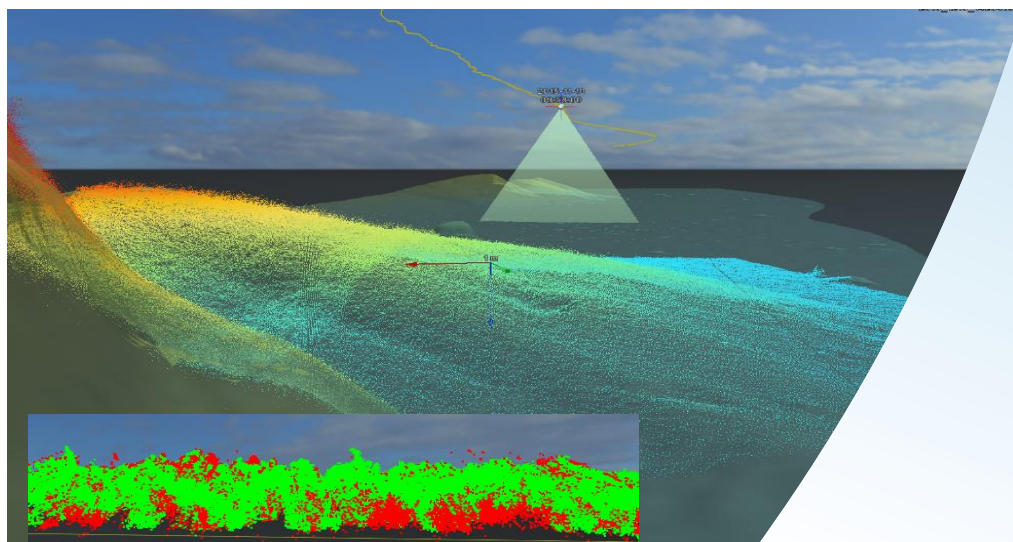


Kartering av bentiska biotoper med hjälp av flerstråligt ekolod

– En pilotstudie om utökad användning av sjömättningsdata

AquaBiota Report 2006:03

Författare: Trolle Carlsson, Nicklas Wijkmark, Martin Isaeus, Tomas Didrikas, Anders Wikmar



AquaBiota
WATER RESEARCH

STOCKHOLM, MARS 2016

Beställare:

Rapporten är skriven av AquaBiota Water Research för inom ett uppdrag beställt av Havs- och vattenmyndigheten. Inom samma uppdrag har även rapporten Sjömätning Bratten (Clinton Marine Survey AB) skrivits.

Författare:

Trolle Carlsson

Nicklas Wijkmark (nicklas.wijkmark@aquabiota.se)

Martin Isaeus (martin.isaeus@aquabiota.se)

Tomas Didrikas (tomas.didrikas@aquabiota.se)

Anders Wikmar (anders.wikmar@clinton.se)

Bilder:

Samtliga illustrationer och bilder är producerade av Trolle Carlsson, AquaBiota

Kontaktinformation:

AquaBiota Water Research AB

Adress: Löjtnantsgatan 25, 115 50 Stockholm

Tel: +46 8 522 302 40

www.aquabiota.se

Kvalitetsgranskad av:

Martin Isaeus (martin.isaeus@aquabiota.se)

Distribution:

Fri

Internetversion:

Nedladdningsbar hos www.aquabiota.se

Citera som:

Carlsson, T., Wijkmark, N., Isaeus, M., Didrikas, T., Wikmar, A. 2016. Kartering av bentiska biotoper med hjälp av flerstråligt ekolod – En pilotstudie om utökad användning av sjömningsdata. AquaBiota Report 2016:03. 74 sid.

Ämnesord:

Multibeam ekolod

Flerstråligt ekolod

Backscatter

Bentiska biotoper

AquaBiota Report 2016:03

Projektnummer: 2015042

ISBN: 978-91-85975-52-5

ISSN: 1654-7225

© AquaBiota Water Research 2016



Innehåll

Sammanfattning.....	4
Bakgrund och syfte	5
Material och Metoder	6
Studieområde	6
Material	7
Sjömätningsdata	7
Videodata.....	9
Metoder.....	12
Tolkning av sjömätningsdata i NaviModel	13
Identifiera typbiotoper	24
Biotopmodellering.....	27
Miljövariabler	32
Material och metoder för djupa områden - Bratten	36
Resultat	40
Modellresultat för Stockholm	40
Modellresultat för Göteborg	50
Resultat djupa bottenar – Bratten.....	57
Diskussion	59
Om djupa bottenar - Bratten.....	61
Rekommendationer gällande sjömätning för karteringsändamål	63
Inledning.....	63
Upplösning.....	64
Kvalitetssäkring.....	65
Back-scatter.....	65
Leveranser	66
Allmänna rekommendationer.....	67
Tack	68
Referenser	69

Bilagor	70
---------------	----

SAMMANFATTNING

I följande studier undersöker vi möjligheten att kartera bentiska biotoper med hjälp av djupdata och intensitetsdata (backscatter) insamlat med flerstråligt ekolod. Huvudfokus har legat på grunda bottenar där vi bedömer att möjligheterna är störst på grund av hög upplösning i tillgänglig sjömättningsdata.

Sjömätningar har utförts dedikerat för utveckling av biotopkartering i Stockholms och Göteborgs skärgårdar, och videodata beskrivande den bentiska miljön har samlats parallellt med dessa. Data från ett sjömätningssupdrag på Brattens djupa bottenar i Skagerrak har använts i kombination med biotopdata från ett parallellt projekt om kartering av korallbiotoper för att även undersöka möjligheter på djupa bottenar.

Resultaten visar på en god potential att särskilja mellan biotoper som kan associeras till mjukbotten och biotoper som associeras till hårbotten. Dessutom så är prediktionen för biotopen ålgräs och höga kärlväxter till stora delar korrekt vilket är ett uppmuntrande första steg som i sig ger värdefull kompletterande information till redan befintliga modeller av liknande biotoper. Resultaten visar att metoden har potential i områden där vegetationen utmärker sig tydligt från övrig botten. Däremot så är metoden för närvarande mindre bra på att identifiera områden där vegetation växer i mindre täta bestånd. Den batymetriska komplexiteten påverkar också förmågan att identifiera och urskilja vegetation från övrig botten endast med hjälp av sjömättningsdata.

Vi vill tydligt framhålla att biotopkarteringsmetoden både har god potential som fristående metod, och i kombination med den typ av storskalig modellering som bland annat har genomförts i flera län i Sverige. Biotopkarteringsmetoden kompletterar den storskaliga modelleringen genom att den tillför de högupplösta bentiska miljövariabler som saknas i den storskaliga modelleringen.. Genom att kombinera dessa modelleringsansatser bör man för första gången kunna skapa korrekta kartor som både täcker större geografiska områden och är högupplösta! Naturligtvis förutsätter det högupplösta sjömättningsdata, men eftersom större och större områden sjömäts med flerstråligt ekolod efterhand finns potentialen att sådana kartor kan produceras. En förutsättning för detta är dock att data samlas in och lagras på ett klokt sätt, och det är därför av största vikt att rutiner för detta skapas. Inom detta projekt har rekommendationer för sjömätning föreslagits för att i framtida sjömätningar bättre ta tillvara på data och skapa förutsättningar för storskalig biotopkartering, utan att sjömätningarna i sig blir speciellt mycket dyrare. Rekommendationerna är underlag för en specifikation om biotopkartering som är tänkt att komplettera befintlig specifikation om sjösäkerhet vid upphandling av sjömätningssupdrag.

BAKGRUND OCH SYFTE

Precisionen av sjömätningar med multibeam (MBES) ekolog eller flerstråligt ekolod är så pass god att det är möjligt att med data insamlat med flerstråligt ekolod producera heltäckande djupkartor av botten med hög upplösning. Data insamlat med flerstråligt ekolod innehåller både batymetrisk information men också så kallad backscatter data eller intensitetsdata med information om amplituden i den reflekterade impulssignalen.

Tidigare studier har visat på potentialen i högupplöst djupdata och intensitetsdata att detektera och beskriva olika typer av bottensubstrat men också för detektion av bottenvegetation (Brown CJ, Blondel P. 2008, Abukawa K. m fl 2011, Micallef, A. m fl 2011). Allt mer avancerade system kombinerat med nya kraftfulla mjukvaruprogram kan producera detaljerad information av hög kvalitet och effektivt bearbeta stora datamängder vilket möjliggör att reguljär sjömätningsdata skulle kunna användas för fler syften än produktion av högupplösta djupkartor.

På uppdrag av HaV karterades under 2015 det marina området Bratten i Skagerrak med flerstråligt ekolod och i samband med detta så sjömättes också ett antal grundområden i Göteborgs skärgård och Stockholms skärgård. Syftet med sjömätningen av grunda kustområden var att undersöka potentialen att använda sjömätningsdata uppmätt med flerstråligt ekolod för direkt kartering av bentiska biotoper. Det är angeläget att undersöka om biotoper som är associerad med höga naturvärden på Västkusten och i Östersjön kan identifieras med hjälp av flerstråligt ekolod. Det skulle bidra till effektivare användning av data insamlade inom den reguljära sjömätningen.

Precisionen av mätningar med flerstråligt ekolod och likande tekniker minskar dock med djupet på flera sätt. Till exempel med avseende på täthet av mätpunkter, ytan som varje mätpunkt representerar (fotavtrycket), och varje djupvärdes exakthet. Det innebär att möjligheten att tolka fram information om bentiska biotopers utbredning och beskaffenhet är bättre på grundare vatten än på djupa. Därför är det viktigt att utforska möjligheterna för detta både för djupa miljöer så som i Bratten, men framför allt i grunda havs- och kustmiljöer. I förlängningen är målet att kunna använda data från sjömätning med flerstråligt ekolod direkt för biotopkartering, eller indirekt som underlag för modellering eller tolkning av biotoper. Av naturliga skäl så är det nödvändigt att i en pilotstudie begränsa analysen att omfatta ett relativt få antal biotoper och istället fokusera på metodutvecklingen. Det är däremot inte sagt att metoden har begränsad potential att prediktera vissa biotoper utan det är istället meningen att utöka omfattningen att inbegripa fler biotoper i framtiden genom att bygga vidare på erfarenheter som den här studien genererat.

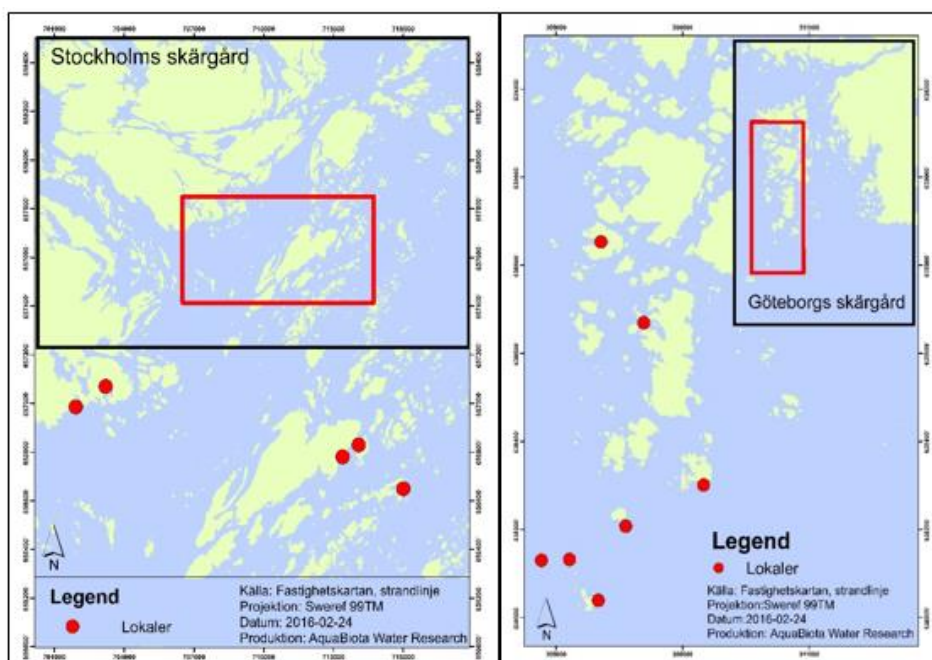
Syftet har varit att så effektivt som möjligt utnyttja informationen om förhållanden på botten och i den urskilja vegetation.

MATERIAL OCH METODER

Studieområde

För att utreda huruvida möjligheterna att utnyttja flerstråligt ekolod för kartering av vegetation skiljer sig på Väst- och Östkusten sjömättes ett antal områden både i Göteborgs skärgård och Stockholms skärgård. Data för förekomst av de målbiotoper som ligger i fokus för den här studien utnyttjades för val av studieområde. Totalt sjömättes sju transekter i Stockholms skärgård och sju transekter i Göteborgs skärgård. Inom respektive transekt identifierades ett antal delområden med förekomst respektive icke-förekomst av målbiotopen. I kartan över Stockholms skärgård redovisas endast fem lokaler för sjömätning av transekter. Anledningen till det är att transekt 1 och 2 samt transekt 3 och 4 sjömättes alldeles i närheten av varandra och ligger för nära varandra för att synas som två separata transekter i kartan (se figur 1). En mer detaljerad bild av transekterna redovisas i bilaga 1.

I Stockholms skärgård finns tillgång till modellerade prediktionskartor där sannolikheten att hitta ålgräs, borstnate samt blåstång klassificerats som mycket god (Nyström Sandman, A. m fl 2013). Data för säkra lokaler för målbiotoper i Göteborgs skärgård var av sämre kvalitet men utifrån den information vi hade placerades potentiella lokaler ut som sedan i fält undersöktes översiktligt innan det bestämdes att sjömättningsdata och videodata skulle samlas in. Anledning till den initiala undersökningen av potentiella lokaler var dels att avgöra om lokalen över huvud taget kunde erbjuda goda möjligheter att samla in data av god kvalitet men också för att säkerställa sjösäkerheten. Fältstudier är resurskrävande och därför är det viktigt att planera färdvägar mellan lokaler effektivt, men också ta i beräkning att målbiotoper inte garanterat finns vid på förhand utplacerade lokaler. Därför är uppmätta transekter både i Stockholms skärgård och i Göteborgs skärgård relativt långa, vilket öppnade för möjligheten att i efterhand använda videodata för att leta efter bra lokaler inom uppmätta transekter.



6 *Figur 1 Karta över Stockholm respektive Göteborgs skärgård som inkluderar utsnitt för respektive transekt.*

Material

Allt material som använts i den här studien har samlats in av AquaBiota Water Research i samarbete med Clinton Marine Survey under fyra fältdagar i november 2015. Det insamlade materialet har bearbetats av Clinton Marine Survey samt av AquaBiota Water Research och de programvaror som har använts i bearbetning och analys av data är Fledermaus, EIVA's programsvit (i huvudsak NaviModel och NaviEdit), samt ESRI's programvara ArcGIS 9.0. Data har även bearbetats i Microsoft Excel inför modellering som har utförts i R.

Sjömätningsdata

De mätfartyg som har använts för sjömätning är permanent utrustade med positionering, multibeam ekolod och rörelsesensor från Kongsberg. Sjömätningen med multibeam ekolod i Göteborgs skärgård och Stockholms skärgård genomfördes för att få fram detaljerad djupdata och intensitets data, så kallad backscatter data, med mycket god positionering.



Figur 2 M/V Lode (övre bilden) och M/V Nils (nedre bilden) Källa: Clinton Marine Survey

M/V Lode är utrustad med Kongsberg EM2040D, 200-400 kHz, som är ett lod anpassat för mätning mellan 0-640m i havsmiljö. Lodet använder dubbla mottagarelement samt en möjlighet att hålla två ljudimpulser i vattnet samtidigt vilket ger en mycket högupplöst data i både längsled och sidled. Detta lod kan i samma djupintervall samla in backscatter eller intensitetsdata med mycket god kvalitet.

M/V Nils är utrustad med Kongsberg EM3002D, 300 kHz, vilket är ett lod som inte klarar av att sjömäta med samma precision som EM2040D, 200-400 kHz, men som mäter med tillräckligt god punkttäthet och ger ett tillräckligt litet fotavtryck i grunda områden för att användas i denna pilotstudie.

Det faktum att det sker en viss spridning av ljud i vatten innebär att lodets fotavtryck, som kan beskrivas som den akustiska ytan per stråle på botten rakt under båten, ökar med större djup. Beroende på typ av ekolod kan detta till viss del kompenseras för tack vare möjligheten att ändra inställning av lodets så kallade öppningsvinkel och frekvens. Med en högre frekvens är det möjligt att erhålla en högre punkttäthet och därmed också en högre kvalité i data men en högre frekvens innebär också en mer begränsad penetration av vattenpelaren. I tabell 1 så ges en översiktlig redogörelse av fotavtrycket på botten vid olika djup som en funktion av frekvens och öppningsvinkel för samtliga typer av ekolod som använts för sjömätning inom projektet. I bilaga 2 illustreras data från tabellen visuellt för en lättare jämförelse av ekoloden.

Alla transekter sjömättes två gånger för att samla in data med olika inställningar för ekolodet. I den slutgiltiga analysen ingår dock endast data insamlat med en frekvens på 300kHz för att möjliggöra en jämförande analys av resultat från Göteborg och Stockholm.

Under sjömätning i grunda områden har djupet varierat mellan strax under 2 meter ner till ca 20 meter. Det innebär att fotavtrycket på djup mellan 10 och 20 meter skiljer sig väsentligt mellan M/V Nils och M/V Lode. Trots att fotavtrycket på dessa djup är större för M/V Nils så är punkttätheten ändå mycket stort tack vare att det höga antal strålar som utgår från ekolodet koncentreras till en mycket liten yta på grunda djup.

Tabell 1 Fotavtryck på botten vid olika djup angivet i meter som funktion av frekvens och öppningsvinkel. De inställningar som är relevanta för studien i grunda områden är markerade med fetstil.

Djup (meter)	EM2040 0,5x1 200 kHz Along (Lode/Wind)	EM2040 0,5x1 300 kHz Along (Lode/Wind)	EM2040 0,5x1 400 kHz Along (Lode/Wind)	EM3002 1,5x1,5 300 kHz Along (Nils)	EM710 2x2 70 kHz Along (ev Wind)
2	0,02	0,02	0,01	0,06	0,05
3	0,03	0,02	0,02	0,06	0,09
5	0,06	0,04	0,03	0,12	0,16
10	0,12	0,09	0,07	0,27	0,34
20	0,26	0,18	0,15	0,54	0,7
30	0,39	0,28	0,22	0,84	1,06
50	0,65	0,46	0,37	1,38	1,78
100	1,3	0,93	0,74	2,79	3,58
200	2,61	1,87	1,49	5,61	8,4
500	6,54	4,67	3,74	14,01	22,66

Videodata

Insamling av kontinuerlig videodata med släpvideo

Släpvideo användes för att samla in kontinuerlig videodata som stöd för tolkning av bottenkonfiguration och identifiering av biotoper i sjömätningsdata. Vid släpvideoinventering av botten sänks en videokamera ned från båten och inventeraren manövrerar sedan kameran över botten med hjälp av en monitor. För att kunna överlagra sjömätningsdata och videodata är det nödvändigt att notera information om kamerans position i förhållande till båtens ekolod. Metoden kräver att inventeraren själv manövrerar kamerans position över botten vilket gör det är svårt att under inspelning samtidigt notera kamerans ständigt skiftande position i förhållande till lodet. Därför angavs istället en fast offset med en uppskattad distans mellan kamera och ekolod i en logg för kamerans position. Släpvideo är en effektiv metod som kan erbjuda en kontinuerlig information om bottenbeskaffenheten, en begränsning är dock att det område av botten som kameran kan täcka inte kan motsvara hela det sjömätta området. I Göteborgs skärgård släpades kameran i sin egen kabel löpandes genom ett block som monterats centralt på en så kallad A-ram jäms med M/V Nils akterspegel. I Stockholm hängdes istället kameran i ett block fäst på en kran på M/V Lodes babordssida.



Figur 3 Undervattenskameran släpas efter båten och kan positioneras mot sjömätningsdata i en efterbearbetningsprocess. Den vänstra bilden visar fästpunkt för kamera på M/V Nils och den högra bilden visar fästpunkt för kameran på M/V Lode. Fotograf Trolle Carlsson, AquaBiota Water Research.

Riktningen på kamerans huvud i förhållande till botten uppskattas till ca 45° och kamerahuvudets avstånd till botten har varierat och därför också storleken på det område som kunnat täckas in med video. Kvalitén på videodata är generellt sett god och har främst varit beroende av förhållande som ljus, våghöjd, båtens framfart och möjligheten att parera kameran i förhållande till botten djupvariation. I områden som är mycket exponerade är möjligheterna att positionera och tolka videodata något sämre men i mer skyddade områden är positionering och kvalitet god. Det innebär att förutsättningarna att använda videodata för att verifiera den faktiska bottenbeskaffenheten skiljer sig något mellan lokalerna.

I Stockholms skärgård var lokalerna mindre exponerade, förutsättningarna väldigt goda med starkt solljus, relativt stort siktdjup, samt lugn sjögång som möjliggjorde att båten kunde köra långsamt. Videodata från Stockholm var lätt att positionera och tolka och därför är också tillförlitligheten i data som exporterades från NaviModel att representera typbiotoper hög. I Göteborgs skärgård var de yttre förutsättningarna under fältdagarna sämre och där var också lokalerna mer exponerade och batymetrin mer komplex. De yttre förutsättningarna gjorde att båten var tvungen att köra med högre hastighet än i Stockholm och då är det svårare att manuellt manövrera kameran över botten. Sammantaget påverkas kvalitén på videodata vilket får konsekvenser för de flesta aspekterna av en efterbearbetningsprocess. Data från Göteborgs håller därför inte lika hög kvalitet.

Videodata ger en möjlighet att studera olika signaturer för vegetation direkt i punktdata vilket ytterligare underlättar tolkningen av typbiotoper. Videodata har även använts för att validera de prediktionskartor som bygger på modelleringen av biotoperna.

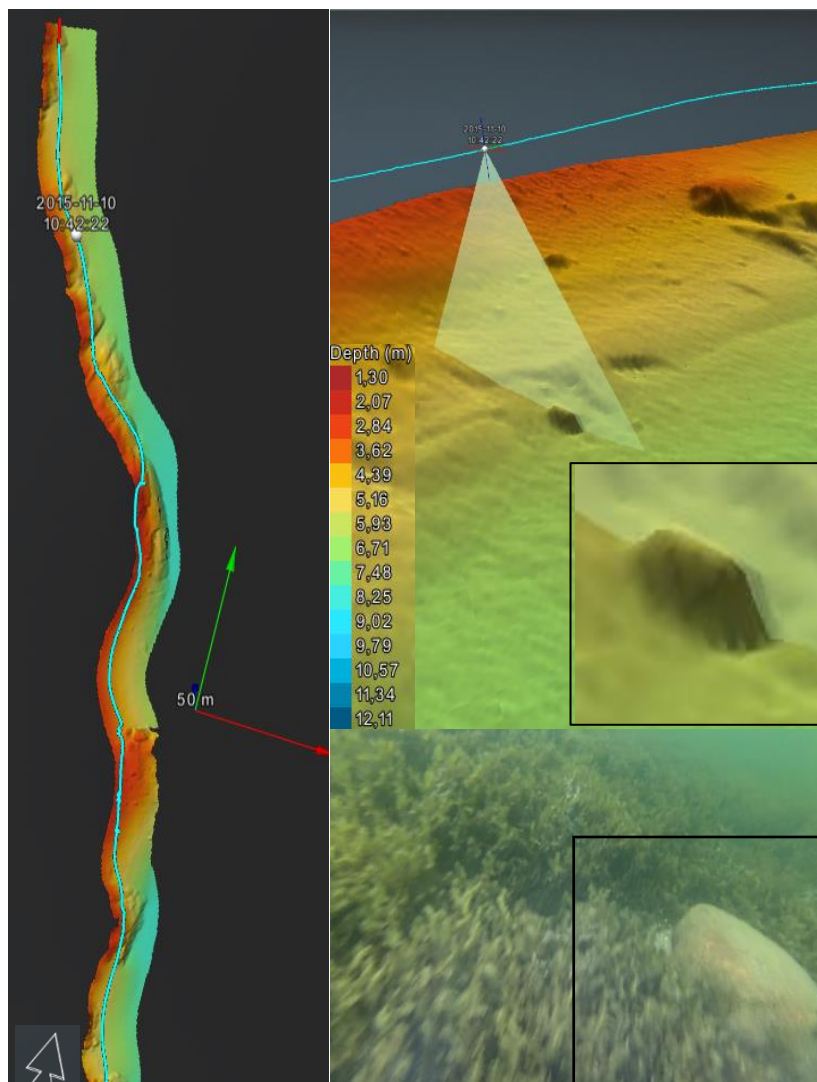
Överlagra videodata och sjömättningsdata

För att kunna utnyttja videodata var det nödvändigt att synkronisera videodata och djupdata med så god positionering som möjligt. Den begränsade informationen om kamerans position i förhållande till lodet spelade inte någon avgörande roll för positioneringen av videodata i förhållande till sjömättningsdata. Anledningen till det är att mbes ekolodet ger så pass högupplöst data och erbjuder en så god representation av botten att den informationen i sig är tillräcklig för att i efterhand synkronisera videodata och sjömättningsdata.

I NaviModel är det möjligt att i efterhand flytta kamerans position i alla led med funktioner som *offset camera* och *offset track*. Tydligt markerade objekt på botten är särskilt lämpliga att utnyttja som stöd för positionering. Markerade övergångszoner på botten där tät vegetation övergår till ett område utan vegetation, alternativt en tydligt markerad håll, block eller sten fungerar alldeles utmärkt som stöd för positionering. Olika typer av objekt för positionering av videodata har använts i de olika transekterna och den uppskattade positionsnoggrannheten mellan videodata och sjömättningsdata är som sämst ca ± 5 meter i längsgående led och ca ± 5 meter i sidled.

Kamerans position för X, Y, Z samt tidsangivelse för position registrerades med tio angivelser i sekunden under sjömätning. Data sparades som en .npd fil vilket är det filformat som kan importeras till NaviModel för att där representera kamerans linjesträckning i den sjömätta transekten. NaviModel läser ett flertal olika filformat för video men föra att möjliggöra synkronisering av videodata och sjömättningsdata är det viktigt att filen för videodata (.mp4) och trackfilen (.npd) delar filnamn i vilket datum samt tidsangivelse för filmstart står angivet. Av den anledningen filmades tiden för filmstart och båtens aktuella position innan kameran sänktes ner till den korrekta positionen ovan botten för insamling av videodata. I NaviModel manipulerades sedan kamerans position i X-, Y-, Z-led i alla transekter med målet att synkronisera videodata och sjömättningsdata.

I Figur 4 så är videokamerans färdväg synlig som en blå linje, kamerans höjd över botten och bredden på det område som täcks in av videodata är överdriven. Kamerans förflyttar sig fram över terrängmodellen längs den blå linjen och har i figur 4 placerats över ett objekt som i videodata visar sig som en sten på botten kringvuxen av blåstång.



Figur 4 NaviModel kan läsa olika videoformat som kan kopplas till ett så kallat track som visar kamerans linjesträckning ovan botten. Informationen importerar till NaviModel i form av en .ndp fil vilken innehåller information om bl.a. datum, kamerans position (X, Y, Z), tidsangivelse för respektive position, samt heading. Den importerade linjesträckningen kan sedan manipuleras i X, Y, Z samt kamerans position i tiden för att förbättra positioneringen av kameran relativt sjömättningsdata. I figuren visas hur väl avpassad framgång hur begränsad del av transekten som fångas upp i videodata.

