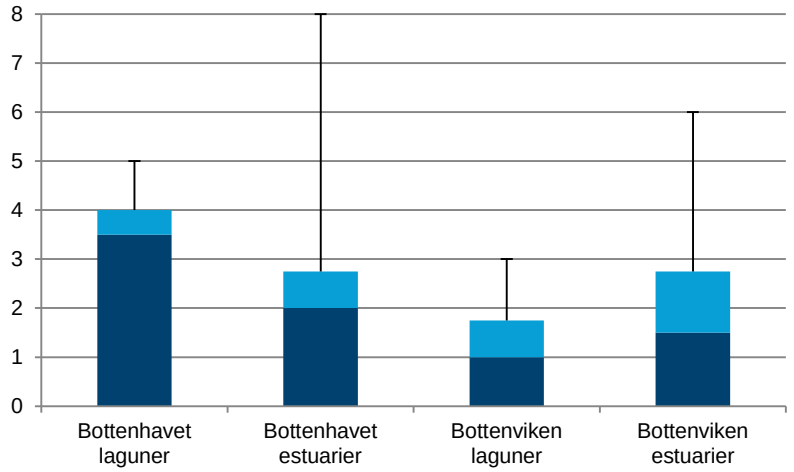
Tabell 5, fortsättning.

Område	Gädda	Abborre	Gers	Mört	Id	Sarv	Löja	Björkna/braxen	Vimma	Ruda	Sutare	Elritsa	Storspigg	Småspigg	Svart smörbult	Stubb	Skarpsill	Strömming
32																		
33						X	X					X	X		X	X		X
34							X			X	X		X					
35		X		X			X			X	X		X		X			
36		X				X				X	X		X					
37		X					X					X	X		X	X		
38		X		X									X					X
39													X					
40	X					X	X						X					
41				X			X	X	X									
42	X	X					X	X					X		X	X		

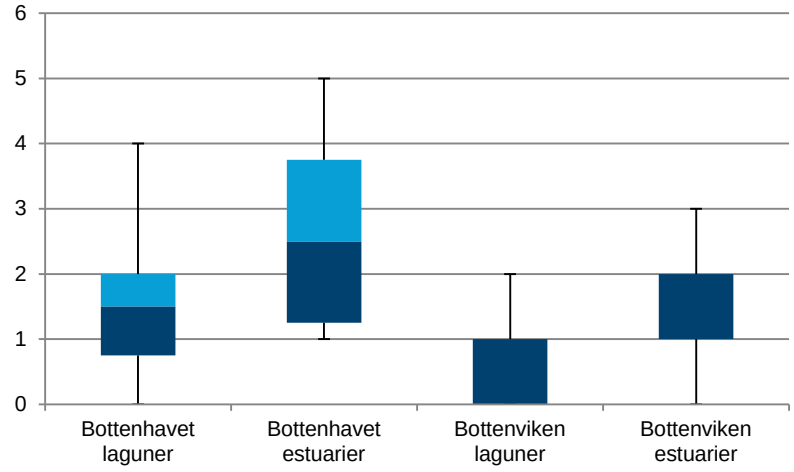
Med uppdelning på naturtyp i respektive bassäng var antalet taxa, sett som medianvärden, högst i Bottenhavets *laguner* och lägst i laguner i Bottenviken (Figur 7). Variationerna var mycket stora, i synnerhet inom naturtyper i Bottenhavet. Artrikast var ett estuarium i Bottenhavet (område 31 Sörfjärden) med nio noterade taxa av fiskyngel, följt av en lagun i samma bassäng (område 28 Salen) och ett estuarium (område 4 Dravelsviken) i Bottenviken. I de båda senare områdena fångades åtta taxa vid provtagningen. Det allra mest artrika området är skyddat inom naturvårdsnätverket Natura 2000, medan de båda andra saknar motsvarande skydd. Med en uppdelning på varmvattengynnade respektive icke varmvattengynnade taxa blir bilden av kategoriernas artrikedom delvis en annan (Figur 8 och 9). Bottenhavets *laguner* framstår som de mest artrika sett till varmvattengynnade taxa, medan naturtyp *estuarier* i samma bassäng tycks hysa flest icke varmvattengynnade taxa. Naturtyp *laguner* i Bottenviken faller alltjämt ut som de generellt sett artfattigaste.



Figur 7. Antal taxa av årsyngel i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. Felstaplarna visar min- och maxvärde.

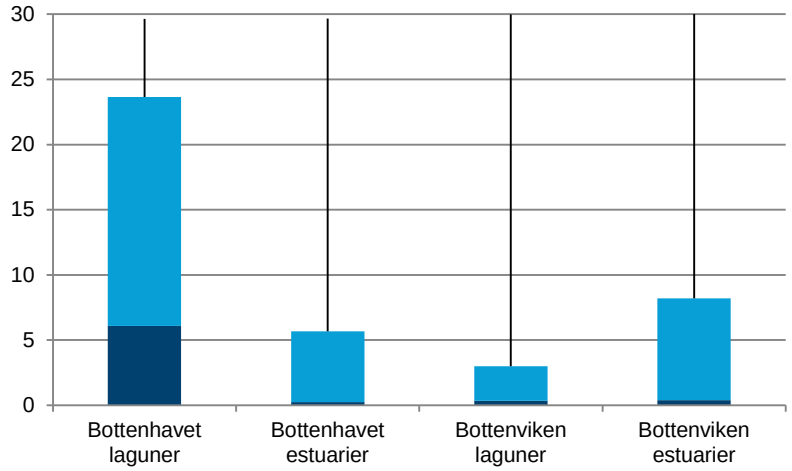


Figur 8. Antal varmvattengynnade taxa av årsyngel i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. Felstaplarna visar min- och maxvärde.



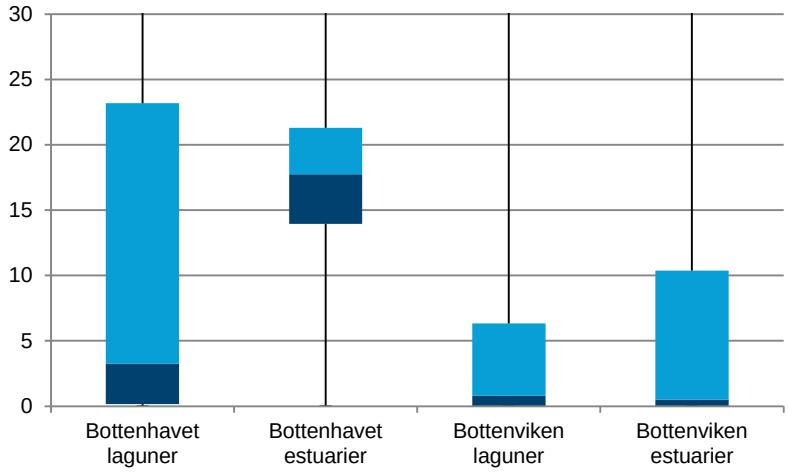
Figur 9. Antal icke varmvattengynnade taxa av årsyngel i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. Felstaplarna visar min- och maxvärde.

Abundansen för vegetationsbundna varmvattengynnade taxa var till synes betydligt högre i Bottenhavets laguner än övriga kategorier (Figur 10). Som framgår av figuren var variationerna mycket stora. För bättre läsbarhet sattes maxvärdet för figurens y-axel till 30. I själva verket uppgick högsta fångst per ansträngning till nära 150 yngel/station för Bottenhavets *laguner*, tack vare en mycket riklig förekomst av främst sutare men även ruda och sarv i samma område. För övriga kategorier var högsta fångst per ansträngning 40–60 yngel/station. I Bottenhavets *estuarier* bidrog främst abborre till de allra högsta fångsterna. I Bottenvikens *laguner* var det mört och id som tillsammans bidrog till högsta fångst per område, och i naturtyp *estuarier* i samma bassäng dominerade mört på motsvarande sätt.



Figur 10. Abundans (yngel/station) för varmvattengynnade vegetationsbundna taxa av årsyngel i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. För bättre läsbarhet sattes y-axelns maxvärde till 30. Maxvärde för Bottenhavets laguner uppgår i själva verket till nära 150 yngel/station, och för övriga kategorier till 40–60 yngel/station.

Abundansen för spiggyngel var, sett till medianvärden, högre i Bottenhavets naturtyp *estuarier* jämfört med övriga kategorier (Figur 11). Även här var variationerna så stora att någon egentlig skillnad kategorierna emellan inte kan fastslås. För bättre läsbarhet sattes maxvärdet för figurens y-axel till 30. I själva verket var högsta fångst per ansträngning drygt 600 yngel/station för Bottenvikens estuarier och 50–110 yngel/station för övriga kategorier.

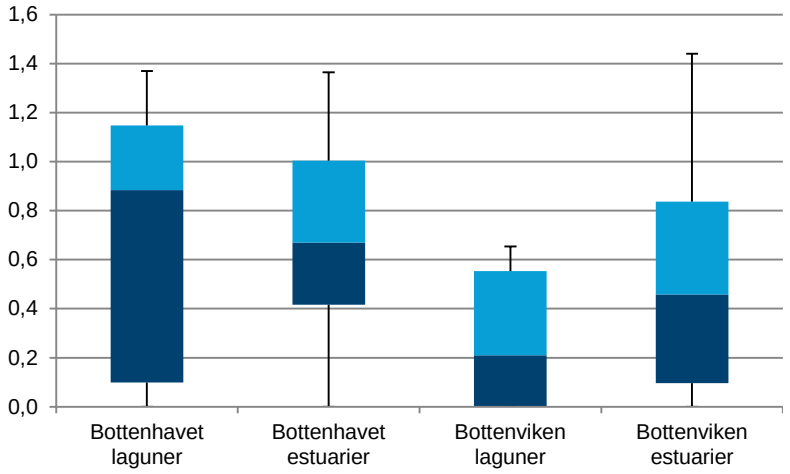


Figur 11. Abundans (yngel/station) för årsyngel av småspigg och storspigg i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. För bättre läsbarhet sattes y-axelns maxvärde till 30. Maxvärde för Bottenvikens estuarier uppgår i själva verket till drygt 600 yngel/station, och för övriga kategorier till 50–110 yngel/station.

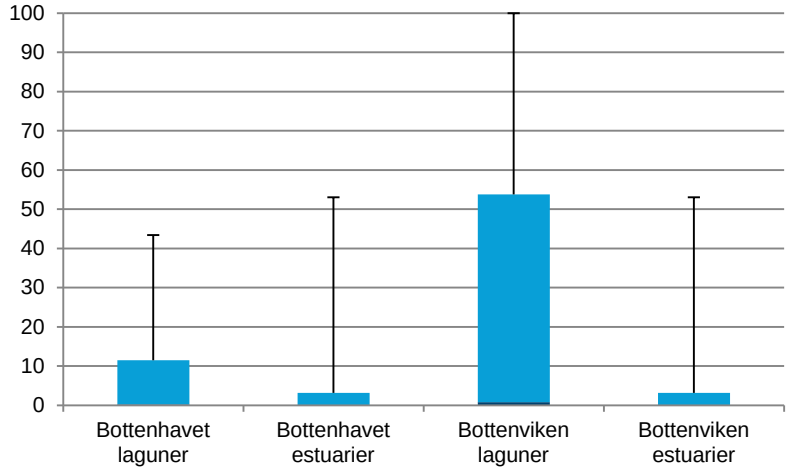
Shannons diversitetsindex ger ett mått på fisksamhällets mångformighet. Index är högt vid höga artantal och flera vanligt förekommande arter, och lågt om artantalet är lågt och ett fåtal taxa står för huvuddelen av abundansen. Sett till medianvärden var index högst i Bottenhavets naturtyp *laguner*, och lägst i

motsvarande naturtyp i Bottenviken (Figur 12). Diversiteten var också högre för de båda naturtyperna i Bottenhavet jämfört med Bottenviken. Variationerna inom respektive kategori var mycket stora.

Andelen rovfisk, mätt som procentuell andel av abundans för gädda och abborre sett till totalabundans, uppvisade stora variationer inom kategorierna (Figur 13). Rovfisk saknades i hälften av alla områden per kategori, vilket medförde mycket låga medianvärden eller medianvärde noll. Bottenvikens naturtyp *laguner* tycks ha en något högre andel rovfisk än övriga kategorier.



Figur 12. Shannons diversitetsindex för årsyngel av fisk i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna.

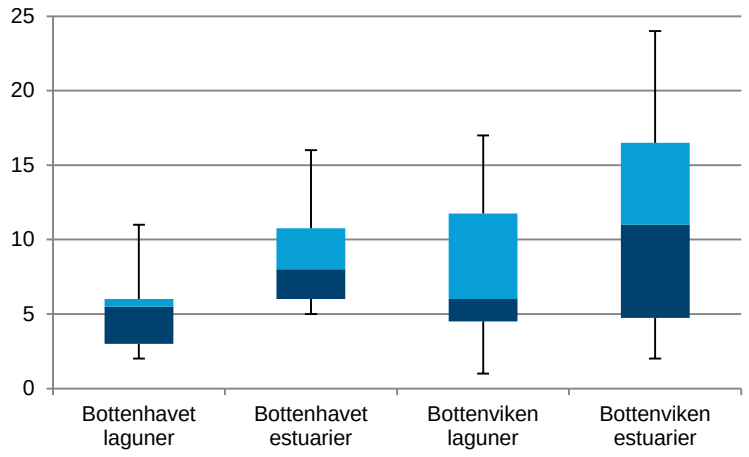


Figur 13. Andel rovfisk (%) (abundans abborre + gädda/totalabundans fisk) i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna.

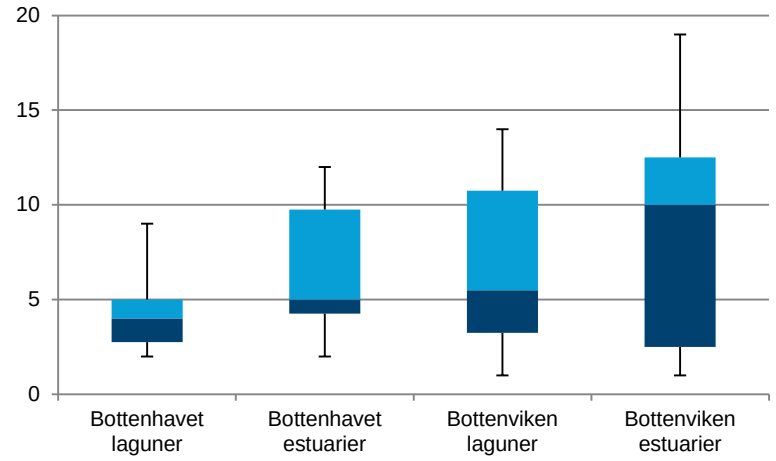
Vegetation

Vattenvegetationen var, sett till medianvärde, mest artrik i *estuarier* i Bottenviken (Figur 14), men variationerna inom respektive kategori var stora

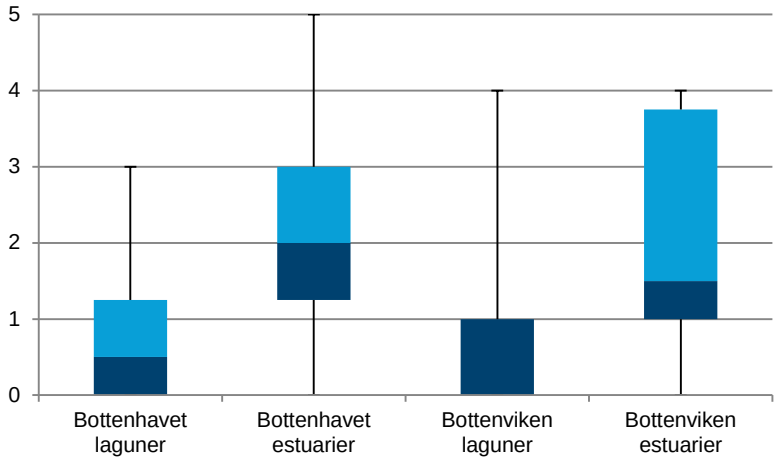
och allra störst i Bottenvikens estuarier. Lägst var antalet taxa i naturtyp *laguner* i Bottenhavet. Med 24 noterade taxa var artrikedomen högst i ett estuarium i Bottenviken (område 3 Inigårdsviken). Detta område är inte skyddat inom naturvårdsnätverket Natura 2000. Efter en uppdelning på kärlväxter respektive alger kvarstår mönstret med Bottenvikens naturtyp *estuarier* som de artrikaste och Bottenhavets *laguner* som de artfattigaste (Figur 15 och 16).



