

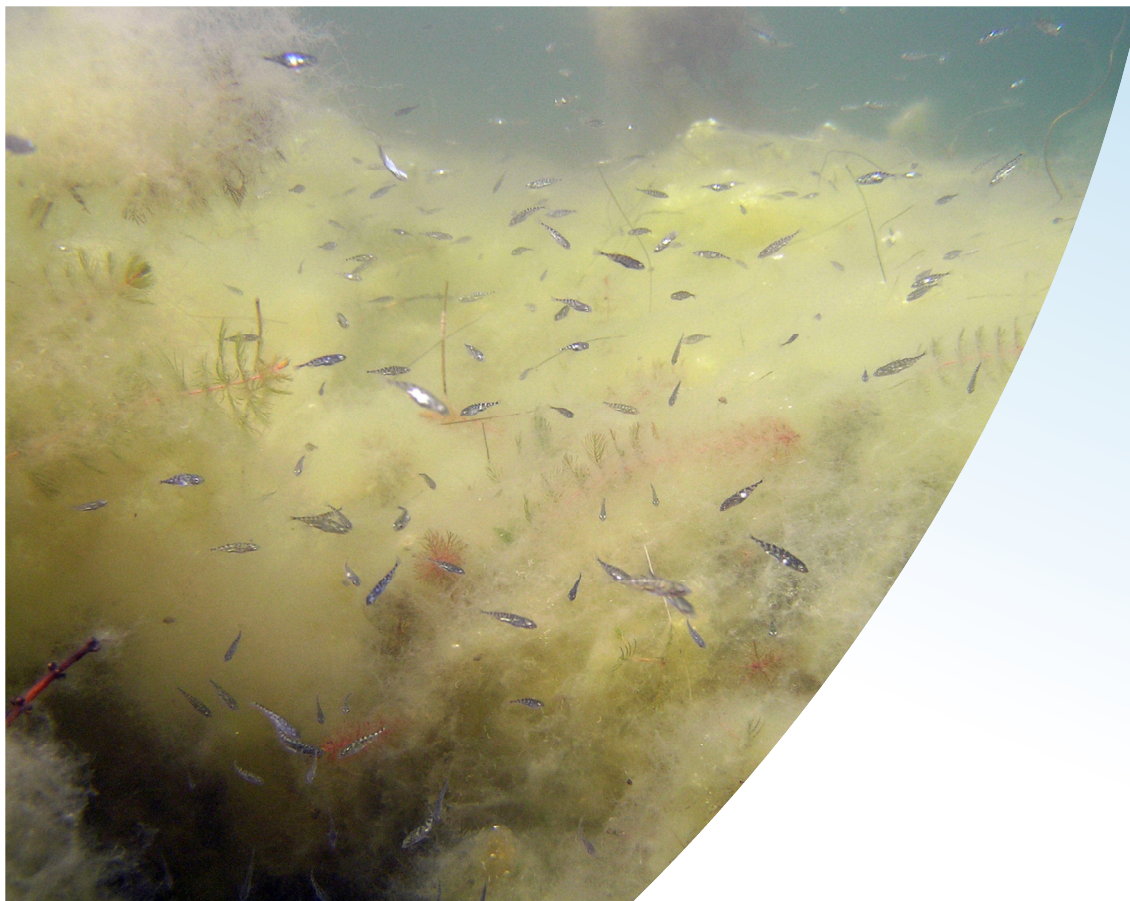
Modellering av potentiella rekryteringsområden för fisk i Kalmarsund

AquaBiota Rapport 2011:03

Författare: Göran Sundblad¹ & Ulf Bergström²

¹AquaBiota Water Research

²Institutionen för akvatiska resurser, SLU



AquaBiota
WATER RESEARCH

STOCKHOLM, SEPTEMBER 2011

Beställare:

Denna undersökning är utförd av AquaBiota Water Research och Institutionen för akvatiska resurser vid SLU. Rapporten utgör en del i projektet Plan Fish, som leds av Institutionen för akvatiska resurser och finansieras av Naturvårdsverket.

Författare:

Göran Sundblad (goran.sundblad@aquabiota.se)
Ulf Bergström (ulf.bergstrom@slu.se)

Bilder:

Ulf Bergström (framsida)

Kontaktinformation:

AquaBiota Water Research AB
Adress: Löjtnantsgatan 25, 115 50 Stockholm
Tel: +46 8 522 302 40
www.aquabiota.se

Kvalitetsgranskad av:

Martin Isæus (martin.isaeus@aquabiota.se)
Håkan Wennhage (hakan.wennhage@slu.se)
Jens Olsson (jens.olsson@slu.se)

Distribution:

Fri

Internetversion:

Nedladdningsbar hos www.aquabiota.se

Citera som:

Sundblad, G. & Bergström, U. 2011. Modellering av potentiella rekryteringsområden för fisk i Kalmarsund. AquaBiota Rapport 2011:03. 30 sid.

AquaBiota Rapport 2011:03

ISBN: 978-91-85975-14-3

ISSN: 1654-7225

© AquaBiota Water Research 2011

INNEHÅLL

Innehåll	3
Sammanfattning	5
Inledning	7
1. Material och Metoder	9
1.1. Biologiska data.....	9
1.2. Rumsliga miljövariabler	12
1.3. Modellering av rekryteringsområden.....	13
1.4. Modellprediktioner och jämförelser mellan områden.....	14
2. Resultat och diskussion.....	16
2.1. Siktdjupsmodellering i Kalmar och Blekinge.....	16
2.2. Modellering av rekryteringsområden.....	17
2.3. Modellprediktioner och jämförelser mellan områden.....	19
2.4. Potentiell och nuvarande utbredning av predikterade rekryteringsområden	24
Referenser	25
Bilagor.....	27

SAMMANFATTNING

Abborre och gädda i Östersjön nyttjar både kustområden och kustmynnande vattendrag för reproduktion. Rekryteringen i kustområdena är i dagsläget svag i många områden och tillgängliga data, som förekommer i sparsam omfattning, tyder på att reproduktionsframgången i bland annat Kalmarsund kan vara nedsatt. Institutionen för akvatiska resurser vid SLU undersöker de faktorer som styr rekryteringen av abborre och gädda i Östersjön för att kunna ge råd om hur man skall förvalta bestånden av arterna. I denna studie undersöker vi hur nuvarande utbredning av rekryteringsområden i Kalmarsund ser ut i förhållande till potentiell utbredning baserat på utbredningsmönster från andra områden. Studien görs för att ge ett mått på om, och i vilken omfattning, rekryteringen i Kalmarsund är nedsatt i dagsläget. Genom att använda statistiska modeller som relaterar förekomsten av de tidigaste livsstadierna av fisk till olika miljöfaktorer kan utbredningen av rekryteringsområden karteras (predikteras) på basen av heltäckande miljölager i GIS. I ett första steg togs en karta över siktdjup i Kalmar och Blekinge län fram, vilken tillsammans med djup och exponering för vågor användes som förklaringsvariabler i de statistiska modellerna. Baserat på observerade förekomster av abborrlek samt förekomster av yngel av abborre, gädda och spigg (små- och storspigg) predikterades potentiell och nuvarande utbredning av rekryteringsområden i tre delområden av Kalmar län (Vinö, Mönsterås och södra Kalmar). Potentiell utbredning av rekryteringsområden baserades på modeller från skärgårdsområdet mellan Stockholm och Åbo i Finland (fortsättningsvis Stockholmsmodeller), dvs områden där rekryteringen överlag bedömts fungera tillfredställande, medan nuvarande utbredning baserades på data från Kalmar län (fortsättningsvis Kalmarmodeller). Eftersom det i praktiken är omöjligt att validera ett estimat på potentiell utbredning i områden där inga eller få rekryter återfinns (Mönsterås och södra Kalmar) utfördes två försök att skatta osäkerheten i Stockholmsmodellernas prediktiva förmåga i nya sammanhang, i Blekinge och i Vinö i norra Kalmar. I Blekinge län visade sig observerade förekomster skilja sig från Stockholmsområdet vad gällde prefererade miljöförhållanden, vilket resulterade i låga valideringsvärden. När Stockholmsmodellerna applicerades i Vinö erhöles något högre valideringsvärden. Eftersom det var svårt att bedöma lämpliga gränsvärden över vilka flytten av modellerna ansågs lämpliga samtidigt som det fanns skillnader i provtagningsdesign, så utgör dessa försök inget kvantitativt mått på de flyttade modellernas relevans. I överensstämmelse med liknande studier visade dessa försök att det är problematiskt att utvärdera hur väl modeller kalibrerade i ett område kan beskriva utbredningsmönster i nya områden. Potentiell utbredning av rekryteringsområden i Mönsterås och södra Kalmar baseras därmed på antagandet att habitatvalet hos de studerade fiskarterna är detsamma som i Stockholmsområdet. Resultaten visade på en möjlig förlust av rekryteringsområden i Mönsterås och södra Kalmar. För yngel av både abborre och gädda pekades betydligt större områden ut som potentiella rekryteringshabitat än vad som nyttjas idag. Resultaten bör dock tolkas med försiktighet, eftersom det i likhet med jämförelsen med Blekinge län fanns vissa skillnader i de underliggande modellerna från Stockholmsområdet och Kalmar län,

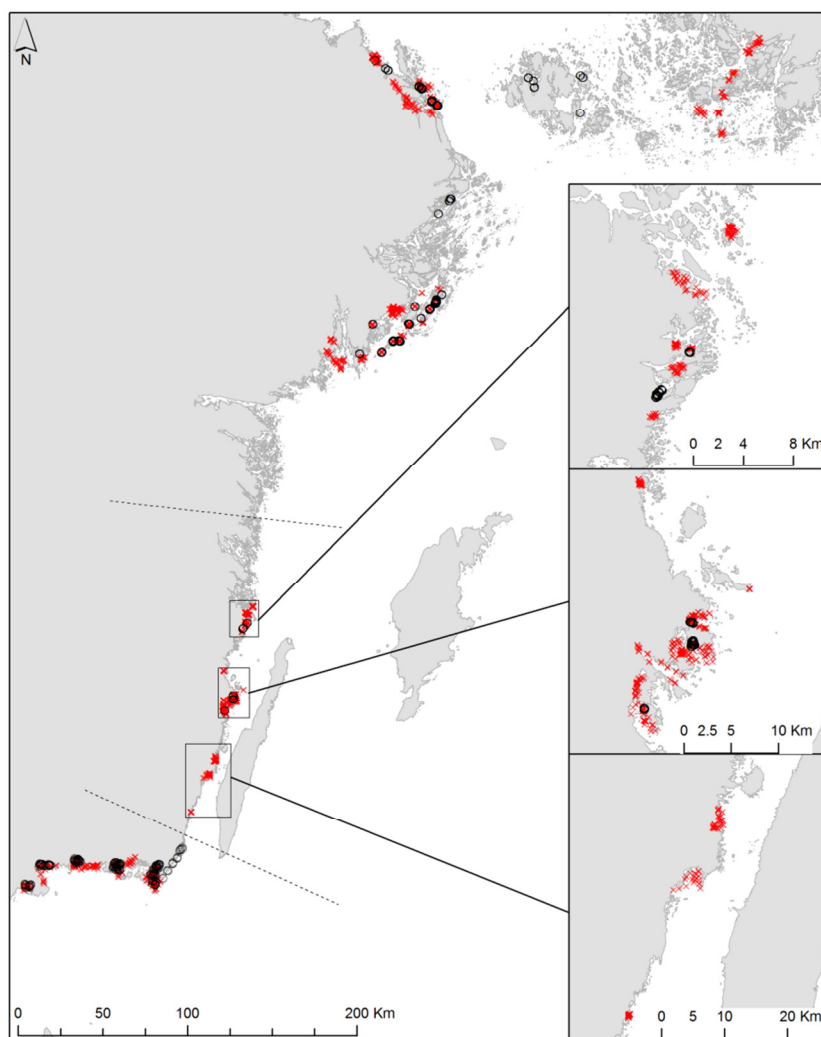
framförallt vad gällde lekområden för abborre. Samtidigt utgjorde stora delar av alla delområden i Kalmar rekryteringshabitat för spigg. Den här studien, där resultaten dock är svåra att validera, stöder alltså hypotesen att man i Mönsterås och södra Kalmar har en störning i reproduktionen i kustområdena, med avsaknad av ungfisk i många potentiellt lämpliga miljöer. Den stora förekomsten av predikterade spigghabitat stärker resultaten från tidigare och pågående studier som indikerar att spiggen har potential att reglera rekryteringen av abborre och gädda genom predation på ägg och larver och eventuellt även genom konkurrens om föda.