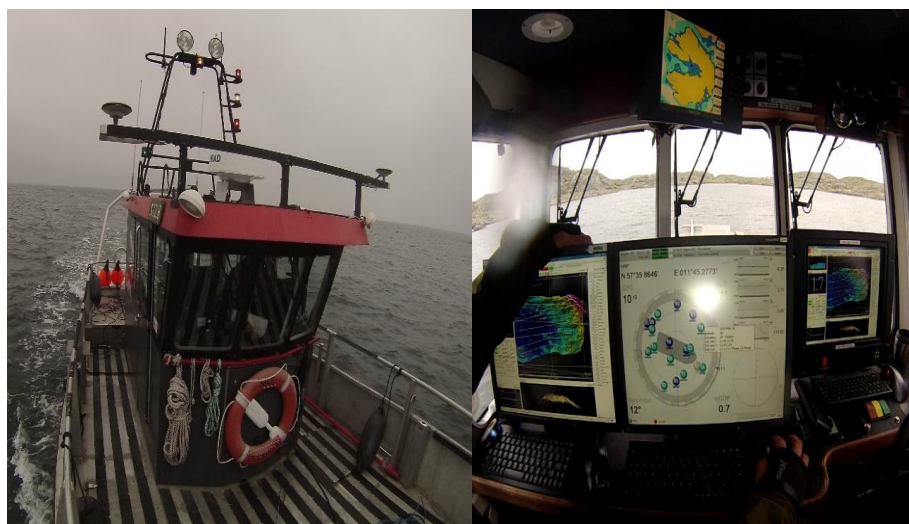
Utifrån videodata kunde således typområden för biotoper identifieras med hög noggrannhet och på så vis säkerställa att data som exporterades från NaviModel med så stor sannolikhet som möjligt representerade korrekt klassade biotoper. I områden där bottenkonfigurationen är relativt enkel är det möjligt att i videodata lätt identifiera enskilda arter samt substrat. Eventuella felmarginaler i positioneringen i områden där videodata var av sämre kvalitet kompenseras för genom att extrahera data för typbiotoper med en större buffert.

Metoder

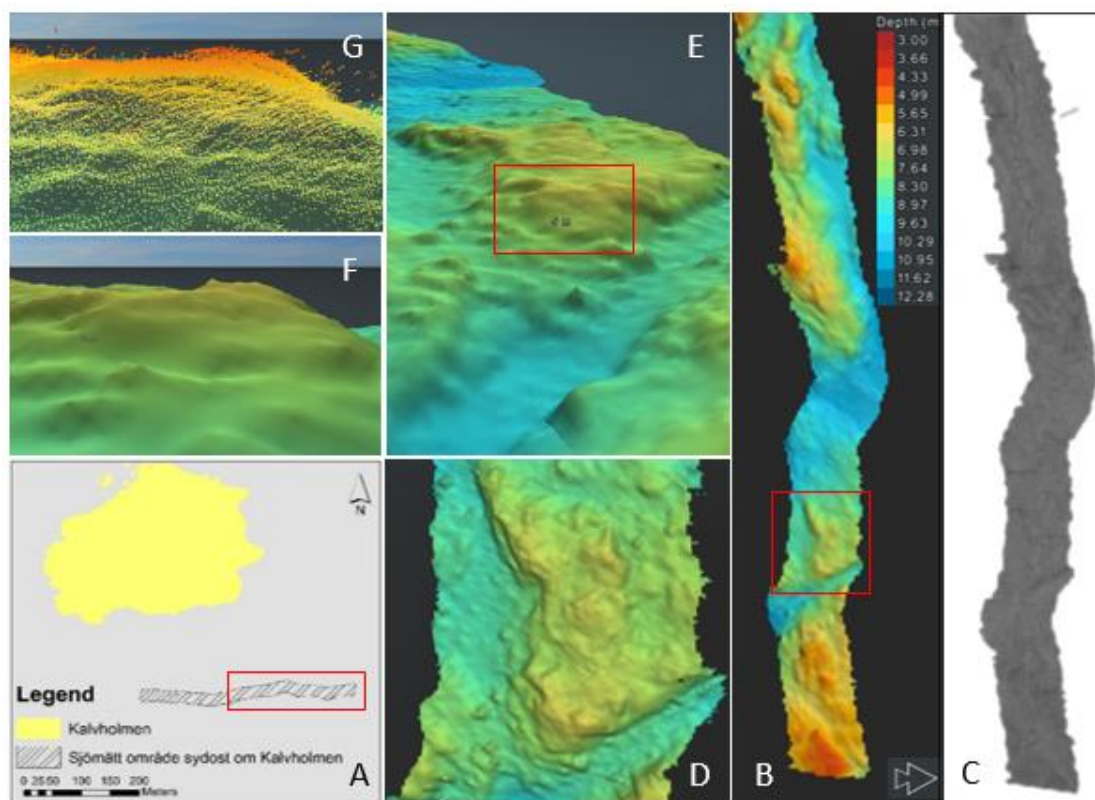
I detta avsnitt beskrivs det dataunderlag som samlades in under sjömätningen och som använts i modelleringen av biotoperna. Sjömätning genomfördes i Göteborgs skärgård den 5 och 6 november 2015 med M/V Nils och i Stockholm den 10 och 11 november 2015 med M/V Lode av Clinton Marine Survey. Under sjömätning samlades högupplöst djupdata och backscatter eller intensitetsdata in. Data insamlat i Brattenområdet beskrivs i en egen rapport *Sjömätningsrapport Bratten, Clinton & AquaBiota 2016*.

Sjömätningen i Göteborg respektive Stockholm genomfördes med olika inställningar för lodet. Dessa inställningar kan anpassas beroende på syfte för sjömätningen men eftersom syftet för studien är att detektera vegetation så var den initiala tanken att inställningar för lodet för sjömätning skulle sättas på ett sådant sätt som kunde möjliggöra en komparativ analys mellan inställning för reguljär sjömätning och en inställning som begränsade filtreringen av brus i data, eftersom brus potentiellt sett kan utgöras av vegetation. I reguljär sjömätning samlas data in med en inställning optimerad att detektera botten med minimal influens av brus. Det kan uppnås genom att olika typ av filter är påslagna under sjömätning. Därför uppmättes samma område två gånger med olika känslighet samt med eller utan filter för brus.

Backscatterdata (BS) eller intensitetsdata samlades in samtidigt med djupdata. Intensitetsdata bearbetades av Clinton Marine Survey i programvaran Fledermaus med syfte att göra alla värden inom varje transekt jämförbara.



Figur 5 Ekolodets inställningar för sjömätning går lätt att ändra vilket ger lodet en teoretiskt sett högre känslighet för detektion av vegetation. Avsikten med att manipulera lodets inställningar är att utvärdera potentialen i reguljära sjömätningsdata för bottenkartering.

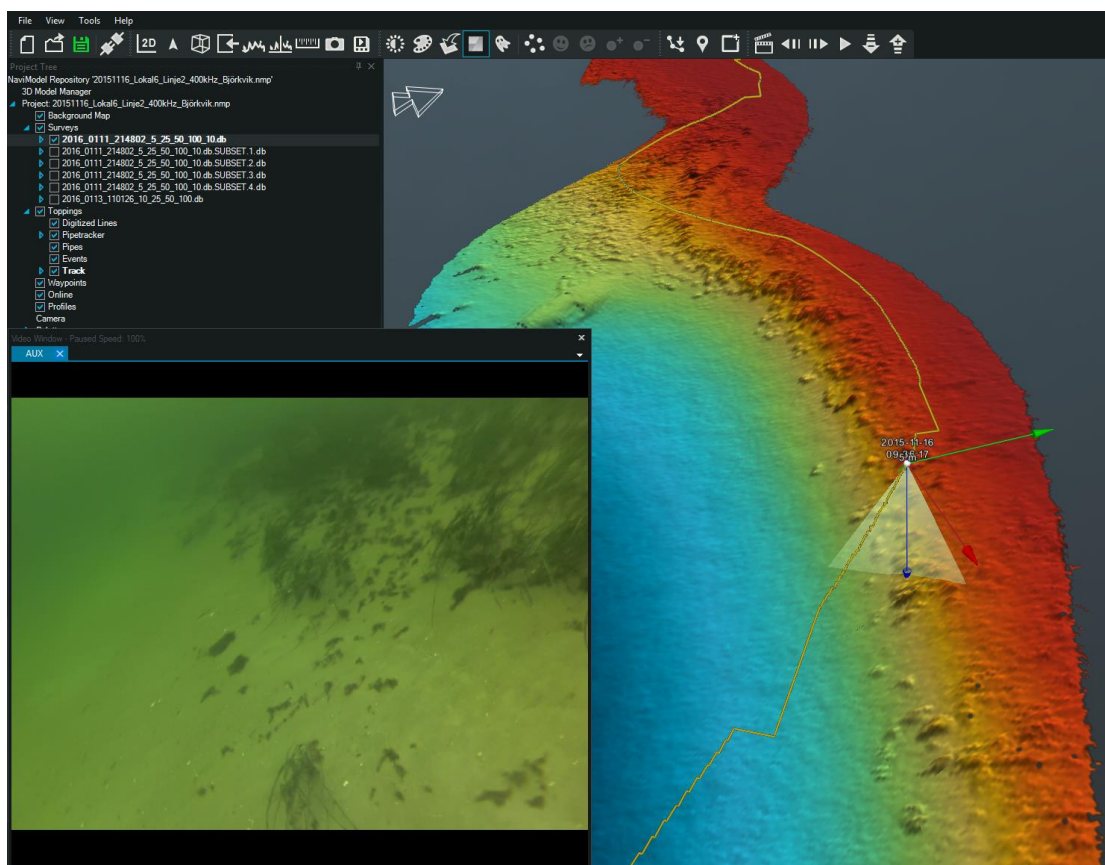


Figur 6 En bildserie som visar en del av den sjömätta transekten sydost om Kalvholmen i Göteborgs skärgård (A). En del av transekten återges som digital terrängmodell (A) och som mosaik för backscatter sedd rakt ovanifrån (B). Uppförstorad detalj av den digitala terrängmodellen (D), detalj återges även som vinklad snett framifrån (E) med detalj (F) och som punktdata (G).

Tolkning av sjömätningsdata i NaviModel

Sjömättningsdata levererades från Clinton Marine Survey i oredigerat .all format. I programvaran NaviModel är det möjligt att visualisera data som punktdata och beräkna terrängmodeller att tolka bottenbeskaffenhet utifrån. Beroende på tätheten i data är det möjligt att i grunda områden producera näst intill heltäckande terrängmodeller av botten med en cellstorlek på 0.1 meter.

Reguljär sjömättningsdata inhämtas med syftet att kartlägga faktisk botten för att säkerställa sjösäkerheten och vegetation betecknas i det sammanhanget som brus i data. Inom reguljär sjömätning bearbetas vanligtvis data innan den kvalitetsgranskas och då raderas brus i så hög grad som möjligt. Målet i den här studien är istället att detektera vegetation i reguljär sjömättningsdata och därför ombads Clinton Marine Survey att leverera alla data som registrerades under sjömätningen inklusive brus.



Figur 7 Digital terrängmodell med en cellstorlek på 0.1 meter beräknad utifrån sjömättningsdata. Den uppmätta transekten representerar en lokal i Björkvik i Stockholm där sandbotten dominerar och områden med ålgräs som växer med varierande täthet. Vegetation framgår i figuren som en skrovligare yta jämfört med den släta yta som representerar ren sandbotten. Videodata är synkroniserat med sjömättningsdata och underlättar tolkningen av terrängmodellen och ger en god förutsättning för att tolka informationen i sjömättningsdata.

Eftersom oredigerade sjömättningsdata innehåller brus som i punktdata uppträder som olika typer av artefakter genomfördes en initial analys av punktdata i NaviModel med målet att särskilja brus från potentiell vegetation. NaviModel erbjuder ett antal halvautomatiserade funktioner att efterbearbeta punktdata som kan användas med syfte att redigera bort brus. Dessa funktioner är dock inte helt anpassade att primärt urskilja vegetation och därför är det viktigt att lära känna och tolka punktdata visuellt för att inte förlora alltför mycket kontroll över den information som raderas.

För att kringgå problemet blir därför nödvändigt att redigera transekterna manuellt för att bibehålla mer av den kontroll av data som går förlorad i en semiautomatiserad redigering. Nackdelen med manuell redigering är den tidsåtgång som krävs för en noggrann bearbetning av data och detta steg får anses vara en kompromiss mellan tillgängliga resurser och datakvalité.

I vissa fall kan det vara svårt att urskilja mellan artefakter som bör redigeras bort och data som faktiskt innehåller information att bibehålla för vidare analys. Det krävs en viss upparbetad vana att tolka punktdata och sätta in det område som redigeras i sammanhanget av ett vidare område. Videodata bidrar ytterligare till en bättre

förståelse varför en förmodad artefakter har uppstått. Det är exempelvis inte helt ovanligt att ekolodets impulser penetrerar mjukbotten vilket resulterar i datapunkter som ligger djupare än det generella planet för botten. Ett annat exempel på en återkommande artefakt i punktdata är associerade till områden där plan botten övergår till mer sluttande hårbotten. I den direkta övergångszonen bildar ofta punktdata en gravlikande nedsänkning som inte varit möjlig att verifiera i videodata. Visa typer av återkommande mönster i den digitala terrängmodellen som inte kan verifieras i videodata bidrar på så sätt till att identifiera typer av artefakter som kan redigeras bort eftersom det med stor sannolikhet inte är en korrekt återgivning av sann bottenbeskaffenhet.

Huvudlinjen under bearbetning av punktdata har varit att behålla så mycket data som möjligt för vidare analys och modellering. Alla punkter som anses felaktiga och som inte ingår i analysen för biotopkartering har ändå sparats i rådata eftersom det är möjligt att exportera det redigerade lagret av punktdata från NaviModel.

Vissa artefakter kunde lätt redigeras bort medan andra var svåra att helt komma tillrätta med. Bearbetningen av djupdata resulterade i ett antal insikter om vissa begränsningar i det underlag som samlats in och karaktäriseras nedan som dels rena artefakter i data att redigera bort alternativt som begränsande svårigheter med vissa konsekvenser för den fortsatta analysen:

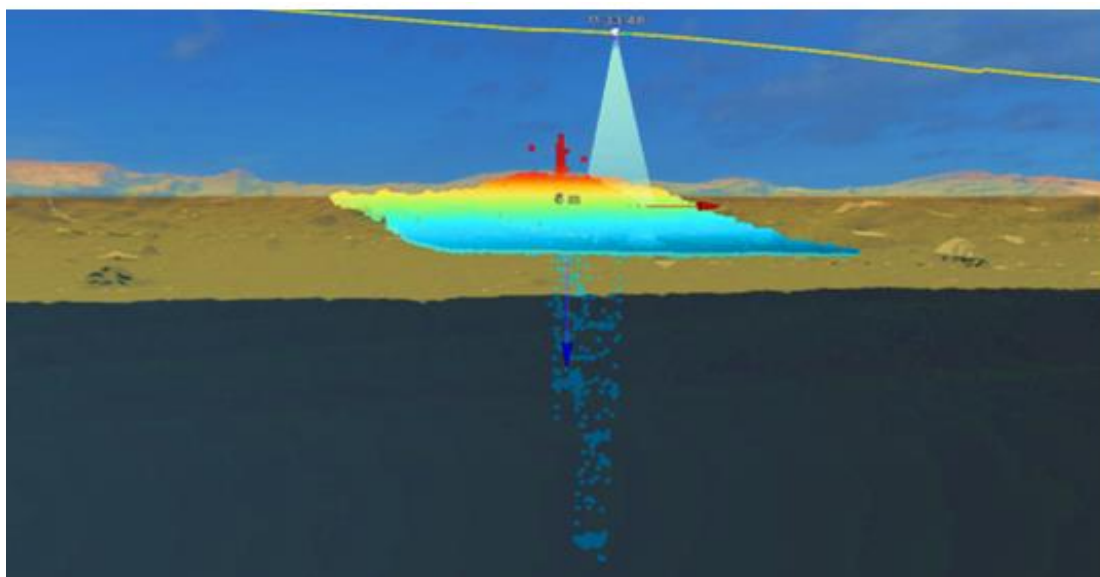
1. Alltför djup eller grund registrering av botten i förhållande till eller i jämförelse med omgivande botten. Den typen av felaktigheter i data är relativt enkel att identifiera och ta bort;
2. En svårighet att återge en korrekt representation av botten i kantzonen av den uppmätta transekten. Ett problem som är möjligt att kringgå genom att ange en buffert från kanten för data som skall ingå i en vidare analys;
3. Artefakter som uppstår i eller nära centrumlinjen av den uppmätta transekten. Detta område kan lätt undvikas eftersom det framträder vid en analys av tätheten av punktdata;
4. En svårighet att detektera botten i områden där det växer mycket tät vegetation. Kan till viss del undvikas genom att låta medelvärdet av punktdata inom varje cell representera faktisk botten.

I NaviModel så erbjuder verktyget *Point Editor* bland annat funktionen *Histogram plane editor* med vilket det är möjligt att utifrån ett givet avstånd från horisontalplanet markera punkter som felaktiga. *Histogram plane editor* fungerar väl för uppenbart felaktiga punkter i ett område där botten är relativt enkel och kan användas för att komma tillrätta med artefakter som kan karaktäriseras under punkt 1 ovan. Verktyget har dock en begränsning i områden där batymetrin är mer komplicerad och där ett plan inte kan ge en tillräckligt god representation av botten. Då erbjuder istället *Point Editor* manuella verktyg som ett alternativ, med vilka det är möjligt att själv definiera vad som är felaktigt, med det är ett tidsödande arbete svårt att tillämpa för ett stora områden.

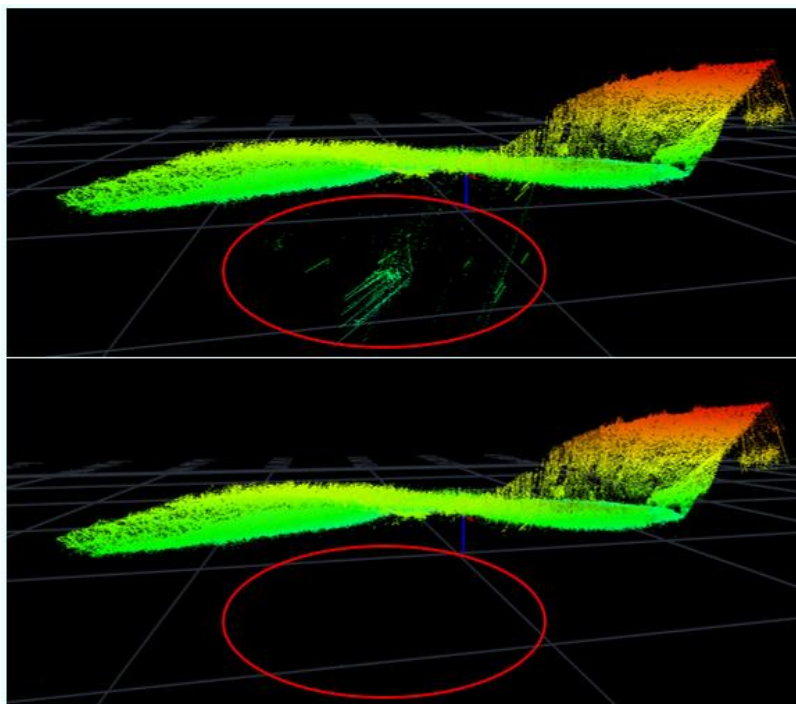
Det har inte varit möjligt att helt eliminera influenserna av de artefakter som karaktäriserats under punkt 2 och 3 och därför har särskild hänsyn tagits till dessa områden när underlag för analys hämtats ur punktadata. Med särskild hänsyn menas att punktdata som extraherats för att representera typbiotoper genomgått en kvalitetsgranskning för att begränsa inflytandet av felaktigheter. I områden med mycket tät vegetation är det exempelvis svårt att finna en god representation av faktiska bottendjup och därför har en digitala terrängmodell byggts utifrån medelvärden inom varje cell som representation för bottendjup i samtliga transekter. I andra fall kan det vara svårt att avgöra vad som är brus och helt utesluta vegetation men med erfarenhet av tolkning av punktdata och hur det uppträder som artefakter kommer också en förtrolighet i att fatta beslut kring vad som är att beteckna som vegetation och vad som är att beteckna som brus eller artefakt. Nedan följer exempel på hur dessa artefakter eller svårigheter uppträder visuellt i data och hur data tolkats och bearbetats inför vidare analys.

Felaktiga djupregistreringar

I Figur 8 ges exempel på artefakter i punktdata som beror på felaktig djupregistrering. Det är inte helt ovanligt att en ansamling av punkter registreras för grunt eller med ett alltför stort djup i förhållande till den direkta omgivningen men den typen av brus är i regel lätt att upptäcka och redigera bort. I Figur 9 ges ett exempel på före respektive efter redigering av den typen av uppenbart brus i data.



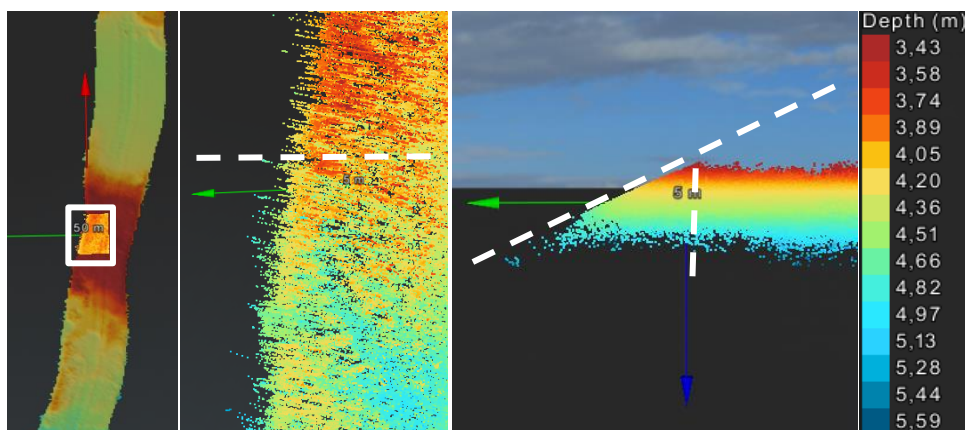
Figur 8 De vertikala punkterna tvärs bottenplanet ligger långt under övrig botten och är exempel på en alltför djup och felaktig bottenregistrering.



Figur 9 Ett område med en ansamling av felaktigt registrerade punkter före och efter redigering i NaviModel

Artefakt i kantzonen

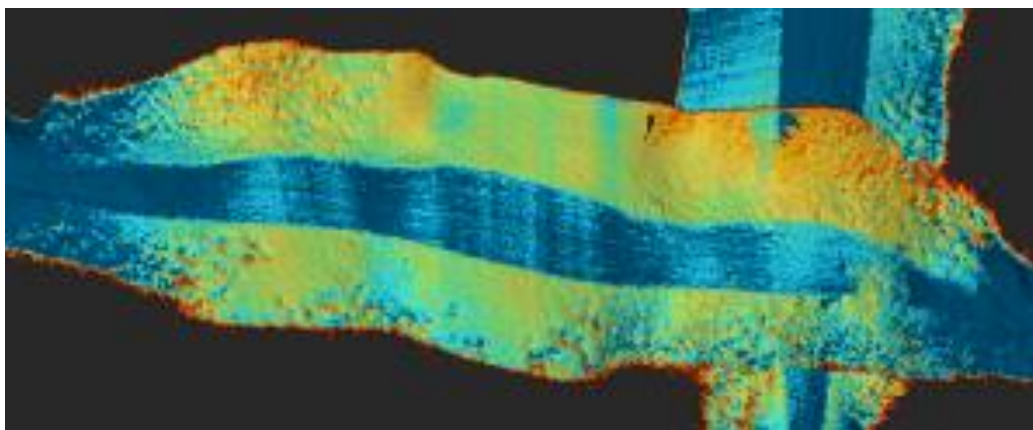
Eftersom varje lokal är sjömått som en transekt utan överlapp uppstår en kantzon där ett mindre antal datapunkter representerar botten är vid områden närmare transektens centrum. I Figur 10 är en del av en kantzon förstörad och återges rakt ovanifrån (A) och som ett tvärsnitt (B) och visar att punktdata smalnar av i kantzonen för att sluta med ett fåtal punkter. Det leder till ett antal artefakter i den beräknade terrängmodellen vilket får konsekvenser för de prediktionslager som ligger till grund för analysen. Därför har de områden i transekten som i Figur 10 ligger inom den streckade linjen inte inbegripits i analysen.



Figur 10 Ett utsnitt som illustrerar skillnaden i punkttäthet ut mot transektens kantzon (notera den streckande linjens lutning).

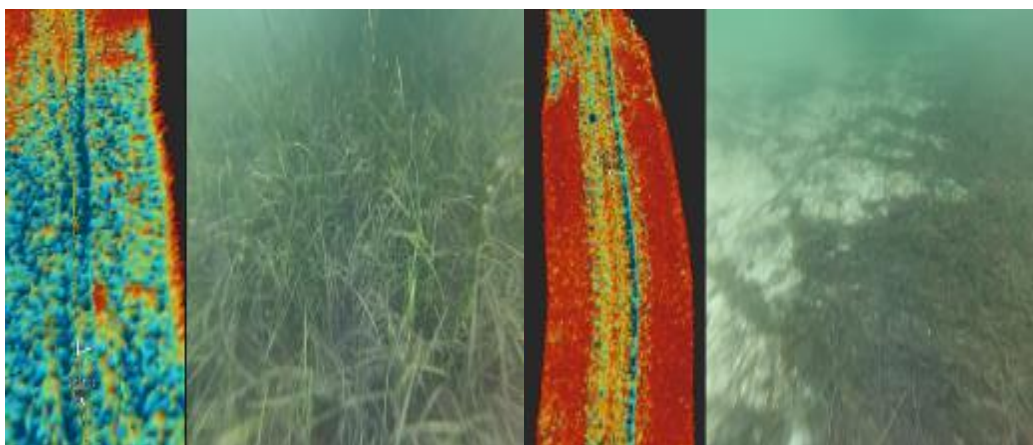
Artefakt i centrumlinjen

En annan artefakt som noterades under bearbetningsprocessen associeras till transektens centrumlinje. Ekolodets två transponderhuvuden skickar ut impulser med en bestämd vinkel vilket leder till överlapp av impulser rakt under båtens centrumlinje (se Figur 11).



Figur 11 Det mörka stråket mot transektens centrum är det område där punkttätheten är som högst. Inom detta område uppstår vissa artefakter vilket resulterar i mindre tillförlitliga data för beräknade djupderivat.