Figur 14. Antal taxa för vattenvegetation i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna.

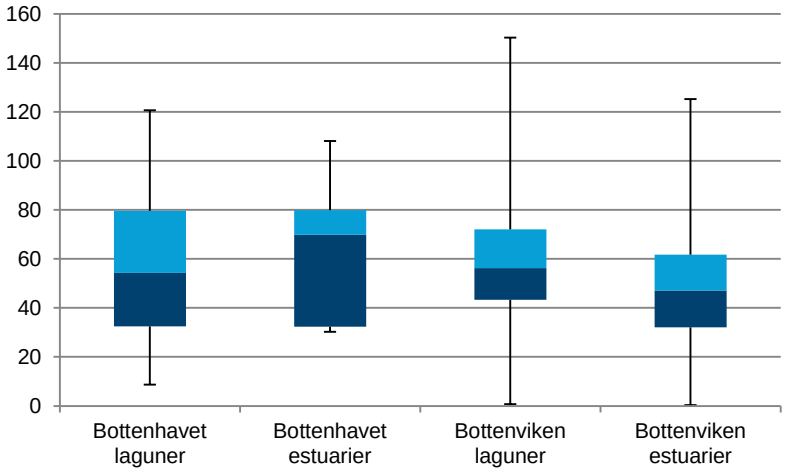


Figur 15. Antal taxa av kärlväxter i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna.

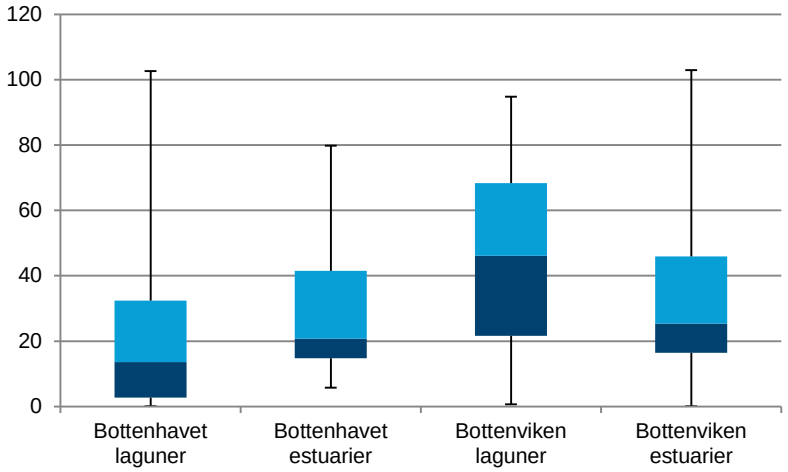


Figur 16. Antal taxa av alger i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna.

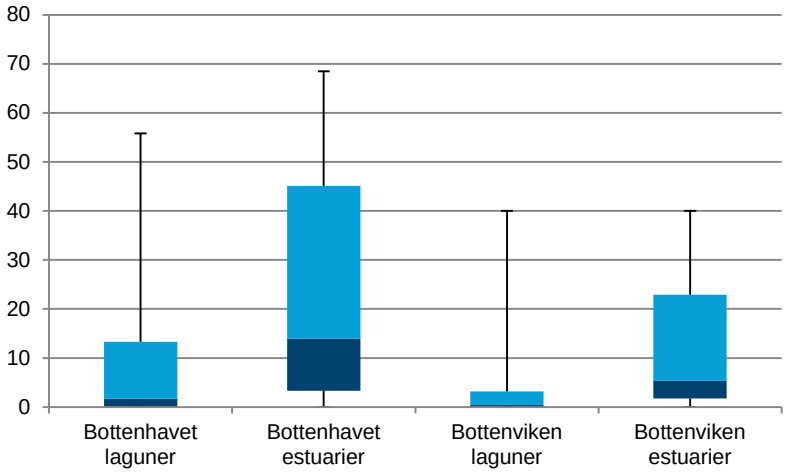
Vegetationens totala täckningsgrad (räknat som totalsumman av förekommande taxas respektive täckningsgrad) varierade kraftigt inom respektive kategori (Figur 17). Sett till medianvärde var täckningsgraden något högre i Bottenhavets *estuarier* (ca 70 %) jämfört med övriga kategorier (ca 50–55 %). Även uppbrutet på kärlväxter och alger indikeras vissa skillnader kategorierna emellan (Figur 18 och 19). Uppdelningen visar på en generellt sett högre täckningsgrad för kärlväxter i Bottenvikens laguner (ca 45 %) jämfört med övriga kategorier (ca 15–25 %). Täckningsgraden av alger uppvisar ett i vissa delar motsatt mönster med de lägsta täckningsgraderna (ca 0,5 %) i Bottenvikens laguner och de högsta (ca 15 %) i Bottenhavets estuarier. Variationerna inom kategorierna var genomgående mycket stora.



Figur 17. Täckningsgrad (%) för vegetation i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna.



Figur 18. Täckningsgrad (%) för kärlväxter i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna.



Figur 19. Täckningsgrad (%) för kärlväxter i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna.

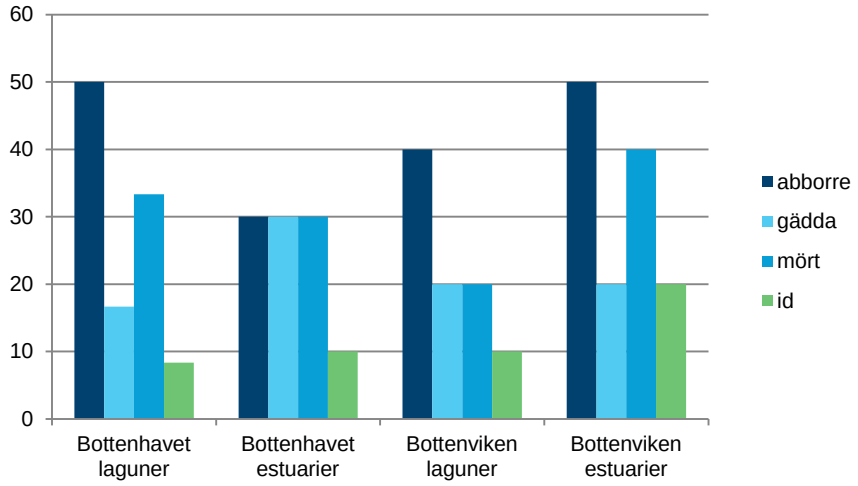
Typiska arter på naturtyps- och bassängnivå

Fisk

Antal typiska arter är en av de målindikatorer som används i den biogeografiska uppföljningen (se kapitlet Bakgrund). Av de typiska arter som är fångstbara med använd metodik är gädda, abborre och id gemensamma för de båda naturtyperna i Östersjön, medan gös utpekas enbart för *estuarier* och mört enbart för *laguner*. Antalet fångstbara typiska arter av fiskyngel är därmed totalt fyra för båda naturtyperna.

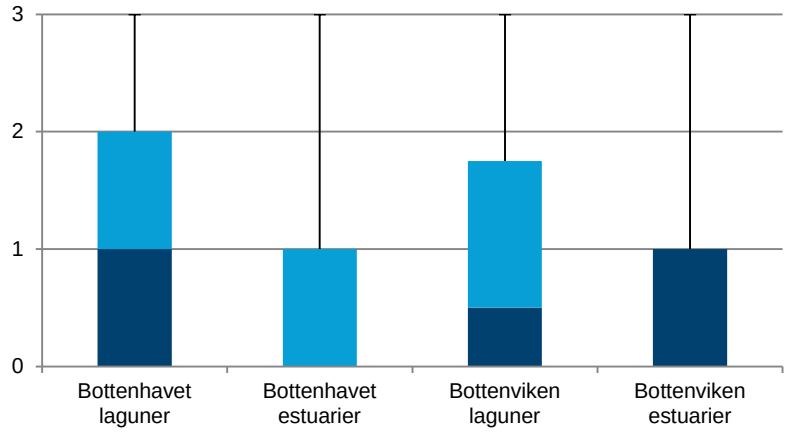
Av aktuella arter fångades samtliga undantaget gös i åtminstone något område. Andelen områden med fångst av respektive art inom de fyra kategorierna visas

i Figur 20. Notera att mört redovisas även för naturtyp *estuarier* trots att den inte utpekas som typisk för denna naturtyp. Abborre framstår som den mest spridda arten i samtliga kategorier och förekom i 30-50 procent av områdena. Gädda förekom i 17–30 procent av områdena med den högsta spridningen i Bottenhavets *estuarier*. Mört förekom i 20–40 procent av områdena med högst spridning i Bottenvikens *estuarier*. Id var den typiska art som förekom i minst antal områden per kategori. I Bottenvikens estuarier noterades id i 20 procent av områdena, motsvarande två områden, och i övriga kategorier i ett område vardera.



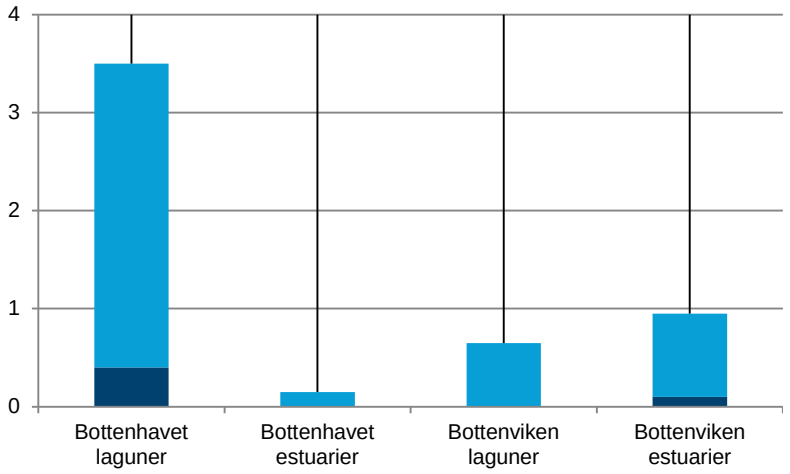
Figur 20. Antal områden (%) med förekomst av de typiska arterna i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Observera att mört endast utgör typisk art för laguner.

Det totala antalet typiska arter låg sett som medianvärde kring en (1) för naturtyp *laguner* i Bottenhavet och *estuarier* i Bottenviken, och var hälften så hög för Bottenvikens laguner (Figur 21). I Bottenhavets estuarier saknades typiska arter av fisk i sex områden vilket medförde ett medianvärde på noll. Observera att de båda naturtyperna *laguner* och *estuarier* delvis omfattar olika typiska arter, så till vida att mört är typisk art för *laguner* men inte för *estuarier*. Av gös som är typisk art för *estuarier* fångades inga exemplar. Skillnaderna innebär att rättvisande jämförelser endast kan göras mellan naturtyper av samma slag. Bottenhavets *laguner* förefaller alltså vara något mer artrika sett till typiska arter än de i Bottenviken, medan Bottenvikens *estuarier* tycks mer artrika än de i Bottenhavet. Variationerna inom respektive kategori är stora och inga skillnader kan säkerställas. I inget av de områden som utgör naturtyp 1150 fångades samtliga fångstbara typiska arter (gädda, abborre, id och mört).



Figur 21. Antal typiska arter fisk i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. Observera att de båda naturtyperna delvis omfattar olika typiska arter. Det innebär att rättvisande jämförelser endast kan göras mellan naturtyper av samma slag.

Abborre, gädda och id är gemensamma typiska arter för de båda naturtyperna. Variationerna i fångst av dessa arter var mycket stor både inom och mellan kategorier. För abborre var abundansen, sett som medianvärde, lägre än 0,5 yngel/station för samtliga kategorier (Figur 22). För bättre läsbarhet sattes figurens maxvärde till fyra. För Bottenhavets naturtyper uppgår i själva verket maxvärdet till drygt 60 yngel/station, och för övriga kategorier till 5–10 yngel/station. Bottenhavets naturtyp *laguner* låg högst följt av Bottenvikens *estuarier*. I övriga kategorier saknades arten i sex respektive sju områden vilket medförde medianvärde noll.



Figur 22. Abundans (yngel/station) för årsyngel av abborre i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. För bättre läsbarhet sattes y-axelns maxvärde till 4. Maxvärde för Bottenhavets naturtyper uppgår i själva verket till drygt 60 yngel/station, och för övriga kategorier till 5–10 yngel/station.

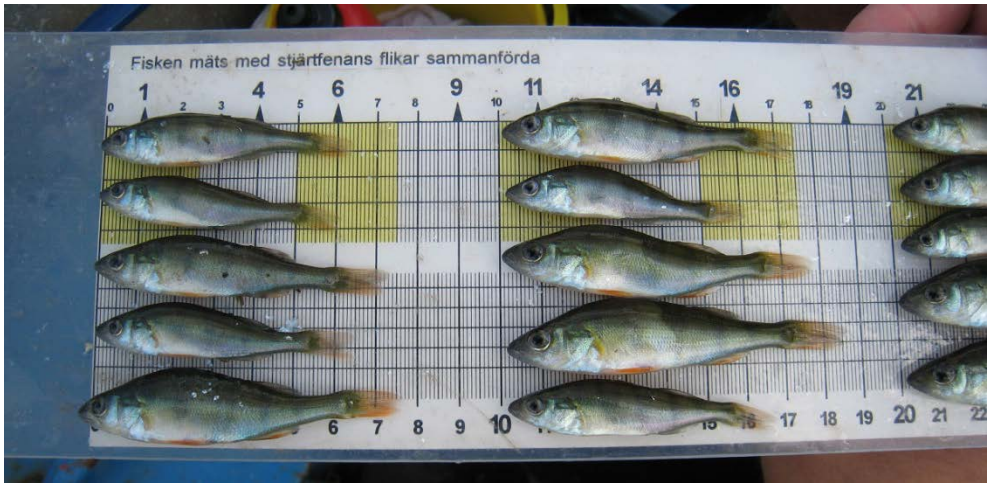
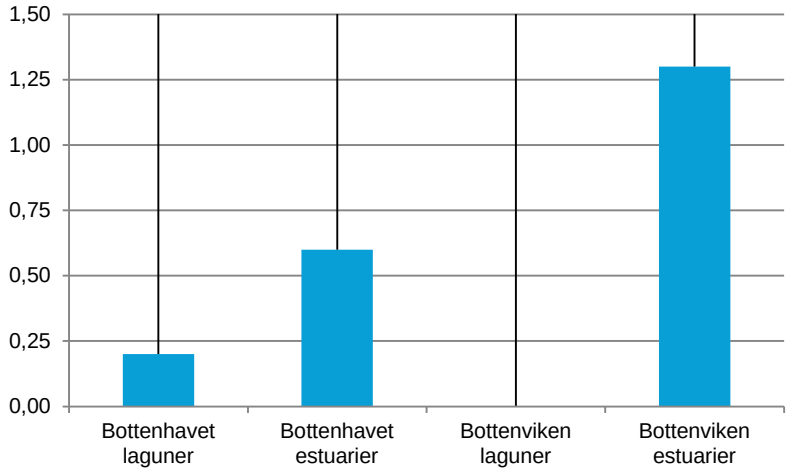


Bild 5. Abborre utgör typisk art för naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130). Foto Johan Persson.