INLEDNING

Födovävssamband och faktorer som styr rekryteringen av sötvattensfisk, framför allt abborre, men även gädda och andra arter, längs Östersjökusten är en prioriterad forskningsfråga för Institutionen för akvatiska resurser vid SLU. Tidigare resultat har indikerat svag rekrytering från 1990-talets mitt (Ljunggren et al. 2005, 2010), framför allt längs öppna kuststräckor i t ex Kalmarsund. Orsaken till den svaga rekryteringen är inte känd, men i dagsläget finns indikationer på att starka bestånd av storspigg kan hålla nere reproduktionen av andra arter, antingen genom predation på ägg och larver av abborre och gädda eller genom konkurrens om föda (Ljunggren et al. 2010, Kustlaboratoriet opubl.). Då tillgången till äldre rekryteringsdata är mycket begränsad har det varit problematiskt att avgöra vilka områden som skulle kunna vara lämpliga för rekrytering av abborre och gädda samt i vilken omfattning potentiella rekryteringsområden i dagsläget är outnyttjade i Kalmarsund.

Statistiska modeller som relaterar förekomsten av fisk till olika miljöfaktorer kan i detta sammanhang fungera som ett undersökningsverktyg för skattning av potentiell utbredning av fiskrekryteringshabitat i påverkade områden. Genom att statistiskt beskriva relationen mellan förekomst av fisk och miljöfaktorer i ett område kan utbredningen i ett nytt område predikteras då heltäckande GIS-lager av miljövariablerna finns tillgängliga, en arbetsprocess kallad rumslig utbredningsmodellering (se t ex Elith & Leathwick 2009). Ett viktigt antagande är att den underliggande fisk-miljörelationen är densamma i båda områdena. Tidigare försök i mindre områden har visat på både svårigheter och möjligheter med ett sådant angreppssätt (Sundblad et al. 2009). Ett problem med att applicera utbredningsmodeller i nya områden är att det blir svårt att kvantitativt utvärdera hur väl modellerna kan beskriva observerade utbredningsmönster i det nya området. Detta gäller framför allt i områden där rekryteringen förmodas vara påverkad av annat än prediktorvariablerna eftersom observationer som görs då inte kan förväntas överensstämma med modellens prediktioner.

Denna rapport redovisar ett försök att prediktera förväntad utbredning av kustnära rekryteringshabitat för några av de vanligaste fiskarterna i Kalmarsunds kustområde. Habitatbeskrivningar från två olika områden användes för detta syfte. Basen för de första prediktionerna var modeller som kalibrerats mot observerade utbredningsmönster i relation till miljöfaktorer i Uppsala, Stockholm, Södermanland samt Åland och Finska skärgårdshavet (hädanefter Stockholmsområdet, Figur 1).



Figur 1. Inventerade stationer fördelade på yngel (röda kryss) och lekområden (svarta cirklar). Tre delområden inom Kalmar län är förstörade. Från ovan: Vinö, Mönsterås och södra Kalmar. Stationer norr om Kalmar län användes för att kalibrera Stockholmsmodellerna och stationer söder därom, i Blekinge, användes som jämförelsematerial. Modeller kalibrerades även på basen av stationer från Kalmar län.

Vi använde Stockholmsmodellerna som ett mått på potentiell utbredning av rekryteringsområden i Kalmar län. För att få ett mått på modellernas förmåga att förutsäga utbredningsmönster i nya områden predikterades även rekryteringsområden i Blekinge län, där valideringsmaterial fanns tillgängligt. Även om inga kartprediktioner gjordes baserat på utbredningsmönster i Blekinge län, användes detta material också som en jämförelse av de beskrivande miljövariablernas generalitet genom att separata modeller kalibrerades i detta område. Den andra omgången kartprediktioner kalibrerades i Kalmar län, inklusive både områden där indikationer på störning av rekryteringen noterats (Mönsterås och södra Kalmar) samt fungerande områden (Vinö), och gav således ett integrerat mått på nuvarande utbredning av rekryteringsområden i hela Kalmar län. Genom att jämföra predikterad utbredning av rekryteringsområden på basen av Stockholms- respektive Kalmarmodellerna har estimat på potentiellt förlorad rekrytering i Kalmarsund tagits fram.

1. MATERIAL OCH METODER

1.1. Biologiska data

Rom

Utbredning av lekområden modellerades för abborre, baserat på direkta observationer av rom. Två dataset med liknande insamlingsmetod har använts i denna rapport. Det första datasetet insamlades 2003 medelst snorkling enligt beskrivning i Snickars et al. (2010), som också innehåller en beskrivning av typiska lekhabitat. Ytterligare material fanns tillgängligt från en uppföljning av lekfredningsområden och insamlades 2007 medelst båt (Bergström et al. 2008). Det totala underlaget för lekområdesmodeller hade insamlats i 27 delområden i Stockholms och Uppsala län, samt på Åland. Totalt antal stationer och observerade förekomster ges i Tabell 1.

Det var vissa skillnader i insamlingsmetod för Blekinge och Kalmar län. En stor del av kusten i Blekinge län inventerades under våren 2010 med avseende på lekområden för abborre (Ulf Lindahl personlig kontakt, Figur 1). Rominventeringen skedde från båt och samma kuststräcka genomsöktes vanligtvis två gånger med ett par veckors mellanrum. Längs med avsökt sträcka noterades miljöförhållanden även då rom inte påträffades, vilket är en nödvändighet för att kunna utvärdera modellens prediktiva förmåga. Valideringsunderlag i Kalmar täckte en mindre del av kusten och omfattade endast 5 vikar, varav 2 i Vinö och 3 i Mönsterås, och insamlades 2003 (Figur 1). Den största skillnaden återfanns i Kalmar läns data, som till skillnad från Stockholmsmodellerna och Blekinge var insamlat endast medelst snorkling. Avsaknaden av båtbaserad inventering är förmodligen anledningen till att andel förekomster också var högre i Kalmar än övriga områden, eftersom större sträckor (fler icke-förekomster) kan inventeras medelst båt (Tabell 1 och 2). Insamlingen i Kalmar län baserades också på flera återbesök av samma lokaler, vilket ökat antalet prover för modellerna (Tabell 2). På grund av det låga antalet vikar i Kalmar bör validering och jämförelse mellan lekområden predikterade på basen av Stockholmsmodellen och Kalmarmodellen tolkas med försiktighet. Maximalt avsökt djup var något högre i Stockholmsmodellerna än i Kalmar och Blekinge. Även om det sker en viss extrapolering av Stockholmsmodellerna gällande exponering för vågor och siktdjup vid prediktion i Blekinge bedömdes detta vara inom rimliga gränser.

Yngel

Modeller för utbredning av uppväxtområden, dvs förekomsten av årsyngel av fisk, baserades på information från Södermanland, Stockholm och Uppsala län, samt det finska Skärgårdshavet (Figur 1). Endast årsyngel av abborre och gädda har använts. Då fångster av spigg ej konsekvent har delats in i olika åldersgrupper har alla åldrar av både storspigg och småspigg inkluderats i gruppen spigg. Spiggfångsterna vid sprängning består dock främst av årsyngel. Fisk har insamlats med sprängmetoden, beskriven i Snickars et al. (2007). Sprängstyrkan har varit 10 gram dynamit. Totalt för Stockholmsområdet har data från fyra år använts (2005-2007, 2009), data som även

tidigare använts i flera rapporter (se t ex Bergström et al. 2008, Fredriksson et al. 2010a, 2010b, Sundblad et al. 2010). Spigg var den vanligast förekommande arten i Stockholmsområdet, följt av abborre, medan gädda förekom endast i en dryg tiondel av de undersökta stationerna (Tabell 1). Yngel av gädda framstod ha den starkaste kopplingen till de tre miljövariablerna, eftersom gäddan hade en snävare förekomstrange än övriga arter. Det är generellt rekommenderat att hela miljögradienten ska täckas av undersökningen, inklusive de områden där arten inte längre förekommer (Guisan & Zimmerman 2000). Djup, som är den faktor provtagningen primärt stratifieras efter under planeringen, var den variabel som helt täckte alla observerade förekomster.

Tabell 1. Sammanställning av underlagsdata till prediktiva modeller från Stockholmsområdet, fördelat på dataset och responsart. *N* = totalt antal stationer. Andel förekomst är beräknad som antal stationer där arten har förekommit dividerat med totala antalet stationer. Range för de tre miljövariablerna ges för hela datasetet samt för förekomster av responsarterna.

Dataset / Responsart	Antal förekomster	Andel förekomster (%)	Djup (m) Min - Max	Vägexponering (log(m ² s ⁻¹)) Min - Max	Modellerat siktdjup (m) Min - Max
Rom (N = 4 039)			0 - 5.2	2.44 - 4.60	1.2 - 5.1
Abborre	302	7.4	0.3 - 3.0	2.46 - 4.41	1.6 - 5.0
Yngel (N = 570)			0.3 - 5.8	2.64 - 5.63	0.4 - 5.2
Abborre	202	35	0.3 - 4.3	2.64 - 5.63	0.7 - 5.1
Gädda	75	13	0.5 - 3.7	2.68 - 4.7	0.8 - 4.2
Spigg	227	40	0.6 - 5.2	2.92 - 5.60	1.0 - 5.1

Materialet från både Kalmar och Blekinge var insamlat med motsvarande sprängstyrka 2005-2010, men med vissa skillnader vad gäller insamling av fisk som sjunkit till botten i samband med provtagning. Till skillnad från Stockholmsområdet där både flytande och sjunkande fisk samlats in, samlades endast flytande fisk in i södra Kalmar 2008 och i Mönsterås 2006, samt i vissa delområden inom Mönsterås 2008. Totalt hade 108 av 835 stationer endast noterat flytande fisk och detta antogs inte nämnvärt påverka resultaten eftersom de modeller som användes i denna studie inte bygger på tätheter utan på förekomster.

En förutsättning för att modeller från ett område med framgång ska kunna flyttas till ett nytt område är att relationen mellan miljö och fiskens utbredning är densamma i båda områdena. En jämförelse av miljövariablerna mellan Stockholmsområdet, Kalmar och Blekinge visar att alla miljögradients var väl representerade. Störst skillnad återfanns i sommarmedelvärden av siktdjup, som generellt blev högre längre söderut. Noterbart är att förekomster av alla arter gjordes vid litet siktdjup i Stockholmsområdet medan det i Kalmar och Blekinge främst förekom fisk vid relativt stora siktdjup. Skillnader i djup återfanns också inom Kalmar län när delområdena Vinö, Mönsterås och södra Kalmar jämfördes. Uppmätt djup vid provtagning var större i Vinö än övriga delområden (6 resp 3.8 m), men enligt det GIS-lager som fanns tillgängligt (Wennberg & Lindblad 2006) var

djupet i alla tre områden 0-3 m. Denna skillnad i fältmätt och GIS-baserat djup kan ha konsekvenser för prediktionerna, eftersom modellerna baserades på fältmätt djup men predikterades på GIS-baserade miljölager.