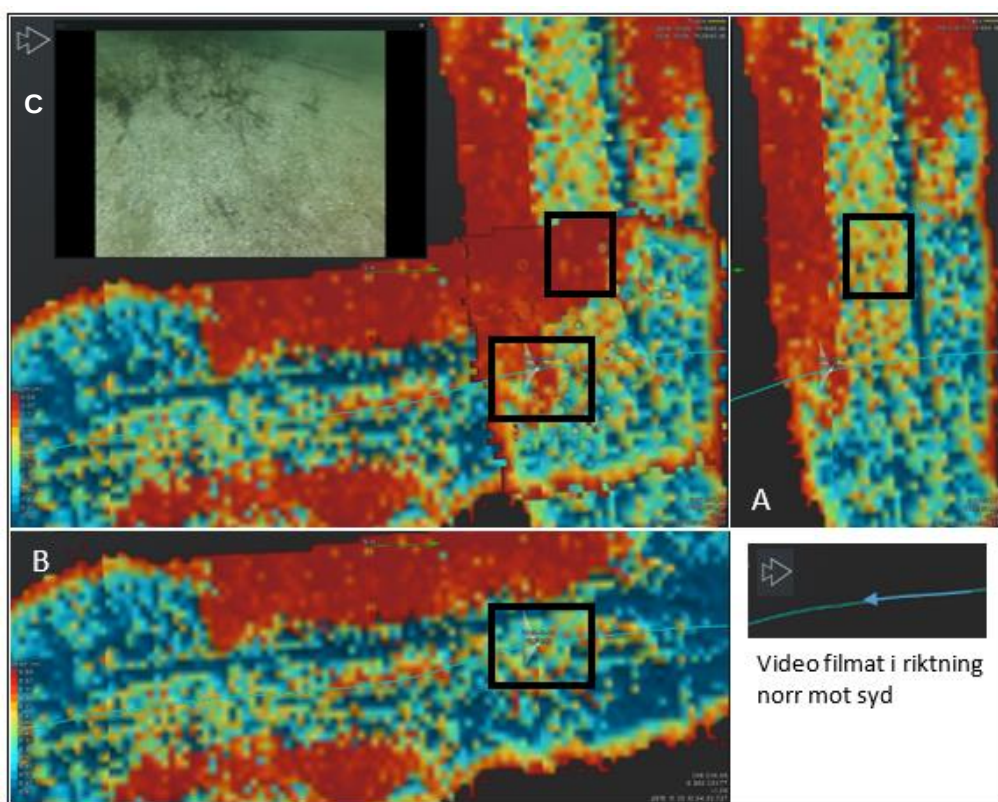
Bredden på överlappet varierar med djupet men data registreras med större punkttäthet inom den överlappande centrumlinjen vilket resulterar i vissa artefakter i det lager för djupderivat som beräknas utifrån rådata. Figur 12 från Klubbholmen i Göteborgs skärgård visar differensen för två terrängmodeller med djupvärden beräknade utifrån cellernas medelvärde och cellernas minvärde. Blå färg anger höga differensvärden och röd färg anger låga differensvärden. Områden med höga differensvärden beror i det här fallet på täta bestånd av ålgräs vilket syns i videodata för den vänstra bilden. Den högra bilden i Figur 12 återger ett senare avsnitt i transekten där död vegetation ses ligga på botten i den vänstra videobilden.



Figur 12 Djupderivat där differens av djup mellan medelvärde och minvärde för cellerna inom ett grid med en cellstorlek på 0.5m. Den vänstra bilden indikerar relativt höga differensvärden med blå färg och den högra bilden relativt låga differensvärden med röd färg. Notera det mönster som uppstår centralt i transekten.

Resultatet för den beräknade differensen överensstämmer konsekvent med videodata genom hela transekten men i centrala delar av transekten uppstår däremot ett mönster som skiljer sig från information i videodata. Genom att överlagra transekter som överlappar är det möjligt att analysera potentialen för den här typen av artefakt i att påverka möjligheten att använda data från centrala delar av transekten för vidare analys. Figur 13 visar ett exempel från Rävholmen i Göteborgs skärgård där två uppmätta transekter korsar varandra vilket ger möjligheten att göra en jämförande analys med videodata som stöd för tolkning.

Figur 13 A visar den transekt i Rävholmen som sjömättes i öst-västlig riktning, Figur 13 B visar den transekt som sjömättes i syd – nordlig riktning och Figur 13 C visas båda transekterna som överlagrade. Transekterna är beräknade differenslager för två terrängmodeller där den ena terrängmodellen anger djupets medelvärde inom ett 0,5 x 0,5 meter stort grid och den andra terrängmodellen anger djupets minvärde inom samma grid.



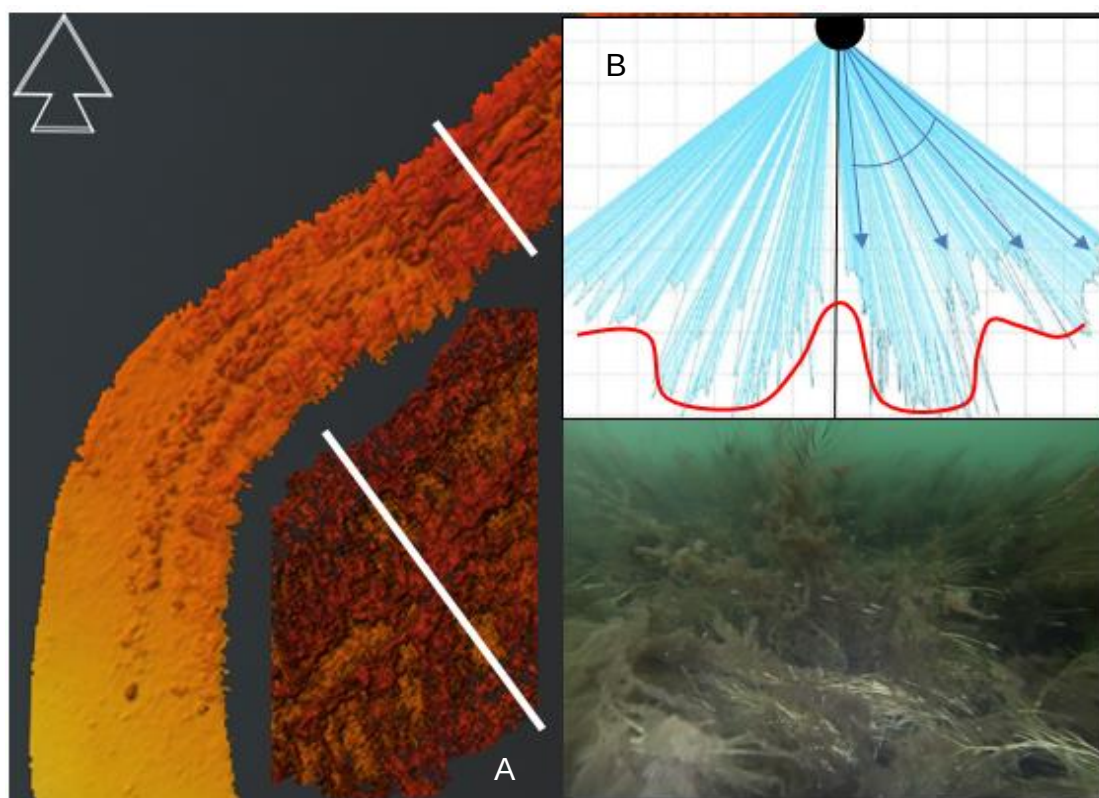
Figur 13 Differensvärden för två överlappande transekter från Rävholmen i Göteborgs skärgård

I exemplet antas en hög differens bero på bottenvegetation och låg differens indikera en botten utan vegetation, vilket är en tolkning som med stöd av videodata bygger på att spridningen av punkterna i vertikalled är mindre på en botten utan vegetation än spridningen av punkter kring botten med vegetation. Den blåa linjen visar kamerans rörelse över botten och i NaviModel är videomarkören möjlig att fritt förflytta fram och tillbaka längs linjen och på så sätt få en god uppfattning om bottenbeskaffenhet längs hela transekten.

Videomarkören i Figur 13 B är placerad inom ett markerat område med relativt höga differensvärden mellan 0.2 – 0.4 meter, vilket inte kan verifieras i videodata. I Figur 13 A hamnar videomarkören istället inom randzonen med differensvärden mellan 0.05 – 0.15 meter. Videodata korresponderar bättre med sjömättningsdata som indikerar att bottenvegetationen i området är gles, och stärker på så sätt misstanken att randzonen speglar den faktiska bottenkonfigurationen och återger mer korrekta värden än transektens centrala område. På motsvarande sätt förhåller sig data i centrala områden för transekt A till randzonen i transekt B.

Bottendetektion på botten med hög täckningsgrad av vegetation

Utöver det brus i data som uppstår under sjömätning är det nödvändigt att bedöma sannolikheten för att djupvärden representerar botten eller vegetation. Att etablera en verklig bottenprofil gör det möjligt att säga något om vegetationshöjden i förhållande till botten, men i områden där en stor andel av lodets impulser träffar vegetation är det svårt att definiera det faktiska bottendjupet.



Figur 14 Transekt från Stockholms skärgård i område med tät växande borstnate (*Struckenia pectinata*). Den infällda bilden i det övre högra hörnet visar ett hur djupt lodets impulser når relativt varandra. De blå pilarna visar att impulserna i exemplet når olika långt ner i förhållande till en tänkt lodlinje.

I den del av transekten som visas i Figur 14 A övergår det uppmätta området från ren sandbotten i sydväst (nedre vänstra hörnet i figuren) till ett alltmer tätare bestånd av borstnate mot nordöst, som i terrängmodellen ses som en ojämn skrovlig yta. I terrängmodellen indikerar ljusa områden ett något större djup och den vita linjen visar

platsen för den profil av lodets impulser och Figur 14 B illustrerar hur djupt impulserna når. Den röda linjen i Figur 14 B markerar en nedre gräns för bottenträff och ger upphov till en i vertikalled varierad bottenprofil som när den jämförs mot videodata inte verkar logisk. Kontinuerligt löpande videodata visar istället en mycket tät växande vegetation där sandbotten ibland bryter igenom. Den infällda stillbilden i Figur 14 är extraherad från videodata och visar att borstnate bildar en relativ homogen matta av vegetation i det aktuella området och sammantaget blir tolkningen därför att punktdata inte representerar faktisk bottenträff utan den vegetation som hindrar lodets impulser från att nå botten.

Den vinkel med vilket lodets impulser träffar vegetation kan också påverka hur många av lodets strålar som når ner till botten (Fonseca, L. 2008). Den vinkelberoende faktorn påverkar data eftersom lodets strålar i vissa vinklar måste färdas en längre väg mot botten i förhållande till en tänkt centrumlinje och därför också penetrera mer vegetation. Att det i exemplet ovan inte heller registreras någon bottenträff rakt under båtens centrumlinje kan förklaras av att lodets impulser inte heller här letar sig genom vegetation. Hur stor inverkan den vinkelberoende faktorn har på datakvalité är svårbedömt och det är möjligt att den artefakt som uppstår i data till följd av den vinkelberoende faktorn kan begränsas genom att sjömäta ett större område med totalt överlapp.

Där täckningsgraden av vegetation är något mindre och botten registreras i punktdata är en möjlig metod att identifiera heltäckande botten att radera data som tolkas som vegetation. Det kan göras genom att radera alla punkter ovan ett gränsvärde för djup som definierats utifrån värden som representerar det faktiska djupet i det aktuella området. De hål som uppstår i den digitala terrängmodellen är möjliga att få bort genom interpolation och därmed kan en uppskattad representation av faktisk botten uppnås. Eventuella objekt på botten som döljs av vegetation kan inte återges inom det interpolerade området, vilket kan betecknas som en begränsning i en bottenmodell. Det handlar dock om objekt som ändå skulle vara täckta av vegetation. Att interpolera botten med ett alltför litet antal faktiska bottenträffar som underlag riskerar dock att bygga en osäker bottenmodell att jämföra vegetationshöjd mot.

En alternativ metod att kringgå svårigheten att hitta faktisk botten är istället att ange medelvärdet för punkterna inom varje ruta i en grid. Det resulterar i en terrängmodell med ett större djup relativt den terrängmodell som beräknas utifrån det minsta uppmätta djupvärdet inom samma grid. Differensen mellan terrängmodellerna indikerar var det växer vegetation även om det kanske ger ett mer konservativt estimat än den verkliga skillnaden mellan en "faktisk" botten och vegetationshöjd. Det är den metoden som använts i den här studien för att separera "faktisk" botten och vegetation.

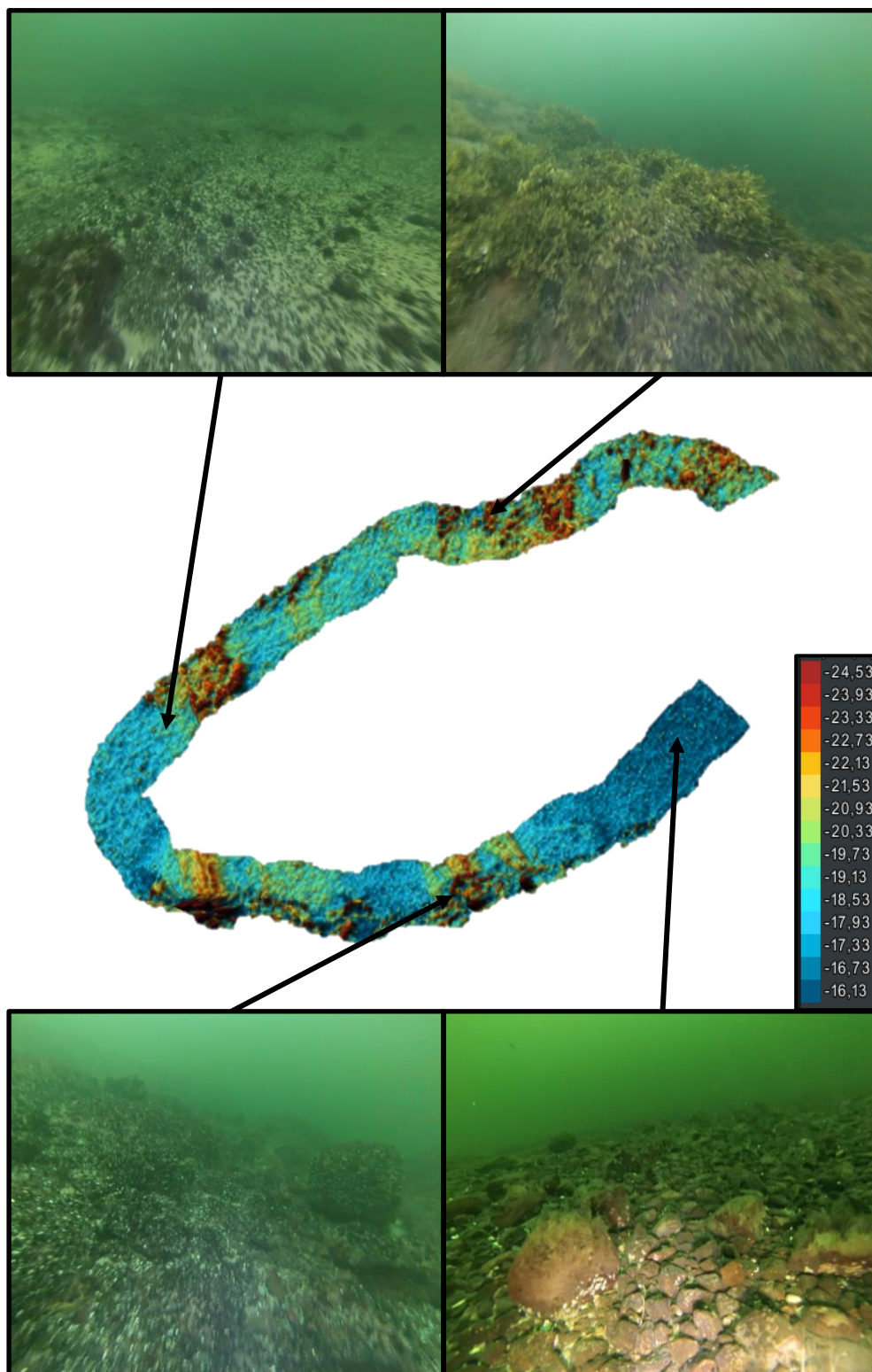
Backscatter eller intensitetsdata

Backscatter eller intensitetsdata är den beräknade mängden energi som reflekteras tillbaka mot ekolodet och genom att analysera amplituden på den återreflekterande ljudvågorna är det möjligt att utläsa information om bottenbeskaffenhet med avseende på hårdhet och struktur. Innan det är möjligt att tolka backscatter eller intensitetsdata måste den rådata som samlas in vid sjömätning bearbetas för att kompensera för skiftande djup och olika vinklar för ekolodets många impulsekon. Efterprocessering av intensitetsdata måste även ta hänsyn till att olika impulsekon i ett multistrålekolod träffar objekt på botten av varierande struktur och yta. För att kunna tolka botten inom ett område utifrån intensitetsdata måste data bearbetas och normaliseras så att värden inom området är vara jämförbara med varandra.

Eftersom olika instrument har använts i Stockholm och Göteborg är det inte möjligt att jämföra intensitetsdata från Stockholm och Göteborg med varandra. Inte heller data insamlat vid olika tillfällen i Stockholm respektive Göteborg är direkt jämförbara med varandra vilket gör det svårt att behandla intensitetsdata från Stockholm respektive Göteborg som ett enhetligt dataset i modelleringssteget. Trots det ingår intensitetsdata som en miljövariabel i alla modeller i Stockholm respektive Göteborg för att låta modellen utesluta huruvida intensitetsdata har en förklarande potential för att prediktera vegetation.

I Figur 15 görs ett försök att visualisera intensitetsdata från en av transekterna i Stockholms skärgård. Det är relativt exponerat område i yttre skärgården med stor variation i substrat där sand, grus, sten, block samt håll finns representerad i olika grad. I Figur 15 representeras intensitetsdata som negativa värden i dB, vilket är standard, med en stigande skala där låga värden i röd färgskala går mot höga värden i en blå färgskala. En svagare signal indikerar generellt sett ett mjukare underlag (De Falco, G 2010). Det är svårt att tolka intensitetsdata visuellt och utifrån det dra några slutsatser om potentialen att med intensitetsdata prediktera vegetation men i Figur 15 är det möjligt att se en klassificering av blåa respektive röda homogena områden. Utifrån de bilder som visar substratklasser vid fyra olika platser i transekten är det möjligt att visuellt härleda en viss skillnad i intensitet mellan områden för ren håll och områden med grus/sand.

Kartering av bentiska biotoper med hjälp av flerstråligt ekolod – En pilotstudie om
utökad användning av sjömätningsdata



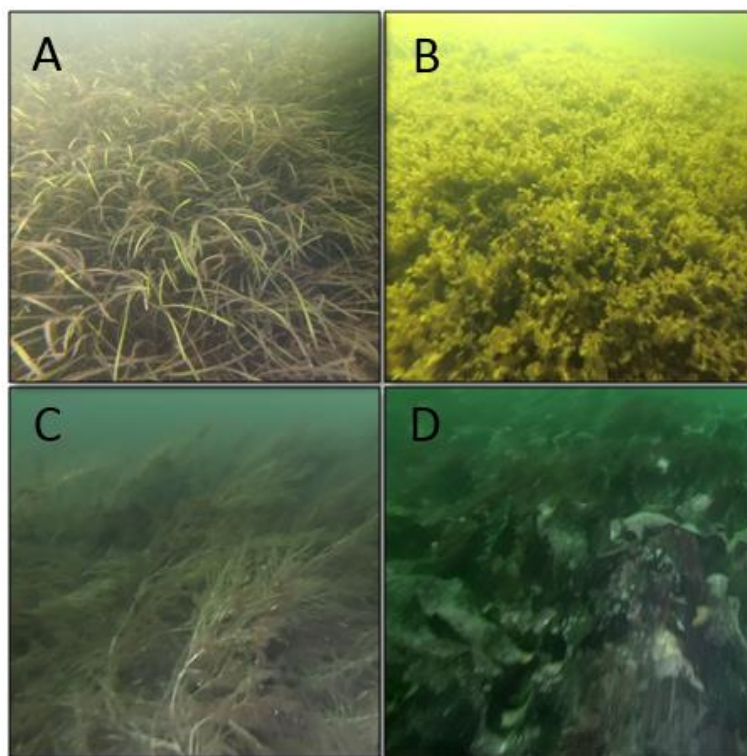
Figur 15 En visuell tolkning av backscatter eller intensitetsdata från en transekt i Stockholm skärgårds. Värden (dB) är angivna som medelvärde för celler med 1 meters upplösning.

Identifiera typbiotoper

Identifiera typområden i sjömättningsdata med hjälp av överlagrande videodata

De svenska artnamn som används i rapporten följer Dyntaxa vilket är Artdatabankens databas för taxonomiska namn över Sveriges naturligt förekommande organismer (www.slu.se/dyntaxa). Typbiotoper definieras i den här studien av den dominerande arten för respektive biotop så som större bestånd av ålgräs bildar ålgräsängar eller täta bestånd av blåstång bildar blåstångsbälten. Till en början inkluderades ålgräs (*Zostera marina*), borstnate (*Stuckenia pectinata*), blåstång (*Fucus vesiculosus*), skräppetare (*Saccharina latissima*) samt fingertare (*Laminaria digitata*) att representera separata typbiotoper.

I Stockholms skärgård inkluderades till en början biotoper definierade av ålgräs, borstnate samt blåstång och i Göteborgs skärgård inkluderades biotoper definierade av ålgräs, skräppetare samt fingertare. Analysen av insamlad data visade att det i lokaler från Göteborg var svårt att med säkerhet identifiera olika arter av tare varför klassen fingertare fick ingå i klassen skräppetare och i modellering klassas som tarebiotop. I lokalerna från Stockholm så analyserades till en början ålgräs och borstnate som separata klasser men som i modelleringen slogs samman till en gemensam klass för höga kärlväxter.



Figur 16 Bilder tagna med videokamera av områden med ålgräs (*Zostera marina*) (A), blåstång (*Fucus vesiculosus*) (B), borstnate (*Stuckenia pectinata*) (C), samt skräppetare (*Saccharina latissima*) (D). Positionen för ett typområde har positionerats relativt sjömättningsdata som extraherats för en komparativ analys mot områden med liknande substrat utan vegetation.

Det är viktigt att sjömätningsdata som skall exporteras för vidare analys kommer från områden av känd bottenotyp och som utgör en god representation av den biotop som skall karteras. Sjömätningsdata från respektive typbiotop har sedan jämförts mot sjömätningsdata från områden utan vegetation med botten substrat som associeras till typbiotopen.

Analysen är således baserad utifrån förekomst/icke förekomst av vegetation (0= icke-förekomst och 1 = förekomst i data). Det innebär att data från ett område med täta ålgräsängar (Figur 16 A) i inventeringsdata är klassat som ett område med förekomst av den typbiotopen. Område med förekomst av typbiotopen på mjukbotten har sedan jämförts mot data från ett område med mjukbotten utan vegetation. Områden med fucusbälten (Figur 16 B) jämförs istället mot data insamlat från ett område med hårbotten utan vegetation. I **Fel! Hittar inte referensälla.** redogörs för vilken typ av botten substrat som ingår i de två huvudklasserna *mjuk-* respektive *hårbotten* och vilka typbiotoper som associeras till respektive substratklass.

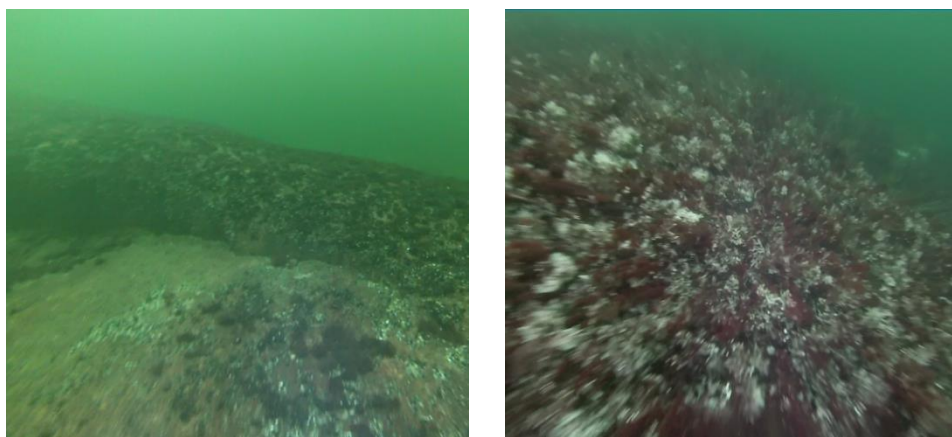
Tabell 2 Biotopklasser definierades av den dominerande arten samt det associerade botten substratet

Substrat som ingår överordnad substratklass	Substratklass associerad till typbiotop	Dominerande art för typbiotop
Mjukbotten	Mjukbotten	Ålgräs (<i>Zostera marina</i>)
Sand		Borstnate (<i>Stuckenia pectinata</i>)
Grus		
Sten	Hårbotten	Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>)
Block		Skräppetare (<i>Laminaria saccharina</i>)
Häll		

I den här studien är förekomst av en typbiotop angivet som ett områden med mycket täta bestånd där den art som representera typbiotopen förekommer med hög täckningsgrad. Sjömätningsdata som använts för att definiera typbiotoper har inte extraherats från områden med enskilda förekomster av arten. Typområden för substrat utan vegetation kan dock inkludera enskilda individer av arten för biotopen trots att det i data klassificeras som ett område med icke-förekomst.

I det filmade materialet från lokalerna i Göteborgs skärgård har det varit svårt hitta hårbotten helt fri från vegetation. I områden med tarevegetation som associeras till hårbotten växer även kortväxande rödalger med viss påväxt av mossdjur. Här har det inte varit möjligt att identifiera hårbottenytor helt utan vegetation. Ett exempel på en håll helt övervuxen av kortväxande rödalger ges i Figur 17 och representerar den miljö som i den jämförande analysen klassificerats som hårbotten utan tarevegetation.

Det kan inte helt uteslutas att den jämförande analysen för hårbotten med tarevegetation och hårbotten utan tarevegetation påverkas av att den senare klassen i stor utsträckning är beklädd med kortväxande rödalger. På östkusten är det däremot inte svårt att i data identifiera hårbotten helt utan vegetation.



Figur 17 Substratklassen håll utan vegetation är i lokaler från Stockholms skärgård (den vänstra bilden) betydligt renare än motsvarande substratklass i Göteborgs skärgård (den högra bilden). I det filmade materialet från lokalerna i Göteborgs skärgård är hårbotten typiskt sett helt täckt av kortväxande rödalger som delvis är överväxt av mossdjur.

Identifiering av subsets för biotopanalys

Videodata analyserades för att kartlägga botten i respektive transekt som omfattades av videodata. Kartläggningen gick till så att transekten delades in i segment utifrån botten karaktär med avseende på substrat och vegetation. Starttid för det första segmentet noterades när väl kamerans nått sin position ovan botten och markerades med en stopptid så fort en förändring kunde noteras. De transekter som är längre delades in i ett större antal segment och av praktiska skäl utnyttjades alla olika typer av objekt på botten som kunde identifieras med god positions- och tidsangivelse.

Varje delområde analyserades med syfte att identifiera bra typområden för substrat och vegetation. Områden som med hjälp av videodata kunnat identifieras som goda exempel kopierades med hjälp av *NaviModel*-funktionen *create subset* med vilket det är möjligt att manuellt definiera området i sjömättningsdata genom att rita en polygon kring området. Detta gjordes med hänsyn till eventuella positioneringsfel genom att med god marginal rita in polygoner inom typbiotopen. Ett antal områden valdes för respektive

Kartering av bentiska biotoper med hjälp av flerstråligt ekolod – En pilotstudie om utökad användning av sjömätningsdata

typbiotop och substratklass och ur dessa områden extraherades data som kunde användas i senare modelleringssteg.