Fångsten av gädda var mycket ojämnt fördelad och uppgick till sammanlagt 33 individer i totalt nio områden. Fångsten fördelade sig på två områden i Bottenhavets *laguner* (12+2 individer), tre områden i Bottenhavets *estuarier* (1+1+1 individ), två områden i Bottenvikens laguner (7+5 individer) samt två områden i Bottenvikens estuarier (2+2 individer). Samtliga medianvärden, samt övre (tredje) kvartiler, uppgick således till noll.

Idfångsterna uppvisade en ännu större skevhet med totalt 228 individer fördelade på fem områden. Huvuddelen av individerna fångades i Bottenviken. Fångsten fördelade sig på ett område vardera för naturtyp *laguner* och *estuarier* i Bottenhavet (10 respektive 3 individer), en naturtyp *estuarier* i Bottenviken (114 individer) och två *laguner* i samma bassäng (15+86 individer). Således uppgick samtliga medianvärden, samt övre kvartiler, till noll.

Mört utgör typisk art för naturtyp *laguner* men inte *estuarier*. Fångsten uppvisade mycket stora variationer och arten saknades i huvuddelen av områdena i respektive kategori (Figur 23). För bättre läsbarhet sattes maxvärdet i figurens y-axel till 1,5. I själva verket uppgår maxvärde för Bottenhavets *estuarier* till 7 yngel/station, och för övriga kategorier till 28–39 yngel/station. Medianvärdet uppgick till noll för samtliga kategorier. Sett till tredje kvartilen låg Bottenvikens naturtyp *estuarier* högst följt av Bottenhavets *estuarier* och *laguner*. I Bottenvikens *laguner* fångades mört enbart i två områden vilket medförde att även tredje kvartilen var noll.



Figur 23. Abundans (yngel/station) för årsyngel av mört i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. För bättre läsbarhet sattes y-axelns maxvärde till 1,5. Maxvärde för Bottenhavets *estuarier* (1130) uppgår i själva verket till 7 yngel/station, och för övriga kategorier till 28–39 yngel/station.

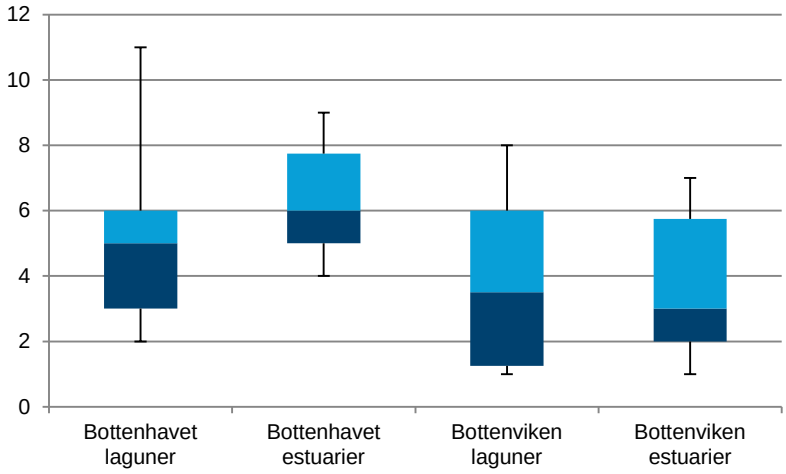
Bild 6. Mört (överst) utgör typisk art i naturtyp *laguner* (1150). Id (nederst) utgör typisk art i både naturtyp *laguner* (1150) och *estuarier* (1130). Foto Mia Arvidsson.

Vegetation

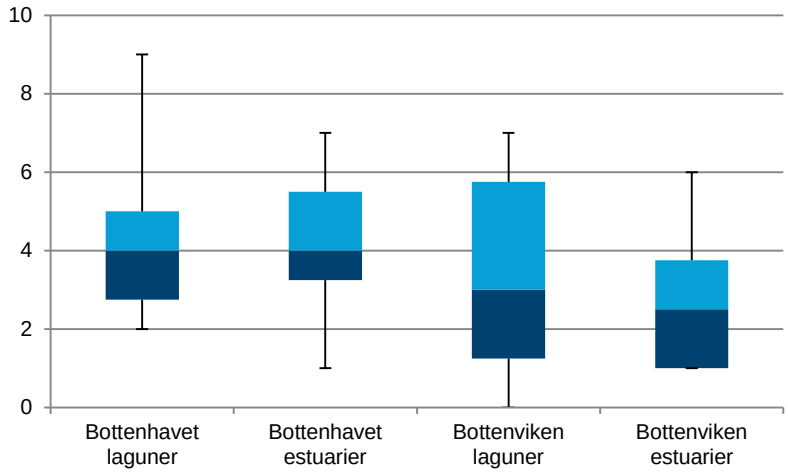
Antalet typiska arter av vegetation uppgår till totalt ett 30-tal för de båda naturtyperna. Arterna fördelar sig för naturtyp *laguner* på 22 kärlväxter och 10 alger, och för naturtyp *estuarier* på 17 kärlväxter och 12 alger. Genomsnittligt artantal av typiska arter visas för de fyra kategorierna i Figur 24. Observera att

antal och taxa av utpekade typiska arter är olika för de båda naturtyperna. Det innebär att rättvisande jämförelser endast kan göras mellan samma naturtyper. Sett till medianvärden var det totala antalet typiska arter per naturtyp högre i Bottenhavet än i Bottenviken. Variationerna inom respektive kategori var mycket stora.

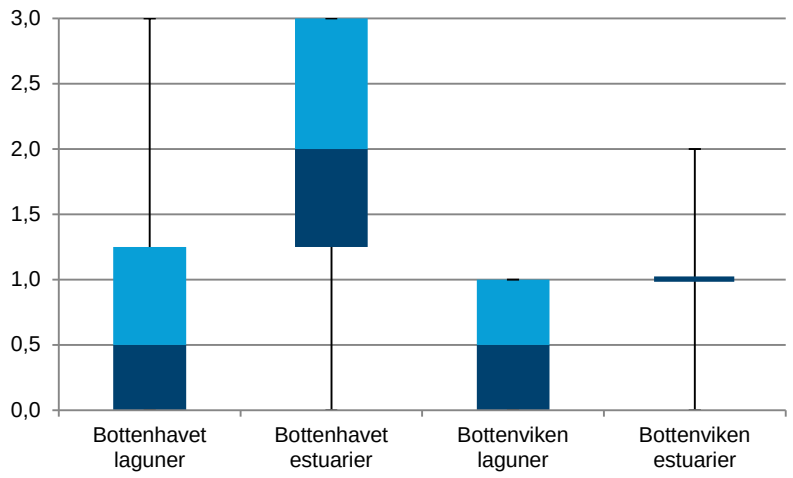
Efter en uppdelning på underliggande växtgrupper kvarstår mönstret med Bottenhavets naturtyper som de artrikaste. Det gäller för både kärlväxter (Figur 25) och alger (Figur 26).



Figur 24. Antal taxa av typiska arter av vegetation i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. Observera att antalet utpekade typiska arter är olika för de båda naturtyperna. Det innebär att rättvisande jämförelser endast kan göras mellan samma naturtyper.

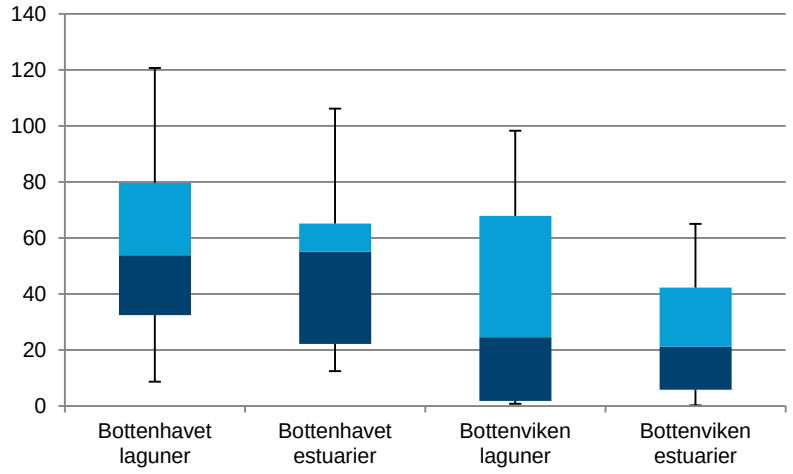


Figur 25. Antal taxa av typiska arter kärlväxter i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. Observera att antalet utpekade typiska arter är olika för de båda naturtyperna. Det innebär att rättvisande jämförelser endast kan göras mellan samma naturtyper.

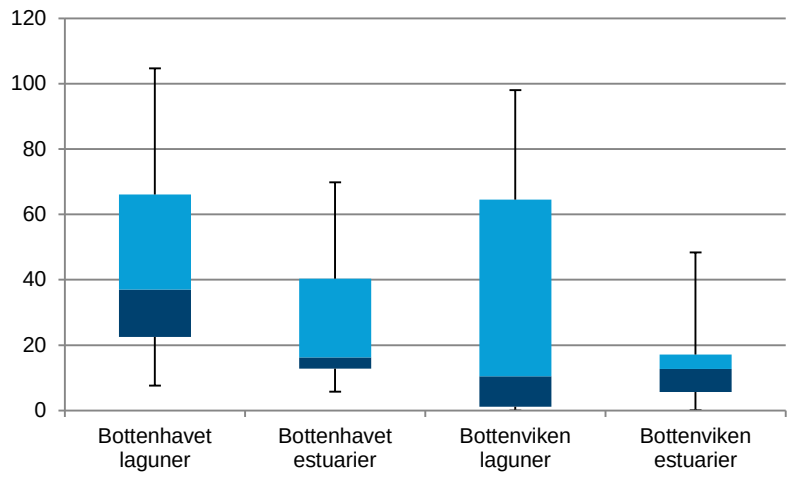


Figur 26. Antal taxa av typiska arter alger i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. För Bottenvikens *estuarier* (1130) är första och tredje kvartilen lika stora och medianvärdet markeras med mörkblå linje. Observera att antalet utpekade typiska arter är olika för de båda naturtyperna. Det innebär att rättvisande jämförelser endast kan göras mellan samma naturtyper.

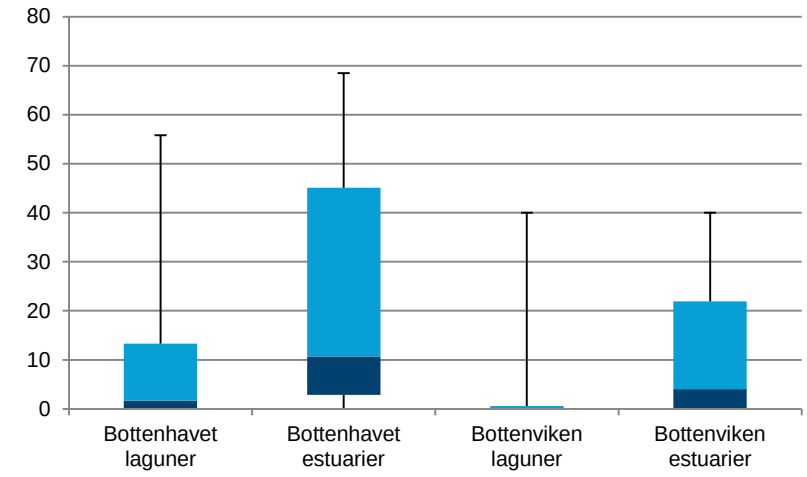
Vegetationens totala täckningsgrad (räknat som totalsumman av de förekommande arternas respektive täckningsgrad) för typiska arter i naturtyper *laguner* respektive *estuarier* var, sett som medianvärde, högre i Bottenhavet än i Bottenviken (Figur 27). Uppdelat på kärlväxter och alger kvarstår mönstret (Figur 28 och 29).



Figur 27. Täckningsgrad för typiska arter av vegetation i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. Observera att antalet utpekade typiska arter är olika för de båda naturtyperna. Det innebär att rättvisande jämförelser endast kan göras mellan samma naturtyper.



Figur 28. Täckningsgrad för typiska arter kärlväxter i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. Observera att antalet utpekade typiska arter är olika för de båda naturtyperna. Det innebär att rättvisande jämförelser endast kan göras mellan samma naturtyper.



Figur 29. Täckningsgrad för typiska arter alger i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet respektive Bottenviken. Figuren visar första (mörkblå) och tredje kvartilen (mellanblå) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. Observera att antalet utpekade typiska arter är olika för de båda naturtyperna. Det innebär att rättvisande jämförelser endast kan göras mellan samma naturtyper.

Rödlistade arter och främmande arter

Av fisk noterades inga rödlistade arter och inte heller arter som kan betecknas som främmande för den svenska faunan. Den rödlistade kransalgen barklöst sträfse (*Chara braunii*) förekom i två av Bottenvikens estuarier (område 1 Viken utanför Rörviken och 3 Inigårdsviken) varav det ena omfattas av naturvårdsnätverket Natura 2000. Barklöst sträfse klassas som sårbar (VU) i rödlistan 2010 (Gärdenfors 2010). Vidare gjordes fynd av uddnate

(*Potamogeton friesii*) i en icke-Naturaskyddad 1150 lagun i Bottenviken (område 10 S Grundfjärden). Uddnate klassas som nära hotad (NT).

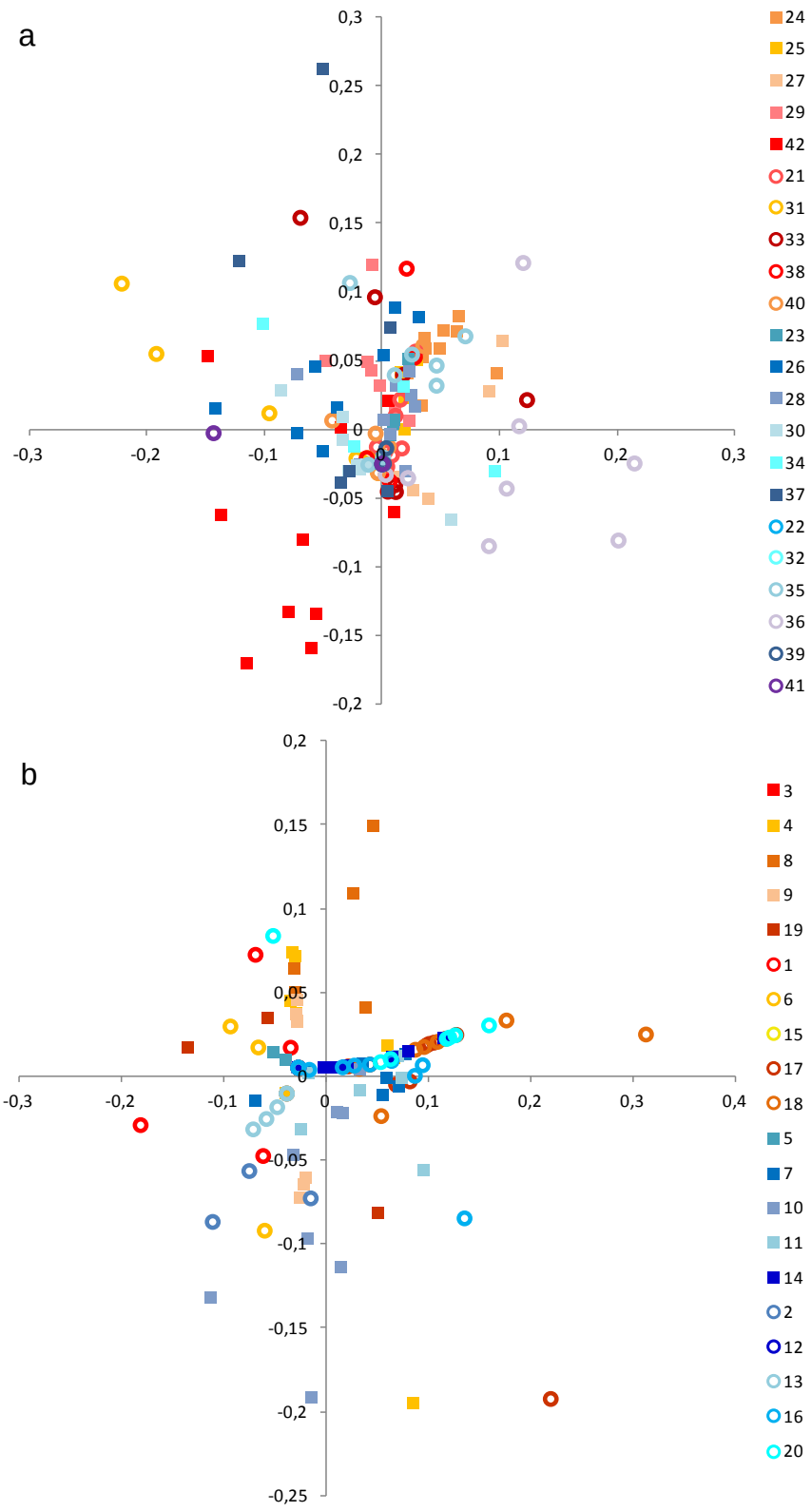
Den främmande arten smal vattenpest (*Elodea nuttallii*) hittades i fem områden. Observationer av arten gjordes i ett estuarium i Bottenhavet (område 31 Sörfjärden) och tre estuarier i Bottenviken (område 3 Inigårdsviken, 4 Dravelsviken och 15 Västergårdsfjärden) samt i en lagun i Bottenviken (område 5 Innerstholmen). Av dessa fem områden är tre skyddade inom Natura 2000.