Vad gäller arternas förekomstfrekvens var abborre den vanligast förekommande arten i Vinö- och i Stockholmsområdet (Tabell 1 och 2). Stationerna i Blekinge hade en något lägre andel förekomster av abborre medan i Mönsterås och södra Kalmar var abborre högst ovanlig (<2%).

Tabell 2. Sammanställning av data från Kalmar och Blekinge län, fördelat på dataset och responsart. N = antal stationer. Andel förekomst är beräknad som antal stationer där arten har förekommit dividerat med totala antalet stationer. Range (min-max) för de tre miljövariablerna ges för hela datasetet samt för förekomster av responsarterna. Notera att för djup ges intervallet både från fältmätta data samt inom parentes baserat på befintligt GIS-underlag.

Dataset / Responsart	Antal före- komster	Andel före- komster (%)	Djup (m) (GIS)	Våg- exponering (log(m ² s ⁻¹))	Modellerat siktdjup (m)
Rom Kalmar län (N = 609)			0.1 - 2.7 (0-3)	2.45 - 3.51	1.8 - 4.3
Abborre	107	18	0.5 - 1.8 (0-0)	3.06 - 3.33	2.5 - 4.3
Rom Blekinge län (N = 336)			0 - 3.3 (0-5)	2.35 - 5.68	2.2 - 7.0
Abborre	23	7.0	0.3 - 2.0 (0-3)	3.15 - 4.00	3.5 - 5.6
Yngel Vinö (N = 190, varav 3 utan fältmätt djup)			0.6 - 6 (0-3)	2.37 - 5.45	3.3 - 5.3
Abborre	80	42	0.6 - 4.5 (0-3)	2.41 - 4.27	3.3 - 5.3
Gädda	68	36	0.6 - 3.5 (0-3)	2.41 - 4.13	3.5 - 5.1
Spigg	79	42	0.6 - 4.5 (0-3)	2.37 - 5.45	3.3 - 5.3
Yngel Mönsterås (N = 347 varav 49 utan fältmätt djup)			0 - 3.3 (0-3)	2.22 - 4.91	1 - 7.6
Abborre	5	1.4	0 - 1.5 (0-1)	2.81 - 3.29	1.3 - 4.3
Gädda	17	4.9	0.5 - 2 (0-3)	2.90 - 3.42	1.0 - 3.0
Spigg	232	67	0.1 - 3.3 (0-3)	2.45 - 4.91	1.0 - 7.6
Yngel Södra Kalmar (N = 91, varav 30 utan fältmätt djup)			0.2 - 3.8 (0-3)	2.77 - 4.87	1.0 - 4.6
Abborre	2	2.2	1.7 (0)	3.45 - 4.01	2.9 - 3.6
Gädda	0	0			
Spigg	50	55	0.2 - 1 (0-3)	2.77 - 4.73	1.2 - 4.6
Yngel Blekinge (N = 207)			0 - 5.7 (0-6)	3.04 - 5.61	2.1 - 8.0
Abborre	38	18	0 - 5.5 (0-5)	3.05 - 5.24	2.6 - 7.0
Gädda	123	59	0 - 5.2 (0-5)	3.05 - 5.4	2.6 - 8.0
Spigg	73	35	0 - 5.3 (0-6)	3.13 - 5.61	3.7 - 8.0

Gädda var den mest frekvent förekommande arten i Blekinge och återfanns i hela 59 % av stationerna (samt i höga tätheter, Tabell 3). Vinö uppvisade också en relativt hög förekomstfrekvens jämfört med Stockholmsområdet (36 och 13 % av stationerna), vilket möjligtvis var en temporal effekt eftersom yngel av gädda generellt haft höga fångster både 2009 och 2010. I Mönsterås förekom gädda i 17 stationer (5 %), av vilka 15 stationer återfanns i Timmernabben söder om Mönsterås där fiskevårdande åtgärder för gädda har bedrivits. Av de övriga två stationerna med gädda återfanns en i Lervik, som också ansluter till anlagda våtmarker (Borger 2010), och en i Mönsteråsviken. Ingen gädda har noterats i södra Kalmarområdet. Spigg var den mest frekvent förekommande arten i Stockholmsområdet och återfanns i ungefär samma andel stationer som i Blekinge och Vinö (40, 35 och 42 % respektive). I Mönsterås och i södra Kalmar återfanns spigg i en större andel av stationerna (67 och 55 %).

1.2. Rumsliga miljövariabler

För underlag till både modeller och prediktioner användes djup, exponering för vågor (Isæus 2004) och siktdjup, eftersom dessa tidigare har visats fungera väl för att predicera fiskförekomst (Sundblad et al. 2010). För kalibrering av modellerna användas fältmätta djup och sedan tidigare modellerat sommarmedelvärde för siktdjup (Sundblad 2010). Motivering för att använda sommarmedelvärden av siktdjup, snarare än direkt fältmätta värden, var att medelvärden förväntades fånga mer generella mönster i utbredning längs skärgårdsgradienterna, där siktdjupet utgör en viktig faktor. Eftersom målsättningen med projektet var att prediktera utbredning av potentiella rekryteringshabitat och jämföra med nuvarande behövdes heltäckande lager av de tre miljövariablerna också i Kalmar och Blekinge län. Djupkartor har tagits fram inom projektet SAKU (Wennberg & Lindblad 2006) och ursprunget till beräkningar av exponering för vågor var detsamma som i Stockholmsområdet. Heltäckande lager av sommarmedelvärden för siktdjup saknades dock, varför en särskild modell för detta togs fram.

1.2.1. Siktdjupsmodellering i Kalmar och Blekinge

Siktdjup från flera olika källor (Linnéuniversitetet, Länsstyrelser, SMHI, Fiskeriverket samt till MarTrans bidragande parter) har använts för att ta fram en modellprediktion över sommarmedelvärden (maj-september) i Kalmar och Blekinge län. Då inga direkta trender kunde upptäckas användes data från åren 2000 till 2010 som underlag. För stationer med flera års mätvärden användes medelvärden. Denna metod är direkt motsvarande Stockholmsområdets siktdjupsmodell (Sundblad 2010). På motsvarande sätt användes också andelen land (proxy-variabel för landavrinning) som en förklarande variabel i siktdjupsmodellen. Det är dock skillnad i skärgårdens omfattning, mätt som avstånd från fastlandet till de yttersta skären, mellan Stockholmsområdet och skärgårdarna i Blekinge och Kalmar. Således testades därför andelen land inom olika sökfönster, 1, 5 och 10 km, för att se vilken proxy-variabel för landavrinning som hade störst potential i valideringsområdet. Till skillnad från träningsområdet, där 5 km sökfönster fungerade bra, passade i Kalmar och Blekinge storleken 1 km bättre, baserat på individuell förklaringsgrad och generaliserad korsvalidering (GCV, Wood 2006) hos

siktdjupsmodellerna. Då flertalet mätstationer saknade information om djup utvärderades också olika djupderivat enligt liknande princip. Medeldjupet inom 1 km, baserat på Wennberg & Lindblad (2006), var väl korrelerat med siktdjup och fungerade som en ersättning för djup i mätpunkten. För att beskriva siktdjupet användes en generaliserad additiv modell (GAM), med normalfördelade residualer och en logitlink-funktion i programmet R (bibliotek mgcv). Så kallade 'thinplate regression splines' användes för att beskriva siktdjupet i förhållande till de förklarande variablerna. Antalet frihetsgrader för geografisk position sattes högt för att behålla en god detaljnivå i observerade rumsliga mönster. Den slutliga siktdjupsmodellen kan beskrivas enligt följande:

$$\text{Sikt} \sim s(X, Y, \text{"ts"}, k=150) + s(f1, \text{"ts"}) + s(d1, \text{"ts"}) \quad \text{Ekvation 1}$$

Där observerat medelsiktdjup är en funktion av geografisk position, andel land och medeldjup inom 1 km sökfönster (notera att link-funktionen inte är beskriven i ekvationen). För att få ett mått på modellstabilitet användes 10-delad korsvalidering, vilket innebär att data först delades i 10 lika stora delar. Sedan byggdes modellen på 9/10 delar och validerades mot den 10:e delen. Detta repeterades så att varje enskild tiondel användes för validering endast en gång. Precisionen i prediktionen mättes genom förklarad varians och root mean square error (RMSE) $\pm$ 1 standardavvikelse för de tio körningarna. RMSE motsvarar standardfel för regressioner. Totalt användes 461 stationer.

1.3. Modellering av rekryteringsområden

I likhet med siktdjupsmodelleringen användes GAM för att beskriva lämpliga fiskrekryteringsområden i Stockholmsmodellerna. Förklarande miljövariabler var djup, exponering för vågor och (modellerat) siktdjup. Så kallade 'penalizing smoothers' användes för att få en så enkel passning som möjligt till varje förklarande variabel (Wood & Augustin 2002). Initialt tilläts modellpassningen ske utan begränsning i komplexitet. Det innebär att responskurvan helt följer signalen i datamaterialet, vilket är en av fördelarna med GAM, men kan också leda till onödigt komplicerade modeller (Sandman et al. 2008). För att få ekologiskt förståeliga modeller utan att göra avkall på materialets signal sattes maximalt antal frihetsgrader till 4 för årsyngel. Lekområden för abborre modellerades i överensstämmelse med Snickars et al. (2010). Samma typ av 'thinplate regression splines' som till siktdjupsmodelleringen användes för alla modeller. Binära responsvariabler passades med tillhörande binomiala residualfördelningar. Alla modeller utvärderades genom 10-delad korsvalidering för att få ett mått på modellstabilitet samt genom så kallade AUC-värden (Fielding & Bell 1997). AUC-värden är ett standardmått inom rumslig utbredningsmodellering då binära modeller, som resulterar i ett kontinuerligt mått för sannolikhet för förekomst, skall utvärderas mot en binär observerad förekomst/icke förekomst. AUC är i detta sammanhang ett mått på prediktiv förmåga och är oberoende av tröskelvärden samt hur vanligt förekommande en art är (Pearce & Ferrier 2000). Värdet sträcker sig mellan 0.5 och 1, där 1 anger en helt korrekt klassning och 0.5 en helt slumpmässig. AUC är ett mått på modellens klassificeringsförmåga (på engelska ofta 'discriminatory power') i ett

prediktivt sammanhang. Värden mellan 0.7 och 0.8 kan betraktas som acceptabla, värden över 0.8 som bra och över 0.9 som utmärkta (Naturvårdsverket 2009).

Då prediktioner över stora områden tar lång tid användes en full modell med allt material för de rumsliga prediktionerna i GIS. Den fulla modellen kontrollerades bli densamma som medelmodellen av den 10-delade korsvalideringen. Motsvarande modeller togs också fram baserat på material insamlat i Kalmar län, samt för Blekinge län för att visualisera en jämförelse av de beskrivande miljövariablernas generalitet. En viss justering av antalet frihetsgrader för abborryngels respons till siktdjup var dock nödvändigt i Kalmar län då formen på kurvan inte bedömdes ha stöd av data, vilket kan leda till falska prediktioner i nya situationer (Thuiller et al. 2004). Maximalt antal frihetsgrader för siktdjup i abborryngelmodellen från Kalmar län sattes således till tre.