Tabell 3 redovisar det totala antalet delområden som finns representerade i det ursprungliga datasetet. Data från dessa områden har sedan aggregerats på olika sätt i modelleringssteget för bästa resultat. Samtliga områden exporterades från NaviModel till ArcGIS som *ESRI grid* i filformatet *.ascii* och konverterades till polygoner med hjälp av ArcGIS funktionen *convert to polygon* vilka sedan projicerades till Sweref99TM.

Tabell 3 Fördelning av typområden från samtliga transekter (T) för respektive typbiotop och antal (n) subsets (S) för substrat och biotoper inom vilka data extraherats för modellering.

Stockholm					Göteborg				
Substrat klass	S (n)	Biotop	T (n)	S (n)	Substratklass	S (n)	Biotop	T (n)	S (n)
Mjuk botten	10	Zostera marina	2	5	Mjuk botten	13	Zostera marina	3	8
		Stuckenia pectinata	1	4					
Hård botten	10	Fucus vesiculosus	4	11	Hård botten	8	Laminaria saccharina	4	10

Biotopmodellering

Modellering

Det dataset som bygger den slutgiltiga modellen och som ligger till grund för resultaten i den här studien har identifierats genom en iterativ modelleringsprocess. I detta avsnitt beskrivs de grundläggande principerna för modelleringsprocessen och tillvägagångssättet vid val av modelleringsmetod för modellering av biotoper.

Modellering är ett vitt begrepp som kan innefatta allt från enkla orsakssamband till avancerade datorberäkningar. I detta sammanhang avses rumslig statistisk modellering, vilket syftar till att modellera den rumsliga utbredningen för en substratklass, ett habitat, en biotop eller någon annan responsvariabel utifrån empiriska data. Ibland kallas denna teknik även habitatmodellering, vilket egentligen bara är en av flera möjliga tillämpningar. Normalt modelleras inte förändringen av denna utbredning över tid, men även sådana tillämpningar är möjliga.

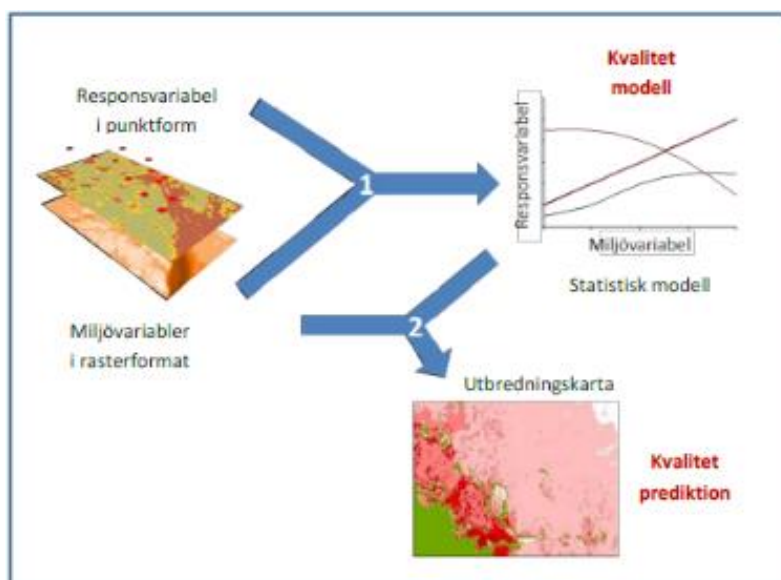
Steg 1 – Modell

Framtagande av modell

Modelleringsprocessen visas schematiskt i Figur 18. I det första steget beräknas det statistiska sambandet mellan responsvariabelns värden (t.ex. täckningsgraden av en art

eller förekomsten av ett substrat) och miljövariablernas värden på inventeringspositionerna. Vissa miljövariabler, som t.ex. djup, kan inventeras i samband med att responsvariabeln inventeras. Ett raster (eller grid) är en karta som består av ett stort antal mindre rutor och inom varje ruta är mätvärdet för varje variabel konstant. Rastrets upplösning måste motsvara den rumsliga upplösningen i de mönster som modellen ska beskriva.

Endast miljövariabler som antas påverka responsvariabelns utbredning bör inkluderas i modelleringen. Miljövariabler som korrelerar starkt med varandra bör inte användas i samma modell. För att kontrollera att miljövariablerna inte påverkar varandra i för stor utsträckning kontrolleras dels deras inbördes korrelation och dels deras variance inflation factor (VIF). Det senare är ett index som kvantifierar hur allvarligt den inbördes korrelationen påverkar miljövariablerna. I modelleringsprocessen väljs sedan de miljövariabler som har starkast inverkan på modellen ut. De flesta modelleringsmetoder genererar ett eller flera olika sorters mått på hur stor inverkan de olika miljövariablerna har på modellen.



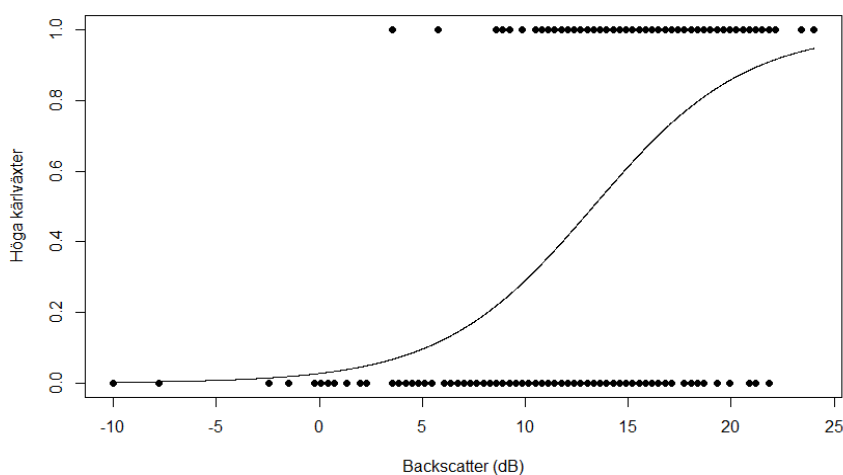
Figur 18 Principer för modelleringsprocessen.

Metoden som har använts för modellering av biotoper i detta projekt kallas GLM (Generalised Linear Modelling). GLM modelleringen har gjorts med verktyget GLM2 (R – sök GLM2 i R efter referens) i statistikprogrammet R.

I denna modelleringsprocess har vi bara använt miljövariabler som varierar inom transekten och som beskriver bottenens beskaffenhet eller karakteristik. Anledningen till detta är att vi vill ha att de få transekterna i denna studie inte representerar biotopernas utbredning inom hela gradienten av t.ex. vågexponering eller djup. En stor fördel med denna uppställning är att vi får reda på långt man kommer med biotopkartering utifrån bara bottenkaraktistik, och att alla andra miljövariabler som idag används för modellering av dessa biotoper kommer att stärka modellerna om metoden skalas upp till att användas i större områden.

Utvärdering av modellens kvalitet

I modelleringsfasen studerades grafer som beskriver responsvariabelns utbredning i relation till var och en av de ingående miljövariablerna. Tillsammans med information om miljövariablernas bidrag till modellen kan variabler med konstiga mönster rensas ut. Responskurvan i Figur 19 visar hur modellen predikterar förekomst av ålgräs i Stockholm i förhållande till prediktorvariabeln backscatter.



Figur 19 Modellerad förekomst av ålgräs (*Zostera marina*) i förhållande till miljövariabeln Backscatter.

Steg 2 – Prediktion

Framtagande av prediktion

I det andra steget används modellen tillsammans med raster för samtliga miljövariabler för att göra en prediktion. Vid beräkningen av prediktionen körs modellen för varje rasterruta. För varje rasterruta hämtas det aktuella värdet för varje miljövariabel och det förväntade värdet för responsvariabeln beräknas. Resultatet blir ett nytt raster, en prediktion, som visar den förväntade utbredningen av responsvariabeln i GIS-format (digital karta). Vid modellering av förekomst resulterar prediktionen i en sannolikhetskarta för förekomst med värden mellan 0 och 1. Vid modellering av abundans eller täckningsgrad resulterar prediktionen i en karta som visar den troliga abundansen eller täckningsgraden i varje cell. Eventuella brister i de raster som beskriver miljövariablerna kommer att överföras till prediktionen och minska dess kvalitet. En miljövariabel som har förhållandevis stor vikt i modellen kommer att överföra mer av sitt fel till prediktionen. Det är således viktigast att de mest betydelsefulla miljövariablerna är av hög kvalitet.

Faktaruta AUC

AUC (Area Under Curve) är ett mått på kvaliteten av en modell eller en prediktion. Ett AUC-värde på 1 innebär att samtliga förekomster och icke-förekomster är korrekt klassade i jämförelse med de datapunkter som har använts för att utvärdera modellen eller prediktionen. Ett AUC-värde på 0,5 anger att resultatet är helt slumpmässigt.

I dagsläget saknas konsensus för hur AUC- värden ska tolkas när det gäller habitatmodellering. En rekommendation har varit att använda vidstående skala (AUC) (Hosmer & Lemeshow 2000).

AUC	Kvalitet
0.9-1.0	Utmärkt
0.8-0.9	God
0.7-0.8	Intermediär
0.5-0.7	Dålig

Utvärdering av prediktionens kvalitet

För att bedöma prediktionens kvalitet bör den valideras med externa data. Detta innebär att prediktionen jämförs med oberoende fältdata som inte använts tidigare i modelleringsprocessen. Modeller som anger sannolikheten att en responsvariabel förekommer (s.k. sannolikhetsmodeller) utvärderas lämpligen med ett mått kallat AUC (Area Under Curve, se faktaruta AUC). Modeller som anger hur mycket av responsvariabeln som förekommer (s.k. kvantitativa modeller) utvärderas vanligen med hjälp av någon form av korrelationskoefficient (vanligen betecknad COR, r2 eller RMSE).

Ett lågt AUC- eller COR-värde indikerar att modellens kvalitet är dålig och en sådan modell bör inte användas för att skapa en prediktion. Vanliga orsaker till en dålig modell är att den bygger på ett litet antal observationer eller att viktiga miljövariabler saknas. Modellen kan också vara överanpassad. En överanpassad modell innebär att modellen inte bara har anpassats till variationen i de ingående miljöfaktorerna, utan även till variation orsakad av andra faktorer eller slumpen. Att tillåta att modellen är alltför följsam till variation i miljövariablerna, liksom att ha många miljöfaktorer i modellen ökar risken att den överanpassas. Överanpassning leder till ett för högt AUC-värde i den interna valideringen jämför med när modellen externvalideras.

Genom externvalidering utvärderas hela modelleringsprocessen, d.v.s. både modellen och rastren för miljövariablerna som används för att skapa prediktionen. Externvalidering är det enda sättet att upptäcka svagheter i rastren för miljövariablerna. Vidare är det lättare att upptäcka felaktigheter orsakade av t.ex. överanpassning eller ojämn dataspridning i extern- än i internvalidering. Den enda nackdelen med externvalidering är att en del av datamängden inte kan användas till modelleringen utan måste sparas till externvalideringen. Detta pris kan anses högt när fältdata är knapp och ofta publiceras prediktioner som inte har validerats externt, även i vetenskapliga tidskrifter.

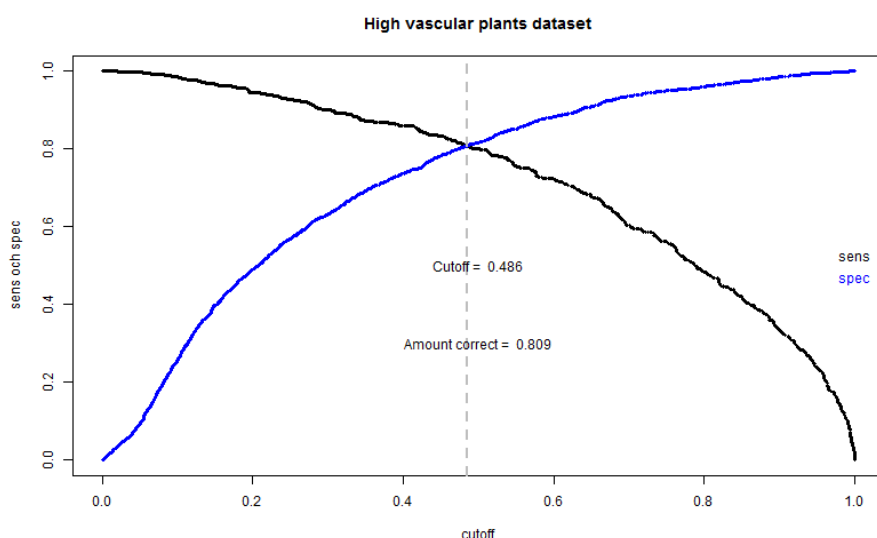
I den här rapporten har validering genomförts för samtliga prediktioner av biotoper. Valideringen bygger på att 25 % av datasetet slumpades ut för att användas för

validering. Trots detta går det inte att anse att valideringen är extern i egentlig mening pga. att samplingen av träningsdata och valideringsdata har gjorts inom ett begränsat geografiskt område med mycket likartad miljö. En mer korrekt extern validering hade varit att undanhålla transekter för validering men eftersom antalet sjömätta transekter är begränsad inkluderades alla i analysen för att kunna täcka in en tillräckligt god representation av variation av miljöer. En konsekvens av detta är en begränsad möjlighet att validera modellen externt och därför måste tolkningen av valideringsdata göras med försiktighet.

Sensitivity, specificity och cut-off

Genom att göra en prediktion på hela datasetet (modellerings- + valideringsdata) kan sensitivity och specificity räknas ut. Sensitivity är ett mått på modellens förmåga att klassa förekomster medan specificity är ett mått på modellens förmåga att klassa icke-förekomster.

För att kunna räkna ut dessa mått måste de predikterade sannolikheterna delas in i två klasser, förekomst och icke-förekomst. Om brytvärdet (cut-off) för klassindelningen sätts för lågt, till exempel vid en sannolikhet på 0.01 kommer modellen förmodligen att klassa samtliga förekomster som förekomster vilket innebär ett högt sensitivity-värde. Dock kommer även de flesta icke-förekomster att klassas som förekomster vilket innebär ett lågt specificity-värde. Under modelleringsprocessen i detta projekt har ett cut-off räknats ut som maximerar modellens förmåga att klassa både förekomster och icke-förekomster rätt (Figur 20). Cut-off-värdet för varje respons har sedan använts i sannolikhetskartorna för att visa var biotopen troligen förekommer respektive inte förekommer.



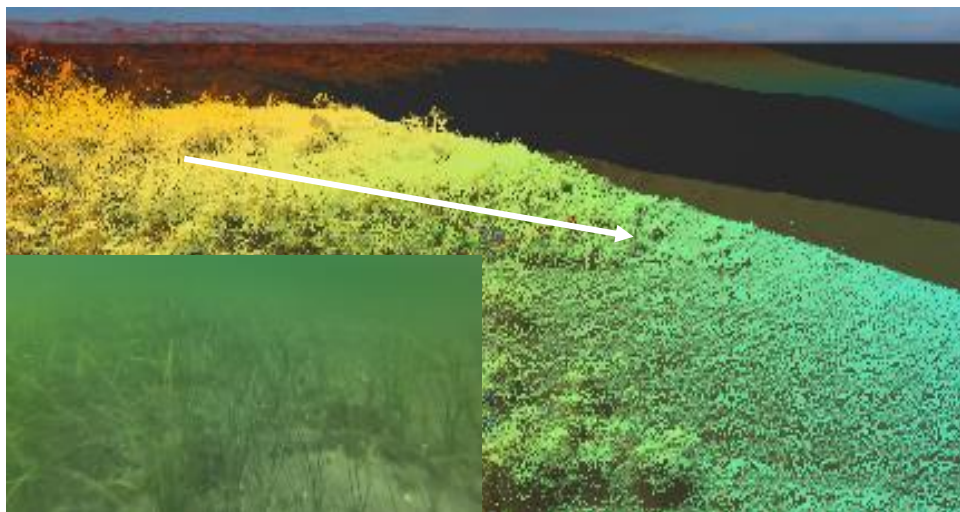
Figur 20 I den här modellen för höga kärlväxter i Stockholm beräknades ett cut-off på 0.486 för att maximera sensitivity och specificity. Modellen klassar 80.9 % av förekomsterna samt 80.9 % av icke-förekomsterna i inventeringsdatat rätt.

Miljövariabler

I detta avsnitt beskrivs hur miljövariablerna djup och djupderivat samt backscatter eller intensitetsdata tagits fram för Stockholm skärgård och Göteborgs skärgård. Data exporterades från NaviModel som ESRI grid filer i filformatet .ascii till ArcGIS. Där konverterades .ascii filerna till .tif filer och resulterande raster projicerades om från koordinatsystemet WGS 84 till Sweref 99TM. Alla rasterlager för respektive transekt fogades samman till ett gemensamt raster genom ArcGIS-funktionen *Mosaic to New Raster* enligt *mean*-metoden.

Djupderivat och intensitetsdata

I ett område där det exempelvis växer vegetation är det rimligt att anta att det finns ett antal träffpunkter registrerade ovan den "sanna" botten och spridning i vertikalled av djupvärden inom en angiven cell borde därför vara större än i ett område utan vegetation. I Figur 20 illustreras detta med ett område där ålgräs växer på sandbotten. Till vänster i bilden så är det större spridning av punkterna än till höger i bilden där ekolodets impulser träffar ren sandbotten. När ett grid placeras över punktmolnet blir det tydligt att variationen mellan cellerna i ett grid skiljer sig väsentlig beroende på om celler är placerade över område med eller utan vegetation.

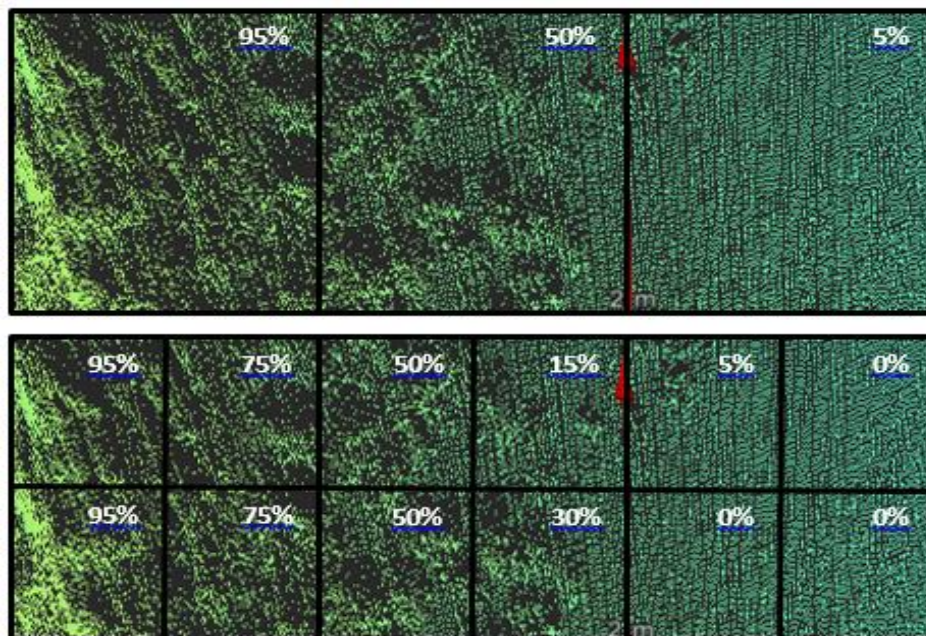


Figur 21 Punktdatamoln från sjömätning över sandbotten som partiellt täcks av ålgräs. Till höger så är punktmolnet mer "tillplattat" där ekolodets ljudimpulser träffar en ren sandbotten och till vänster där det växer ålgräs på sandbotten är punktmolnet mer utspritt i vertikalled. Den lilla bilden infälld till vänster är en bild av hur botten ser ut och den vita pilen anger riktningen för kamerahuvudet.

I Figur 22 återges samma område som i figur 21 men rakt ovanifrån med överlagrade grid som har en cellstorlek på 2 x 2 meter respektive 1 x 1 meter. Cellerna till höger i figur 22 är placerade över ren sandbotten utan vegetation, cellerna till vänster innehåller allt mer av vegetation och variationen i vertikalled ökar alltmer. Den ökade

Kartering av bentiska biotoper med hjälp av flerstråligt ekolod – En pilotstudie om utökad användning av sjömätningsdata

variationen i vertikalled återges tydligt i punktdata i punktdata som i NaviModel kan studeras från alla håll i 3D. Det är rimligt att anta att denna variation av punkternas relation till varandra ser olika ut för olika typer av biotoper och för att kunna dra några slutsatser om upplösningens betydelse för modellens potential inkluderas lager av olika cellstorlek i analysen.



Figur 22 Eftersom variationen inom en cell kan se olika ut beroende på cellstorlek så kan det även finnas en predikterande potential i en jämförande analys av djupderivat med olika cellstorlek. Här ett område från en transekt från Björkvik i Stockholms skärgård med uppskattad täckningsgrad (%) av ålgräs.

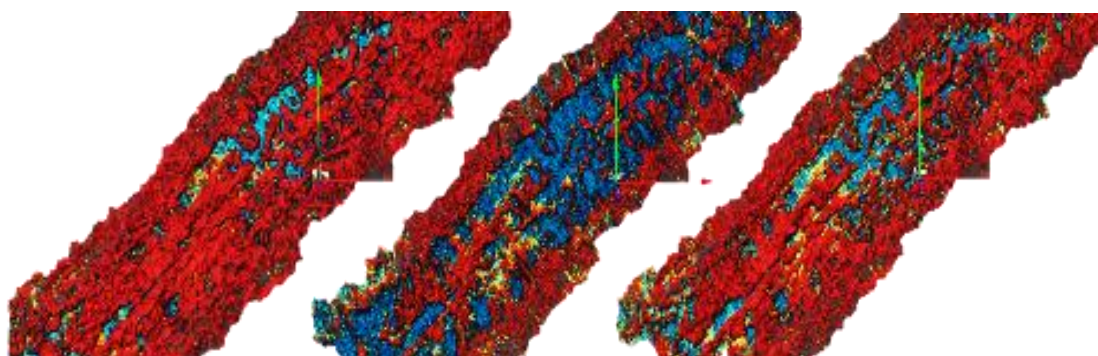
Huvudsyftet är att undersöka i vilken mån det är möjligt att detektera vegetation med hjälp av högupplöst djupinformation i kombination med intensitetsdata, och eftersom fokus ligger på bottenbeskaffenhet snarare än djup beräknades ett antal derivat av djup utifrån den högupplösta terrängmodellen. Det är svårt att på förhand veta vilka miljövariabler som kommer att vara av avgörande betydelse och ge den bästa modellen och därför är det fördelaktigt att producera ett urval av prediktionslager som kan bytas ut i en iterativ process i ett senare modelleringssteg. Mot bakgrund av detta beräknades ett antal olika prediktionslager utifrån punktdata i NaviModel med lite olika upplösning (se Tabell 4)

Djup beräknades utifrån cellstorleken 0.25 samt 0.5 meter och resulterade i näst intill heltäckande terrängmodeller för samtliga transekter. Rasterlager med högre upplösning än 0.25 meter kan resultera i terrängmodeller med hål i områden där bottenbeskaffenhet är något mer komplex. Det är däremot svårt att helt undvika att hål uppstår i "skuggsidan" av objekt som inte träffas av lodets impulser. Utöver olika lager för djup så beräknades även *varians* av djupvärden inom celler. Djupraster beräknades i NaviModel förutom *djupdifferens* och *slope* eller bottenlutning som beräknades i ArcGIS.

Tabell 4 Miljövariabler baserat på djup/djupderivat beräknat utifrån raster med olika cellstorlek.

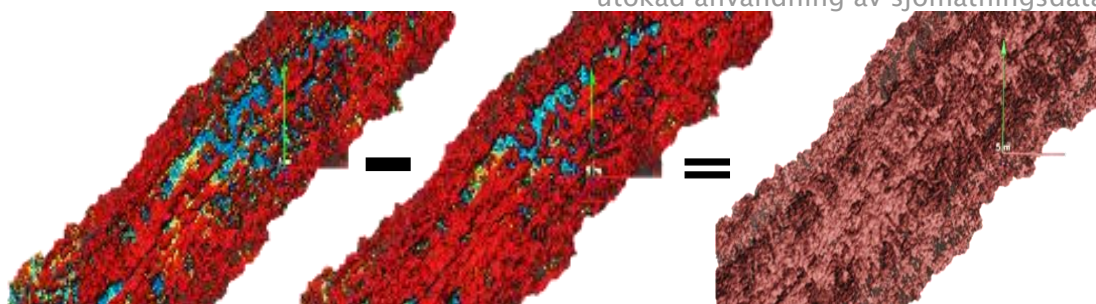
Djup/djupderivat	0.25m	0.5m	1m	2m	3m
Minsta djupvärdet inom cell (min)	X	X			
Största djupvärdet inom cell (max)	X	X			
Medeldjupet beräknat från samtliga bottenträffar inom cell (medel)	X	X			
Varians av djupvärden inom cell (varians)	X	X	X		
Djupdifferens (medeldjup – mindjup)	X	X			
Slope (lutning i grader)			X	X	

I Figur 23 återges en del av transekten från Stockholms skärgård med täta bestånd av borstnate. Terrängmodellerna har beräknats utifrån rastercellernas min-, max- och medelvärde och röda celler representerar områden med tät vegetation där lodets impulser inte når ner till botten och blå områden representerar förmodad bottenträff.



Figur 23 Bilden längst till vänster visar terrängmodellen beräknad utifrån det minsta värdet för respektive cell (det grundaste "bottenekot"), i mitten återges terrängmodellen från samma område men är beräknad utifrån cellernas högsta värde (det djupaste "bottenekot") och bilden längst till höger återger terrängmodellen beräknad utifrån medelvärdet för samtliga impulser inom cellen. Den blå färgen representerar djupa värden och röd färg grundare värden. Samtliga terrängmodeller har en cellstorlek på 0.25m och djupdifferensen mellan röda och blå celler varierar mellan ca 0.5 – 1.5 meter.

Djupdifferens för terrängmodellerna beräknades i ArcGIS verktyget *Raster calculator* med funktionen *medeldjup – mindjup*. Celler med relativa höga värden i resulterande differenslager påvisar vegetation (se Figur 24). Anledningen till att terrängmodellen för medelvärden valdes framför maxvärdet för beräkningen av differens inom celler var att undvika att överdriva skillnaderna och riskera att miljövariabeln *differens* överrepresenterar vegetation. En konsekvens av svårigheten att hitta faktisk botten i områden med tät vegetation som diskuterades i sektion 1.2.1 är att miljövariabeln *differens* kan ha en begränsad potential i områden med mycket tät vegetation.



Figur 24 Terrängmodell som visar resultat för differensberäkning mellan medelvärdet för samtliga impulsekon inom celler och det minsta värdet för celler. Terrängmodellerna i figuren har en cellstorlek på 0.25m.