Test av skillnader i artsammansättning av fiskyngel och vegetation

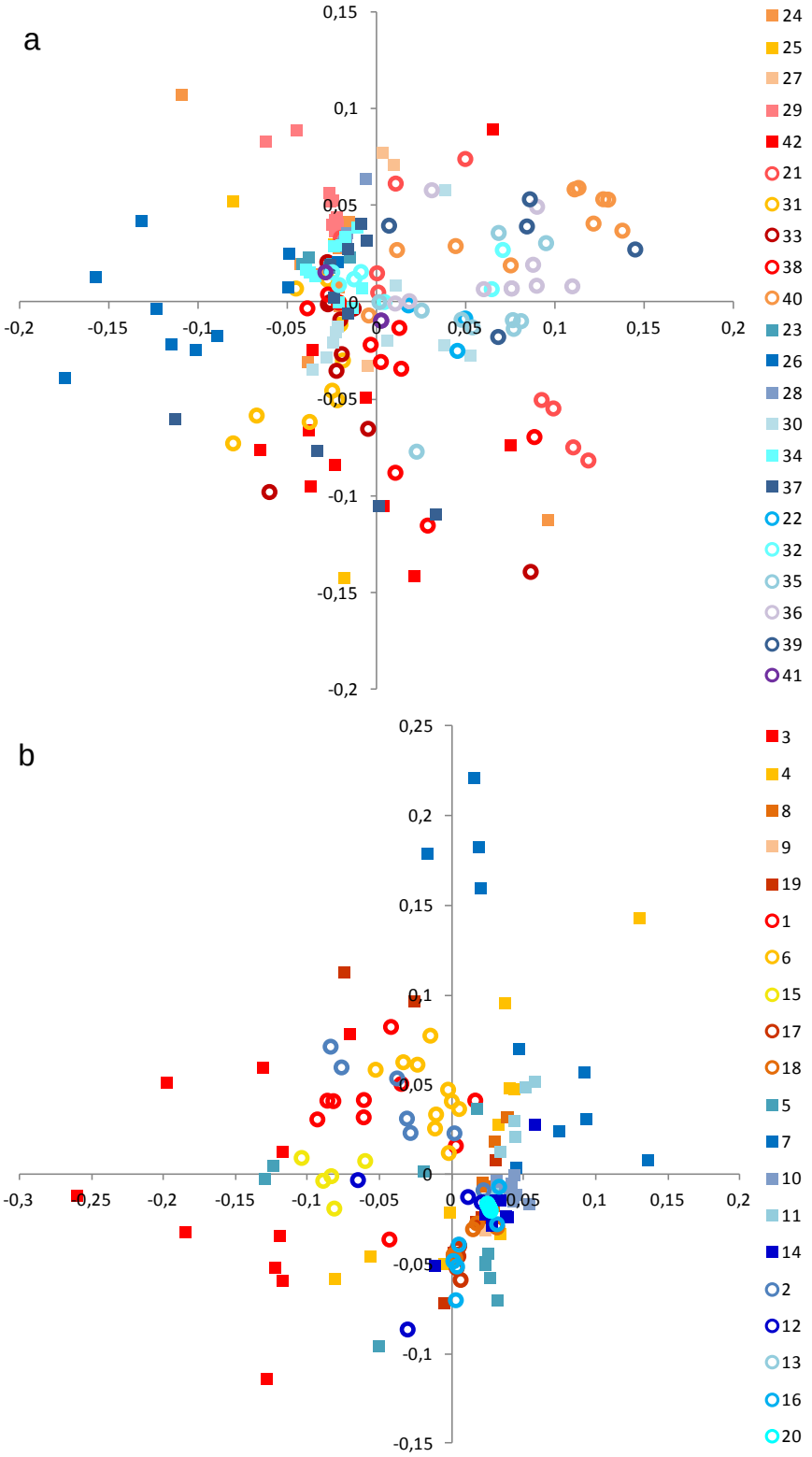
Skillnader i artsammansättning mellan havsbassänger, naturtyper och naturskyddsnivåer (Natura 2000 eller ej) undersöktes både på stations- och områdesnivå. Analyserna visade inga signifikanta skillnader mellan de undersökta geografiska faktorerna på stationsnivå (Tabell 6A och 7A; Figur 30 och 31). Vid aggregering av data per område (d.v.s. per enskilda estuarier och laguner) framkom dock signifikanta skillnader i artsammansättning, även om de var små (Tabell 6B och 7B). Skillnaderna i artsammansättning var tydligare för vegetation än för årsyngel av fisk.

Artsammansättningen av fiskyngel skilde mellan Bottenhavet och Bottenviken. Skillnaden förklaras bl.a. av att flera karpfiskar (sarv, vimma, sutare, ruda) samt skarpsill och svart smörbult endast påträffades i Bottenhavet. I övrigt var skillnaderna i artsammansättning små mellan de två havsbassängerna och förklaringsgraden låg (R^2=0,05). Inom respektive bassäng överlappade fisk till stor del och det fanns inga skillnader mellan naturtyper eller skyddsnivå (Figur 30).

Artsammansättningen av vegetation skilde sig, förutom mellan de två havsbassängerna, även mellan de två naturtyperna och mellan skyddsnivå (Natura 2000 eller ej). Det var dock mycket små skillnader mellan naturtyperna och mellan skyddsnivåerna ($R^2 \leq 0{,}06$). Liksom för fiskynglen var det några taxa som endast påträffades i den ena och inte den andra havsbassängen. Rödsträfse och hjulmöja observerades endast i Bottenhavet, medan arter av släktet slinken (*Nitella* spp.), vekt braxengräs, slamkrypor (*Elatine* sp.), bläddror (*Utricularia* sp.), igelknoppar (*Sparganium* sp.) och gäddnate endast påträffades i Bottenviken.



Figur 30. MDS-ordinationer på sammansättningen av årsyngelsamhällen i Bottenhavet (a) och Bottenviken (b). Rödaktiga färger anger naturtyp *estuarier* (1130) och blå *laguner* (1150). Cirklar är områden inom Natura 2000 och fyrkanter utanför. Stressvärdet, som anger hur väl den tvådimensionella ordinationen visar skillnaderna i artsammansättning var 0,19 för a och 0,16 för b vilket anses vara bra.



Figur 31. MDS-ordinationer på sammansättningen av vegetationssamhällen i Bottenhavet (a) och Bottenviken (b). Rödaktiga färger anger naturtyp *estuarier* (1130) och blå *laguner* (1150). Cirklar är områden inom Natura 2000 och fyrkanter utanför. Stressvärdet, som anger hur väl den tvådimensionella ordinationen visar skillnaderna i artsammansättning var 0,26 för båda vilket anses vara acceptabelt.

Tabell 6. Resultat av NP-MANOVA där skillnader i artsammansättning av fiskyngel testats mellan havsbassänger (Bottenhavet och Bottenviken), naturtyper (*laguner* och *estuarier*) samt naturskyddsnivåer (Natura 2000 eller ej). FG=frihetsgrader, SS= kvadratsumma, MS= medelkvadratsumma och R^2=determinationskoefficient.

	FG	SS	MS	pseudo-F	R^2	p-värde
A) Stationsnivå						
Bassäng	1	18,3	18,3	4,10	0,011	1,000
Naturtyp	1	13,8	13,8	3,09	0,008	1,000
Naturskydd	1	11,0	11,0	2,47	0,007	1,000
Residualer	357	1594	4,47		0,974	
Total	360	1637			1,000	
B) Områdesnivå						
Bassäng	1	12,6	12,6	2,13	0,051	0,029
Naturtyp	1	6,04	6,04	1,02	0,024	0,386
Naturskydd	1	4,70	4,70	0,79	0,019	0,595
Residualer	38	225,1	5,92		0,906	
Total	41	248,4			1,000	

Tabell 7. Resultat av NP-MANOVA där skillnader i artsammansättning av vegetation testats mellan havsbassänger (Bottenhavet och Bottenviken), naturtyper (*laguner* och *estuarier*) samt naturskyddsnivåer (Natura 2000 eller ej). FG=frihetsgrader, SS= kvadratsumma, MS= medelkvadratsumma och R^2=determinationskoefficient.

	FG	SS	MS	pseudo-F	R^2	p-värde
C) Stationsnivå						
Bassäng	1	210,3	210,3	25,71	0,063	1,000
Naturtyp	1	79,1	79,1	9,68	0,024	1,000
Natura 2000	1	123,5	123,5	15,11	0,037	1,000
Residualer	357	2919	8,18		0,876	
Total	360	3332			1,000	
D) Områdesnivå						
Bassäng	1	58,0	58,0	6,29	0,126	0,001
Naturtyp	1	22,2	22,2	2,41	0,048	0,010
Naturskydd	1	29,6	29,6	3,21	0,064	0,003
Residualer	38	350,6	9,23		0,761	
Total	41	460,5			1,000	

Varianskomponentanalys

Som mest kunde 33 procent av variansen härledas till de rumsliga nivåer som undersökts (område, bassäng, naturtyp och naturskydd; Tabell 8). Variationen mellan provtagningsstationer kunde främst härledas till områden (mellan 6 och 29 %), medan en mycket liten del variansen kunde härledas till de andra rumsliga nivåerna (bassäng, naturtyp och naturskydd [≤9%]). Vid aggregering av data per område förändrades dock bilden något, främst för antalet arter och Shannons diversitetsindex där 15 respektive 13 procent av variationen mellan områden kunde härledas till bassäng.

Tabell 8. Resultat av varianskomponentanalys av de rumsliga nivåer som undersökts. För områdesnivån har medelvärden för abundans per område samt det kumulativa artantalet per område använts.

	Antal arter		**Antal typiska arter**		**Shannon-index**	
	Varians	Procent	Varians	Procent	Varians	Procent
A) Stationsnivå						
Område	0,244	14	0,111	29	0,010	10
Bassäng	0,156	9	0,000	0	0,006	6
Naturtyp	0,000	0	0,016	4	0,000	0
Naturskydd	0,044	3	0,000	0	0,002	2
Residual	1,267	74	0,261	67	0,081	82
B) Områdesnivå						
Bassäng	1,083	15	0	0	0,033	13
Naturtyp	0,359	5	0	0	0,000	0
Naturskydd	0,061	1	0	0	0,016	6
Residual	5,596	79	1,141	100	0,212	81

Tabell 8, fortsättning.

	Gädda		**Abborre**		**Mört**	
	Varians	Procent	Varians	Procent	Varians	Procent
A) Stationsnivå						
Område	0,029	12	79,96	6	16,80	2
Bassäng	0,000	0	11,41	1	0,577	0
Naturtyp	0,002	1	0,000	0	0,000	0
Naturskydd	0,005	2	12,75	1	0,000	0
Residual	0,210	85	1233	92	686,1	98
B) Områdesnivå						
Bassäng	0	0	6,858	3	0,000	0
Naturtyp	0,001	2	0,000	0	0,000	0
Naturskydd	0,005	9	11,19	5	0,000	0
Residual	0,047	89	187,8	91	90,19	100

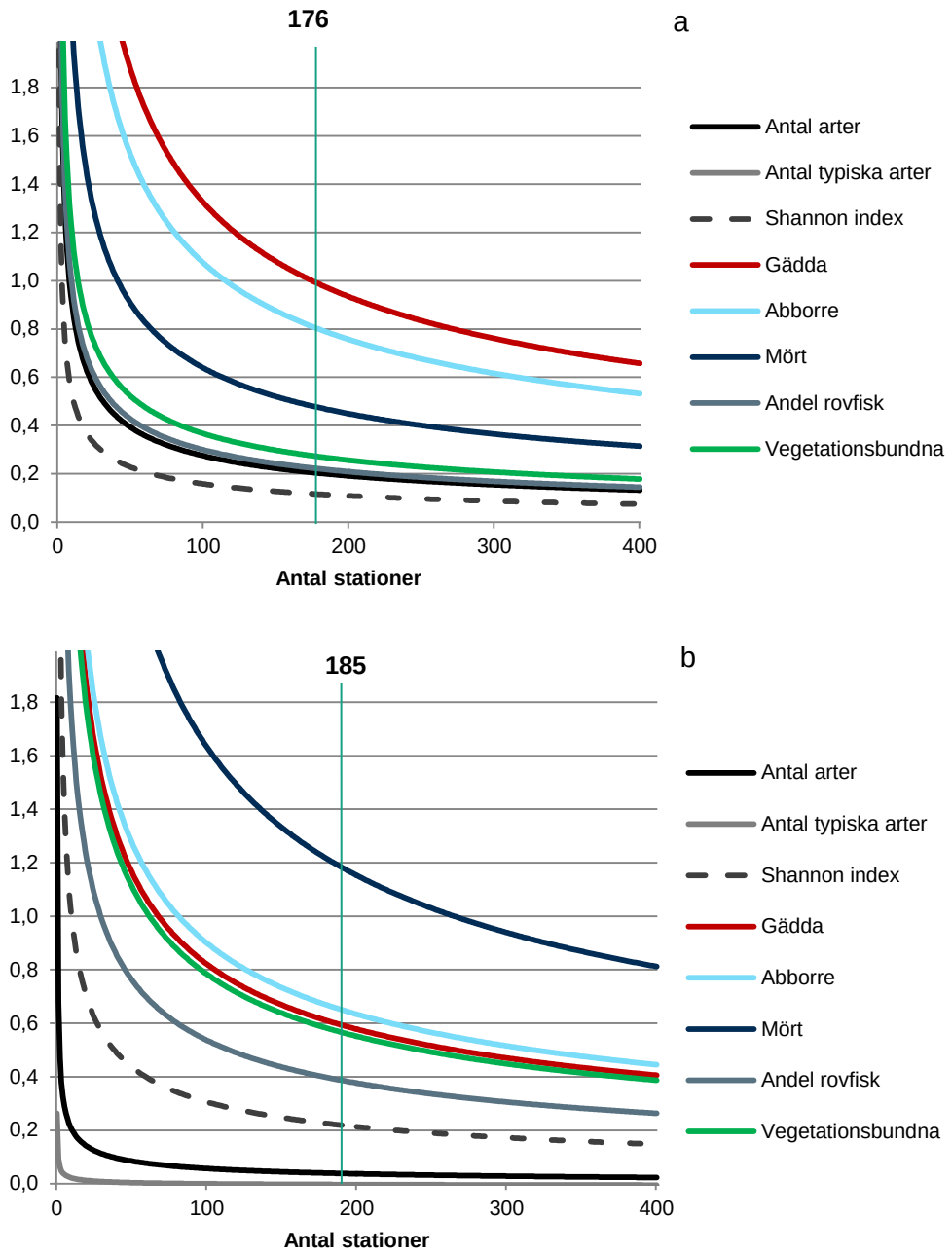
Tabell 8, fortsättning.