1.4. Modellprediktioner och jämförelser mellan områden

Det huvudsakliga syftet med denna studie var att jämföra nuvarande och potentiell utbredning av rekryteringsområden i Mönsterås och södra Kalmar, baserat på utbredningsmodeller kalibrerade i Kalmar län och Stockholmsområdet. Det finns dock många osäkerheter då rumsliga mönster i ett område används för att prediktera utbredningen i ett annat, mer eller mindre okänt, område (Sundblad et al. 2009). I ett initialt försök att skatta Stockholmsmodellernas prediktiva förmåga i ett oberoende område exporterades prediktioner till Blekinge län samt Vinö delområde i Kalmar län. Externa AUC-värden användes för utvärdering vilket, som beskrivet ovan, reflekterar hur väl predikterade sannolikheter sorterar i de två grupperna med och utan observerade förekomster. Vidare sattes ett tröskelvärde över vilket de predikterade sannolikheterna för förekomst klassades som potentiella rekryteringsområden, enligt modeller från både Stockholmsområdet och Kalmar län. Val av tröskelvärde gjordes genom att maximera rätt andel klassade förekomster och icke-förekomster i det område som användes för kalibrering av modellerna. Tröskelvärdet är i detta sammanhang starkt kopplat till förekomstfrekvens eftersom det anger den globala sannolikheten för förekomst i ett område. Genom att applicera tröskelvärdet från Stockholm på Stockholmsmodellernas prediktioner i Kalmar län gjordes antagandet att andelen rekryteringsområden är densamma i Stockholm och Kalmar och gav således ett mått på potentiell utbredning av rekryteringsområden. Nästa steg var att applicera ett tröskelvärde på de predikterade sannolikheterna från Kalmarmodellerna, vilket beräknades på data från Kalmar. Således användes regionala art-miljörelationer observerade i hela Kalmar län för att beskriva nuvarande utbredning av rekryteringsområden. Efter noggrant övervägande bedömde vi att tröskelvärden från samma områden som modellerna kalibrerades i var det mest lämpliga, eftersom de predikterade sannolikhetsfördelningarna är kopplade till förekomstfrekvensen. Preliminära tester med tröskelvärden från Stockholmsområdet påverkade inte nämnvärt resultaten för yngel. Slutligen jämfördes hur stor andel av områdena som predikterades som lämpligt rekryteringsområde på basen av Stockholms- respektive Kalmarmodellerna för att få ett mått på potentiell och nuvarande utbredning av rekryteringsområden i Kalmarsund.

Det bör här noteras att denna studie vilar på antagandet att de kustnära rekryteringsområdena i de tre områdena, Stockholmsområdet, Kalmar och Blekinge län påverkas på ett liknande sätt av den fysiska livsmiljön. Baserat på förekomstfrekvens (Tabell 1 och 2) föreföll Vinö i vissa avseenden vara mest likt Stockholmsområdet, exempelvis vad gäller andelen förekomster av abborre och spigg, medan andelen stationer med gädda var relativt högt i Vinö och därmed mer lik situationen i Blekinge. Sett till mönstren i fångst per ansträngning var det, i alla områden där en sådan indelning kunde göras, generellt mer abborre och gädda i de inre skärgårdsområdena än i de yttre, med motsatt förhållande vad gäller spigg (Tabell 3). Då det var relativt stora skillnader i fångst per ansträngning mellan områden som alla anses ha en fungerande rekrytering indikerar detta inte helt oväntat att man inte kan förvänta sig en perfekt passning då modeller från ett område används för att prediktera ett annat område. Genom att kalibrera modeller i alla tre områdena kunde ändå en visuell jämförelse av artspecifika responser på djup, siktdjup och exponering för vågor genomföras, vilket var informativt för att förstå skillnader i extern prediktiv förmåga och för att kunna bedöma grundförutsättningen till denna studie.

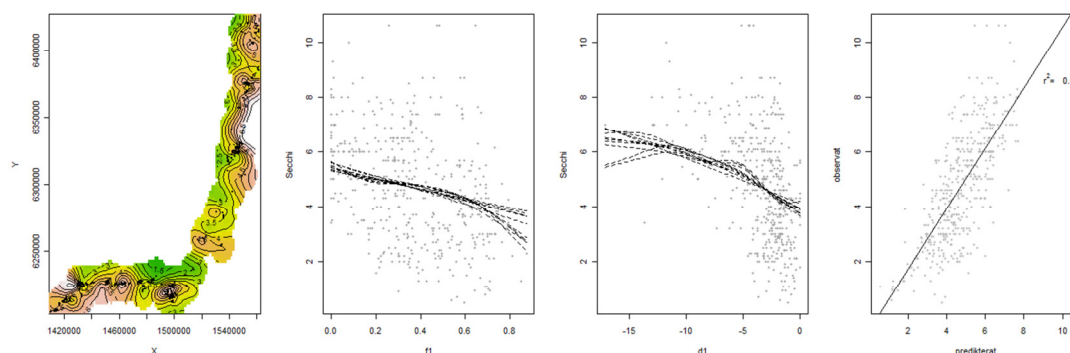
Tabell 3. Sammanställning av fångst per ansträngning av yngel i Stockholmsområdet, Blekinge och Kalmar län, fördelat på skärgårdszon. Ytter är de två första bassängerna som angränsar utsjön och Inner är 3 eller fler bassänger från utsjön, enligt SMHIs havsområdesregister. Ingen hänsyn har tagits till skillnader i antal flytande/sjunkande fisk vid provtagning förutom i Stockholmsområdet där omräkningsfaktorer har använts (opubl.). I södra Kalmar och Mönsterås finns endast ytterområden.

Art	Stockholmsområdet		Blekinge		Södra Kalmar	Mönsterås	Vinö	
	Inner	Ytter	Inner	Ytter			Inner	Ytter
Abborre	8.2	5.4	3.4	1.7	0.2	0.02	15.2	4.3
Gädda	0.4	0.2	5.0	3.9	-	0.1	2.9	0.5
Spigg	14	31	51	65	28	42	-	125

2. RESULTAT OCH DISKUSSION

2.1. Siktdjupsmodellering i Kalmar och Blekinge

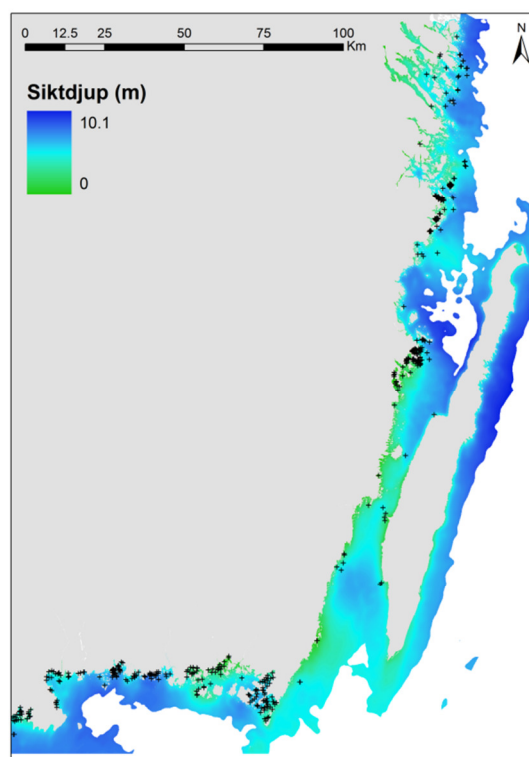
Baserat på 10-delad korsvalidering hade siktdjupsmodellen för Kalmar och Blekinge län en förklaringsgrad på 53 % (± 2 %) och ett medelfel (RMSE) på 1.4 meter (± 0.04). Andelen land inom 1 km hade störst betydelse för modellens resultat, följt av medeldjup inom 1 km och geografisk position. Responsen till förklarande variabler ges i Figur 2 a-c.



Figur 2. Siktdjupsmodell för Kalmar och Blekinge. Modellen visar förklarande variabler för somarmedelvärden av siktdjup och är baserad på 10-delad korsvalidering. Geografisk position modellerades som en yta medan andelen land inom 1 km ($f1$) och medeldjupet inom 1 km ($d1$) fungerade som kontinuerliga förklaringsvariabler. Svarta streckade linjer är responsen per korsvalidering och visualiserar osäkerheten. Den fjärde panelen, observerat mot predikterat, visar att de högsta observerade värdena (>8 m) inte fångades upp av den prediktiva modellen.

Även om ett medelfel på 1.4 meter kan anses vara bra, missade prediktionen att fånga upp de högsta observerade värdena (>8 meter, Figur 2 d). Det rörde sig dock om 17 stationer, varav endast en station är ett beräknat medelvärde. Övriga 16 stationer är en enskild observation från ett enskilt tillfälle, och borde inte ha en nämnvärd inverkan på det storskaliga mönstret i området (Figur 3).

Figur 3. Predikterat siktdjup i Kalmar och Blekinge län för områden ner till 30 m djup. Prediktion av somarmedelvärde baserades på modell i Figur 2. Notera att Ölands utsida saknar kalibreringsdata och är mindre pålitlig.



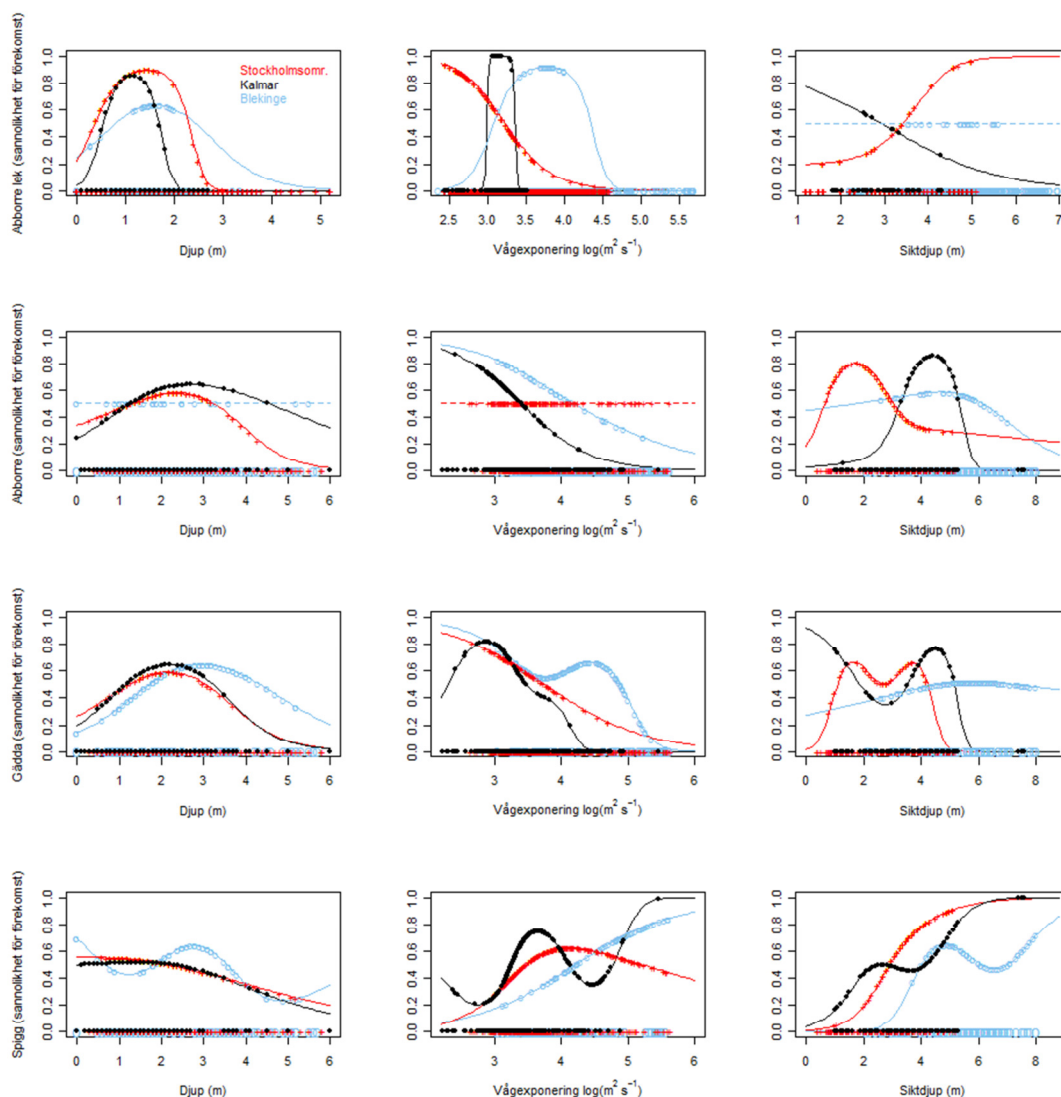
2.2. Modellering av rekryteringsområden

Modellerna över rekryteringsområden, som konstruerades på basen av data från Stockholmsområdet, hade en låg förklaringsgrad (<30 %). Detta var väntat eftersom provtagningen har varit koncentrerad till de områden där fisken oftast förväntas förekomma (Tabell 1), vilket gör att signalen i datat från miljövariablerna blir svag. Baserat på interna och korsvaliderade AUC-värden kan modellerna ändå kategoriseras som acceptabla till bra för att identifiera lämpliga habitat inom 0-6 m djup (Tabell 4).