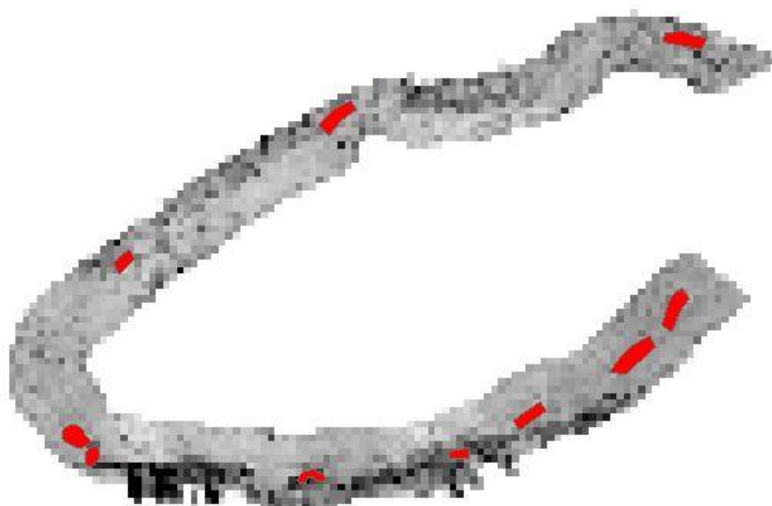
Figur 24 visar resulterande differenslager men en visuell representation är svår att tyda. Svårigheten att visuellt analysera olika miljövariablers potential i att prediktera vegetation gäller även för terrängmodeller som visar *varians* och *slope*. I modellen är dock absoluta värden av mindre betydelse eftersom modellen analyserar variabelvärdernas statistiska förhållande till en responsvariabel. *Varians* beräknades i NaviModel och *slope* beräknades med ArcGIS funktionen *Slope* och resulterar i ett lager där värdet för varje cell anger cellens lutning i grader i förhållande till omgivande celler. Tabell 5 redogör för de prediktionslager för intensitetsdata som beräknades utifrån cellstorleken 0.25m, 0.5m, 1m, 2m, samt 3m upplösning.

Tabell 5 Extraherade värden för backscatter samt beräknad cellstorlek för respektive miljövariabel.

Backscatter (dB)	0.25m	0.5m	1m	2m	3m
Minvärde (dB)	X	X	X	X	X
Maxvärde (dB)	X	X	X	X	X
Medelvärde (dB)	X	X	X	X	X
Varians (dB)	X	X	X	X	X

Extrahera data till modellering

De typområden för biotoper som identifierats i NaviModel användes som mall för att skapad polygoner i ArcGIS inom vilka punkter slumpades ut med funktionen *create random points*. Inom varje område slumpades mellan 75 och 100 punkter ut med ett minsta avstånd mellan punkterna på 0.25m för att undvika att två punkter hamnade inom samma cell i raster med 0.25 meters upplösning. Eftersom varje punkt extraherar data som är ämnad att beskriva signaturen för en typbiotop i sjömättningsdata så gjordes antagandet att spatial autokorrelation inte är av någon större betydelse. Ett sådant antagande kräver förvisso att förhållanden inom ett typområde med avseende på djup, lutning, substrat samt vegetationshöjd och täckningsgrad är relativt likartad. Däremot är det viktigt att i tolkningen av modellresultat ta hänsyn till den pseudo-replikering som uppstår med metoden för dataextrahering.



Figur 25 Inom varje transekt identifierades ett antal typområden för biotoper som ingick i analysen, samt områden med liknande substrat utan vegetation. Röda polygoner i figuren är exempel på sådana områden. Inom varje område slumpades punkter ut med syftet att extrahera data för olika miljövariabler.

För varje punkt extraherades värden för respektive miljövariabler med hjälp av ArcGIS funktionen *extract multi values to point*. Data för alla punkter kopierades från attributtabeln för respektive typområde och exporterades till Excel för vidare bearbetning.

För att få en god representation av olika typer av bottenstrukturer identifierades fler typområden utan vegetation än med vegetation. Det resulterade i ett obalanserat dataset med fler punkter för icke-förekomst av vegetation än förekomst av vegetation. Av den anledningen balanserades andelen icke-förekomster mot andelen förekomster genom att slumpa bort ett antal icke-förekomster från det fullständiga datasetet för att få ner antalet icke-förekomster till lika många som antalet förekomster. Det totala antalet punkter som inkluderades i modelleringen för respektive biotop redovisas för respektive modell i kapitel 3.

Material och metoder för djupa områden – Bratten

I djupa områden, som Bratten, kan man inte använda samma metoder för biotopkartering som i grunda områden eftersom data inte har samma upplösning. Inom det pågående projektet "Revmiljöer i Skagerrak" har inventerade förekomster av arter som kan utgöra OSPAR-habitaten "Coral garden" samt "Deep sea sponge aggregations" sammanställts. Arternas miljöpreferenser har sedan analyserats med hjälp bl.a. av djupkartor. Inom detta projekt presenteras hur nya potentiella miljöer för koralldjur har karterats i Brattenområdet baserade på de nya sjömätningar som utförts inom projektet.

Baserat på djupet togs tre olika kartunderlag fram inom projektet "Revmiljöer i Skagerrak". Ett detaljerat och bra djupraster är en förutsättning för att dessa derivat ska

Kartering av bentiska biotoper med hjälp av flerstråligt ekolod – En pilotstudie om utökad användning av sjömätningsdata bli användbara, eftersom de är väldigt känsliga för både upplösning och felaktigheter i djupkartan. Dessa djupderivat togs även fram för de nya områdena på Bratten (figur 26).

Lutning

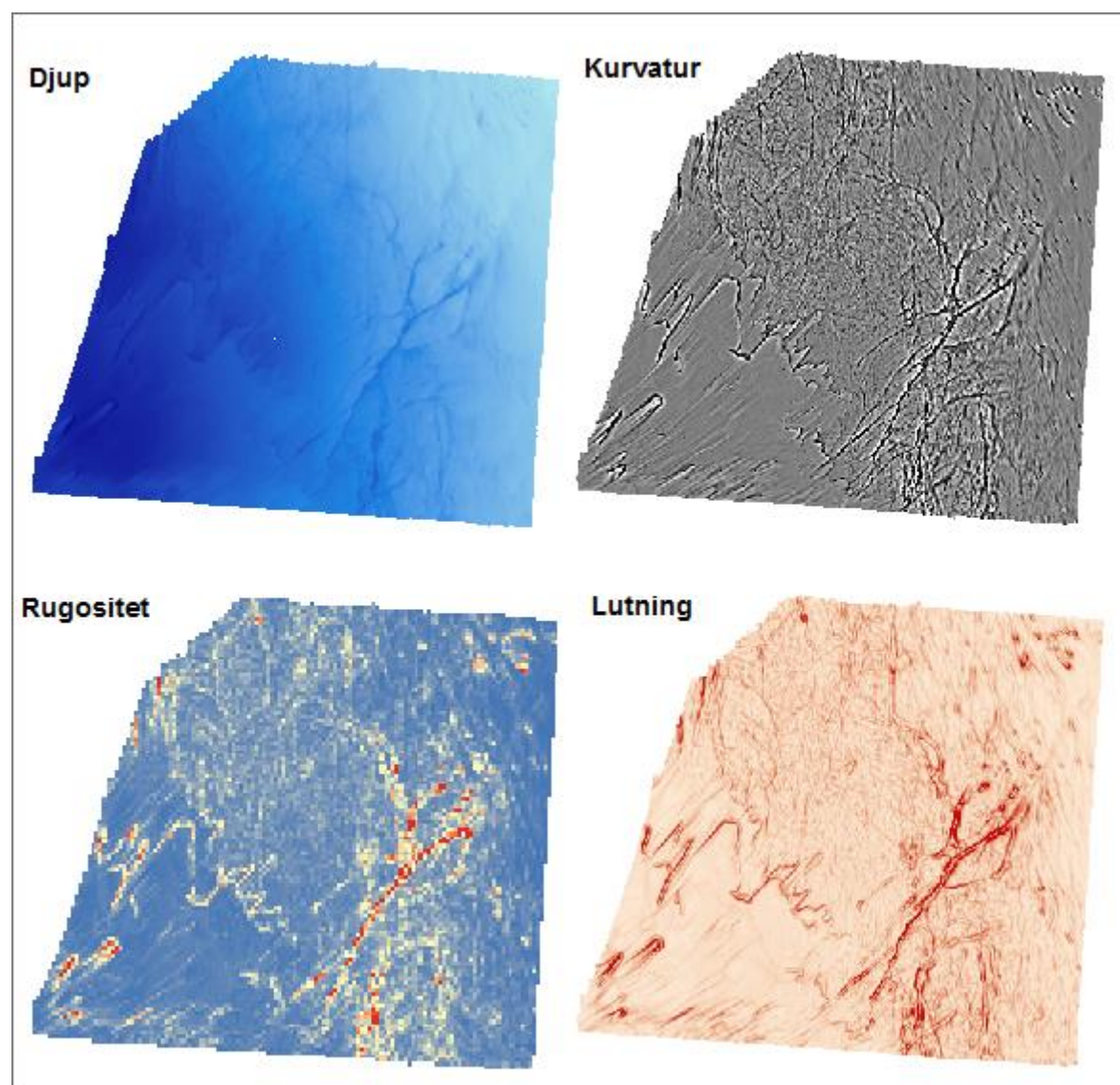
Lutning beräknas genom att använda skillnaden i djup från en ruta i rastret till nästa, och anges i grader där 0° betecknar en helt vågrät yta och 90° en lodrät yta. Lutningen beräknades från djupgriddens i 100 m upplösning. Den lägre upplösningen motiveras av positionssäkerheten i inventeringsdata samt det relativt stora fotavtrycket för ekolodet i djupa områden.

Rugositet

Bottens rugositet, eller skrovlighet, kan beräknas på en mängd olika sätt. I denna studie har djupets standardavvikelse beräknats inom en cirkel med radien 150 m. Beräkningarna baserades på djupgriddens i 10 m upplösning.

Kurvatur

Kurvatur är en beskrivning av hur djupet för varje punkt i kartan förhåller sig till medeldjupet inom en radie på 200 m, och ger en bild av relativa höjder och sänkor. Positiva värden visar på höjder och negativa värden på sänkor.



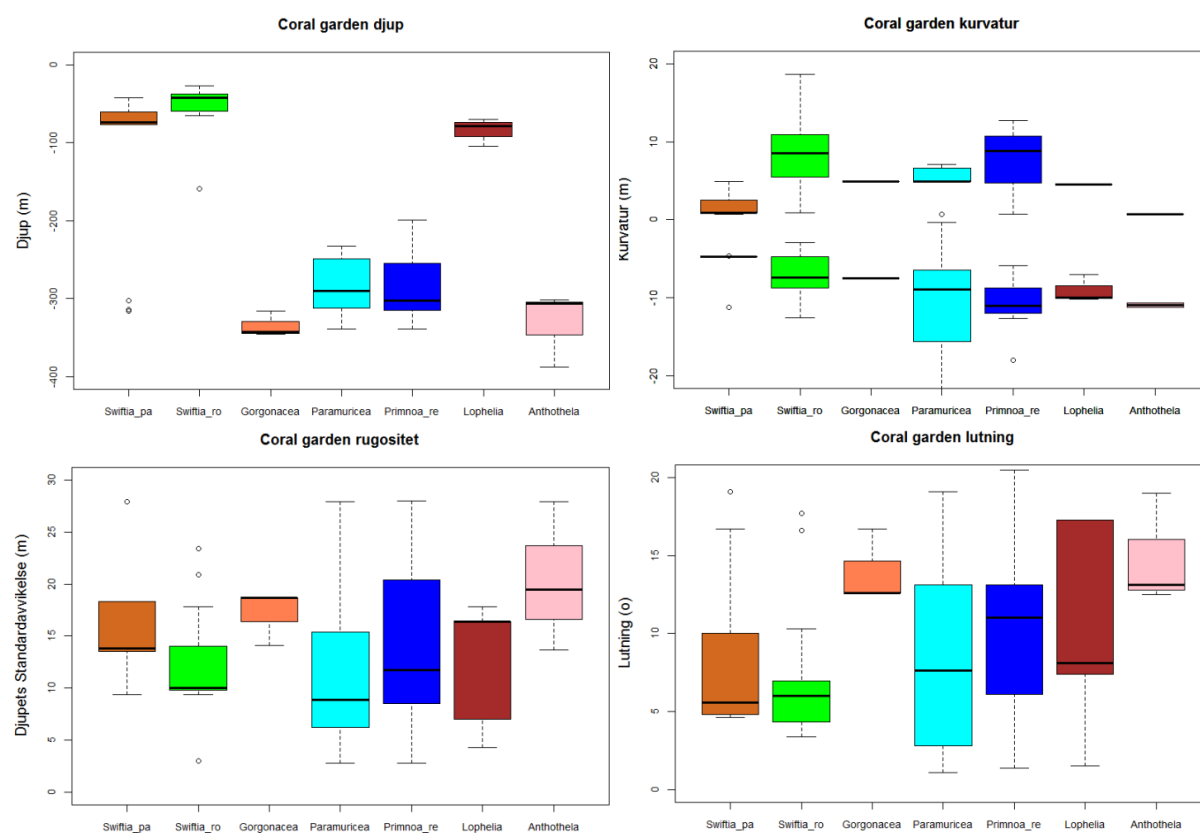
Figur 26. Överst till vänster visas den nya djupkartan över Bratten. Området är 1 206 km² och beläget norr om Skageni den västligaste delen av Sveriges ekonomiska zon i Skagerrak. Kurvatur, rugositet och lutning är olika djupderivat som använts i projektet. Djupderivat är kartlager som är framtagna utifrån analyser av djupkartan.

Rumsliga analyser

Positionerna för observerade koralldjursförekomster användes för att extrahera värden från de olika miljövariablerna. Tabell 6 och figur 27 sammanfattar miljöerna där arterna förekommer.

Tabell 6. Miljöer beskrivna som batymetriska förhållanden där koralldjur som ingår i biotopen "Coral garden" påträffats.

Koralldjur				
	Min	Medel	Max	10 percentil
Djup	-70	-255	-388	-115
Lutning	1.05	9.35	20.51	1.69
Kurvatur	0.31	10.13	34.84	4.56
Rugositet	2.85	13.21	27.98	6.07



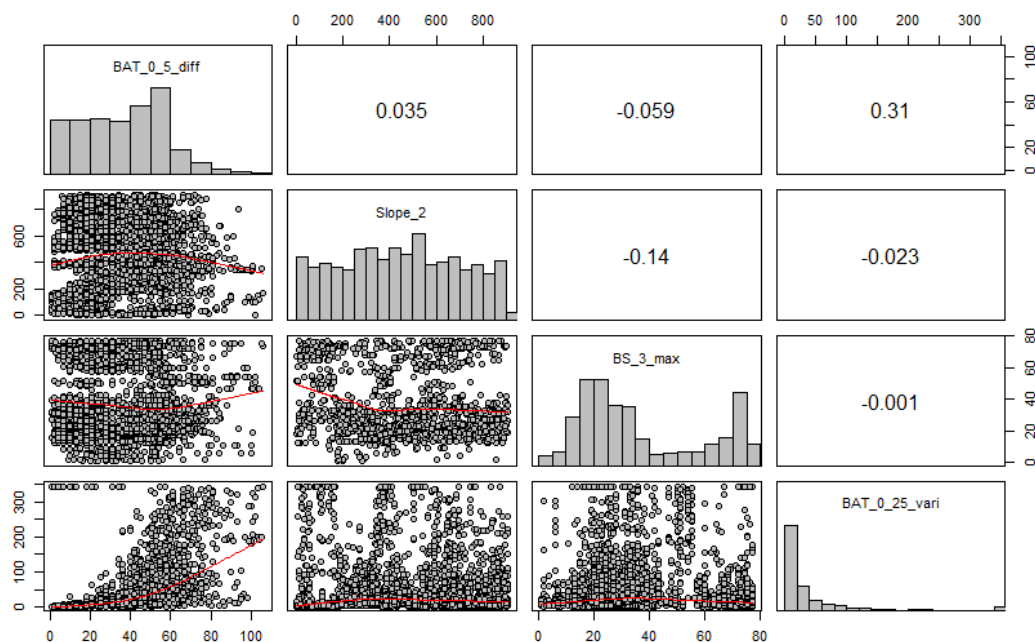
Figur 27. Fördelningen av koralldjursfynd i djup samt i djupderivaten kurvatur, rugositet och lutning. Fynden är uppdelade på olika arter. Boxarna visar median samt undre och övre kvartil. Whiskers visar min- och maxvärden exklusive outliers. Punkter visar outliers mer eller mindre än 3/2 gånger under/övre kvartil.

RESULTAT

Modellresultat för Stockholm

Ett korrelationsmatrix indikerar graden av korrelation mellan miljövariablerna som används som prediktorer i modellen. Ett korrelationsvärde på 0.7 anger en övre gräns för när två variabler inte är lämpliga att kombinera i en och samma modell. I Figur redovisas korrelationen mellan de miljövariabler som slutligen användes som prediktorer för att bygga starkast möjliga modell för ålgräs i Stockholm.

Miljövariabler *BAT_0_5_diff* är det djupderivat som anger differensen mellan medelvärdet och minvärdet i cellerna med 0.5 meters upplösning. *Slope_2* är beräknat djupderivat som anger lutning inom celler i ett raster med 2 meters upplösning. *BS_3_max* är miljövariabeln intensitetsdata angivet som maxvärde inom celler med 3 meters upplösning. *BAT_0_5_vari* som är det djupderivat som anger variation av djup inom celler med 0.5 meters upplösning. Det är förväntat att miljövariablerna *BAT_0_5_vari* och *BAT_0_5_diff* har störst korrelation eftersom celler där vegetation förekommer har högre differensvärden samtidigt som variansvärden i dessa celler är högre än i celler utan vegetation. Dessa två korrelerande miljövariabler förväntas samtidigt ha en predikterande potential för vegetation och därför kördes tre modeller för respektive biotop så att det var möjligt att även analysera potentialen hos korrelerande prediktorer. Övriga miljövariabler korrelerar inte nämnvärt.



Figur 28 En så kallad korrelationsplot analyserar korrelationen eller förhållandet mellan två miljövariabler. Ett korrelationsvärde över 0.7 för två miljövariabler anger att det inte är lämpligt att kombinera dessa för att bygga en modell.

Ett första försök gjordes att modellera typbiotopen för ålgräs och borstnate var för sig, men modellerna blev svaga och klarade inte att särskilja mellan dessa typbiotoper. En eventuell förklaring kan i det här fallet vara en begränsning i den predikterande

Kartering av bentiska biotoper med hjälp av flerstråligt ekolod – En pilotstudie om utökad användning av sjömätningsdata
potentialen hos miljövariablerna som användes att bygga modellen att klara just detta. Därför gjordes valet att i data behandla ålgräs och borstnate under klassen höga kärlväxter och nedan redovisas resultatet för den modellen.

Det var totalt 3264 observationer i det ursprungliga datasetet som delades in i ett dataset att bygga modellen på, så kallat träningsdata, och ett dataset för validering, så kallat testdata, att utvärdera modellens predikterande kapacitet. Fördelningen mellan träningsdata och testdata var 2448/816 med en prevalens på ca 20 % i respektive dataset. Prevalens är fördelningen mellan förekomst och icke-förekomst i observationerna vilket i det här fallet är obalanserat. Det totala antalet observationer delades därför upp i ett balanserat dataset genom att slumpa bort observationspunkter för icke-förekomst. Träningsdata och valideringsdata delades därför upp i nya dataset med en prevalens på 50 % där antalet observationer är 972 i träningsdata och 324 i valideringsdata.

Modellresultat för höga kärlväxter i Stockholm

I det här avsnittet redovisas resultatet för de tre modeller som kördes för att kunna testa potentialen hos olika prediktorvariabler som korrelerar med varandra att prediktera biotoper. Eftersom miljövariabeln *BAT_0_5_diff* korrelerar med de två olika variablerna för varians, *BAT_0.25_vari* och *BAT_1_vari*, byts dessa ut mellan modellerna. *Backscatter* och *slope* korrelerar inte med de andra prediktorerna och inkluderas därför i samtliga tre modeller.

Modell 1: med BAT_0_5_diff

De prediktorer som bygger den första modellen är ***BAT_0_5_diff*** + *BS_3_max* + *Slope_2*.

Coefficients:

	<i>Estimate</i>	<i>Std. Error</i>	<i>z value</i>	<i>Pr(> z)</i>
<i>BAT_0_5_diff</i>	-12.36729	0.93257	-13.262	< 2e-16 ***
<i>BS_3_max</i>	0.22295	0.02398	9.297	< 2e-16 ***
<i>Slope_2</i>	0.08198	0.01366	-6.002	1.95e-09 ***

VIF-värden:

<i>BAT_0_5_diff</i>	<i>Slope_2</i>	<i>BS_3_max</i>
1.158819	1.107459	1.055200

Validering på balanserat test-data: AUC 0.88

Andel korrekt klassade observationer utifrån beräknat cut-off: 0.89

Modell 2: med BAT_1_vari

De prediktorer som bygger den andra modellen är **BAT_1_vari** + **BS_3_max** + **Slope_2**.

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
BAT_1_vari	-0.85479	0.07864	-10.869	< 2e-16 ***
BS_3_max	0.21355	0.02229	9.579	< 2e-16 ***
Slope_2	-0.09706	0.01393	-6.967	3.24e-12 ***

VIF-värdet:

BAT_1_vari	Slope_2	BS_3_max
1.189939	1.123764	1.070673

Validering på balanserat test-data: AUC 0.88

Andel korrekt klassade observationer utifrån beräknat cut-off: 0.81

Modell 3: med BAT_0.25_vari

De prediktorer som bygger den andra modellen är **BAT_0.25_vari** + **BS_3_max** + **Slope_2**.

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
BAT_0.25_vari	-3.19821	0.25827	-12.383	< 2e-16 ***
BS_3_max	0.18013	0.02451	7.349	2e-13 ***
Slope_2	-0.04712	0.01364	-3.456	0.000548 ***

VIF-värdet:

BAT_0.25_vari	Slope_2	BS_3_max
1.104255	1.003821	1.100489

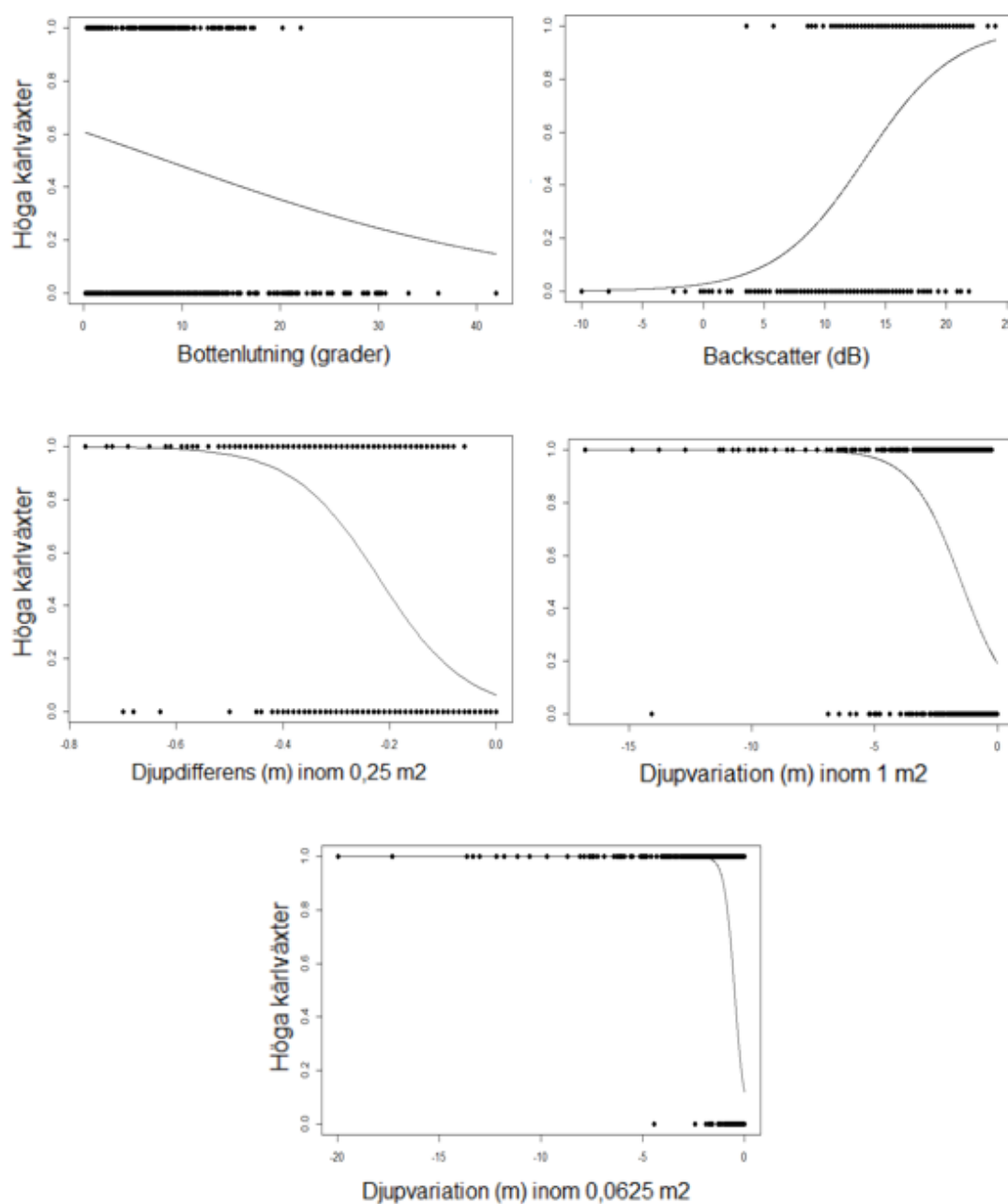
Validering på balanserat test-data: AUC 0.91