	Andel rovfisk		Vegetationsbundna	
	Varians	Procent	Varians	Procent
A) Stationsnivå				
Område	0,020	24	440,8	12
Bassäng	0,000	0	18,67	1
Naturtyp	0,001	2	13,22	0
Naturskydd	0,000	0	0,000	0
Residual	0,060	74	3126	87
B) Områdesnivå				
Bassäng	0,000	0	16,74	2
Naturtyp	0,001	3	8,871	1
Naturskydd	0,000	0	0,000	0
Residual	0,027	97	720,0	97

Precisionsskattningar per naturtyp på stations- och områdesnivå

Beräkningar av precision i skattning av medelvärden utfördes separat för de två naturtyperna, men utan uppdelning på havsbassänger eftersom mycket liten del av variansen av de undersökta variablerna kunde härledas till denna geografiska nivå, samt att de båda havsbassängerna är belägna i den marinbaltiska regionen. Precisionsberäkningarna gjordes både på stations- och områdesnivå och beräknades som det ensidiga 95-procentiga konfidensintervallet genom medelvärdet för responsvariablerna (se kapitlet Metodik). Uträkningarna av precision per station visar att det mål i precision (0,5) som anges i undersökningstypen (Havs- och vattenmyndigheten manus) uppnåddes för flera undersökningsvariabler med det antal stationer som provtogs i föreliggande studie (176 stationer i naturtyp *laguner* och 185 i *estuarier*). Precisionen med nuvarande provtagningsinsats var lägre än 0,5 för antal arter, antal typiska arter, Shannons diversitetsindex samt andelen rovfisk (Figur 32). För antal arter och Shannons diversitetsindex låg precisionen på en nivå som normalt är mer eftersträvansvärd vid miljöövervakning (ca 0,2).

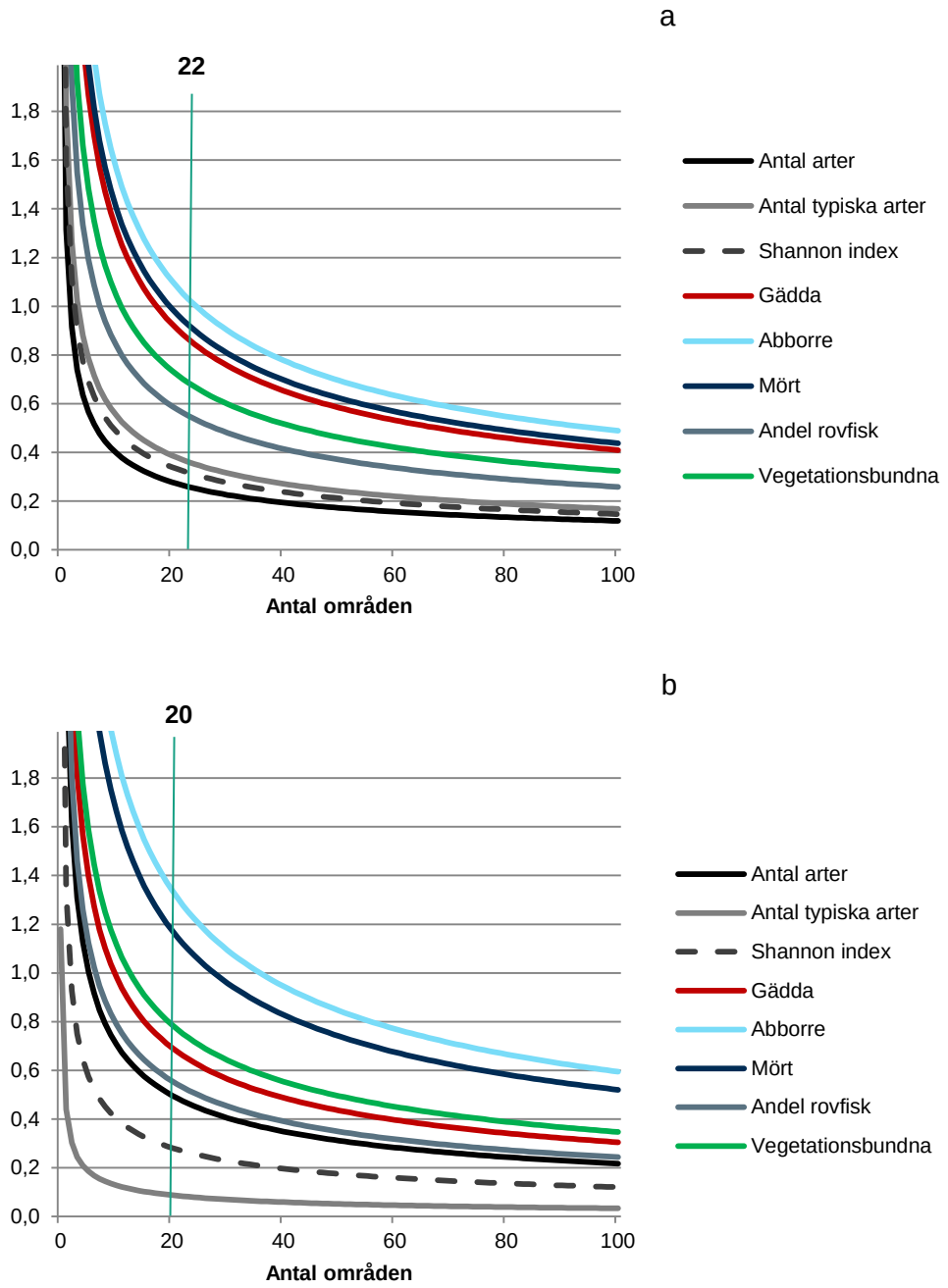
För abundans nåddes inte målnivån i precision (d.v.s. precisionen var högre än 0,5). För att nå en precisionsnivå av 0,5, givet den variation materialet uppvisar, krävs för gädda minst 230 och 279 stationer i laguner respektive estuarier. För abborre och mört krävs 715 (laguner) respektive 334 (estuarier) samt 473 (laguner) respektive 1090 (estuarier) stationer. För summan av alla varmvattengynnade, vegetationsbundna arter var precisionen något bättre och precisionsnivån på 0,5 nåddes i laguner. För estuarier skulle det dock krävas ytterligare 70 stationer.



Figur 32. Precisionsskattningar på stationsnivå för ett antal uppföljningsvariabler och (a) naturtyp *laguner* (1150) respektive (b) *estuarier* (1130). Precision (kvoten mellan ensidigt 95-procentigt konfidensintervall och medelvärde) visas på y-axeln.

Beräkningar av precision gjordes även på aggregeringsnivån område (d.v.s. för enskilda estuarier och laguner). Resultaten visar på liknande mönster som för stationer; för antalet arter, antalet typiska arter och Shannons diversitetsindex nåddes precisionsnivån på 0,5 i skattning av medelvärde per område med de 22 laguner och 20 estuarier som provtogs (Figur 33). För andelen rovfisk skulle det behövts ytterligare 8–9 områden, medan det för abundans av gädda, abborre och mört skulle krävas betydligt fler områden (upp till 149 för abborre

i estuarier) för att nå en acceptabel precision i skattning av medelvärde per område.

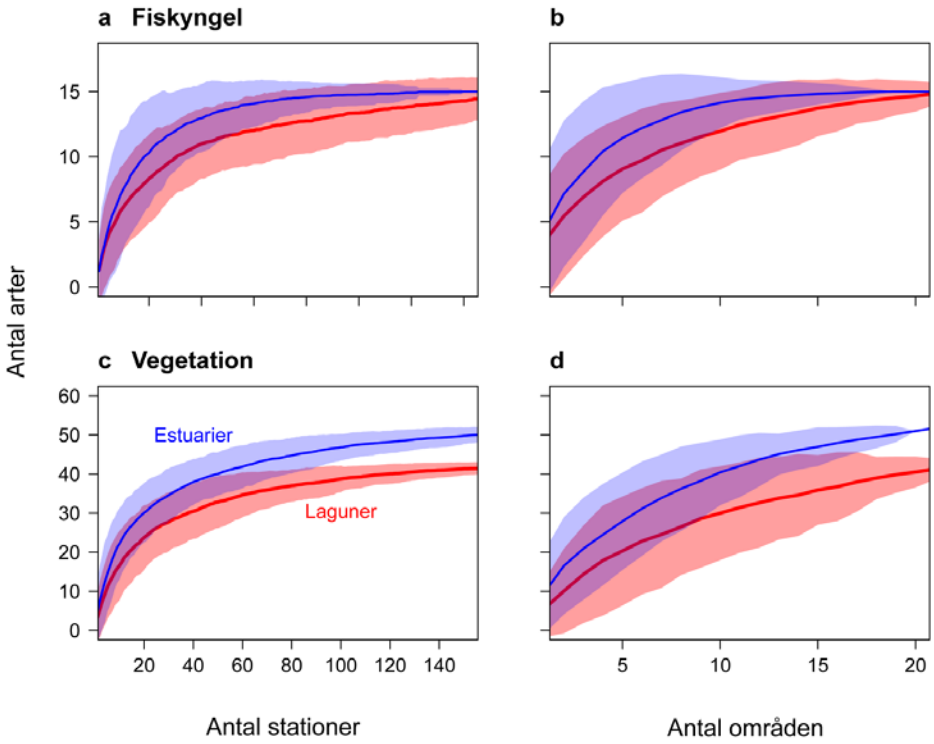


Figur 33. Precisionsskattningar på områdesnivå för ett antal uppföljningsvariabler och (a) naturtyp *laguner* (1150) respektive (b) *estuarier* (1130). Precision (kvoten mellan ensidigt 95-procentigt konfidensintervall och medelvärde) visas på y-axeln.

Resultat av de kumulativa artantalskurvorna visar att man kan observera de flesta arter av fiskyngel i den undersökta regionen med en förhållandevis liten ansträngning, eftersom kurvorna för båda undersökta naturtyper planar ut efter cirka 50 stationer och 15 områden (Figur 34a och b). Det krävs en något högre ansträngning för att observera alla taxa i laguner än i estuarier. Det totala artantalet av fiskyngel uppgick till 15 per naturtyp. Nittio procent (90 %)

av alla taxa kan observeras med cirka 40 stationer och 13 områden för estuarier, medan det krävs cirka 90 stationer och 15 områden i laguner för att observera samma antal taxa.

För att påträffa alla vegetationstaxa krävs en något högre provtagningsinsats än för fiskyngel (Figur 32c och d). Total observerades 53 taxa av undervattensvegetation och de flesta taxa kan observeras med ca 80 stationer i strax över 20 områden per naturtyp.



Figur 34. Samband mellan kumulativt artantal och provtagningsinsats (±SD) för de undersökta områdena uppdelat på naturtyperna *laguner* (1150) (rött, n=22, 176 stationer) och *estuarier* (1130) (blått, n=20, 185 stationer). Delfigur (a) och (b) visar artantal av årsyngel av fisk, medan delfigur (c) och (d) visar antal taxa av undervattensvegetation.

Diskussion

Pilotdriften som nu genomförts visar genomgående på mycket stora variationer i fångst per ansträngning mellan områden. Tidigare studier visar att flera faktorer har en tydlig påverkan både på fiskyngel och på bottenvegetation (Hansen m.fl. 2008a; Hansen m.fl. 2012). Laguners öppenhet mot havet och utbytestiden på vattnet har visat sig vara den starkast strukturerande faktorn för artsammansättningen av fiskyngel (Hansen m.fl. 2008a; Snickars m.fl. 2009), bottenvegetation (Munsterhjelm 1997; Hansen m.fl. 2008a) och ryggradslösa djur (Hansen m.fl. 2008b; 2012). Även latitud, vågexponering, näringsbelastning, båttrafik och bryggor har visat sig förklara skillnader i fiskyngel och bottenvegetation mellan vikar (Eriksson m.fl. 2004; Sandström m.fl. 2005, Hansen m.fl. 2008a; Hansen & Snickars 2014). Det finns även

indikationer på att konkurrens och predation mellan olika fiskarter kan strukturera både fisk- och växtsamhället (Ljunggren m.fl. 2005; Eriksson m.fl. 2009). Om man vill förklara variationen mellan områden är det därför av stor vikt att ta hänsyn till de ovan nämnda miljöfaktorerna vid inventeringar och analyser. Sannolikt är det inte vara möjligt att med en rimlig arbetsinsats samla in data för alla faktorer i de komplexa system som naturtypernas ekosystem utgör. Det kan därför vara lämpligt att som tillägg fokusera på de faktorer som visat sig vara starkast strukturerande, det vill säga öppenhet och utbytestid samt vågexponering.

Som nämns i det inledande stycket är vädret ytterligare en viktig faktor för varmvattengynnande arters rekrytering. En möjlig orsak till de stora variationer som studien visar kan vara årets ovanligt stora temperaturväxlingar under vår och försommar. Väderbetingad påverkan kan slå mycket olika i olika områden och det är tänkbart att plötsliga vattentemperatursänkningar i en del områden kan ha slagit ut de känsliga yngelstadierna, medan årsynglen i andra områden klarat sig bättre. Rovfiskar som abborre och gädda kan betraktas som nyckelarter i ekosystemet och utfallet av dessa arters rekrytering är därför särskilt intressant. Abborryngel fångades i 24 av de totalt 42 områdena, medan förekomst av gäddyngel endast kunde beläggas för nio områden. Abborrens genomsnittliga abundans i enskilda områden varierade mellan 0,2 och 68 yngel/station. Gädda noterades i betydligt lägre täthet, i genomsnitt 0,1–1,2 yngel/station. Det kan jämföras med samlade data för den senaste tioårsperioden i Stockholms skärgård, där abborre och gädda fångats med i snitt cirka 7 respektive 0,6 yngel/station (Ulf Bergström, muntligen). Den metodik som användes i Stockholms län är i huvudsak densamma som i aktuell undersökningstyp, men skillnader i syften, havsbassäng och områdesurval gör att jämförelser måste göras med försiktighet.

Eftersom mycket liten del av variansen i fiskyngelsamhället kan härledas till bassäng, naturtyp och naturskydd spelar dessa faktorer en ytterst liten roll för att förklara variationen mellan stationer eller mellan områden. Resultaten ger stöd åt en biogeografisk uppföljning på marin atlantisk och baltisk nivå så till vida att de två undersökta östersjöbassängerna uppvisade mycket små skillnader i de undersökta variablerna. En jämförelse med Egentliga Östersjön bör dock genomföras för att vidare undersöka skillnader inom den marina östersjöregionen. Vidare bör jämförelser göras med naturtyper i marin atlantisk miljö. Mycket små skillnader i fiskyngelsamhället mellan naturtyperna *laguner* och *estuarier* i de undersökta havsbassängerna visar att denna indelning har låg biologisk relevans. Observera dock att endast ett fåtal av de inventerade områdena uppfyllde gällande definition för naturtyp *estuarier* med avseende på storlek på tillrinnande vattendrag (se vidare Metodutvärdering). Dessutom innebär naturskydd endast befintligt skydd, vilket kan vara undermåligt eller missriktat för skydd av fiskyngel. Resultaten i föreliggande studie ger inte underlag för att utvärdera hur effektivt naturskydd är som miljövårdsåtgärd.