Tabell 4. Modellresultat per respons och område. Förklaringsgrad (%) och intern AUC är baserade på en full modell med allt material, medan cvAUC ($\pm$ SD) är baserad på 10-delad korsvalidering, vilket ger ett mått på modellens stabilitet. För variabelbetydelse har den fulla modellen använts, där *S* = siktdjup, *D* = djup och *V* = vågexponering, sorterade efter minskande betydelse. Signifikansnivå anges enligt *** < 0.001, ** < 0.01, * < 0.05, . < 0.1, ns = icke signifikant och na = ej med i den slutgiltiga modellen. Notera att p-värden från GAM är högst approximativa.

Art	Område	Förklaringsgrad (%)	Intern AUC	cvAUC (SD)	Variabelbetydelse
Abborre (lek)	Stockholm	29	0.85	0.85 (0.03)	S***, D***, V***
	Kalmar	46	0.94	0.93 (0.04)	D***, V***, S*
	Blekinge	16	0.80	0.77 (0.15)	D, V, S ^{na}
Abborre	Stockholm	11	0.71	0.69 (0.07)	S***, D**, V ^{na}
	Kalmar	28	0.86	0.84 (0.05)	S***, V***, D*
	Blekinge	12	0.74	0.70 (0.16)	V***, S ^{ns} , D ^{na}
Gädda	Stockholm	12	0.75	0.67 (0.10)	V***, S*, D ^{ns}
	Kalmar	20	0.81	0.77 (0.05)	V***, S**, D**
	Blekinge	19	0.79	0.74 (0.16)	V***, D**, S ^{ns}
Spigg	Stockholm	26	0.82	0.81 (0.05)	S***, V***, D
	Kalmar	14	0.74	0.71 (0.04)	V***, S***, D ^{ns}
	Blekinge	23	0.82	0.75(0.10)	V***, D, S ^{ns}

Genom den 10-delade korsvalideringen av prediktiv förmåga (cvAUC) gavs också ett mått på modellstabilitet. Yngel av abborre och gädda i Stockholmsområdet uppvisade en lägre cvAUC än intern AUC vilket indikerar att dessa modeller, och därmed prediktioner, är drivna av en mindre andel av alla träningsstationer och därmed inte så stabila (Tabell 4). Yngel av abborre och gädda uppvisade till stor del liknande mönster längs de tre förklarande miljövariablerna, medan spigg avvek vad gäller preferens för högre exponering för vågor och siktdjup (Figur 4). Lekområden för abborre baserat på Stockholmsområdet överensstämde i stort med Snickars et al. (2010). Motsvarande responskurvor baserat på varje enskild arts 10-delade korsvalidering ges i Bilaga 1. Modeller över rekryteringsområden baserat på material från Kalmar och Blekinge län återges i Figur 4 och i Bilaga 2-3 återfinns resultaten från en 10-delad korsvalidering.



Figur 4. Sannolikhet för förekomst längs de tre förklarande miljövariablerna från Stockholmsområdet (rött), Kalmar (svart) samt Blekinge län (blått). Längs responskurvan återges observerade förekomster som + för Stockholmsområdet, solida cirklar för Kalmar län och som ringar för Blekinge län. På motsvarande sätt återges stationer utan observerad förekomst längs botten på varje figur. Streckad linje är ej inkluderad i modellen (Tabell 4. Se också Bilaga 1–3 för 10-delad korsvalidering av dessa modeller.

Utbredning av abborryngel längs de tre miljövariablerna skiljde sig mellan Stockholmsområdet och Kalmar län i det att Kalmarmodellerna visade på en preferens för något djupare områden och högre siktdjup. Vad gäller abborryngels respons till siktdjup i Kalmarmodellen är det värt att poängtera att alla siktdjupsvärden < 3.3 m är från Mönsterås och södra Kalmar, vilket kan ha bidragit till att väldigt få förekomster noterats för dessa värden. I Kalmar län kom även exponering för vågor med som en signifikant bidragande miljövariabel (Tabell 4). Jämförelsematerialet från Blekinge visade ingen relation till djup som helt uteslöts ur modellen. Relationen till siktdjup var mycket svag och var ej signifikant bidragande. Av de tre testade variablerna var det endast exponering för vågor som hade en signifikant bidragande effekt och uppvisade en liknande form som i Kalmar län, men något mer exponerat. Gädda verkade föredra

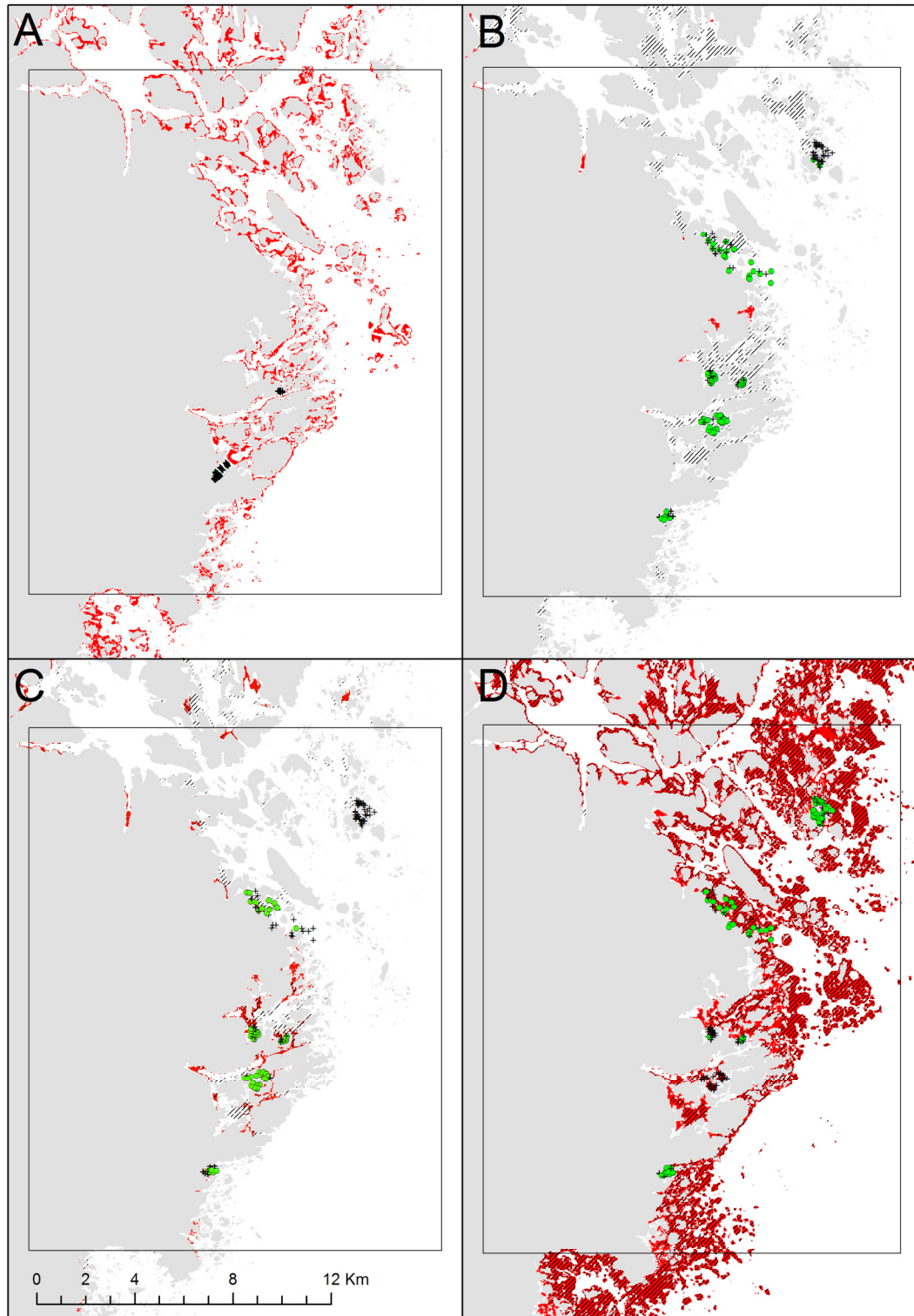
samma djup och skyddade vatten i alla tre områdena (även om den inte har hittats i de mest extremt skyddade miljöerna i Kalmar län). Längs med siktdjup uppvisade gäddyngel en liknande bimodal preferens i både Stockholmsområdet och Kalmar län med skillnaden att de grumligaste områdena också föredrogs i Kalmar, vilket eventuellt kan tolkas som en effekt av brist på gös, som annars är en vanlig predator i dessa typer av vatten (Sandström & Karås 2002). Gäddans respons längs med siktdjup i Blekinge var ej signifikant i modellen och bidrog i stort sett inte alls. Spiggens preferens var överlag lika i alla områden. Responskurvorna var något ojämna i en del fall, vilket troligen var en effekt av att spigg frekvent återfanns längs med hela gradienterna och att fyra frihetsgrader i modellpassningen gav responskurvan förhållandevis hög flexibilitet.