Andel korrekt klassade observationer utifrån beräknat cut-off: 0.86

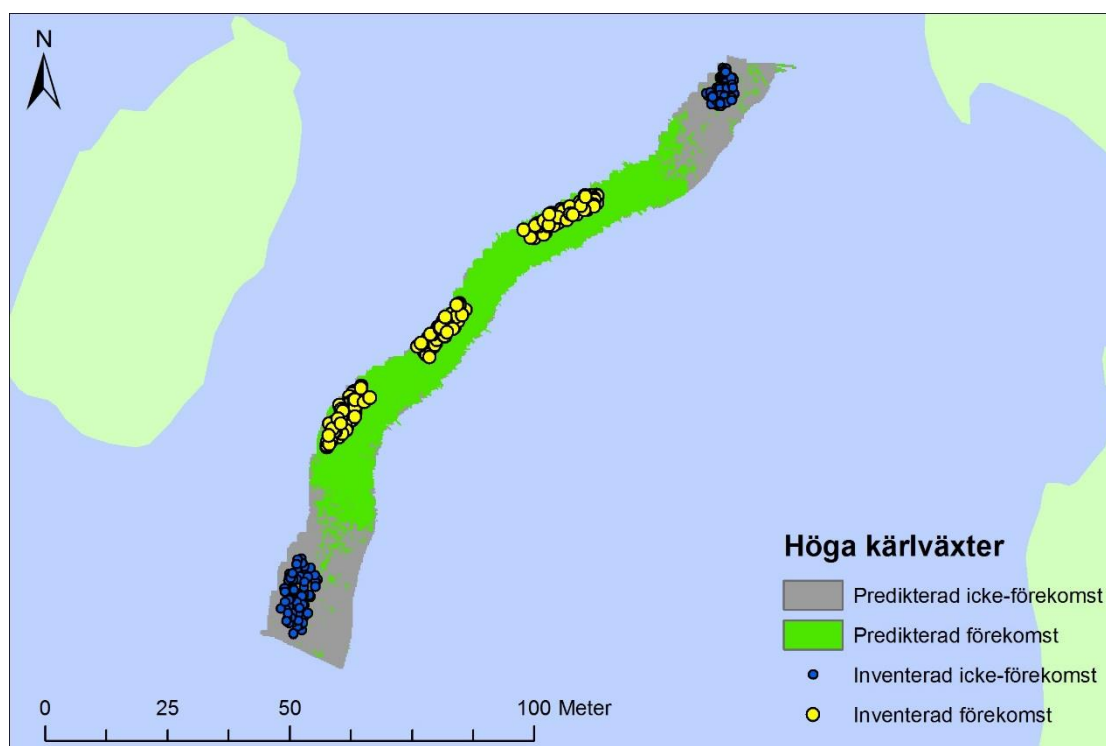
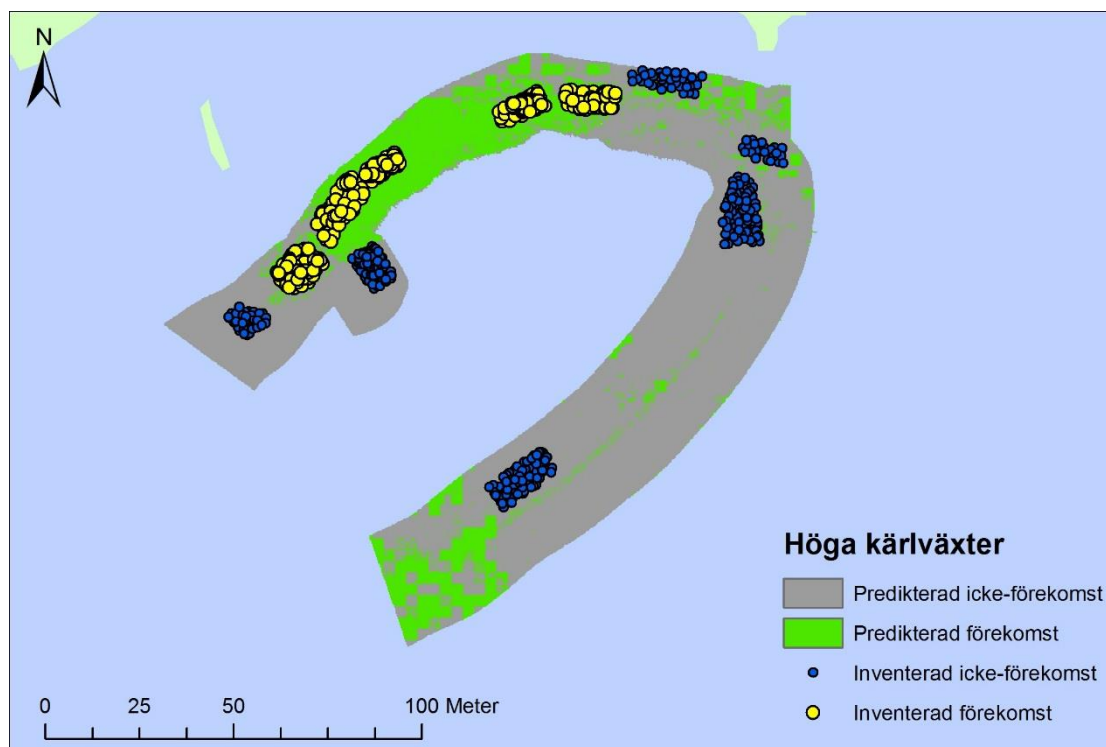
Resultatet för modellen anger samtliga tre prediktorer som signifikanta och har enligt modellen en predikterande kapacitet för höga kärlväxter. VIF-värdet testar korrelationen för varje variabel gentemot alla övriga variabler som använts i modellen. Ett övre gränsvärde på 3 anger att variablerna korrelerar och inte bör användas i kombination med varandra i en och samma modell.

Den starkaste modellen har ett högt AUC värde på 0.91 och utifrån cut-off är andelen korrekt klassade förekomster respektive icke-förekomster 0.86 %. Ändras cut-off så kan klassificeringen av förekomster förbättras men med konsekvensen att klassificeringen av icke-förekomster blir sämre och vice versa.

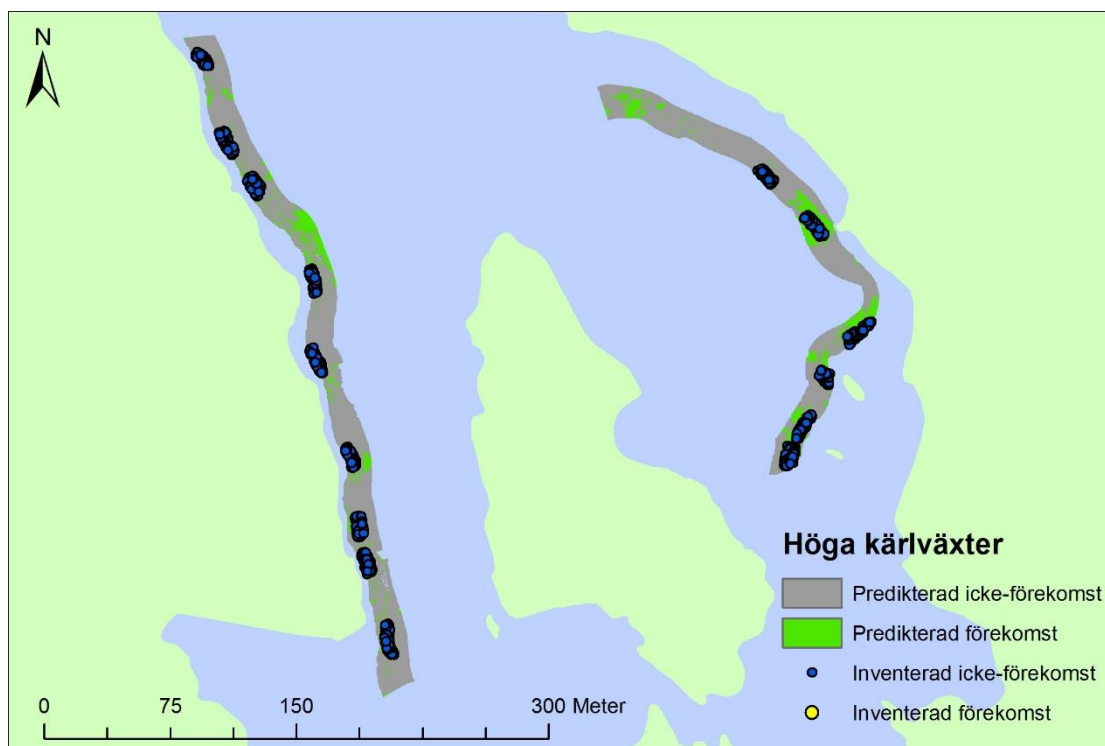
Responskurvorna i Figur 2 visar hur den faktiska relationen mellan de miljövariabler som ingår i modellen och responsvariabeln ser ut. Responskurvorna är baserade på det träningsdata som bygger modellen. Responskurvor visar relationen för en miljövariabel åt gången och är framtagna genom att köra en separat modell per prediktor. Genom att studera responskurvorna för respektive miljövariabel är det möjligt att få en uppfattning om hur responsen påverkas av prediktorvariabeln. Punkterna i figuren utgör inventerade förekomster och icke-förekomster av höga kärlväxter och kurvan representerar modellens predikterade sannolikhet för förekomst av responsen. Eftersom det är många punkter inom ett litet intervall är det svårt att tolka hur koncentrationen av punkter ser ut i förhållande till värden för respektive miljövariabel. Det är möjligt att många punkter ligger koncentrerade till vissa värden och ligger med vissa intervall och skulle därför överlappa varandra i figuren.



Figur 269 Responskurvor för respektive miljövariabel ger en indikation på hur relationen ser ut mellan responsvariabeln höga kärlväxter och de prediktorer som bygger modellen.



Figur 30 Prediktionskartor för transekt 1 & 2 samt för transekt 5 i Stockholm som representerar områden med förekomst av typbiotopen definierad av höga kärlväxter. Gula inventeringspunkter anger observationer för förekomst och blåa inventeringspunkter anger observationer för icke-förekomst.



Figur 31 Prediktionskartor för transekt 3 & 4 i Stockholm som representerar områden med förekomst av typbiotopen definierad av blåstång. I dessa transekter förekommer ingen observation för förekomst av höga kärlväxter men den modellerade prediktionen visar på förekomst i vissa områden.

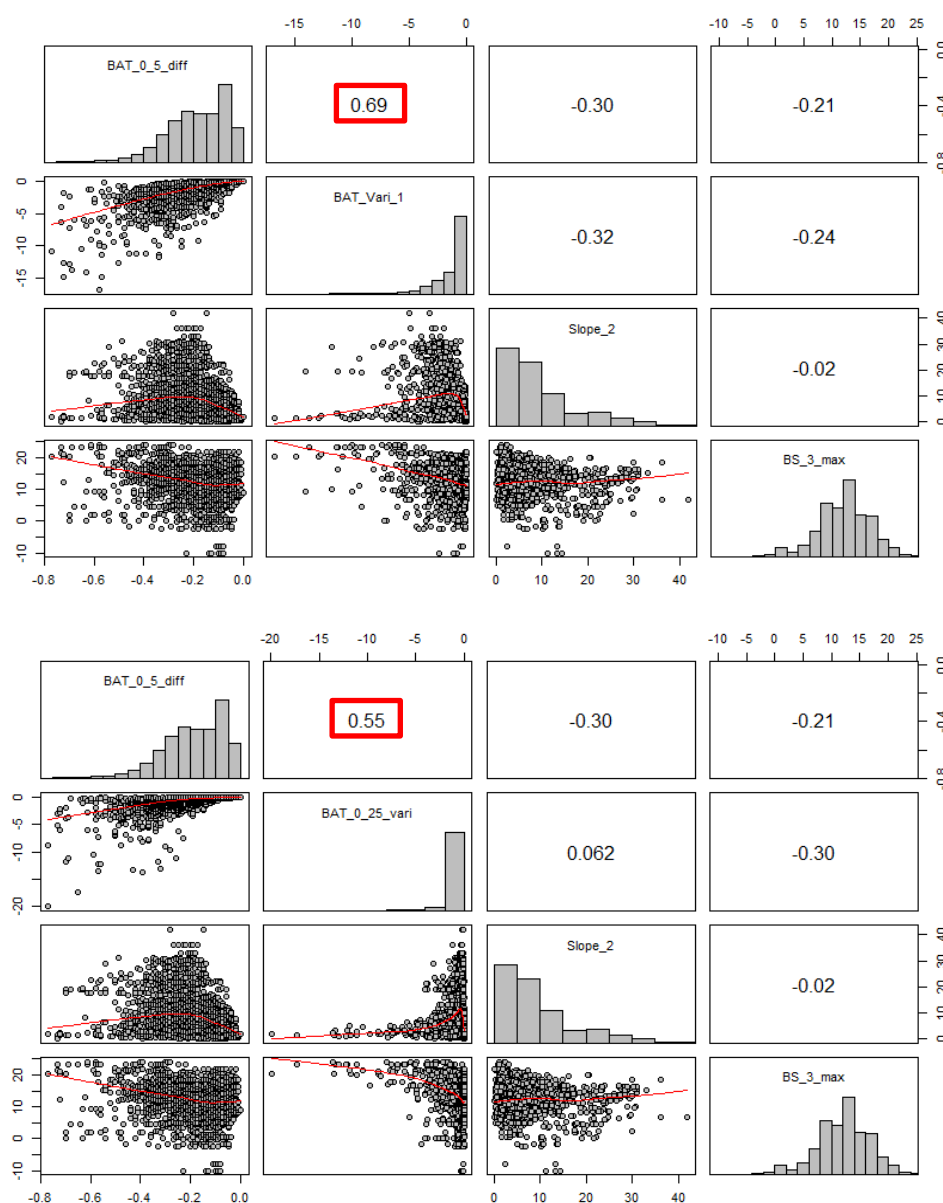
Prediktionskartorna i figur 30 och 31 är baserade på den modell som fick det högsta AUC värdet. I rapporten inkluderas prediktionskartor för de transekter med känd förekomst av den biotop som modelleras samt exempel från transekter med begränsad eller ingen förekomst av modellerad biotop. Videodata visar stor förekomst av höga kärlväxter i transekt 1 och 2 men förekomsten är mycket begränsad i videodata från transekt 3 och 4. Samtliga kartor visar områden för predikterad förekomst och predikterad icke-förekomst och redovisar även observationspunkterna för inventerad förekomst och inventerad icke-förekomst. Dessa observationspunkter ger även en uppfattning om metoden för sampling med koncentrerade observationspunkter inom relativt små områden.

*Modellresultat för blåstång (*Fucus vesiculosus*) i Stockholm*

Modellen för blåstångsbiotop bygger på hela datasetet med totalt 3264 observationer i som delades in i träningsdata med 2448 observationer och ett valideringsdataset med 816 observationer. Fördelningen mellan träningsdata och testdata var 2448/816 med en prevalens på ca 26 % i träningsdata och ca 27 % i valideringsdata.

BAT_0_5_diff korrelerar med både *BAT_0_25_vari* och *BAT_0_5_vari* och trots att korrelationsvärdet ligger under 0.7 så användes dessa tre prediktorvariabler i tre separata modeller. *Backscatter* och *slope* är med i samtliga modeller (korrelerar ej med de andra prediktorerna). Tre olika modeller kördes med syftet att testa olika

kombinationer av prediktorvariabler och i det här avsnittet redovisas resultatet för den modell som fick det starkaste AUC-värdet.



Figur 32 Prediktorvariabeln Bat_0_5_diff och de båda BAT_vari korrelerar med varandra.

Modell med BAT_0_5_diff

Coefficients:

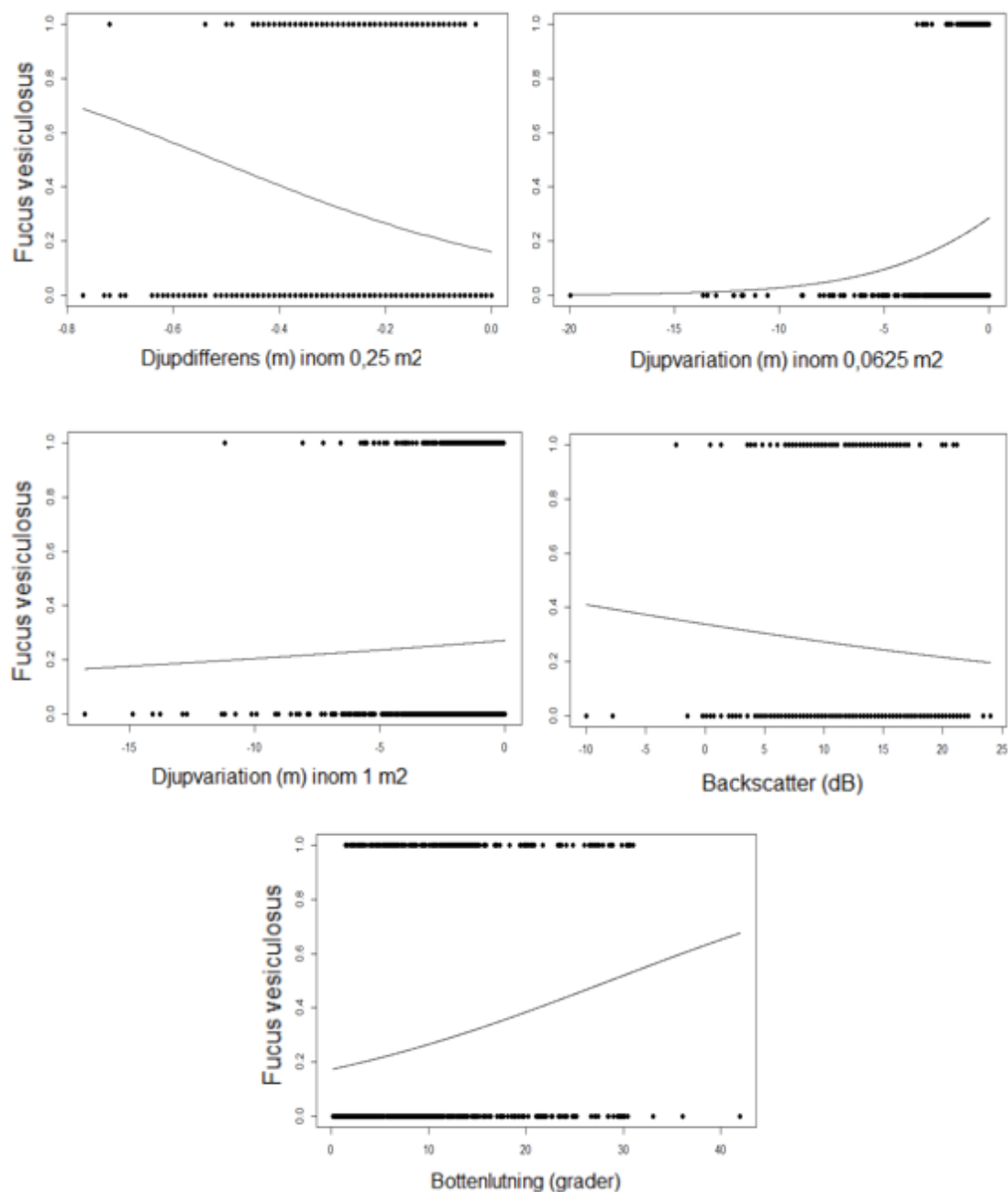
Estimate	Std.	Error	z value	Pr(> z)
BAT_0_5_diff	-2.987846	0.406126	-7.357	1.88e-13 ***
BS_3_max	-0.045703	0.009617	-4.752	2.01e-06 ***
Slope_2	0.042326	0.006024	7.026	2.13e-12 ***

VIF-värdet:

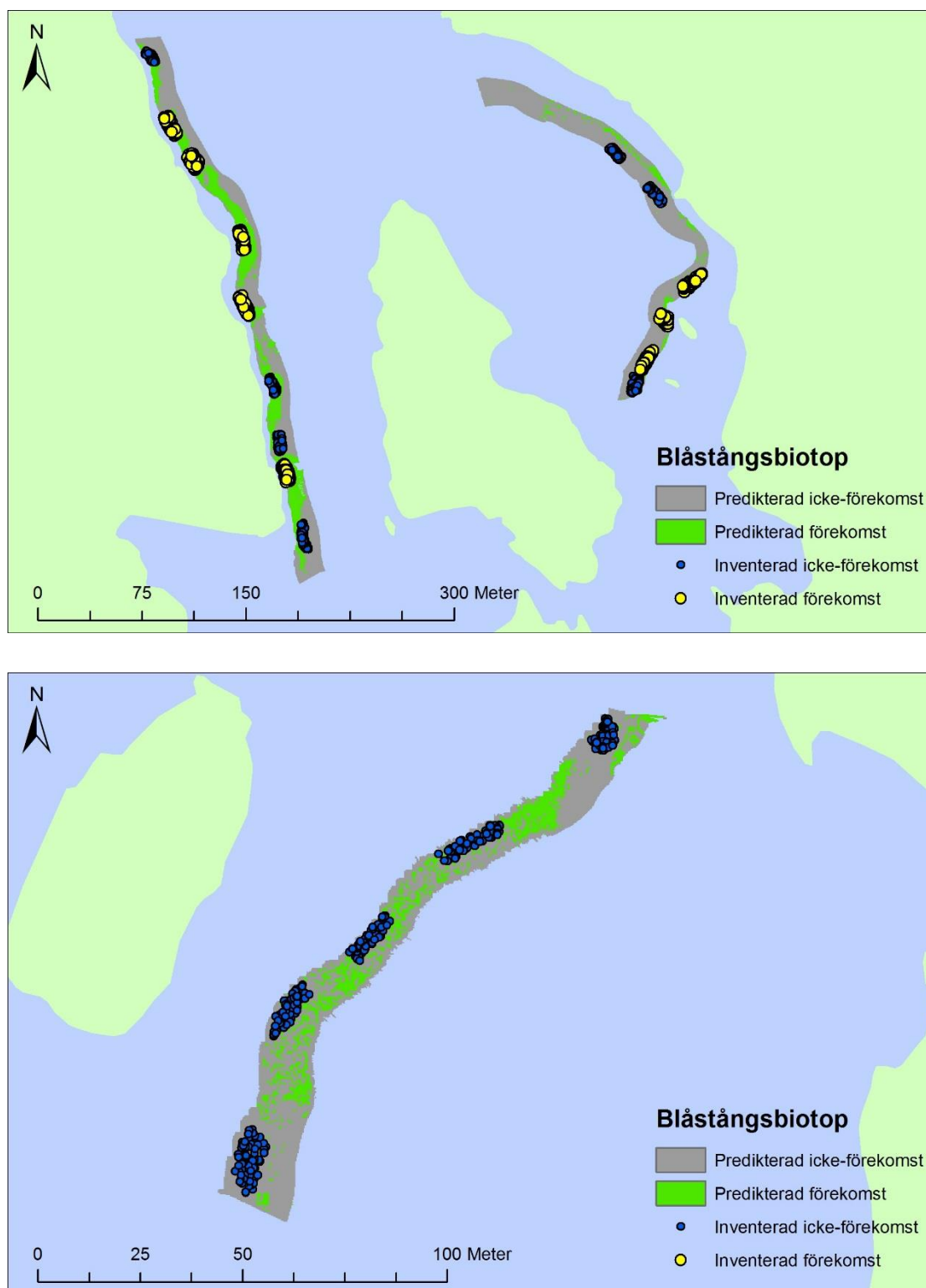
BAT_0_5_diff	Slope_2	BS_3_max
1.158819	1.107459	1.055200

Validering på balanserat test-data: AUC 0.68

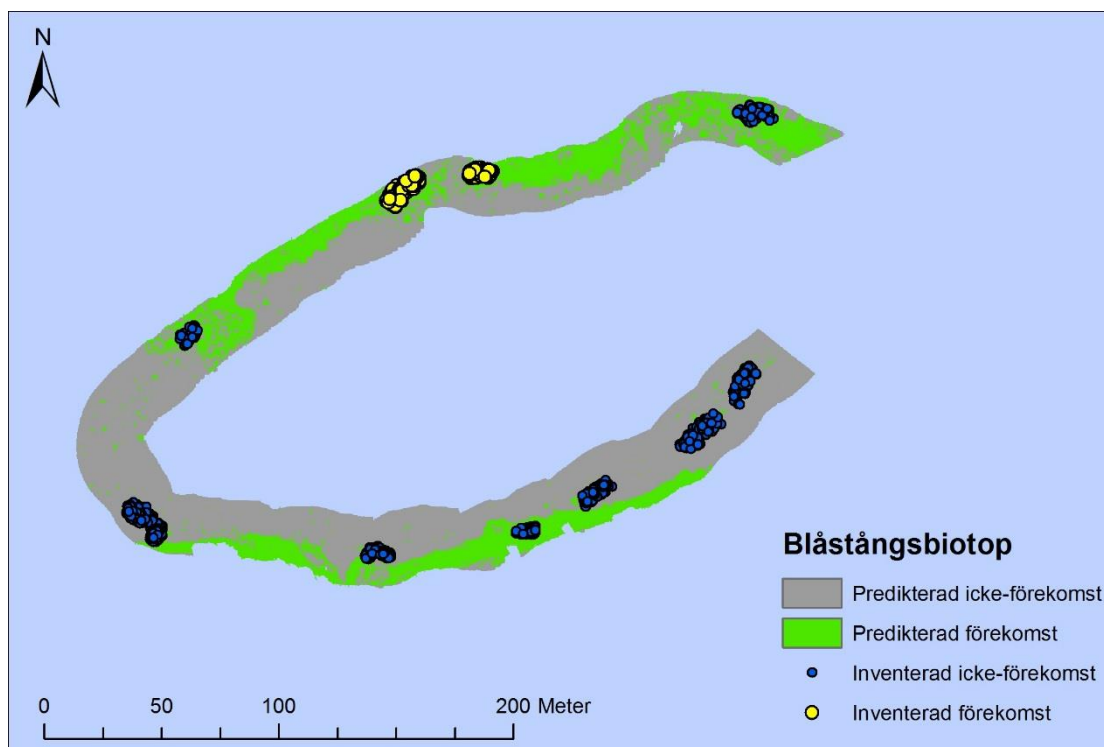
Andel korrekt klassade observationer utifrån beräknat cut-off: 0.66



Figur 33 Responskurvor för respektive miljövariabel ger en indikation på hur relationen ser ut mellan
responsvariabeln *Fucus vesiculosus* och de prediktorer som bygger modellen.



Figur 34 Prediktionskartor för transekt 3 & 4 (övre bilden) samt för transekt 5 (nedre bilden) i Stockholm som representerar områden med förekomst av den typbiotop som definieras av blåstång. Kartan indikerar en överprediktion av modellen i förhållande till inventerad förekomst.



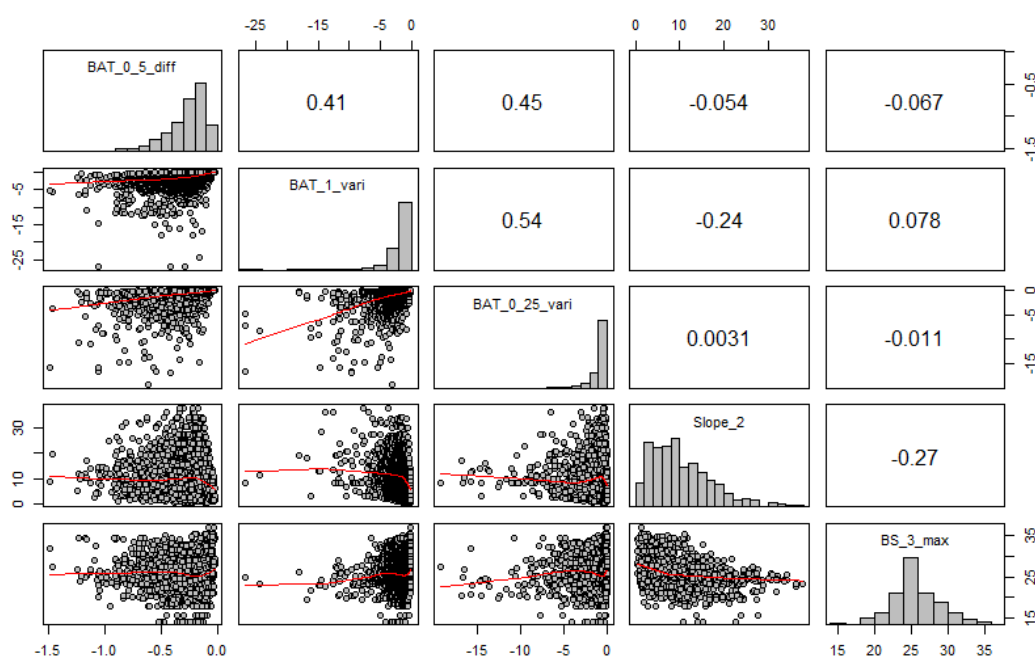
Figur 35 Prediktionskarta för transekt 7 i Stockholm som representerar områden med förekomst av den typbiotop som definieras av blåstång. Kartan indikerar att modellen överpredikterar blåstång i förhållande till inventerad förekomst.