Precisionsberäkningarna visar att antalet arter och antalet typiska arter av fiskyngel, Shannons diversitetsindex samt andelen rovfisk är de variabler som med uppdragets omfattning gick att provta med acceptabel precision (0,5). För antal arter och Shannons diversitetsindex var precisionen dessutom betydligt bättre (ca 0,2) och låg på en nivå som normalt är mer eftersträvansvärd vid miljöövervakning. Analysen av artantal per provtagningsansträngning visar dessutom att det inte krävs så stor ansträngning för att observera de arter som förekommer i undersökningsområdet. Precisionen för abundansen av enskilda arter av fiskyngel var dock dålig (generellt högre än 0,8) och det skulle krävas betydligt fler stationer och områden för att nå en acceptabel precisionsnivå.

Den låga precisionsnivån vi fann i jämförelse med de beräkningar som gjorts i undersökningstypen (*Yngelprovfiske med små undervattensdetonationer*, Havs- och vattenmyndigheten manus) kan bero på totalt lägre tätheter av fiskyngel i de mindre produktiva nordliga delarna av Bottniska viken jämfört med södra Bottenhavet och Egentliga Östersjön (vilka ingick in manualen). De låga tätheterna kan även vara relaterade till låg rekrytering det provtagna året (2014) på grund av ogynnsamma väderförhållanden. Det ska också understrykas att beräkningarna i manualen baseras på ett urval av områden med högst abundans – den tredjedel områden per bassäng där fångst per anstängning var högst för varje art. Precisionsberäkningarna i manualen kan således vara optimistiska om inte ett urval görs för att endast provta områden med bäst förutsättningar för hög yngelrekrytering.

Samtliga arter av årsyngel i denna studie fångades inom sina normala utbredningsområden. Det gäller även de arter som inte förekommer inom hela undersökningsområdet i föreliggande studie, det vill säga sutare och svart smörbult som finns upp till Gästrikland, vimma upp till Hälsingland och sarv upp till Indalsälven (Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna 2012).

De rödlistade arterna barklöst sträfse och uddnate påträffades under inventeringarna men endast ett av dessa fynd gjordes i områden skyddade i nätverket Natura 2000. Den främmande arten smal vattenpest påträffades i ganska stora mängder i totalt fyra områden i Norrbotten och Västerbotten. Denna art uppmärksammades i Sverige först 1991 (Anderberg 1992) i Mälaren och bara två år senare i Norrbotten (Larsson och Willen 2006). Enligt de båda senare författarna fanns 2006 ett flertal fynd i norra Bottenviken men arten verkar underrapporterad i Artportalen. Där finns bara ett brackvattensfynd söder om Skellefteå. Viktigt att notera i dessa sammanhang är att undersökningstypen ger begränsad information om bottenvegetation eftersom endast en liten yta undersöks och de allra grundaste områdena undviks. Kransalgen barklöst sträfse förekommer exempelvis huvudsakligen på grundare vatten än vad som inventeras. Undersökningstypen syftar inte heller till vegetationsinventering.

Utvärdering av undersökningstypen

Områden och stationer

I föreliggande studie saknades i många fall uppgifter om de utvalda områdenas lämplighet för provtagning med aktuell undersökningstyp. Om så är fallet inför framtida studier är det önskvärt att kontrollera möjligheten till provtagning genom en översiktsinventering på våren/försommaren, exempelvis enligt den metodik som beskrivs i Persson och Johansson (2007). Potentiella objekt väljs först ut efter ortofotostudier. I samband med ett fältbesök bör man även mäta djupen i mynningsområdet för att kunna beräkna dess tvärsnittsarea och, med hjälp av detta, kunna ta fram den topografiska öppenheten (Ea) och vattenutbytet (Ty) för området. Detta mått på avsnörningsgrad har tidigare visat sig vara en av de viktigare faktorerna för att förklara sammansättningen på årsyngelsamhället i laguner (Hansen m.fl. 2008a). Genom att exempelvis endast slumpa områden inom ett relativt smalt spann på öppenheten kan man uppnå en högre grad av jämförbarhet. Alternativt kan områdena delas in i kategorier eller öppenheten tas med som en variabel i analysen.

Bild 7. I område 15 Västerfjärden, naturtyp *estuarier* (1130), i Umeälvens delta kunde bara fem av planerade tio stationer undersökas då området i stora delar var alltför grunt för provfiske enligt aktuell undersökningstyp. Vattendjupet var huvudsakligen mindre än 0,15 meter. Foto Anna Gustafsson.

Tyvärr har nog urvalet av områden inverkat menligt på analysresultaten i detta uppdrag. Framförallt gäller detta för naturtyp *estuarier*. Enligt gällande definition för denna naturtyp (Naturvårdsverket 2011) framgår att det kustmynnande vattendragets medelvattenföring bör överstiga 2 m^3/s. Av de estuarier som ingår i föreliggande studie är det med säkerhet bara områdena 6 Åbyälvens mynning, 15 Västerfjärden och 31 Sörfjärden som uppfyller detta

kriterium. Dessutom gör även område 2 Ågrundssundet sannolikt det, men detta område är utvalt som exempel på naturtyp *laguner* i föreliggande uppdrag. Att framslumpade naturtyp *estuarier* i framtida studier verkligen är estuarier enligt gällande vägledning bör säkerställas inför provtagning, förslagsvis genom en kontroll mot SMHI:s Vattenwebb där vattenföring redovisas. Det ska dock påpekas att det i flera av de utpekade estuarierna mynnar mindre vattendrag som kan vara mycket viktiga för fiskrekryteringen eftersom det ofta sker stora lekvandringar även i mycket små bäckar och åar som åtminstone för vatten under våren (Engstedt m.fl. 2010). Karaktären på avrinningsområdet uppströms havsområdet, om där exempelvis finns större översvämningsvåtmarker som är gynnsamma för gäddrekrytering, samt om havsområdet utanför är tillräckligt skyddat mot snabba vattenutbyten, är då avgörande för fiskyngelförekomsten. Även om dessa områden inte uppfyller kriterierna för naturtyp *estuarier* har många av dem således potential att vara viktiga rekryteringsområden och är som sådana intressanta för provtagning.

Bild 8. Karakteriserande för naturtyp *estuarier* (1130) är en påtaglig sötvattenpåverkan från vattendrag som enligt Naturvårdsverkets vägledning (2011) bör ha en medelvattenföring större än 2 m^3/s. Som enda kustmynnande vattendrag till område 24 Själnöhamn, Västernorrlands län, bidrar bäckmynningen på bilden bara med en bråkdel av detta flöde. Foto Mia Arvidsson.

Hur slumpningar ska utföras bör beskrivas tydligt i undersökningstypen. Den metodik som tillämpades i aktuellt uppdrag (se kapitlet Metodik) fungerade bra och kan vara lämplig som standard. I ett projekt av den här typen kan det vara lämpligt att uppdragsgivaren har huvudansvaret inte bara för utslumpning av områden utan även stationer. Det kan också vara lämpligt att komplettera undersökningstypen med information om fördelarna med översiktsinventering och vikten av att kontrollera att utvalda områden verkligen representerar de naturtyper man avser att undersöka.

Målindikatorer

Fältmetoden som använts i föreliggande studie är baserad på en mycket stor samlad erfarenhet från de senaste decennierna. Den är, trots en del brister som sannolikt kan åtgärdas (se nedan), den bästa metoden för de flesta typer av grunda, relativt vågskyddade områden längs den svenska ostkusten. Metoden är dock framtagen för att undersöka fiskyngelsamhället och inte det totala fisksamhället. I nedanstående text kommenteras hur väl den aktuella undersökningstypen fungerar för uppföljning av fastställda målindikatorer avseende fisk.

Undersökningstypen genererar data som potentiellt kan användas för att mäta Målindikator 12 (I naturtypen ska föryngring av fisk förekomma hos arten X med minst Y yngel i snitt/ansträngning). Dock bör formuleringen ”snitt/ansträngning” ändras till ”fångst/ansträngning”. Data i föreliggande studie visar på mycket stora variationer med många nollresultat (”nollskott”) vilket, åtminstone i denna studie, gjorde denna typ av mått oprecisa och svaga.

Målindikator 13a (I naturtypen ska andelen rovfisk större än x cm av beståndet vara minst y %) kan överhuvudtaget inte övervakas med data enbart från yngelprovtagning. Data för äldre fisk som fångats genom aktuell undersökningstyp bör inte användas som mått på målindikatorn eftersom metoden inte är optimerad för att undersöka hela fisksamhället utan enbart yngel. Man kan också fråga sig vad som egentligen avses med detta mål; vad är ”beståndet”? Det kan tolkas som beståndet av rovfisk eller det totala fiskbeståndet. I föreliggande studie beräknades andelen rovfiskyngel (bara abborre och gädda aktuella) av det totala fiskyngelsamhället. Även här skulle man kunna överväga en omformulering av målet utgående från vad som gjorts i föreliggande projekt.

Målindikator 13b (I naturtypen ska Shannon index i fisksamhället vara minst x) kan mätas utifrån de uppgifter som undersökningstypen ger om yngelsamhället. Omformulering, eller tillägg, krävs i så fall för målindikatorn till att gälla fiskyngelsamhället.

Även för Målindikator 24 (I naturtypen ska minst x typiska arter och egna indikatorarter fiskar förekomma) kan man fråga sig vad som avses. Räcker enstaka fångst av en viss art i ett område för att målet ska vara uppfyllt? Vuxen fisk av de flesta arter går sannolikt att finna i alla områden under någon tidpunkt. I flera områden fångades äldre fisk av de typiska arterna utan att yngel av dessa arter förekom. Att använda dessa data för analyser är inte att rekommendera med tanke på att metoden är framtagen för övervakning av yngelstadier och inte vuxen fisk.

Mot bakgrund av den dåliga precisionen för abundans ser vi gärna ett tillägg till gällande målindikatorer. En målindikator som beskriver förekomst (eller icke-förekomst) av rekrytering hos typiska arter, utan att beskriva abundans, gör det möjligt att hålla nere antalet områden som krävs för uppföljning av bevarandestatus på biogeografisk nivå.

Sprängmedel och minsta sprängdjup

I manualen finns endast uppgiften att 10 gram Pentex primer ska användas och att sprängämnet delas manuellt. Det har under sommar och höst pågått en diskussion bland yngelsprängare om detta där somliga förespråkar en stor noggrannhet vid uppdelningen i bitar om 10 gram. Detta görs vanligen genom att mäta den totala längden på den del av primerns plaströr som är fyllt med sprängmedel och dela röret därefter. Hänsyn tas då till att inte hela röret är fyllt, och till att fyllnadsgraden är ojämn. Vi anser det inte motiverat att begära att fältpersonal ska ha med en precisionsvåg för delning. Författarna till föreliggande studie vill hävda att det inte är möjligt att dela med någon större precision eftersom sprängmedlet flyttas vid den oundvikliga hopklämning som sker vid kapning med sax eller kniv. Under sommarens provtagning har vi dessutom vid några tillfällen noterat att odetonerat sprängmedel funnits kvar i resterna av laddningen, framförallt laddningar bestående av två ihopsatta delar á 5 gram sprängämne. Eftersom rester av laddningen inte alltid återfinns är det inte möjligt att uttala sig om hur vanligt detta var. Det är också oklart om detta fenomen är vanligare för den typ av primer som huvudsakligen användes i föreliggande studie (Orica Pentex 25) jämfört med den tidigare vanliga Forcit Pentex 25 F. Typen av hölje, med ett kraftigare mer komplext plaströr på den förra och ett enklare, tunnare på den senare skulle kunna tänkas spela in liksom viskositeten hos själva sprängmedlet. Oricas sprängmedel har fastare konsistens medan Forcitprimerns är lösare. De primers som används vid yngelsprängning är egentligen framtagna för att få igång större laddningar, ofta av flytande sprängmedel, vid bergssprängning när kraven på noggrannhet är små bortsett från att man verkligen får en detonation. Vid en sådan sprängning kommer garanterat allt sprängmedel i primern att detonera, om inte annat så när den stora laddningen gör det. Kapning av primers är, som framgår av manualen, hälsofarligt och borde egentligen undvikas. Problemen skulle kunna undvikas genom att man undersökte möjligheten att få till specialframställda primers om exakt 10 gram. Även om kostnaden skulle tredubblas för sådana primers skulle detta fortfarande utgöra en försvinnande liten del av den totala kostnaden för yngelprovtagning med undervattensdetonationer.

Bild 9. Odetonerat sprängämne finns ibland kvar efter detonationerna. Foto: Johan Persson.

Det har diskuterats om mindre laddningar borde användas, framförallt i små laguner på grunt vatten. Grunden till detta är att små laguner får få skott och man riskerar då att missa förekommande yngel beroende på var slumpen placerar skotten. En ökad mängd större skott skulle ge en alltför stor påverkan på bestånden i området och alternativet vore att minska laddningsmängden. Stora laddningar på grunt vatten, särskilt med riktigt mjuka sediment och låg vegetationstäckning försvårar eller omöjliggör dessutom eftersök av både yngel och vegetation på botten eftersom det lösa bottenmaterialet grumlar vattnet avsevärt. Här finns dock möjligheten att öka minimidjupet för var skott kan läggas till exempelvis 1 meter istället för 0,5 meter vilket skulle minska detta problem. Vi föreslår ett större test i likhet med den studie som genomfördes 2004 (Snickars m.fl. 2007) där tryckvågsmätning och eventuellt även effekt på fiskyngel studeras. I en sådan studie bör olika primertyper och olika laddningsstorlekar testas. Dessutom kan effekten av olika metoder för eventuell kapning av primers utvärderas.

Vad gäller minsta sprängdjup i övrigt är 0,5 meter vanligtvis lämpligt ur säkerhetssynpunkt. Över hårdbotten kan större djup än 0,5 meter krävas för att inte skott ska upplevas som obehagliga. Under alla omständigheter är det helt nödvändigt att man i grunda områden ser att kapseln med sprängämne ligger på tillräckligt djup, och inte på uppstickade sten och block.

Provtagning

I undersökningstypen efterlyser vi ett stycke som beskriver de praktiska svårigheterna vid provtagningen. Detta gäller exempelvis problemen med att samla stora mängder flytande fisk efter detonationen när det blåser måttlig

vind eller kraftigare. Framförallt är detta påtagligt för arter som vanligen flyter upp en lång tid efter skottet, exempelvis abborre, sutare och ruda samt även gädda. Av detta följer att provtagning i frisk till hård vind bör undvikas. Vidare är det är ofta mycket svårt att samla sjunkfisk när stora mängder storspigg dör vid skottpunkten (>500-1000 individer). Dessutom upplever vi att det är mycket svårt att hitta fisk som sjunker när det är tät vegetation, mycket trådalger och/eller grumligt vatten. Vidare är det lätt att grumla under snorklingen när det är grunt och när sedimenten är lösa samt när det ligger mycket finmaterial på undervattensvegetationen. Avslutningsvis föreslår vi att det i undersökningstypen förtydligas att båtmotor ej ska användas när flytande fisk samlas in eftersom det är mycket lätt att försämra sikten i vattnet inför insamlingen av fisk som sjunker.

Bild 10. I tät vegetation och hög förekomst av trådalger är det svårt eller omöjligt att hitta och insamla all sjunken fisk. Exemplet på bilden är från Svartviken i Gävleborgs län. Djupet var nära 3 meter. Foto: Mia Arvidsson.