2.3. Modellprediktioner och jämförelser mellan områden

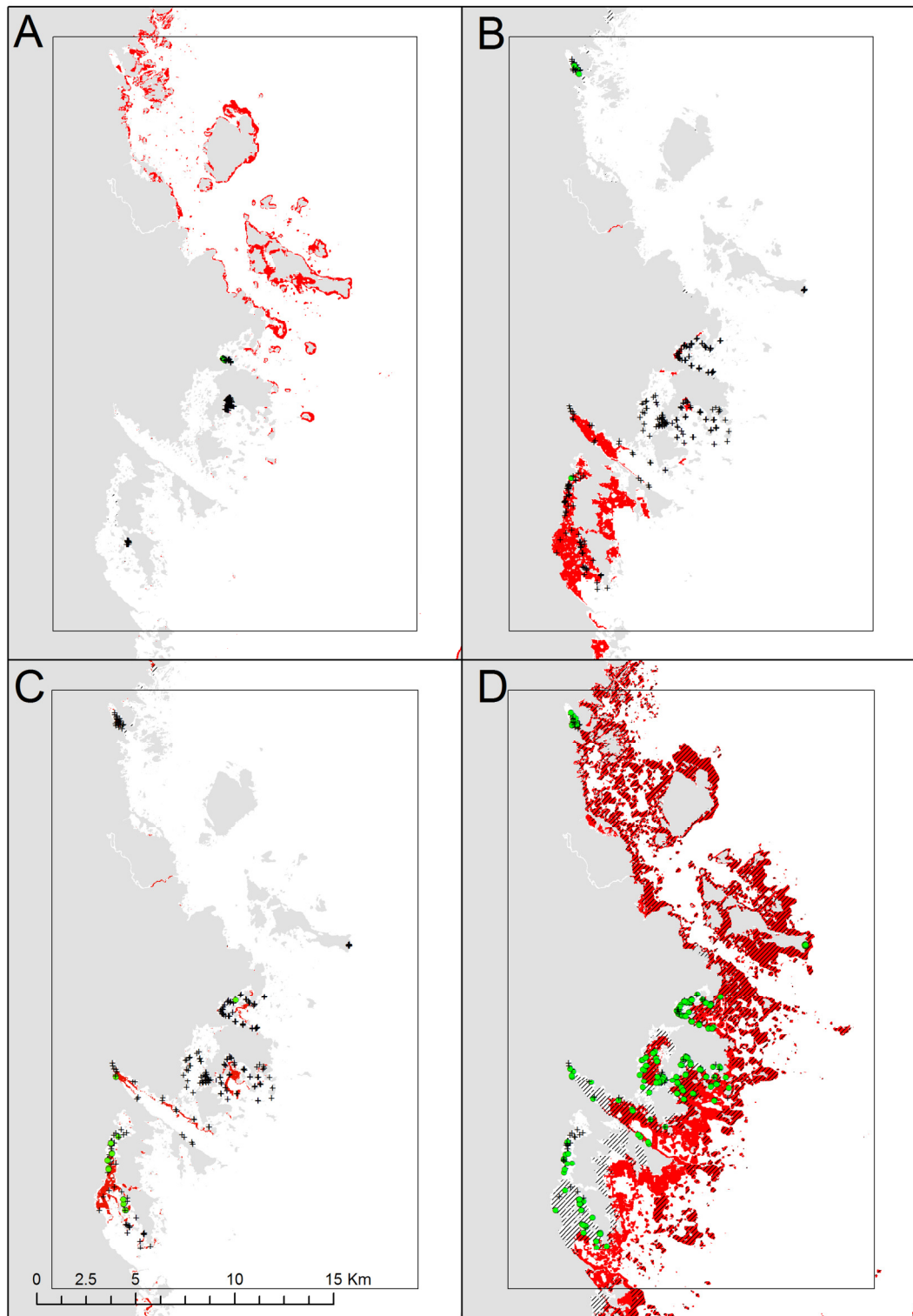
Kartor över den predikterade utbredningen tillsammans med observerade förekomster återges i Figur 6-8. Genom att hämta upp den predikterade sannolikheten till materialet i Kalmar och Blekinge län beräknades överensstämmelsen enligt AUC-värdet. Genom att använda modeller från Stockholmsområdet för att göra prediktioner i Blekinge och Vinö, som kan anses vara fungerande rekryteringsområden, erhöles mått på habitatmodellernas prediktiva förmåga i nya områden. De externa AUC-värdena för Blekinge-prediktionerna visade att modeller från Stockholmsområdet inte var applicerbara i Blekinge (lekområden för abborre 0.51, yngel av abborre 0.55, gädda 0.53 och spigg 0.54). Två närliggande och möjligen samverkande förklaringar kan tänkas vad gäller förekomsten av yngel. För det första verkar Blekinge skilja sig från Stockholmsområdet som system. Till skillnad från övriga områden där spigg uppvisar en dominerande förekomst var gädda den absolut vanligaste arten och återfanns i ca 60 % av stationerna i Blekinge (Tabell 1 & 2). En andra förklaring ligger i skillnader i längden på miljögradienterna, vilket tidigare har visats vara en viktig faktor för prediktiva modellers framgång i nya områden (Randin et al. 2006, Sundblad et al. 2009). Då både abborre och gädda endast noterades upp till ca 5 meters siktdjup i Stockholmsområdet med en negativ respons över detta värde kom prediktionen att felaktigt klassa förekomster vid högt siktdjup som avsaknad (falska positiva). Vad gäller lekområden för abborre noterades endast 23 förekomster i Blekinge. Även om detta kan anses vara ett litet material för validering är det osäkert om detta var orsaken till det låga AUC-värdet. Även om tidigare försök att exportera modeller över korta avstånd har visat att små skillnader i preferens och range längs de beskrivande miljövariablerna kan ha en stor effekt på hur väl en extern validering faller ut (Sundblad et al. 2009), var det inte överraskande låga AUC-värden eftersom det var relativt stora skillnader mellan lekområdenas responskurvor, framförallt med avseende på exponering för vågor (Figur 4).

Vinö, som ligger norr om Kalmarsund, uppvisade liknande längder på miljögradienterna som i Stockholmsområdet, förutom områden med lågt siktdjup (<3 m), och förväntades initialt ge en lämpligare utvärdering av Stockholmsmodellernas prediktiva förmåga i Kalmar län. Det var dock svårt att bedöma vilka AUC-värden som kunde kategoriseras som acceptabla eller högre vid denna jämförelse, bland annat på grund av skillnader i provtagningsdesign. Då Stockholmsområdets modeller applicerades i Vinö delområde

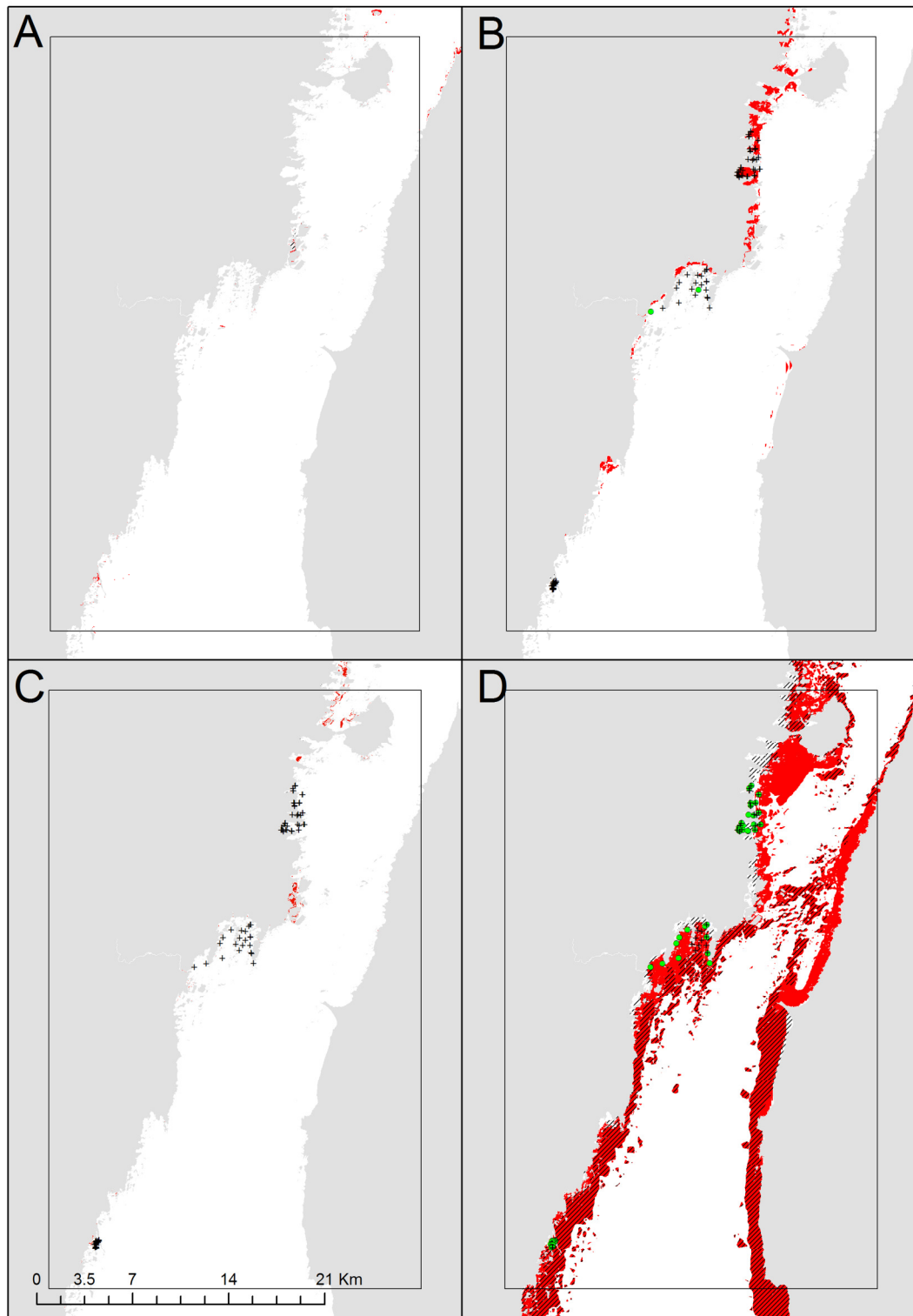
erhölls låga AUC-värden för lekområden för abborre (0.53). Uppväxtområden för yngel uppvisade dock en bättre särskiljande förmåga än i Blekinge för alla arter (yngel av abborre 0.58, gädda 0.63 och spigg 0.77). För gädda och spigg låg de externa AUC-värdena inom en standardavvikelse från originalmodellernas korsvaliderade klassificeringsförmåga. En jämförelse av årsynglens responskurvor (Figur 4) indikerade att det framförallt var skillnader i siktdjupspreferens som var anledningen till vad som ändå kan anses som relativt låga AUC-värden när Stockholmsmodellerna applicerades i Vinö. Preferensen för högt siktdjup i Kalmarmodellerna berodde på att yngel främst påträffades i Vinö, som hade högre siktdjup än de provtagna områdena i Kalmarsund. Siktdjupsresponsen i Kalmarmodellerna kan därför inte anses vara helt tillförlitlig, och gjorde det svårt att få en rättvis bild över Stockholmsmodellernas prediktiva förmåga i de mer grumliga områdena (<3 m siktdjup) i Mönsterås och södra Kalmar. Det är således svårt att förlita sig på dessa externa AUC-värden vad gäller trovärdigheten i den predikterade utbredningen av rekryteringsområden i Mönsterås och södra Kalmar. En annan komplicerande faktor kan ha varit det kartbaserade djupunderlaget. Djupunderlaget i prediktionen bestod av heltal. Detta innebar att områden mellan noll och en meters djup klassades som noll när modellen från Stockholmsområdet skulle appliceras. För gädda som hade ett lågt inflytande av djup (Tabell 4) och spigg som uppvisade en flackare lutning på sin respons till djup är detta förmodligen av mindre betydelse än för abborre (Figur 4). Ett mått på hur stor effekt bristen på högupplösta djuplager i GIS påverkade prediktioner av yngelutbredning baserat på Kalmar läns modell kunde fås genom att jämföra intern AUC från Kalmar län (Tabell 4) med de på karta predikterade sannolikheterna. Modellens diskrimineringsförmåga mått som intern AUC sjönk med endast 0.01 i snitt för Kalmar läns modell, vilket indikerar att det GIS-baserade djupet fungerade väl i detta prediktiva sammanhang, åtminstone för de stationer som ingick i Kalmar läns modell. Betydelsen av GIS-baserade djup kunde också utvärderas med lekområden för abborre genom att jämföra AUC-värden från en direkt prediktion av modellen i statistikprogrammet R med observerade djup mot AUC-värden från de upphämtade sannolikheterna i GIS för Blekinge samt Vinö och Mönsterås. På detta sätt sjönk de externa AUC-värdena med 0.09 i medeltal, vilket visar att betydelsen av kvaliteten på det GIS-baserade djupet är rumsligt specifikt. Det framgick också att det GIS-baserade djupet hade en stor inverkan på mängden predikterat lekområde för abborre i Kalmar län, baserat på Stockholmsmodellen. De områden som predikterades som lämpliga lekområden låg alla på djup av värde 1 och 2, med undantag för de mest exponerade områdena av detta djup. Det bör nämnas att högupplöst djup för Blekinge finns tillgängligt via AquaBiota inom andra projekt och det finns därför möjlighet att i mer detalj utvärdera betydelsen av djupet samt potentiellt förbättra Stockholmsmodellernas prediktioner genom att nyttja mer högupplösta djupdata i detta län.