Resultatet från modellen visar att den predikterande potentialen är signifikant för samtliga miljövariabler, det trots att datasetet i denna modell inte är balanserat med avseende på observationspunkter för förekomst och icke-förekomst. Prediktionskartorna i figur 34 och Figur 5 och är baserade på den modell som fick det högsta AUC-värdet. Kartorna visar områden för predikterad förekomst och predikterad icke-förekomst samt observationspunkterna för inventerad förekomst och inventerad icke-förekomst. Transekt 3, 4 och 7 representerar områden där blåstångsbiotopen förekommer och transekt 5 representerar ett område där blåstångsbiotopen inte alls förekommer. I transekt 3 och 4 finns det områden med mjukbotten och sandbotten som kontrasterar mot områden av slutande hållar. I dessa transekter verkar predikterar modellen förekomst på hårbotten i större utsträckning än på mjukbotten. De gröna områdena i den södra delen i transekt 7 (se figur 35) överlappar det predikterade området för förekomst med bottenstrukturer som helt domineras av sluttande hållar. Videodata visar att substratet i den södra delen av transekten där modellen predikterar icke-förekomst varierar mellan sand, grus och sten (se figur 35). I transektens norra del är substratet mer växlande mellan sand, sten, grus, håll och block och här finns även blåstångsbiotopen representerad. En jämförelse mellan prediktionskartan i figur 35 och videodata visar att modellen överpredikterat förekomst av blåstångsbiotop i transekt 3, 4 och 7, även om den till övervägande del korrekt identifierar områden där sannolikhet för förekomst av blåstångsbiotop är högre. I transekt 5 predikterar modellen förekomst även om det i videodata inte går att verifiera förekomst av blåstång.

Modellresultat för Göteborg

En korrelationsanalys för miljövariabler som beräknats utifrån Göteborgsdata visade att det var möjligt att inkludera fyra variabler i modellen (se figur 36).

BAT_1_vari och *BAT_0_25_vari* byts ut mellan modellerna förutom i en modell där samtliga prediktorer i korrelationsploten nedan inkluderas. Prediktorvariabeln *Backscatter*, *Slope* och *BAT_0_5_diff* är alla med i samtliga modeller som testas (korrelerar inte med de andra prediktorerna). Här redovisas endast den modell som fick bäst AUC-värde.



Figur 36 En så kallad korrelationsplot/korrelationsmatrix som analyserar korrelationen eller förhållandet mellan två miljövariabler. Ett korrelationsvärde över 0.7 för två miljövariabler anger att det inte är lämpligt att kombinera dessa för att bygga en modell.

Modellresultat för ålgräs (*Zostera marina*) i Göteborg

Det var totalt 4320 observationer i det ursprungliga datasetet. Fördelningen mellan träningsdata och testdata var 3240 respektive 1080 observationer med en prevalens på ca 12 % i respektive dataset. Det totala antalet observationer delades därför upp i ett balanserat dataset med en prevalens på 50 % genom att även här slumpa bort delar av icke-förekomst. I det balanserade datasetet var antalet observationer i träningsdata 782 med 391 förekomster och 391 icke-förekomster och 262 observationer i valideringsdata med 131 förekomster och 131 icke-förekomster. Resultatet för modellen visar att prediktorvariabeln *BAT_1_vari* som enskild variabel inte verkar bidra till modellen men det låga VIF värdet för densamma indikerar att den tillsammans med övriga prediktorvariabler har en viss positiv påverkan på resultatet.

Modell med alla prediktorer (både BAT_1_vari och BAT_0_25_vari)

Coefficients:

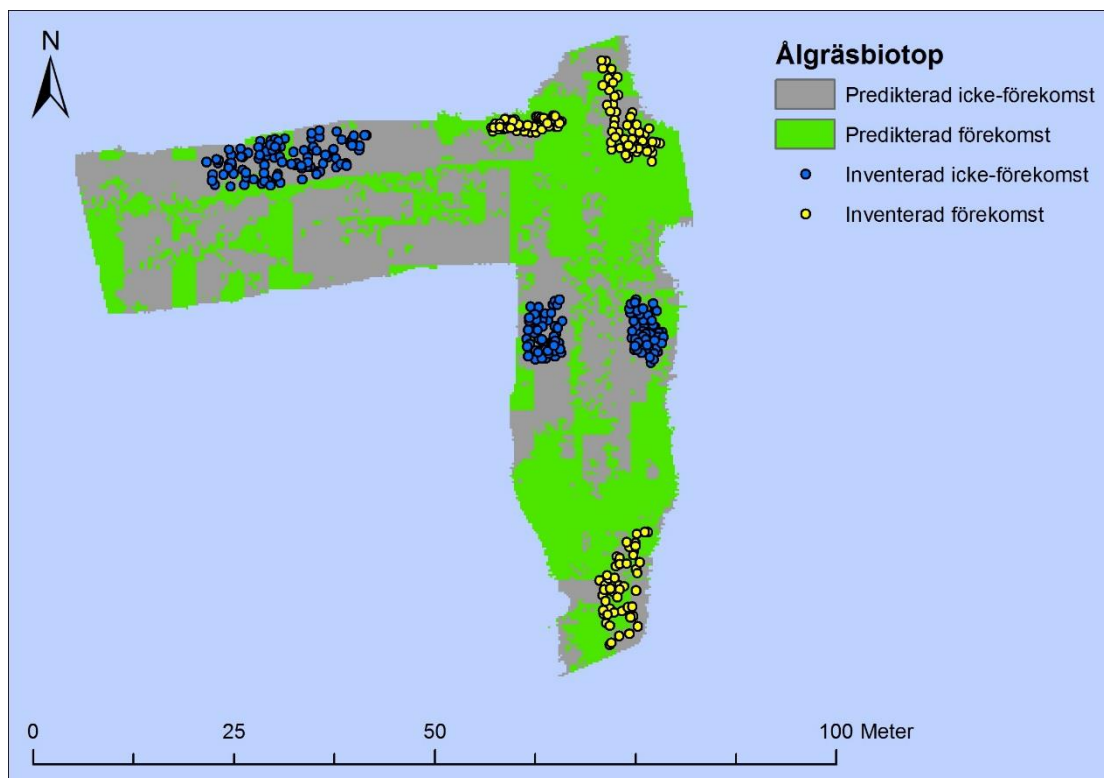
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
BAT_0_25_vari	-0.312692	0.110632	-2.826	0.00471 **
BAT_1_vari	0.006471	0.083764	0.077	0.93843
BAT_0_5_diff	-3.740951	0.760671	-4.918	8.74e-07 ***
BS_3_max	0.612800	0.046290	13.238	< 2e-16 ***
Slope_2	-0.141196	0.023848	-5.921	3.21e-09 ***

VIF-värden:	BAT_0_5_diff	BAT_1_vari	BAT_0_25_vari	Slope_2	BS_3_max
	1.337570	1.621531	1.591457	1.166308	1.092702

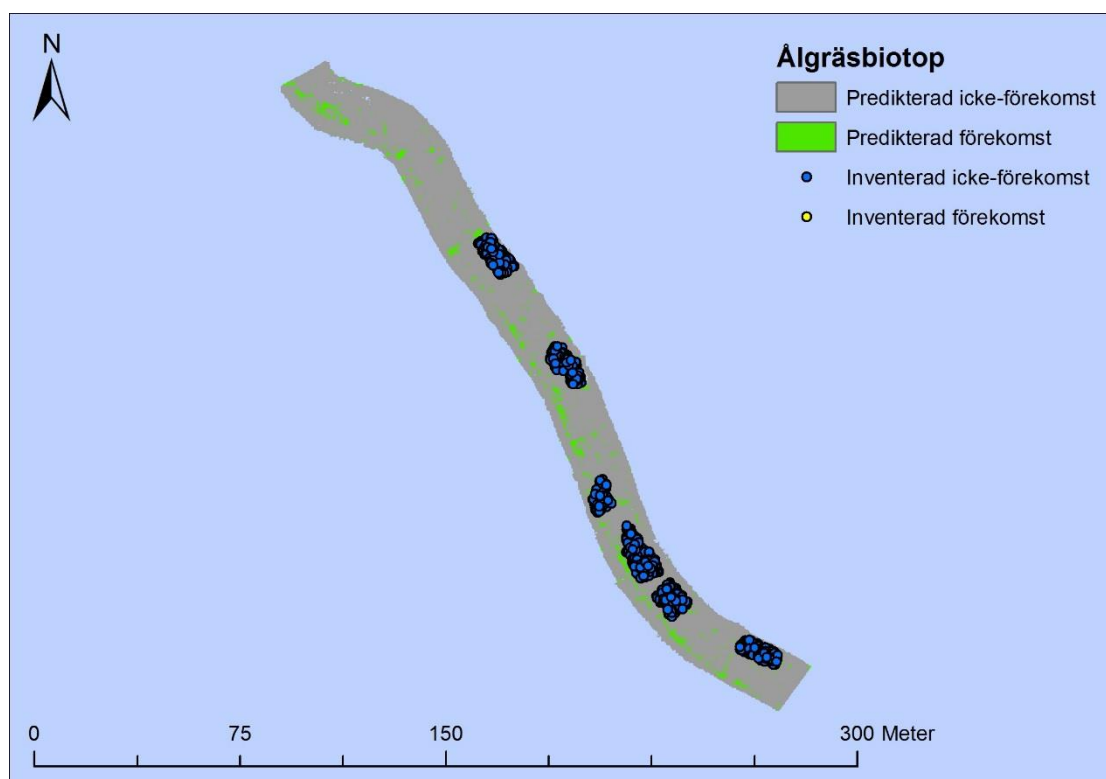
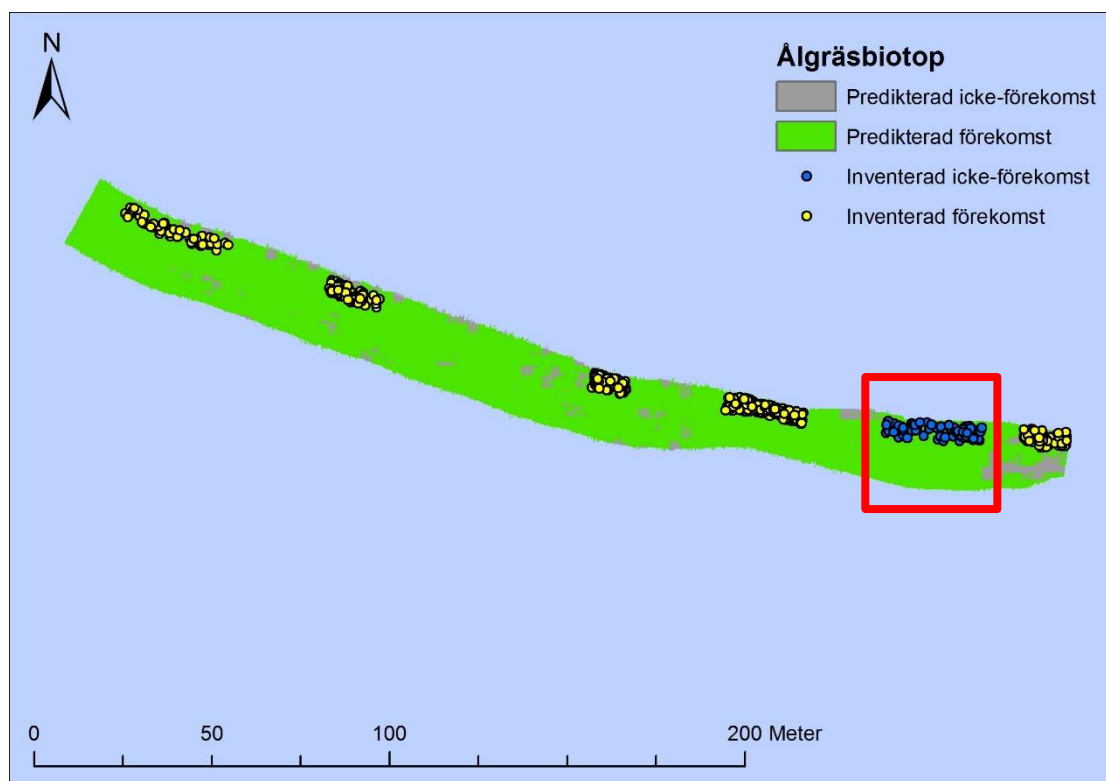
Validering på balanserat test-data: AUC 0.94

Andel korrekt klassade observationer utifrån beräknat cut-off: 0.87

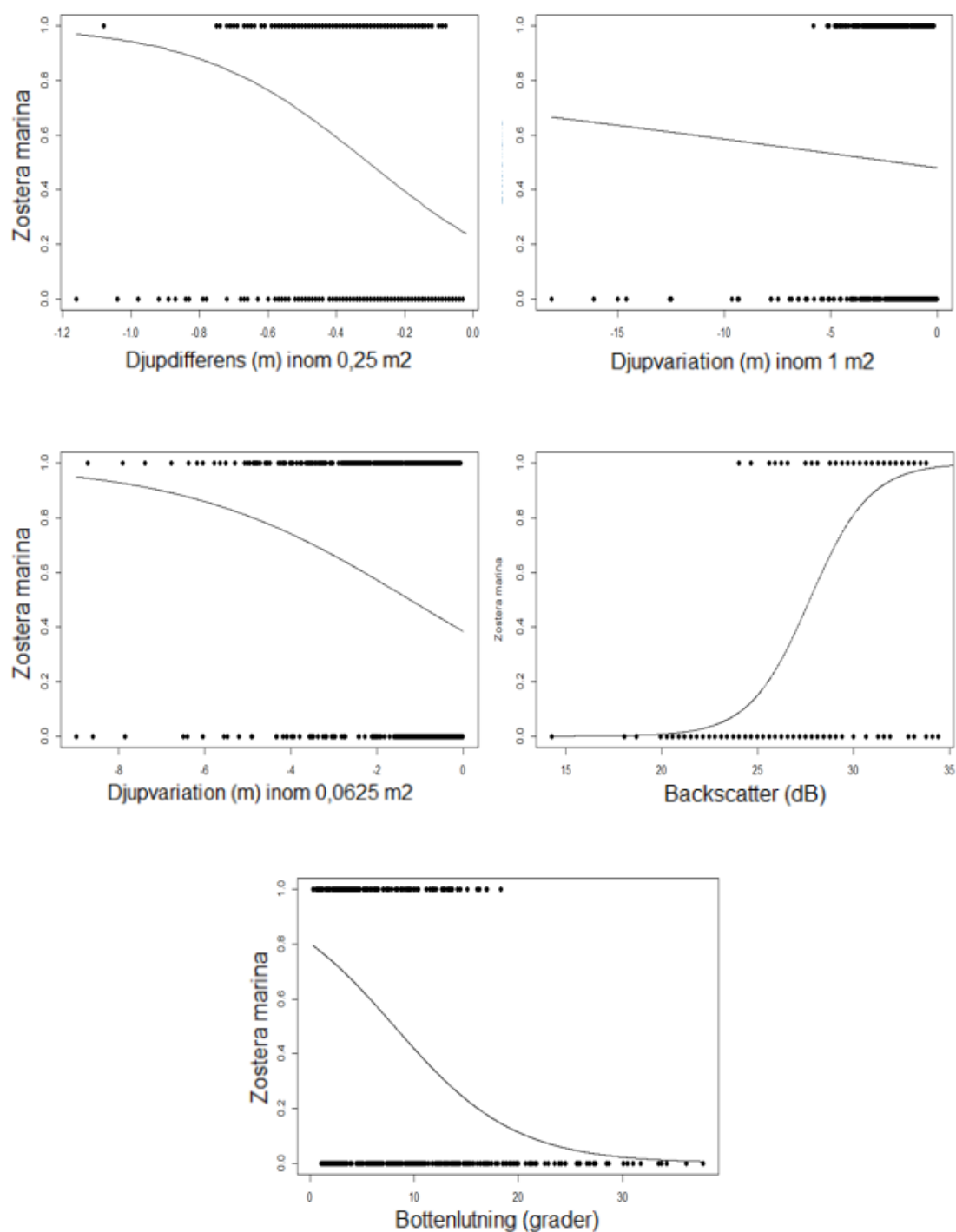
Resultatet från modellen visar att prediktorvariabeln *BAT_1_vari* inte verkar ha någon signifikant potential för modellen, men samma prediktorvariabel har ett VIF-värde under 3 vilket indikerar att den i kombination med övriga variabler stärker modellen. Modellen har ett mycket högt AUC-värde och predikterar merparten av förekomster och icke-förekomster korrekt.



Figur 38 Prediktionskarta för ålgräsbiotop i transekt 1 i Göteborgs skärgård. Gula inventeringspunkter anger observationer för förekomst och blåa inventeringspunkter anger observationer för icke-förekomst.



Figur 39 Prediktionskarta för ålgräsbiotop i transekt 2 och 6 i Göteborgs skärgård. Gula inventeringspunkter anger observationer för förekomst och blåa inventeringspunkter anger observationer för icke-förekomst.



Figur 40 Responskurvor för respektive miljövariabel ger en indikation på hur relationen ser ut mellan responsvariabeln *Zostera marina* och de prediktorer som bygger modellen.

Modellresultat för Skräppetare (Saccharina latissima)

Det var totalt 4320 observationer i det ursprungliga datasetet. Fördelningen mellan träningsdata och testdata var 3240 respektive 1080 observationer med en prevalens på ca 35 % i respektive dataset. I det balanserade datasetet var antalet observationer i träningsdata 2306 med 1153 förekomster och 1153 icke-förekomster och 760 observationer i valideringsdata med 380 förekomster och 380 icke-förekomster. Modeller med fyra prediktorvariabler skapades, *BAT_1_vari* och *BAT_0_25_vari* byts ut mellan modellerna förutom i en där alla testades. *Backscatter*, *Slope* och *BAT_0_5_diff* får alltid vara med (korrelerar inte med de andra prediktorerna). Här redovisas endast resultatet från den modell som fick det högsta AUC värdet och där samtliga prediktorer har ett lågt VIF-värde. I den modell som resulterade i det bästa AUC-värdet har inte prediktorvariablerna *BAT_1_vari* och *Slope_2* någon signifikant potential för modellen, men samma prediktorvariabler har VIF-värden under 3 vilket indikerar en predikterande potential för modellen som helhet. Trots att AUC-värde är högt och att modellen klassar andelen förekomster och icke-förekomster korrekt så är prediktionskartorna för tarebiotopen dåliga.

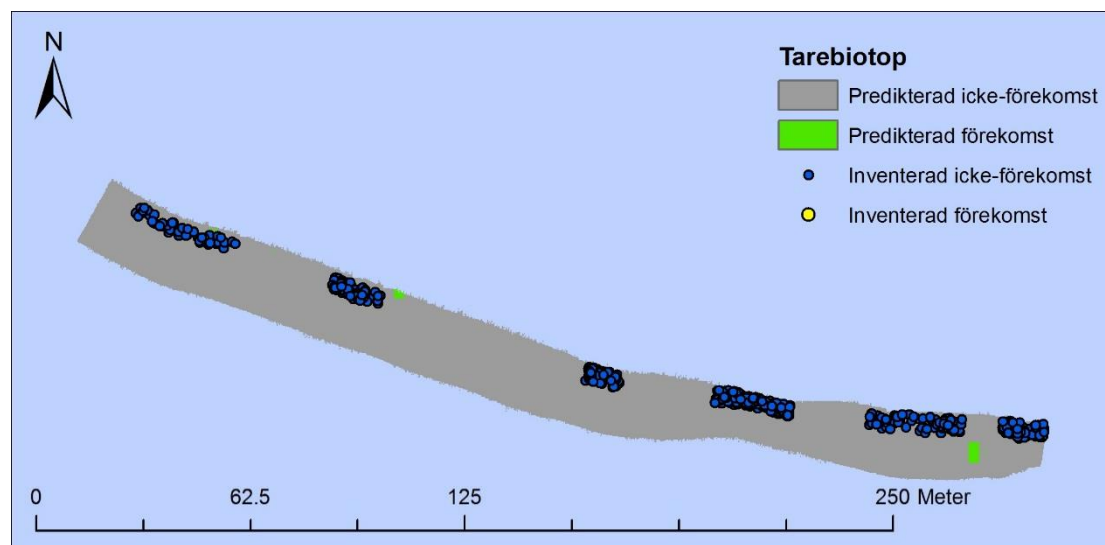
*Modell med BAT_1_vari***Coefficients:**

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
<i>BAT_1_vari</i>	-0.0381716	0.0271344	-1.407	0.159499
<i>BAT_0_5_diff</i>	-1.1130319	0.3027924	-3.676	0.000237 ***
<i>BS_3_max</i>	-0.5360077	0.0256028	-20.936	< 2e-16 ***
<i>Slope_2</i>	-0.0006624	0.0074408	-0.089	0.929061

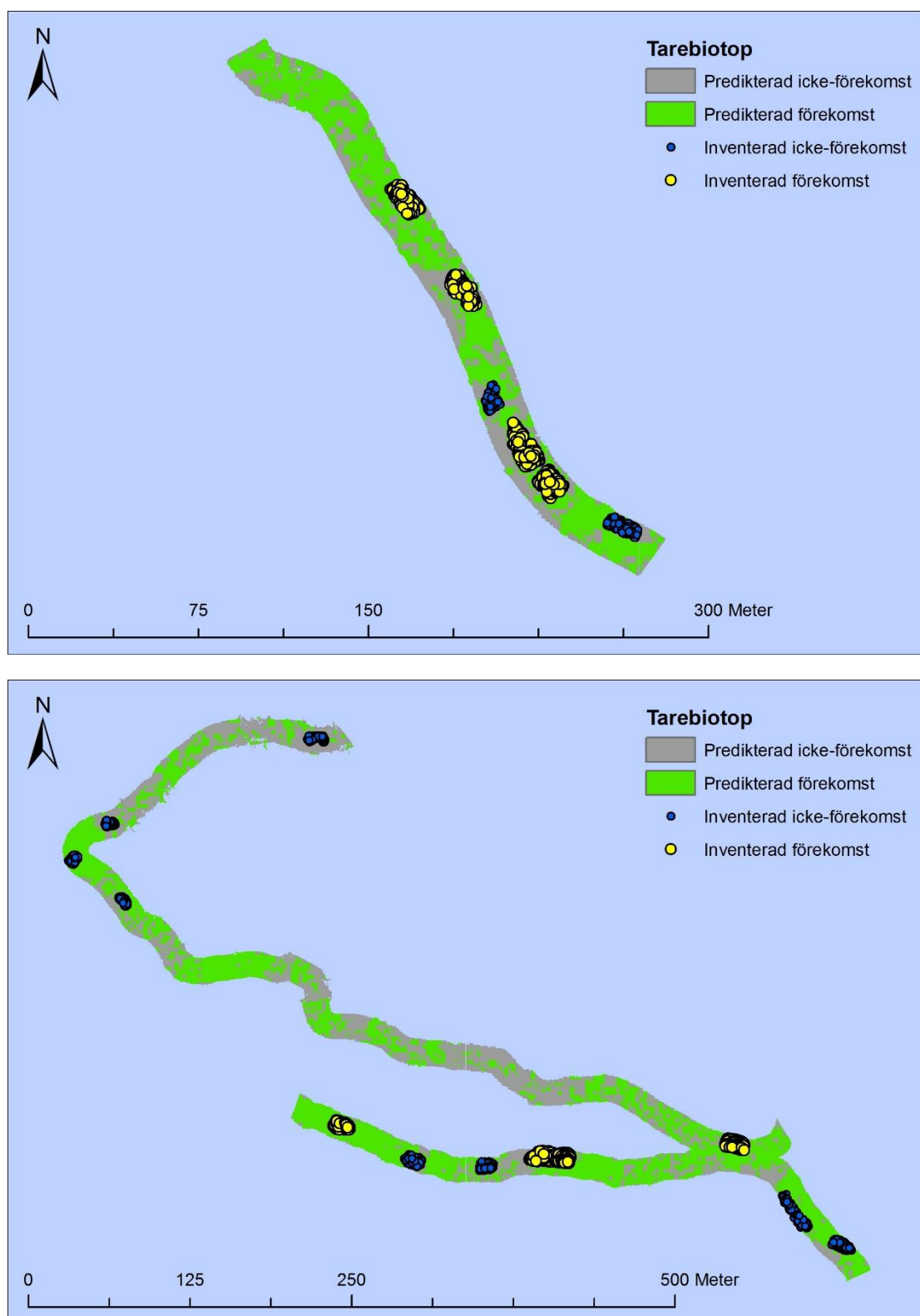
VIF-värdet:	<i>BAT_0_5_diff</i>	<i>BAT_1_vari</i>	<i>Slope_2</i>	<i>BS_3_max</i>
	1.223068	1.283111	1.139861	1.092633

Validering på balanserat test-data: AUC 0.82

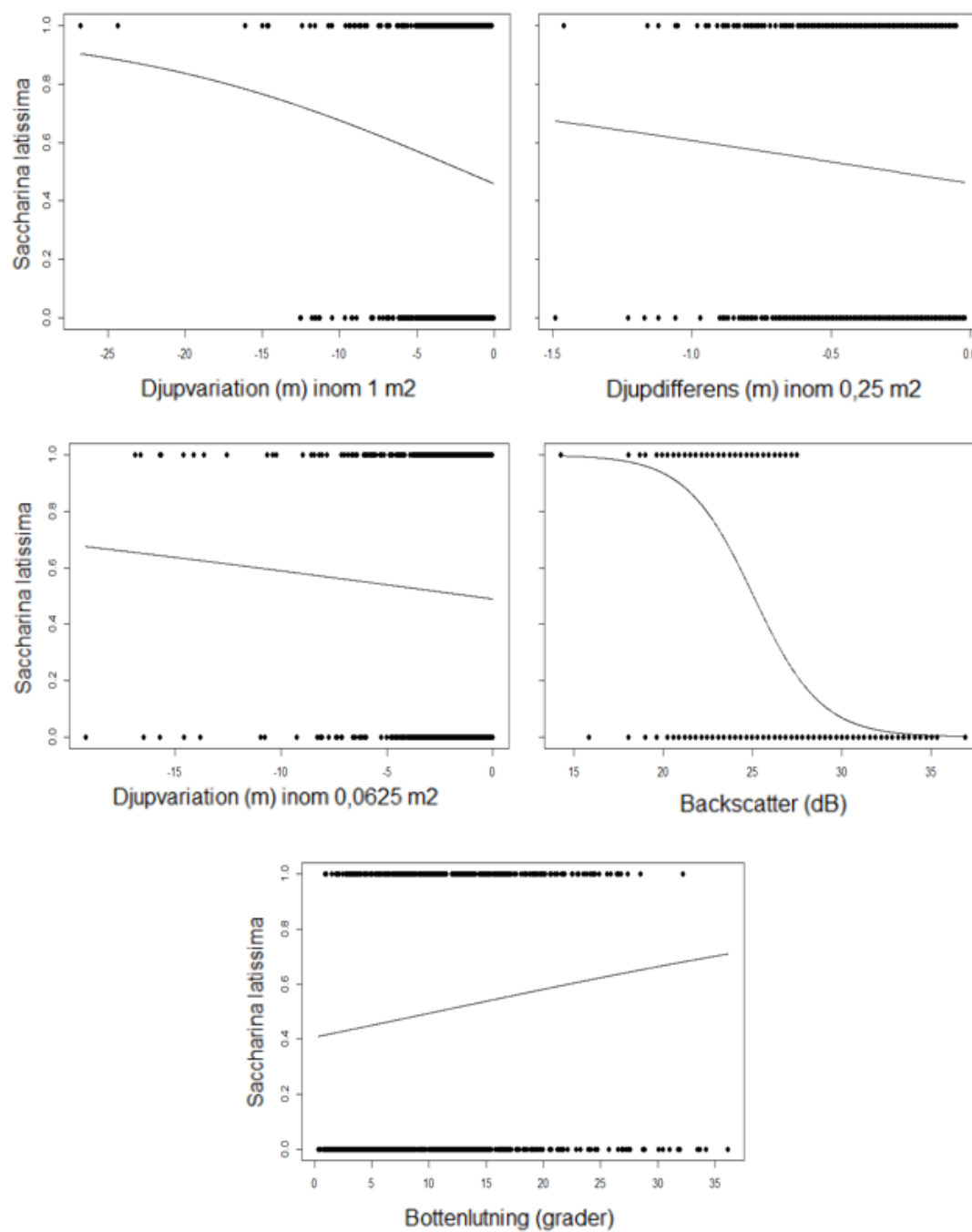
Andel korrekt klassade observationer utifrån beräknat cut-off: 0.75



Figur 41 Prediktionskartor för transekt 2 i Göteborgs skärgård som representerar områden med förekomst av typbiotopen definierad av Skräppetare. Gula inventeringspunkter anger observationer för förekomst och blåa inventeringspunkter anger observationer för icke-förekomst.