Trådalger och vegetation

I undersökningstypen anges endast att trådalger ska bedömas enligt den gängse ordinalskalan 0-4. I det fältprotokoll som bilagts finns dock en ruta för bedömning av lösliggande trådalger i procent. Denna information bör finnas med även i manualens beskrivande del. Tanken var att man skulle få data på förekomst av mattbildande lösliggande alger. En annan anledning till detta inventeringsförfarande kan vara att man eftersträvar en samsyn på bedömningar inom olika typer av punktdata. Framförallt gäller det data från dropvideoinventering.

Att delvis byta synsätt för bedömning av trådalgsförekomst kan ha både för- och nackdelar. Den tidigare ordinalskalan med klasser 0-4 har varit i bruk sedan 2002 och har, efter grundliga diskussioner mellan fältarbetare med mycket stor erfarenhet av inventering i grunda Östersjövikar, bedömts vara

tämligen väl fungerande. Då underlag från inventering enligt denna skala har använts i vetenskapliga studier (t.ex. Eriksson m.fl. 2009) har klasserna 0-2 respektive 3-4 slagits samman till klasserna ”lite” respektive ”mycket” trådalger. Att använda samma skala även framöver har fördelen att jämförelser med tidigare undersökningar kan underlättas. Dock kan man tänka sig en möjlig förbättring av metodiken där ett alternativ kan vara att ange påväxtalger på vegetation i procent täckning och kombinera det med angivelse av lager för att på så vis ta hänsyn till volymen. Trådalgerna kan ses som en negativ miljöfaktor för högre vegetation och därmed för varmvattengynnade fiskyngel. Att enbart använda procentuell täckning för trådalger ger inte underlag för bedömning av denna påverkan. Ett dylikt förfarande skulle dock sannolikt bli betydligt mer tidskrävande än att använda ordinalskalan. Att kombinera med en procentuell täckning av mattbildande trådalger direkt på botten, enligt aktuell undersökningstyp, kan vara en god idé. Det är dock viktigt att förtydliga hur dessa båda mått ska förhålla sig till varandra.

Enligt undersökningstypen ska medelhöjd av dominerande vegetation anges i tillägg till arternas procentuella täckningsgrad. Detta tillägg ger en bättre beskrivning av något som förekommer i en tredimensionell rymd, vilket är något vi välkomnar. Komplikationer kan dock uppstå vid stationer där vegetationen domineras av lågväxta arter, exempelvis den vanligt förekommande kransalgen borststräfse, men med större inslag av högväxta arter, exempelvis borstnate. Att ange medelhöjden för den dominerande lågväxta arten ger i ett sådant fall troligen en felaktig bild av vegetationens betydelse för fisk. Mer lämpligt kan vara att ange medelhöjden av all vegetation, alternativt ange både medel- och maxhöjd.

Turbiditet och siktdjup

Grunda skyddade områden i Östersjön har ofta ett påfallande klart vatten vilket till stor del kan förklaras av riklig förekomst av bottenvegetation. Den höga täckningsgraden skyddar sedimenten från att röras upp och vegetationen bromsar också upp vattenrörelser vilket leder till att partiklar inte längre kan hålla sig svävande i vattenmassan. Eventuellt finns också allelopatiska effekter (ett slags kemisk krigföring) från kransalger och annan vegetation som kan hindra tillväxt av växtplankton. Sammansättningen av fisksamhället kan påverkas av grumligheten i vattnet, något som studerats av exempelvis Sandström (2004). Detta är alltså en viktig parameter att mäta i fält. Undersökningstypen föreslår dock att siktdjup ges högre prioritet än turbiditetsmätning. I föreliggande studie av 42 områden var det endast möjligt att uppmäta ett relevant siktdjup i fyra. I övriga områden var siktdjupet större än största djup. Detta talar för att turbiditet bör vara högre prioriterat än siktdjup, i motsats till vad som anges i undersökningstypen. Man kan överväga att utesluta mätning av siktdjup överhuvudtaget i den här typen av miljöer eftersom riklig förekomst av vegetation gör sådana mätningar svåra eller osäkra. Det finns även en uppenbar risk för att siktskivan åstadkommer en grumling av mjuka bottensediment med osäker mätning som följd. Vid siktdjupsmätning bör dessutom områdets djupaste punkt uppsökas, något som

det sällan finns resurser till att efterforska. Det bör förtydligas i undersökningstypen hur turbiditetsmätningen skall göras. Vi föreslår provtagning på 0,5 m djup i en central punkt i området varefter ett medelvärde av tre grumlighetsmätningar presenteras. Alternativt görs mätningar nära varje station, strax före skott. På så vis erhålls ett bättre statistiskt underlag med en i sammanhanget marginellt ökad tidsåtgång och kostnad.

Åldersuppskattning

Av avgörande betydelse för uppföljning av fiskrekrytering med den aktuella metoden är att de individer man räknar som årsyngel verkligen är årsyngel. I de allra flesta fall är detta inget problem men särskilt under år med sämre rekrytering kan man hamna i bryderier, framförallt när det gäller abborre, gädda och mört. Det är inte ovanligt att exempelvis alla de små abborrarna i ett område ligger jämnt fördelade i spannet 65-85 mm. Är dessa fångade i början eller mitten av september kan man med stor säkerhet säga att de är årsyngel (0+), eftersom man är i slutet av den period när de tillväxer allra mest. Om de däremot är fångade i början av augusti ett år med kall vår och sommar är det möjligt att de större fiskarna, över cirka 80 mm, kan vara fjolårsyngel (1+). En dålig tillväxtsäsong ger dessutom småväxta 1+ vilket gör dem lätta att förväxla med 0+. För gädda är det inte ovanligt att vissa områden, särskilt i Norrland, har gäddyngel runt eller t.o.m. under decimetern i slutet av augusti till början av september. Detta gäller ofta relativt avsnörda områden och vanligen är tätheterna förhållandevis höga. Småväxtheten skulle alltså eventuellt kunna förklaras av konkurrens. Avkomma till tidiglekande gädda i gynnsamma miljöer kan som årsyngel vid samma tidpunkt vara dubbelt så stora, kring 200 mm. Vidare kan gädda, abborre och löja ha en mycket utdragen lekperiod. Runt Stockholms skärgård har exempelvis författarna observerat gäddlek från mitten av mars till början av juni samma säsong och romsträngar av abborre har observerats vid inventeringar i mitten av april och några veckor framåt samt så pass sent som i slutet av juli. Skilda lektider och varierande tillväxthastigheter beroende på klimatet skapar därför naturliga osäkerheter i åldersbestämningen. Vi föreslår att undersökningstypen kompletteras med någon form av riktvärden för storlekar på årsyngel av olika arter vid början och slutet av fältsäsongen, möjligen uppdelat på olika regioner. Under arbetet med föreliggande rapport har vi varit i kontakt med författarna till undersökningstypen som meddelat att man föredrar gränser på basen av längdfördelningar för varje undersökning separat. Om denna princip ska gälla måste detta utvecklas i undersökningstypen.

Enligt undersökningstypen ska yngel som inte säkert kan åldersbestämmas konserveras för senare analys. Detta fungerar säkerligen utmärkt i forskningssammanhang, men troligen inte i studier av föreliggande typ. Analyser på laboratorium tar tid och är mycket kostsamma vilket gör att detta moment kan vara orealistiskt. Vidare kommer dessa analyser att medföra att rapportframställandet kommer att fördröjas eftersom analyserna tar tid. Möjligen skulle det vara enklare att spara de delar på ynglen som används vid åldersläsning (fjäll, gällock, otoliter) i förmärkta förpackningar direkt i fält än

att ta med hela fiskarna hem med tanke på lagringsmöjligheterna under primitiva fältveckor. Då krävs också instruktioner för detta i manualen. Alternativt tas detta stycke bort från manualen. Hur stor andel av fångsten som kan vara aktuell för åldersanalys på laboratorium kan väntas variera, troligen främst med inventerarnas erfarenhet. Normalt sett bedömer vi andelen som liten.

Bild 11. Gäddyngel från det starkt avsnörda området 5 Innerstholmen, naturtyp *laguner* (1150). Det övre ynglet motsvarar storleken på de flesta gäddyngel som fångats i föreliggande studie medan flertalet yngel i detta område var i storlek som de två nedre. Foto Gustav Johansson.

Artbestämning av årsyngel

Det finns ingen nyckel för bestämning av olika arter av årsyngel. En nyckel för detta bör tas fram av SLU Aqua eller ArtDatabanken med instruktioner och illustrativa bilder som visar hur man skiljer olika arter åt. Ungefär vartannat år bör även interkalibreringskurser hållas så att artbestämningskunskaperna hos utförarna hålls färska. Dessa kurser bör även innehålla artbestämning av undervattensvegetation.

Dataläggning

I undersökningstypen anges att Institutionen för akvatiska resurser vid SLU (SLU Aqua) upprätthåller en databas för yngeldata, och verkar för att bli nationell datavärd för denna typ av undersökningar. Inför föreliggande studie rådde dock oklarhet om hur data skulle levereras till denna databas.

I enlighet med förfrågningsunderlag och avtal matades data från aktuellt uppdrag in i en Excelfil som tillhandahölls av beställaren. Om denna eller liknande fil ska användas fortsättningsvis bör den kompletteras med konsekvent information om vilka åldersklasser som ska registreras (förslagsvis enbart årsyngel och adulta, ej övriga juvenila) samt med arter som kan förväntas vid provfiske i marin atlantisk och baltisk miljö. Vidare föreslår vi att vetenskapliga namn genomgående används, såväl i originalversion som vid eventuella kompletteringar.

En Excelfil är oftast det enklaste valet inför analysarbete. Inom miljöövervakningen av vegetationsklädda bottnar används en Access-applikation kallad MarTrans. Nackdelarna med en Access-lösning är dels att utförarna måste ha tillgång till programmet Microsoft Access (vilket inte ingår i Office-paketet som standard), dels att man måste vara tämligen insatt i databasarbete för att kunna plocka ut data för vidare analyser. Inom miljöövervakningen av makrofyter i sötvatten har man istället tagit fram en Excelfil som mer är uppbyggd som en databas där varje post har en egen rad. Man matar alltså in varje art i en ruta (eller, i vårt fall, station) på en ny rad där data som gäller hela stationen, exempelvis position, bara kopieras ner i sina respektive kolumner. En sådan fil är sannolikt mycket enklare att sedan importera till en databas. I alla händelser bör dataläggningsprocedurerna ses över och förtydligas i undersökningstypen. Hänsyn bör då tas till att det också ska gå att arbeta analytiskt med data och att dubbelarbete i görligaste mån undviks.

Referenser

Adill A, Karås P, Mo K & Sevastik A 2009. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2008. Fiskeriverkets kustlaboratorium.

Adill A, Mo K & Sevastik A 2011. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2010. Fiskeriverkets kustlaboratorium, arbetsrapport, 27 sid.

Adill A, Landfors F, Mo K & Sevastik A 2012. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2011. Fiskeriverkets kustlaboratorium, Aqua reports 2012:7.

Ahlkrona E, Engdal A, Ledwith M, Olssob B, Sehlstedt Å. 2010 Utrbredningskartor för Natura 2000 naturtyper. Rapport för Naturvårdsverket. Metria.

Anderberg A 1992. Smal vattenpest, *Elodea nuttallii*, en ny vattenväxt i den svenska floran. Svensk Botanisk Tidskrift 86: 43.

Andersson J, Dahl J, Johansson A, Karås P, Nilsson J, Sandström O & Svensson A 2000. Recruitment failure and decreasing stocks in the coastal areas of Kalmarsund. Fiskeriverket, Rapport 2000:5.

Arvidsson M, Johansson G, Persson J & Schreiber H 2012. Kartläggning av lek- och uppväxtområden för abborre och gädda i Norafjärden, Gaviksfjärden och Risöfjärden 2011. Länsstyrelsen i Västernorrlands län, under tryckning.

Bates D, Maechler M, Bolker B & Walker S 2014a. _lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4_. R package version 1.1-7, URL:

http://CRAN.R-project.org/package=lme4.

Bates D, Maechler M, Bolker B & Walker S 2014b. "lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4." ArXiv e-print; submitted to _Journal of Statistical Software_, URL: http://arxiv.org/abs/1406.5823.

Clarke KR & Warwick RM 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth.

Dahlgren T, Lindegarth M, Kilnäs M & Hammersland J 2012. Manual för uppföljning av marina miljöer i skyddade områden, version 4.5.3, 2012-03-16. Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten.

Eide W (red.) 2014. Arter och naturtyper i habitatdirektivet – bevarandestatus i Sverige 2013. ArtDatabanken SLU, Uppsala.

EEA 2013. Rapportering av status för Sveriges naturtyper i art- och habitatdirektivet enligt artikel 17, år 2013. Eionet Central Data Repository. European Environment Agency. http://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=se/eu/art17/envucgywg/SE_habitats_reports-131223-141035.xml&conv=350&source=remote

(hämtad 2014-10-23)

Engstedt O, Stenroth P, Larsson P, Ljunggren L & Elfman M 2010. Assessment of natal origin of pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea using Sr:Ca in otoliths. Environmental Biology of Fishes 89: 547–555.

Eriksson, B. K., A. Sandström, M. Isæus, H. Schreiber, and P. Karås. 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. Estuarine Coastal and Shelf Science 61:339-349.

Eriksson BK, Ljunggren L, Sandström A, Johansson G, Mattila J, Rubach A, Råberg S & Snickars M 2009. Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. Ecological Applications 19:1975–1988.

Europaparlamentets och rådets direktiv 1992/43/EEG. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:SV:HTML.

Gärdenfors, U (red.) 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Hammer Ø, Harper DAT & Ryan PD 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica, 4, 9 p.

Hansen J. 2010. Effects of morphometric isolation and vegetation on the macroinvertebrate composition in shallow Baltic Sea land-uplift bays. Doktorsavhandling, Botaniska institutionen, Stockholms universitet.

Hansen J, Johansson G & Persson J 2008a. Grunda havsvikar längs Sveriges kust. Mellanårsvariationer i undervattensvegetation och fiskyngelförekomst. Länsstyrelsen i Uppsala län, 2008:16, 70 sid.

Hansen, JP & Snickars M 2014. Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. Hydrobiologia 738:171-189.

Hansen, JP, Wikström SA & Kautsky L. 2008b. Effects of water exchange and vegetation on the macroinvertebrate fauna composition of shallow land-uplift bays in the Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 77:535-547.

Hansen, JP, Wikström SA & Kautsky L 2012. Taxon composition and food-web structure in a morphometric gradient of Baltic Sea land-uplift bays. Boreal Environment Research 17:1-20.

Havs- och vattenmyndigheten manuskript. Undersökningstyp: Yngelprovfiske med små undervattensdetonationer. Programområde: Kust och hav. Version 2014-05-09.

Hill M O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology 54: 427–432.

Karås P. 1999. Rekryteringsmiljöer för kustbestånd av abborre, gädda och gös. Fiskeriverket. Rapport 1999:6.

Larson D & Willén E 2006. Främmande och invasionsbenägna vattenväxter i Sverige. Svensk Botanisk Tidskrift 100: 5–15.

Ljunggren L, Sandström A, Johansson G, Sundblad G & Karås P 2005. Rekryteringsskador hos Östersjöns kustfiskbestånd. Fiskeriverket informerar (Finfo) 2005:5, 45 sid.

Ljunggren, L., Sandström, A., Bergström, U., Mattila, J., Lappalainen, A., Johansson, G., Sundblad, G., Casini, M., Kaljuste, O., Eriksson, B.K.. 2010. Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift. ICES Journal of Marine Science 67 (8), 1587–1595.