Figur 6. Predikterade rekryteringsområden i Vinö delområde för A) lek- och uppväxtområden för abborre, B) uppväxtområden för abborre, C) gädda och D) spigg. Nuvarande utbredning (svarta snedställda streck) baserades på modell kalibrerad i Kalmar län. Potentiella rekryteringsområden (rött) baserades på modell kalibrerad i Stockholmsområdet. Gröna cirklar anger stationer med förekomst och svarta kors anger stationer där ingen fångst erhöles för den aktuella arten.



Figur 7. Predikterade rekryteringsområden i Mönsterås delområde för A) lek- och uppväxtområden för abborre, B) uppväxtområden för abborre, C) gädda och D) spigg. Nuvarande utbredning (svarta snedställda streck) baserades på modell kalibrerad i Kalmar län. Potentiella rekryteringsområden (rött) baserades på modell kalibrerad i Stockholmsområdet. Gröna cirklar anger stationer med förekomst och svarta kors anger stationer där ingen fångst erhöles för den aktuella arten.



Figur 8. Predikterade rekryteringsområden i södra Kalmar för A) lekområden för abborre, B) uppväxtområden för abborre, C) gädda och D) spigg. Nuvarande utbredning (svarta snedställda streck) baserades på modell kalibrerad i Kalmar län. Potentiella rekryteringsområden (rött) baserades på modell kalibrerad i Stockholmsområdet. Gröna cirklar anger stationer med förekomst och svarta kors anger stationer där ingen fångst erhöles för den aktuella arten.

2.4. Potentiell och nuvarande utbredning av predikterade rekryteringsområden

På basen av utbredningsmodeller kalibrerade efter tre miljögradienter i Stockholmsområdet samt Kalmar län erhöles predikterade sannolikheter för förekomst av rekryteringsområden i Kalmar. Genom att sätta ett tröskelvärde för predikterade sannolikheter erhöles nuvarande och potentiell utbredning av rekryteringsområden (Figur 6-8). Resultaten visade att yngelmodeller kalibrerade i Kalmar län predikterade en större andel av Vinö delområde som lämpligt rekryteringshabitat än Stockholmsmodellerna (Tabell 6), vilket kan indikera att Vinö har en över förväntan bra rekrytering av yngel av abborre och gädda. Andelen av Vinö som predikterats lämplig för spigg var dock lägre baserat på modeller från Kalmar jämfört med Stockholmsområdet, vilket skulle indikera att spigg har potential att nyttja än större ytor i Vinö än i nuläget. En relativt stor del av Vinö predikterades som potentiellt lämpligt lekområde för abborre. Skillnaden mellan potentiella och nuvarande lekområden är överraskande stor. Man bör dock komma ihåg att lekmodellen för Kalmar bygger på ett begränsat dataunderlag, dessutom enbart från 2003, och således är skattningen av nuvarande habitat osäker. I Mönsterås och södra Kalmar, där svag rekrytering har noterats under flera år (Ljunggren et al. 2005, 2010), finns det enligt Kalmarmodellerna för närvarande en väldigt liten andel lämpliga rekryteringsområden för yngel av abborre och gädda (<0.3 % av ytan 0-6 m djup). Med undantag av spigg var skillnaden mellan nuvarande och potentiell utbredning av rekryteringsområden överlag större i Mönsterås än i södra Kalmar, det vill säga att det finns potentiellt mer rekryteringsområden i Mönsterås än i södra Kalmar. Om tidigare utbredningsmönster överensstämmer med de observerade i norra egentliga Östersjön har alltså merparten av lämpliga rekryteringsområden för abborre och gädda försvunnit i Mönsterås och i södra Kalmar län.

Tabell 6. Potentiell och nuvarande andel lämpligt rekryteringsområde för tre delområden av Kalmar län (%). Potentiell andel är baserad på modeller från Stockholmsområdet och nuvarande andel är baserad på modeller från Kalmar län. Delområdenas areal (km²) mellan noll och sex meters djup var Vinö 54, Mönsterås 90 och södra Kalmar 146, se Figur 1 för avgränsning. Differensen (diff) anger den potentiella skillnaden mot nuvarande utbredning.

Art		Vinö	diff	Mönsterås	diff	Kalmar (södra)	diff
Abborre (lek)	Potentiell	21.2	-20.8	10.5	-10.4	0.2	0
	Nuvarande	0.4		0.1		0.2	
Abborre	Potentiell	0.7	11.6	12.3	-12	6.3	-6.3
	Nuvarande	12.3		0.3		0.1	
Gädda	Potentiell	5.1	1.1	3.6	-3.2	0.9	-0.8
	Nuvarande	6.3		0.3		0.0	
Spigg	Potentiell	94	-9	82	-7	92	-30
	Nuvarande	85		76		62	

Vad gäller spigg gav skattningen av både nuvarande och potentiella utbredningsområden väldigt höga andelar nyttjat område (62-94 %). Skillnaden mellan

nuvarande och potentiell utbredning får ändå anses vara låg, givet de högre estimaten. I detta avseende uppvisar dock södra Kalmar delområde ett avvikande mönster, med en potentiell ökning i utbredningsområde jämfört med nuvarande. Dessa områden framträder som rött, utan snedställda svarta streck, i Figur 8 D och antas bero på specifika kombinationer av i första hand exponering för vågor och siktdjup (Tabell 5).

Sammantaget indikerar resultaten att man i Mönsterås och södra Kalmar har en nedsatt reproduktion i kustområdena, med avsaknad av ungfisk i merparten av de lämpliga rekryteringsmiljöerna. Den stora förekomsten av spigghabitat stöder tidigare och pågående studier som indikerar att spiggen kan ha potential att reglera rekryteringen av abborre och gädda genom predation på ägg och larver och eventuellt även genom konkurrens om föda. Vilken effekt den potentiella förlusten av rekryteringshabitat har på bestånden är svår att bedöma. Dock visar studier från norra Östersjön att mängden rekryteringshabitat har en stark effekt på abborre (Sundblad et al. opubl.), vilket ger anledning att tro att denna habitatförlust även haft en allvarlig effekt på bestånden av vuxen fisk.

Författarnas tack

För bidragande med information om siktdjup samt annan platsrelaterad miljöinformation, inklusive förekomster av fisk och lekområden, uppmärksammas Fiskeriverkets kustlaboratorium, Länsstyrelserna i Blekinge och Kalmar, Linnéuniversitetet, SMHI samt till MarTrans bidragande parter. Ulf Lindahl som har bidragit med tidigare outnyttjat material tackas särskilt.

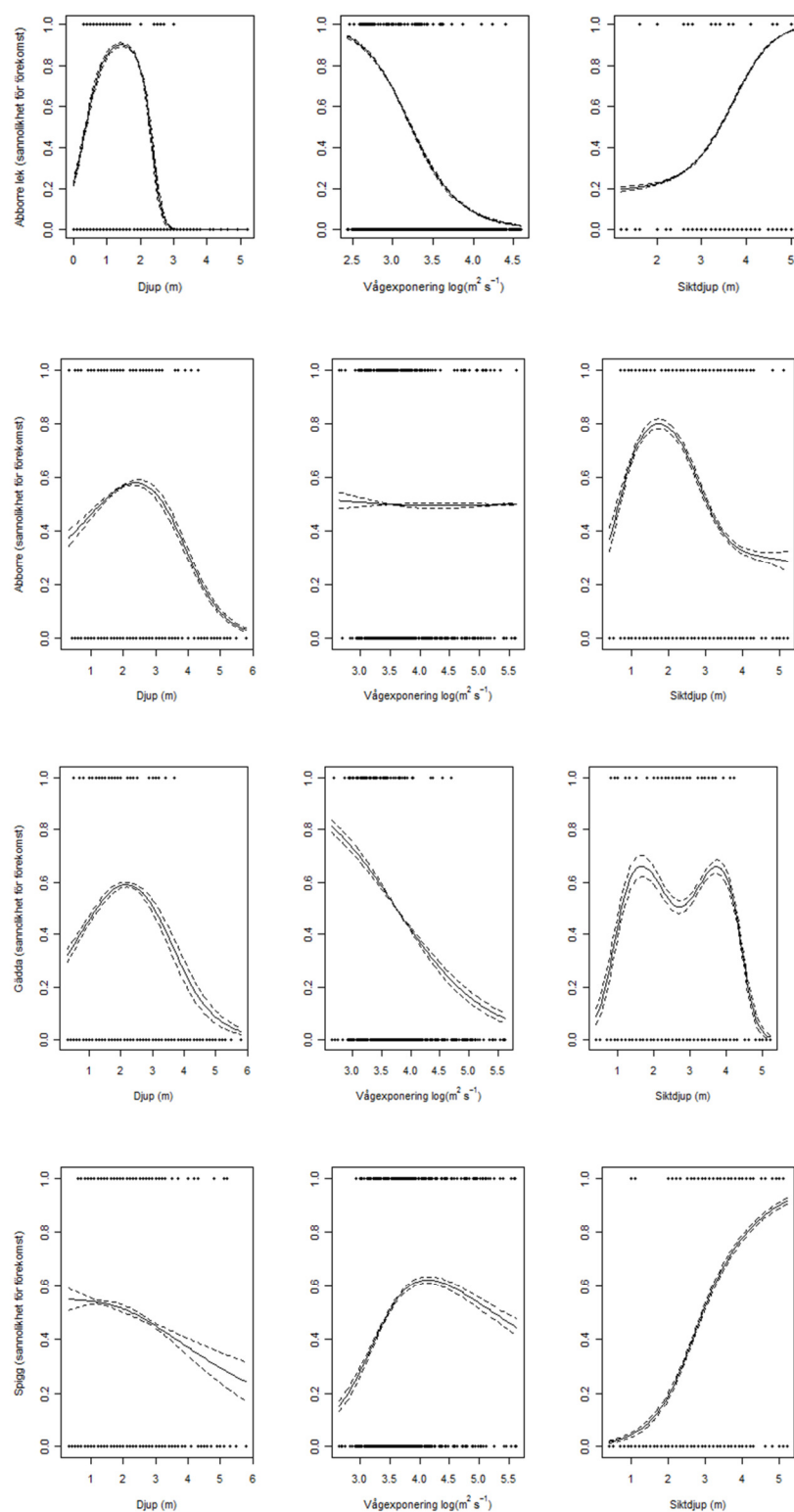
REFERENSER

- Bergström, U., L. Ljunggren, & G. Sundblad. 2008. Effekter av lekfredningsområden i Stockholms skärgård på bestånd av abborre och gädda. Rapport till Naturvårdsverket. Fiskeriverkets kustlaboratorium. 19 pp.
- Borger, T. 2010. Våtmarksprojekt Lervik: En fiskevårdande åtgärd med resultat som visar att gäddor återvänder till sin lekplats. Länsstyrelsens Meddelandeserie 2010:16. Länsstyrelsen Kalmar Län.
- Elith, J. and J. R. Leathwick. 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40:677-697.
- Fielding, A. H. & J. F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38-49.
- Fredriksson, R., U. Bergström, & G. Sundblad. 2010a. Fiskyngelinventering i södra Stockholms ytterskärgård. Rapport, Fiskeriverkets kustlaboratorium. 21 pp.
- Fredriksson, R., U. Bergström, & G. Sundblad. 2010b. Fiskyngelinventering vid Gålö, Haninge kommun. Rapport, Fiskeriverkets kustlaboratorium. 22 pp.
- Guisan, A. & N. E. Zimmerman. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.
- Isæus, M. 2004. Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. Stockholm University, Stockholm. Avhandling.
- Ljunggren, L., A. Sandström, U. Bergström, J. Mattila, A. Lappalainen, G. Johansson, G. Sundblad, M. Casini, O. Kaljuste, & B. K. Eriksson. 2010. Recruitment failure of

- coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift. *ICES Journal of Marine Science* 67:1587-1595.
- Ljunggren, L., A. Sandström, G. Johansson, G. Sundblad, & P. Karås. 2005. Rekryteringsproblem hos Östersjöns kustfiskbestånd. FINFO 2005:5, Kustlaboratoriet, Fiskeriverket.
- Naturvårdsverket. 2009. Naturtyper på havets botten baserat på art- och habitatmodellering. Rapport 5987. 175 pp.
- Pearce, J. & S. Ferrier. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133:225-245.
- Randin, C. F., T. Dirnböck, S. Dullinger, N. E. Zimmerman, M. Zappa, & A. Guisan. 2006. Are niche-based species distribution models transferable in space? *Journal of Biogeography* 33:1689-1703.
- Sandman, A., M. Isæus, U. Bergström, & H. Kautsky. 2008. Spatial predictions of Baltic phytobenthic communities: Measuring robustness of generalized additive models based on transect data. *Journal of Marine Systems* 74:Supplement 1:S86-S96.
- Sandström, A. & P. Karås. 2002. Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic. *Environmental Biology of Fishes* 63:89-101.
- Snickars, M., A. Sandström, A. Lappalainen, & J. Mattila. 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., G. Sundblad, A. Sandström, L. Ljunggren, U. Bergström, G. Johansson, & J. Mattila. 2010. Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*. *Marine Ecology Progress Series* 398:235-243.
- Sundblad, G. 2010. Spatial Modelling of Coastal Fish - Methods and Applications. Uppsala Universitet, Uppsala. Avhandling.
- Sundblad, G., U. Bergström, & A. Sandström. 2010. Ecological coherence of marine protected area networks: a spatial assessment using species distribution models. *Journal of Applied Ecology* 48:112-120.
- Sundblad, G., M. Härmä, A. Lappalainen, L. Urho, & U. Bergström. 2009. Transferability of predictive fish distribution models in two coastal systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 83:90-96.
- Thuiller, W., L. Brotons, M. B. Araújo, & S. Lavorel. 2004. Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. *Ecography* 27:165-172.
- Wennberg, S., & C. Lindblad (eds). 2006. Sammanställning och Analys av Kustnära Undervattensmiljö. Rapport 5591. Naturvårdsverket.
- Wood, S. N. & N. H. Augustin. 2002. GAMs with integrated model selection using penalized regression splines and applications to environmental modelling. *Ecological Modelling* 157:157-177.
- Wood, S. N. 2006. Generalized additive models: An introduction with R. Chapman and Hall/CRC.

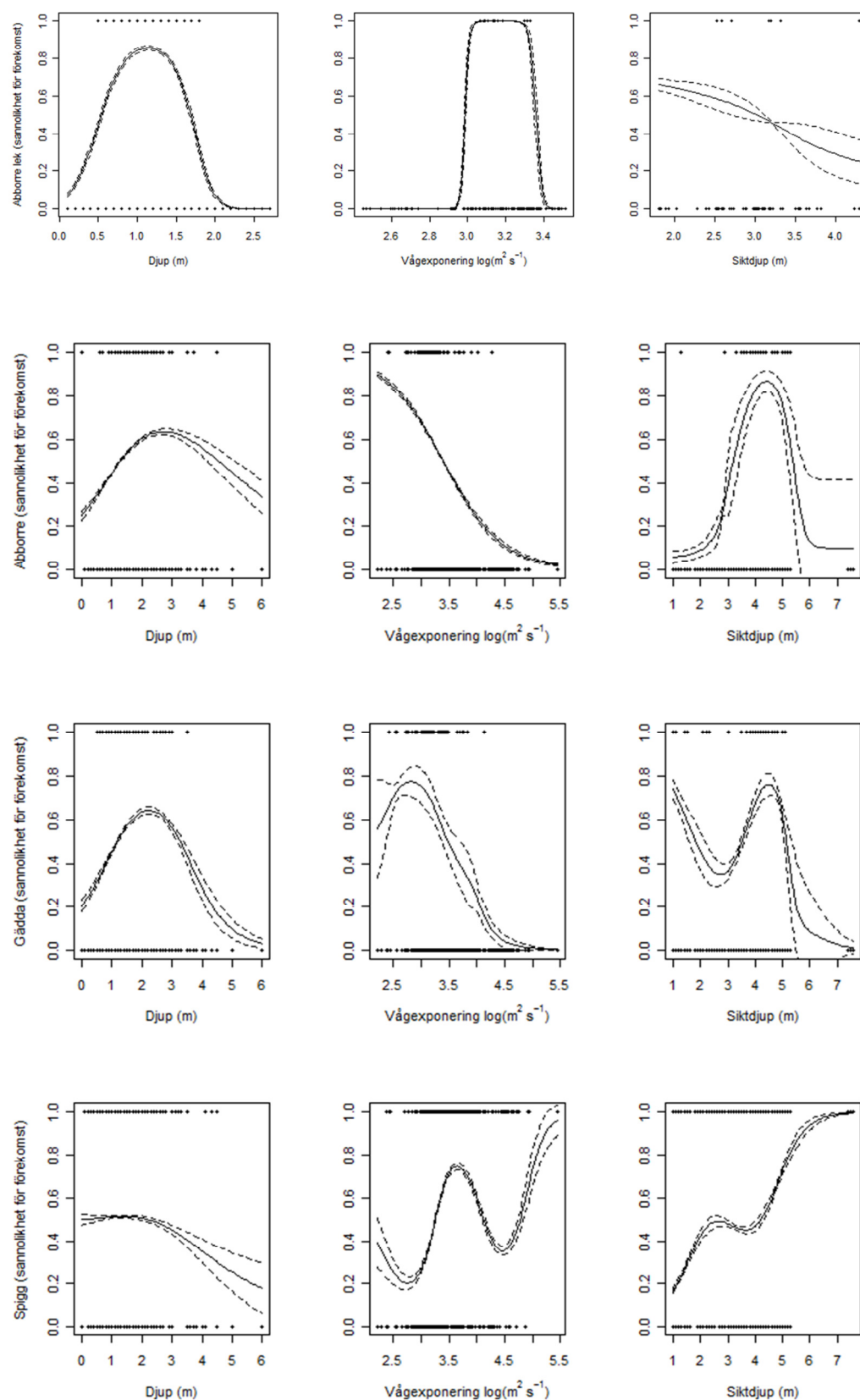
BILAGOR

1) CV - RESPONSKURVOR FRÅN STOCKHOLMSOMRÅDET I NORRA EGENTLIGA ÖSTERSJÖN
Medelrespons och standardavvikelse för 10 replikerade modellkörningar längs de tre miljövariablerna djup, exponering för våg och siktdjup.



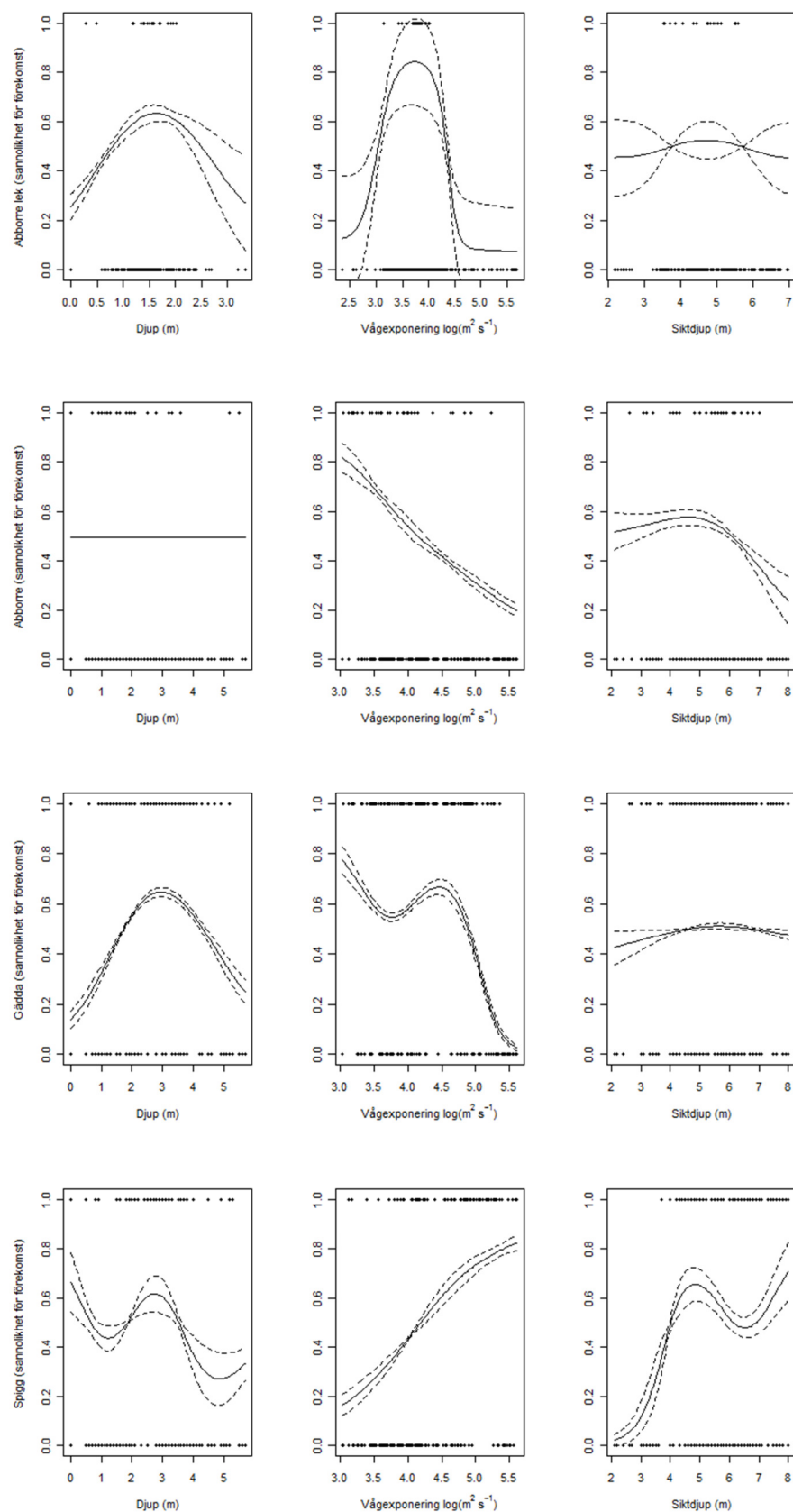
2) CV – RESPONSKURVOR FRÅN KALMAR LÄN

Medelrespons och standardavvikelse för 10 replikerade modellkörningar längs de tre miljövariablerna djup, exponering för vågor och siktdjup.



3) CV – RESPONSKURVOR FRÅN BLEKINGE LÄN

Medelrespons och standardavvikelse för 10 replikerade modellkörningar längs de tre miljövariablerna djup, exponering för vågor och siktdjup.





www.aquabiota.se