Munsterhjelm R 1997. The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. Acta botanica Fennica 157:1-68.

Naeslund M, Westling A, Halling C .manuskript. Plan för kartering av art-och habitatdirektivets marina naturtyper. Havs -och vattenmyndigheten version 2014-10-16

Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Strålfeniga fiskar. Actinopterygii. 2012. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Naturvårdsverket 2011. Vägledningar för kust och hav, beslutade november 2011: Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1. Naturvårdsverket. http://naturvardsverket.se/sv/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Natura-2000/Natura-2000-Kust-och-hav/ (hämtad 2014-10-23).

Naturvårdsverket manuskript. Undersökningstyp: Yngelprovfiske med små undervattensdetonationer. Version 2013-02-14. 36 sid.

Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Henry M, Stevens H & Wagner H 2013. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10. http://CRAN.R-project.org/package=vegan

Persson & Johansson. 2007. Manual för basinventering av marina habitat (1150, 1160 och 1650) – Metoder för kartering av undervattensvegetation, Version 5. Naturvårdsverket, 29 sid.

Persson J, Johansson G & Loreth T 2013. Förstärkta fiskbestånd i Roslagens skärgård. Slutrapport 2010-2012. Upplandsstiftelsen, Rapport 2013/5, 35 sid.

Persson J, Remén Loreth T & Johansson G 2014. Förstärkta fiskbestånd i Roslagens skärgård. Verksamhet 2013. Upplandsstiftelsen, Rapport 2014/2, 14 sid.

R Core Team 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org/.

Sandström 2004. The influence of visual conditions on young percids (Percidae spp.). Akademisk avhandling, Åbo Akademi.

Sandström A, Eriksson BK, Isæus M, Schreiber, H & Karås P 2005. Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. Ambio 34:125-130.

Schreiber H & Persson J 2010. Bottenvegetation och fiskyngel i Långvind och Harkskär sommaren 2009. Länsstyrelsen i Gävleborgs län, Rapport 2010:08, 24 sid.

Shannon CE 1948. A mathematical theory of communication. The Bell Systems Technical Journal 27: 379–423 och 623–656.

Snickars M, Sandström A, Lappalainen A & Mattila J 2007. Evaluation of low impact pressure waves as a quantitative sampling method for small fish in shallow water. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 343: 138-147.

Snickars M, Sandström A, Lappalainen A, Mattila J, Rosqvist K, &Urho L 2009. Fish assemblages in coastal lagoons in land-uplift succession: The relative importance of local and regional environmental gradients. Estuarine Coastal and Shelf Science 81:247-256.

Svensson R, Gullström M & Lindegarth M 2011. Dimensionering av uppföljningsprogram: komplettering av uppföljningsmanual för skyddade områden. Havsmiljöinstitutet och Göteborgs universitet.

Wennberg S & Lindblad C. 2006. Sammanställning och analys av kustnära undervattensmiljö (SAKU). Naturvårdsverket Rapport 5591.

Övriga källor: Ulf Bergström, SLU.

Bilaga – artlistor

Tabell 1. Noterade arter av fiskyngel vid yngelprovfiske i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet och Bottenviken 2014. Typiska arter markeras med blått.

Fiskar			Bottenhavet		Bottenviken	
TaxonID	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	1150	1130	1150	1130
262517	*Abramis bjoerkna/brama*	björkna/braxen	x	x		x
206120	*Alburnus alburnus*	löja	x	x	x	x
206133	*Phoxinus phoxinus*	elritsa	x	x	x	x
1001745	*Pomatoschistus* spp.	stubbar	x	x		x
206152	*Pungitius pungitius*	småspigg	x	x	x	x
206134	*Scardinius erythrophthalmus*	sarv	x	x		
206091	*Sprattus sprattus*	skarpsill		x		
206136	*Tinca tinca*	sutare	x			
206119	*Vimba vimba*	vimma	x			
102608	*Carassius carassius*	ruda	x			
206089	*Clupea harengus*	strömming		x		x
206139	*Esox lucius*	gädda	x	x	x	x
206151	*Gasterosteus aculeatus*	storspigg	x	x	x	x
206197	*Gymnocephalus cernuus*	gärs		x		x
102137	*Leuciscus idus*	id	x	x	x	x
206158	*Gobius niger*	svart smörbult	x	x		
206198	*Perca fluviatilis*	abborre	x	x	x	x
206135	*Rutilus rutilus*	mört	x	x	x	x
		Antal	15	15	8	12

Tabell 2. Noterade arter av kärlväxter vid yngelprovfiske i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet och Bottenviken 2014. Typiska arter markeras med blått. Taxa som enbart noterats till släkte har inte räknats med i summeringen av antal arter om någon art i samma släkte förekom.

Kärlväxter			Bottenhavet		Bottenviken	
TaxonID	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	1150	1130	1150	1130
222198	*Agrostis stolonifera*	krypven			x	x
221611	*Callitriche hermaphroditica*	höstlånke	x	x	x	x
221612	*Callitriche palustris*	smålånke			x	x
222389	*Ceratophyllum demersum*	hornsärv	x	x	x	
1006258	*Elatine* spp.	slamkrypor			x	x
221527	*Eleocharis acicularis*	nålsäv		x	x	x
219565	*Elodea nuttallii*	smal vattenpest		x	x	x
1006371	*Hippuris* spp.	hästsvansar		x		
220532	*Isoëtes echinospora*	vekt braxengräs			x	x
222527	*Juncus bulbosus*	löktåg			x	x
219572	*Lemna trisulca*	korsandmat	x	x	x	
220832	*Myriophyllum alterniflorum*	hårslinga			x	x
223346	*Myriophyllum sibiricum*	knoppslinga	x	x	x	x
223347	*Myriophyllum spicatum*	axslinga	x	x		x
223348	*Myriophyllum verticillatum*	kransslinga		x	x	x
219579	*Najas marina*	havsnajas	x	x	x	
221553	*Nuphar lutea*	gul näckros		x	x	x
221733	*Nymphaea alba*	vit näckros		x		x
219584	*Potamogeton berchtoldii*	gropnate			x	x
1904	*Potamogeton friesii*	uddnate			x	
219590	*Potamogeton gramineus*	gräsnate				x
219592	*Potamogeton natans*	gäddnate			x	x
219595	*Potamogeton perfoliatus*	ålnate	x	x	x	x
219598	*Potamogeton pusillus*	spädnate	x	x	x	x
1006556	*Ranunculus* sp.	ranunkler	x	x		x
222893	*Ranunculus circinatus*	hjulmöja	x	x		
222894	*Ranunculus confervoides*	hårmöja			x	x
224928	*Ranunculus peltatus* ssp. *baudotii*	vitstjälksmöja		x	x	
224929	*Ranunculus peltatus* ssp. *peltatus*	sköldmöja			x	x
222918	*Ranunculus reptans*	strandranunkel				x
219606	*Sagittaria sagittifolia*	pilblad			x	x
1006506	*Sparganium* sp.	igelknoppar			x	x
219588	*Stuckenia filiformis*	trådnate		x	x	x
219594	*Stuckenia pectinata*	borstnate	x	x	x	x
220604	*Subularia aquatica*	sylört			x	x
1006349	*Utricularia* sp.	bläddror			x	x
219614	*Zannichellia palustris*	hårsärv	x	x	x	x
		Antal	11	20	29	29

Tabell 3. Noterade arter av alger vid yngelprovfiske i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet och Bottenviken 2014. Typiska arter markeras med blått.

Alger			Bottenhavet		Bottenviken	
TaxonID	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	1150	1130	1150	1130
232820	*Aegagropila linnaei*	getraggsalg			x	x
225236	*Chara aspera*	borststräfse	x	x	x	x
322	*Chara baltica*	grönsträfse	x	x		
324	*Chara braunii*	barklöst sträfse				x
334	*Chara tomentosa*	rödsträfse	x	x		
235061	*Chara virgata*	papillsträfse			x	x
232750	*Chorda filum*	sudare		x		
233706	*Fucus radicans*	smaltång		x		
232759	*Fucus vesiculosus*	blåstång		x		
235222	*Nitella opaca/flexilis*	glansslinke/mattslinke			x	x
235063	*Nitella wahlbergiana*	nordslinke			x	x
1566	*Tolypella nidifica*	havsrufse				x
1016242	*Ulva* spp.	havssallater/tarmalger		x		
233183	*Vaucheria dichotoma*	svartskinna	x	x		
		Antal	4	8	5	7

Tabell 4. Samtliga noterade arter per naturtyp och havsbassäng vid yngelprovfiske i naturtyperna *laguner* (1150) och *estuarier* (1130) i Bottenhavet och Bottenviken 2014.

Naturtyp *laguner* (1150) i Bottenhavet

Abramis bjoerkna/brama	björkna/braxen
Alburnus alburnus	löja
Phoxinus phoxinus	elritsa
Pomatoschistus spp.	stubbar
Pungitius pungitius	småspigg
Scardinius erythrophthalmus	sarv
Tinca tinca	sutare
Vimba vimba	vimma
Carassius carassius	ruda
Esox lucius	gädda
Gasterosteus aculeatus	storspigg
Leuciscus idus	id
Gobius niger	svart smörbult
Perca fluviatilis	abborre
Rutilus rutilus	mört
Callitriche hermaphroditica	höstlånke
Ceratophyllum demersum	hornsärv
Lemna trisulca	korsandmat
Myriophyllum sibiricum	knoppslinga
Myriophyllum spicatum	axslinga
Myriophyllum verticillatum	kransslinga
Najas marina	havsnajas
Potamogeton perfoliatus	ålnate
Potamogeton pusillus	spädnate
Ranunculus sp.	möja obestämd
Ranunculus circinatus	hjulmöja
Ranunculus confervoides	hårmöja
Stuckenia pectinata	borstnate
Zannichellia palustris	hårsärv
Chara aspera	borststräfse
Chara baltica	grönsträfse
Chara tomentosa	rödsträfse
Vaucheria dichotoma	svartskinna

Tabell 4, fortsättning.

Naturtyp *laguner* (1150) i Bottenviken

Alburnus alburnus	löja
Phoxinus phoxinus	elritsa
Pungitius pungitius	småspigg
Esox lucius	gädda
Gasterosteus aculeatus	storspigg
Leuciscus idus	id
Perca fluviatilis	abborre
Rutilus rutilus	mört
Agrostis stolonifera	krypven
Callitriche hermaphroditica	höstlånke
Callitriche palustris	smålånke
Ceratophyllum demersum	hornsärv
Elatine sp.	slamkrypa obestämd
Eleocharis acicularis	nålsäv
Elodea nuttallii	smal vattenpest
Hippuris spp.	hästsvansar
Isoëtes echinospora	vekt braxengräs
Juncus bulbosus	löktåg
Lemna trisulca	korsandmat
Mentha aquatica	vattenmynta
Myriophyllum alterniflorum	hårslinga
Myriophyllum sibiricum	knoppslinga
Myriophyllum verticillatum	kransslinga
Najas marina	havsnajas
Nuphar lutea	gul näckros
Potamogeton berchtoldii	gropnate
Potamogeton friesii	uddnate
Potamogeton natans	gäddnate
Potamogeton perfoliatus	ålnate
Potamogeton pusillus	spädnate
Ranunculus confervoides	hårmöja
Ranunculus peltatus ssp. *baudotii*	vitstjälksmöja
Ranunculus peltatus ssp. *peltatus*	sköldmöja
Sagittaria sagittifolia	pilblad
Sparganium sp.	igelknopp obestämd
Stuckenia filiformis	trådnate
Stuckenia pectinata	borstnate
Subularia aquatica	sylört
Utricularia sp.	bläddra obestämd
Zannichellia palustris	hårsärv
Aegagropila linnaei	getraggsalg
Chara aspera	borststräfse
Chara virgata	papillsträfse
Nitella opaca/flexilis	glansslinke/mattslinke
Nitella wahlbergiana	nordslinke

Tabell 4, fortsättning.

Naturtyp *estuarier* (1130) i Bottenhavet

Abramis bjoerkna/brama	björkna/braxen
Alburnus alburnus	löja
Phoxinus phoxinus	elritsa
Pomatoschistus spp.	stubbar
Pungitius pungitius	småspigg
Scardinius erythrophthalmus	sarv
Sprattus sprattus	skarpsill
Clupea harengus	strömming
Esox lucius	gädda
Gasterosteus aculeatus	storspigg
Gymnocephalus cernuus	gärs
Leuciscus idus	id
Gobius niger	svart smörbult
Perca fluviatilis	abborre
Rutilus rutilus	mört
Callitriche hermaphroditica	höstlånke
Ceratophyllum demersum	hornsärv
Eleocharis acicularis	nålsäv
Elodea nuttallii	smal vattenpest
Hippuris spp.	hästsvansar
Lemna trisulca	korsandmat
Myriophyllum sibiricum	knoppslinga
Myriophyllum spicatum	axslinga
Myriophyllum verticillatum	kransslinga
Najas marina	havsnajas
Nuphar lutea	gul näckros
Nymphaea alba	vit näckros
Potamogeton perfoliatus	ålnate
Potamogeton pusillus	spädnate
Ranunculus sp.	möja obestämd
Ranunculus circinatus	hjulmöja
Ranunculus peltatus ssp. *baudotii*	vitstjälksmöja
Stuckenia filiformis	trådnate
Stuckenia pectinata	borstnate
Zannichellia palustris	hårsärv
Chara aspera	borststräfse
Chara baltica	grönsträfse
Chara tomentosa	rödsträfse
Chorda filum	sudare
Fucus radicans	smaltång
Fucus vesiculosus	blåstång
Ulva spp.	tarmalger
Vaucheria dichotoma	svartskinna

Tabell 4, fortsättning.

Naturtyp *estuarier* (1130) i Bottenviken

Abramis bjoerkna/brama	björkna/braxen
Alburnus alburnus	löja
Phoxinus phoxinus	elritsa
Pomatoschistus spp.	stubbar
Pungitius pungitius	småspigg
Clupea harengus	strömming
Esox lucius	gädda
Gasterosteus aculeatus	storspigg
Gymnocephalus cernuus	gärs
Leuciscus idus	id
Perca fluviatilis	abborre
Rutilus rutilus	mört
Agrostis stolonifera	krypven
Callitriche hermaphroditica	höstlånke
Callitriche palustris	smålånke
Elatine spp.	slamkrypa obestämd
Eleocharis acicularis	nålsäv
Elodea nuttallii	smal vattenpest
Isoëtes echinospora	vekt braxengräs
Juncus bulbosus	löktåg
Myriophyllum alterniflorum	hårslinga
Myriophyllum sibiricum	knoppslinga
Myriophyllum spicatum	axslinga
Myriophyllum verticillatum	kransslinga
Nuphar lutea	gul näckros
Nymphaea alba	vit näckros
Potamogeton berchtoldii	gropnate
Potamogeton gramineus	gräsnate
Potamogeton natans	gäddnate
Potamogeton perfoliatus	ålnate
Potamogeton pusillus	spädnate
Ranunculus sp.	möja obestämd
Ranunculus confervoides	hårmöja
Ranunculus peltatus ssp. *peltatus*	sköldmöja
Ranunculus reptans	strandranunkel
Sagittaria sagittifolia	pilblad
Sparganium sp.	igelknopp obestämd
Stuckenia filiformis	trådnate
Stuckenia pectinata	borstnate
Subularia aquatica	sylört
Utricularia sp.	bläddra obestämd
Zannichellia palustris	hårsärv
Aegagropila linnaei	getraggsalg
Chara aspera	borststräfse
Chara braunii	barklöst sträfse
Chara virgata	papillsträfse
Nitella opaca/flexilis	glansslinke/mattslinke
Nitella wahlbergiana	nordslinke
Tolypella nidifica	havsrufse