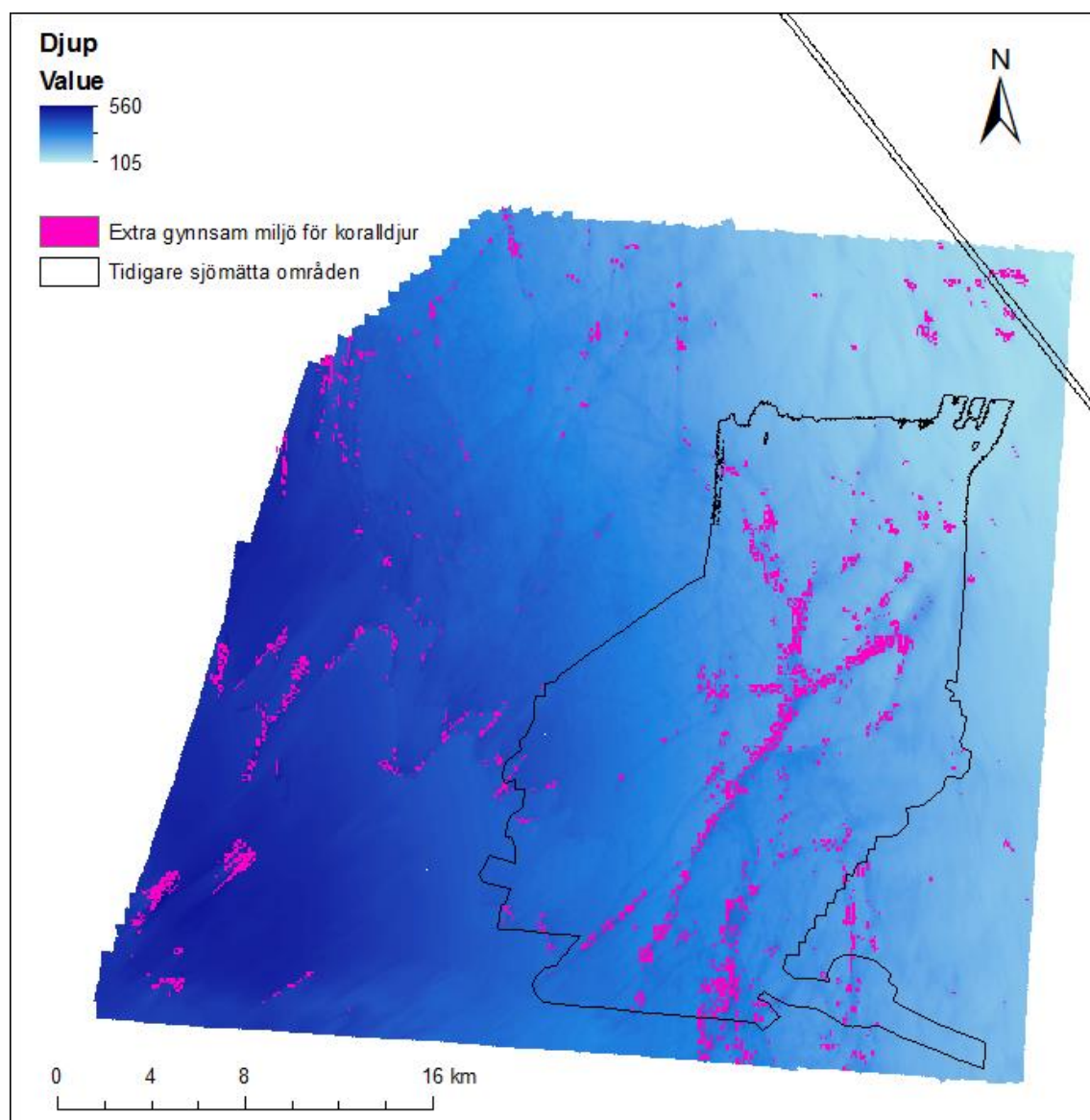
Figur 42 Prediktionskartor för transekt 6 och 7 i Göteborgs skärgård som representerar områden med förekomst av typbiotopen definierad av Skräppetare. Gula inventeringspunkter anger observationer för förekomst och blåa inventeringspunkter anger observationer för icke-förekomst.



Figur 283 Responskurvor för respektive miljövariabel ger en indikation på hur relationen ser ut mellan responsvariabeln *Saccharina latissima* och de prediktorer som bygger modellen.

Resultat djupa bottnar – Bratten

Genom GIS-analyser gjordes en kartutsökning som visar områden med gynnsamma miljöer för koralldjur. Områden där de tre djupderivaten översteg min-värdet enligt tabell 6. För koralldjur togs områden grundare än 50 m bort. Områden från denna utsökning benämns "gynnsam miljö". Ytterligare beräkningar gjordes där områden söktes ut baserat på 10 percentilen för de tre djupderivaten. Även här sållades områden grundare än 50 respektive 40 m bort. Områden från denna utsökning benämns "extra gynnsam miljö". Figur 44 visar resultat från utsökningen av extra gynnsam miljö för koralldjur.

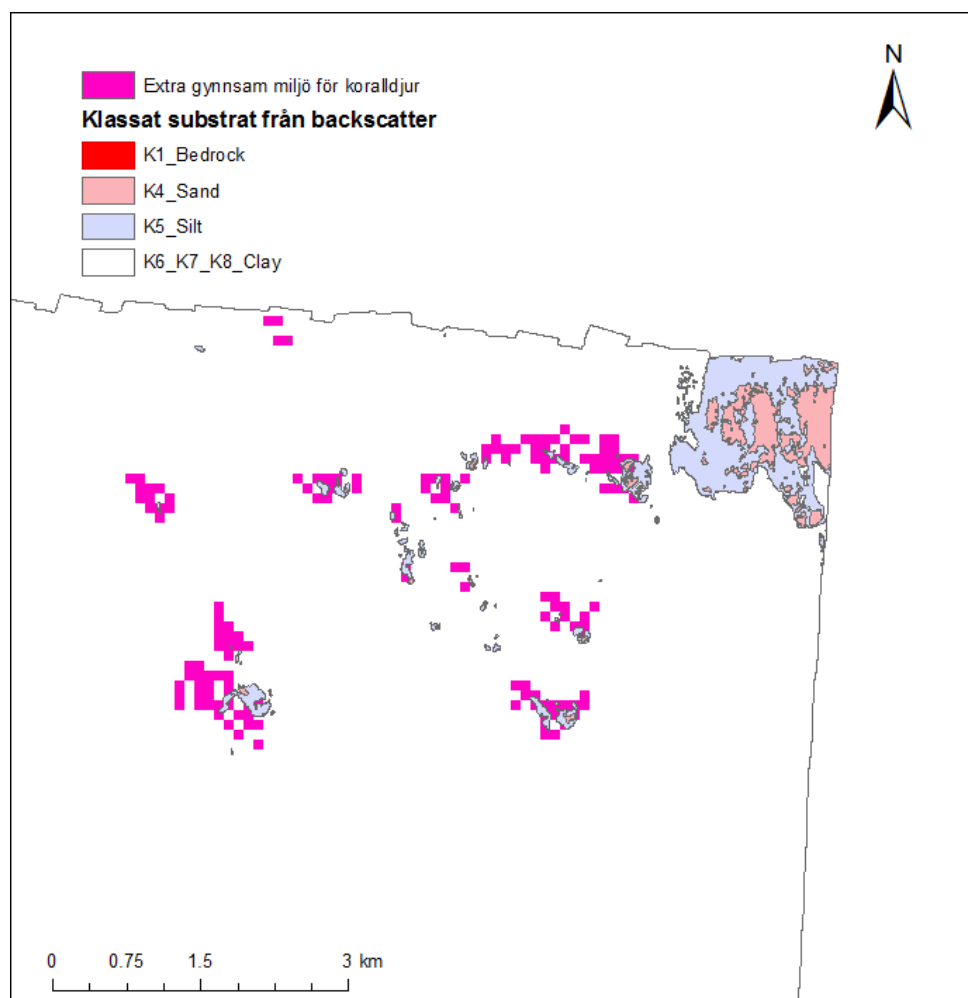


Figur 44. Extra gynnsamma miljöer visar områden där värden för djupderivaten lutning, rugositet och kurvatur överstiger 10 percentilen enligt tabell 6.

Analys av back-scatter

109 videoavsnitt med relativt god positionering där substrat var inventerat jämfördes med klassningen av substrat baserad på back-scatter. Substratet var endast inventerat som förekomst eller icke förekomst av hårt substrat. Avsnitt klassade som hårbotten hade inslag av hårbotten antingen som berghäll, stenar och/eller block. Områden klassade som "K5 Silt" verkade i högre grad innehålla hårda substrat än övriga klasser.

	Förekomst av hårt substrat	
Klassat substrat	Ja	Nej
K4_Sand	4	2
K5_Silt	26	23
K6_K7_K8_Clay	8	46



Figur 45. Miljöer klassade som extra gynnsamma för koralldjur låg ofta i anslutning till områden som klassats som K4-Sand och K5-Silt. Kartan visar områdets nordöstra del.

DISKUSSION

I den här rapporten har vi kunnat visa att det finns stor potential för biotopkartering utifrån sjömätningsdata, förutsatt att den samlas in på ett systematiskt sätt även för detta ändamål. Modellerna blir generellt av god kvalitet, men man måste vara medveten om att modelleringsdata i Stockholm och Göteborg är samplat tätare inom transekterna än önskvärt eftersom undersökningsytorna varit små. Detta kan leda till förhöjda utvärderingsvärden, men en visuell kontroll av kartprediktionerna i jämförelse med fältdata ger ändå vid handen att värdena är rimliga.

Detta är en pilotstudie och det finns många obesvarade frågor att utforska vidare. Genom att studera videofilmerna och jämföra med kartunderlag framtagna utifrån sjömätningsdata har vi valt ut miljövariabler som vi sedan testat i modellen. Denna metod har resulterat i fungerande underlag och goda modeller, men det är fortfarande många potentiellt fungerande lager, upplösningar och kombinationer som vi inte hunnit testa. Det vore också intressant testa om de modeller vi tagit fram är generella och fungerar i nya områden, eller om man kan göra anpassningar för att skapa generella modeller.

Ett ytterligare sätt att utvärdera respektive miljövariablernas eventuella bidrag till modellen är att studera responskurvorna för respektive miljövariabel. Vid en jämförelse mellan responskurvorna för biotopen höga kärlväxter ser det ut att samtliga miljövariabler är relevanta för modellen även om bottenlutning (*Slope*) inte visar på lika starka samband. I de transekter där det förekommer höga kärlväxter är bottenlutningen inte kraftig och en delförklaring till varför responskurvan ser ut som den gör kan vara att en del av vegetationen har tolkats som botten och utgör därför en del av variationen i bottenlutning. Responskurvorna för blåstångsbiotop och tarebiotop visar på svagare relationer mellan miljövariablerna och responsen vilket är viktigt att notera i utvärderingen av prediktionskartorna. Den validering som gjorts visar att förklaringsgraden hos enskilda variabler varierar men det har inte varit möjligt att definiera någon eller några miljövariabler som särskilt viktiga för samtliga biotoper.

Prediktionskartor

De prediktionskartor som är gjorda utifrån modellerna är som resultat särskilt intressanta att utvärdera eftersom ett av målen för studien är att på ett praktiskt och effektivt sätt använda sjömätningsdata för direkt kartering av bentiska biotoper. Prediktionskartorna ger därför ett svar på frågan om det är möjligt att direktkartera biotoperna med hjälp av högupplöst djupdata och backscatter enbart. Tack vara att videodata ger en bra bild av faktiska bottenförhållanden är det lätt att utvärdera hur bra prediktionskartorna representerar verkliga bottenförhållanden i de delar av transekterna som omfattas av videodata. I några av prediktionskartorna återspeglas artefakter från sjömätningsdata. Det är en angelägen uppgift att utreda hur sådana artefakter kan elimineras i sjömätningsdata i framtiden, eller hitta anpassningar av karteringsmetodiken där artefakterna inte slår igenom.

I prediktionskartan för biotopen höga kärlväxter i Stockholm följer predikterad förekomst den inventerade förekomsten väl i transekt 1, 2 och 5, förutom vid ett antal områden. Det sydligaste området i transekt 1 ligger djupare än den naturliga utbredningen för ålgräs och borstnate och djupinformation skulle kunna begränsa felaktig prediktion av förekomst i djupa områden. I transekt 1 uppstår felaktigt predikterad förekomst i centrumlinjen på grund av artefakter i mätdatan. I transekt 5 följer prediktionen verkliga bottenförhållanden mycket väl. Modellen predikterar viss förekomst av höga kärlväxter i transekt 3 och 4 vilket inte stöds av videodata. Däremot så predikteras förekomst i transekt 3 inom områden som kan anses som lämpliga habitat för höga kärlväxter. I transekt 4 stämmer prediktionen för förekomst något sämre överens med typiska habitat för biotopen höga kärlväxter, men totalt sett så klarar modellen att prediktera biotopen höga kärlväxter i Stockholm korrekt.

I Stockholm är modellen för blåstångsbiotop sämre än modellen för höga kärlväxter. Det generella mönstret är att modellen överpredikterar blåstångsbiotopen. I transekt 3 och 4 följer predikterad förekomst områden med sluttande hållar och predikterad icke-förekomst områden där bottensubstratet varierar mellan grus, sand och mjukbotten. Det är inte en helt missvisande prediktionskarta även om den i jämförelse med videodata överpredikterar förekomst av blåstång. Anledningen till den överprediktion av blåstångsbiotop i transekt 5 (se figur 33) kan vara att den täta och höga borstnate som växer i transekt 5 tolkas som botten. Data för *slope* överdriver bottenlutningen i förhållande till verklig bottenlutning vilket av modellen tolkas som habitat för blåstång. Det är en möjlig förklaring mot bakgrund av att intensitetsdata inte med säkerhet klarar att särskilja mellan olika miljöer i olika transeker. Den predikterade icke-förekomsten stämmer väl med videodata och den predikterade förekomsten i den norra respektive södra ändan av transekt 5 är inte heller helt ologiska eftersom det här finns hårbotten i form av små hållar. I transekt 7 utgör återigen substratet lämpliga blåstångshabitat men stora delar av transekten består av håll och block utan överdriven påväxt av blåstång. Däremot så växer det blåstång i varierande grad längs med hela transekten. Som prediktionskarta för sannolikhet att blåstångsbiotopen förekommer är kartan därför att beteckna som god.

Prediktionskartorna för ålgräsbiotoper i Göteborg stämmer väl med videodata förutom i områden där det var förväntat att modellens kapacitet för korrekt prediktion skulle försämrats på grund av de artefakter som diskuterades i sektion 1.2.1. Videodata från transekt 1 och 2 i Göteborg visar att det finns rikligt med ålgräs i flera områden inom dessa transeker. Det är inte möjligt att se ålgräs i videodata från övriga transeker i det videodata som samlades in i Göteborg. Prediktionskartor för transekt 2 överensstämmer väl med videodata med undantag för predikterad förekomst inom den röda rutan (se figur 37). I videodata ligger här förvisso död ålgräsvegetation på sandbotten men den skiljer sig mycket från levande ålgräsvegetationen med avseende på höjd. I transekt 6 (figur 37) så har modellen inte predikterat ålgräs i någon nämnvärd omfattning vilket stämmer väl med videodata från området.

Prediktionskartorna för tarebiotoper i Göteborg ser närmast slumpmässiga ut i sina prediktioner av förekomst och icke-förekomst. I transekt 2 predikteras förvisso ingen förekomst men i områden där tarevegetation förekommer är det inte möjligt att utläsa

några logiska mönster i prediktionskartorna som även korresponderar dåligt med videodata. Sjömätningsdata för tarebiotopen som bygger modellen är inte av lika god kvalitet som data för övriga biotoper och därför är resultatet förväntat. Responskurvorna för miljövariablerna som är beräknade utifrån djupdata visar på svaga relationer med responsvariabel. Modellens kvalitet är helt beroende av kvalitén på indata eller data som bygger modellen. All sjömätningsdata som används som indata har förvisso genomgått bearbetning och även om det gjorts på liknande sätt för respektive transekt så finns möjligheten att data från transekter med mycket komplicerade batymetriska förhållanden inte avspeglar faktiska bottenförhållande lika väl som data från botten med mindre komplicerade batymetriska förhållanden. Sjömätningsdata från Göteborgsområdet har lägre upplösning än data från Stockholm pga av användandet av ett äldre ekolod. Det bör också ha påverkat möjligheten att skapa goda miljövariabler för modellen.

En av anledningarna till att modellen hade svårt att prediktera tarebiotopen kan ha sin förklaring i att lämpliga inventeringsområden för tare varit svåra att hitta i dataunderlaget. Renare och tydligare inventeringsområden för tarebiotopen hade kunnat leda till bättre prediktioner. Observationspunkterna som representerar förekomst och icke-förekomst av tare har legat mycket tätt inom områden som varit relativt heterogena, svårtolkade och små till ytan. Därför finns det viss anledning att vara kritisk till samplingsmetoden, men inom ett litet geografiskt område med begränsad variation av bentiska biotoper är möjligheterna begränsade att sprida ut observationspunkter för förekomst och icke-förekomst och samtidigt få ett tillräckligt stort underlag för modellering. Dessutom är det nödvändigt att observationspunkterna ligger tätt för att analysera interaktionen mellan lager för samma miljövariabel med varierande cellstorlek. Det bör dock nämnas att modellen för höga kärlväxter och ålgräs lyckats väl med utgångspunkt från samma samplingsmetod.

Om djupa bottenar – Bratten

Ett flertal studier visar att den rumsliga utbredning kallvattenkoraller ofta är knuten till batymetriska förhållanden. Florén & Nikolopoulos (2015) har sammanställt ett flertal studier som visar detta. Detaljerade djupkartor är därför en förutsättning för att kunna identifiera potentiellt viktiga miljöer för dessa habitat. Arterna som analyserats är knutna till hårda substrat. Tolkning av back-scatter från djupa bottenar verkar inte kunna identifiera substrattyp i den upplösning som vore önskvärd eftersom block och stenar som finns insprängd i finkornigare substrattypen utgör de huvudsakliga hårdbottenytorna som korallerna i området återfinns på. Däremot kan områden med hög sannolikhet för förekomst av hårt substrat urskiljas med hjälp av bottenpogografen då uppstickande block och berghällar ofta förekommer där botten lutar. Det nya underlaget kommer att vara av stor vikt vid planeringen av nya fältinventeringar. Nya inventeringsdata kommer möjliggöra mer ingående analyser av sambandet mellan batymetri/backscatterinformation och förekomst av korall- och svampdjur.

Lärdomar och erfarenheter

En sak som varit slående inom ramen för detta projekt är tidsåtgången att hantera data. Den långa tiden att bearbeta och hantera data har inneburit att tiden för analys varit begränsad. Det är möjligtvis så att en mer upparbetad erfarenhet av bearbetning och hantering av sjömättningsdata leder till högre grad av effektivitet. Förutsättningen för att det skall vara möjligt att inkorporera data som samlas in med flerstråligt ekolod är dock att hitta ett rationellt sätt att hantera data. En möjlighet skulle kunna vara att data bearbetas av sjömättningsföretag enligt specifikation innan leverans, vilket vi också rekommenderar nedan. En sådan specifikation kan exempelvis peka på de artefakter som identifierats i sjömättningsdata insamlat specifikt för den här studien. Under reguljär sjömätning samlas data in med totalt överlapp vilket förmodligen begränsar flertalet av de artefakter som här identifierats i sjömättningsdata. De artefakter som uppstår i kantszonen får ett mindre inflytande över analysen med ett större geografiskt område och spelar därför en mindre roll än den artefakt som uppstår i centrumlinjen och felregistreringar som tyvärr uppträder med viss regelbundenhet.

Att intensitetsdata (back-scatter) inte är jämförbart mellan transekterna får visst genomslag i modellresultatet och begränsar användbarheten av denna information. Likväl har back-scatter genomgående varit en viktig prediktor i modelleringen vilket vittnar om dess potential. Back-scatter är också mycket viktig för tolkning av ytsediment, och används regelmässigt för detta ändamål. Det är därför angeläget att säkerställa att back-scatter samlas in på ett sätt att dess värden blir kvalitetssäkrade och jämförbara mellan olika mätningar, vilket vi har föreslagit ett upplägg för i rekommendationerna nedan.

Metodens potential

Resultaten visar på en god potential att särskilja mellan biotoper som kan associeras till mjukbotten och biotoper som associeras till hårdbotten. Dessutom så är prediktionen för biotopen ålgräs och höga kärlväxter till stora delar korrekt vilket är ett uppmuntrande första steg som i sig ger värdefull kompletterande information till redan befintliga modeller av liknande biotoper. Resultaten visar att metoden har potential i områden där vegetationen utmärker sig tydligt från övrig botten. Däremot så är metoden för närvarande mindre bra på att identifiera områden där vegetation växer i mindre täta bestånd. Den batymetriska komplexiteten påverkar också förmågan att identifiera och urskilja vegetation från övrig botten endast med hjälp av sjömättningsdata.

Metoden som helhet har stor potential att utvecklas och kan förbättras på flera sätt med målet att definiera och särskilja vegetation från botten med större precision. Ett sätt att vidareutveckla metoden är att fortsätta att prova ut alternativa miljövariabler eller addera miljövariabler till modellen. Resultaten baseras på ett relativt begränsat antal prediktorvariabler för respektive modell och det är inte uteslutet att det finns ytterligare relevanta miljövariabler att addera i modelleringssteget som skulle stärka modellens predikterande potential för samtliga biotoper. Ett naturligt näste steg är att utföra biotopkartering i ett grunt område som mäts upp inom den reguljära

Kartering av bentiska biotoper med hjälp av flerstråligt ekolod – En pilotstudie om utökad användning av sjömätningsdata
sjömätningen. Det skulle ge möjlighet att testa metoden för det syfte som den är framtagen. En annan fördel är om data från ett större sammanhängande område används. Då kan man göra en statistiskt bättre provtagning.

Vi vill tydligt framhålla att biotopkarteringsmetoden både har god potential som fristående metod, och i kombination med den typ av storskalig modellering som bland annat har genomförts i flera län i Sverige. Biotopkarteringsmetoden kompletterar den storskaliga modelleringen genom att den tillför de högupplösta bentiska miljövariabler som saknas i den storskaliga modelleringen. Där den storskaliga modellen kan beskriva vilka områden som arter förekommer i kan biotopkarteringen även beskriva hur de breder ut sig inom dessa områden. Genom att kombinera dessa modelleringsansatser bör man för första gången kunna skapa korrekta kartor som både täcker större geografiska områden och är högupplösta! Naturligtvis förutsätter det högupplösta sjömätningsdata, men eftersom större och större områden sjömäts med flerstråligt ekolod efterhand finns potentialen att sådana kartor kan produceras. En förutsättning för detta är dock att data samlas in och lagras på ett klokt sätt, och det är därför av största vikt att rutiner för detta skapas.

REKOMMENDATIONER GÄLLANDE SJÖMÄTNING FÖR KARTERINGSÄNDAMÅL

Inledning

Sjöfartsverket ansvarar för sjömätning i Sverige, och de flesta sjömätningar utförs för närvarande utifrån internationella specifikationer (S-44) med noggrannhetskrav specificerade i FSIS-44, vilket är Sjöfartsverkets realisering av S-44 gällande från 2010-12-21. Syftet med dessa specifikationer är att säkerställa underlag för säker navigering. Sjömätning utförs numera utifrån flera syften, som t ex kartering av naturvärden och sediment, och för dessa syften är de gällande specifikationerna otillräckliga. Som en del av detta uppdrag konkluderar vi här några rekommendationer som vi bör användas vid kommande sjömätningar för att bättre ta till vara på insamlat data, och se till att sjömätningen tjänar olika karteringssyften. Dessa rekommendationer är inte slutgiltiga utan behöver diskuteras med både SGU och Sjöfartsverket, kanske fler myndigheter, innan de kan formuleras som en specifikation för framtida sjömätningssuppdrag. Vi anser inte de FSIS-44 skall förändras utan att de nya rekommendationerna skall komplettera de rådande. Rekommendationerna grundar sig på resultat och erfarenheter från denna studie, och speciellt från ett möte mellan AquaBiota och Clinton 2016-03-18 dedikerat för att ta fram rekommendationer för sjömätning med karteringssyfte. Nedan diskuteras en rad aspekter kring detta och stycket avslutas med ett antal kortfattade rekommendationer. Vi har hela tiden valt bort fördyrande krav, vilket innebär att de förslag vi ger innebär mycket bättre underlag för kartering utan nämnvärd fördyring av

sjömätningssuppdragen. Helt klart finns ett fortsatt forskningsbehov inom detta område och vi kan förvänta oss nya versioner av specifikationen i framtiden. För att en första specifikation skall bli färdigställd behövs ett uppföljande projekt där Sjöfartsverket och SGU deltar tillsammans med AquaBiota och Clinton.

Upplösning

Upplösningen i data är en viktig parameter som påverkar möjligheten att tolka vilka biotoper som täcker botten. För att karakterisera och analysera biotoper vill man gärna ha en mycket högre upplösning i data än den slutliga kartproduktens upplösning, vilket framgår av denna rapport. Upplösningen kan beskrivas i termer av täthet av mätpunkter, och varje mätpunkts fotavtryck. Båda dessa upplösningar påverkas av mät djupet och vi konstaterar att det är fotavtryckets storlek som i allmänhet är begränsande snarare än tätheten. Vid mätning på grunda vatten finns möjlighet att få hög upplösning i data utan att det är fördyrande eftersom det är möjligt med modern standardutrustning för sjömätning. Fotavtryckets storlek avgörs av utrustningen, djupet och vinkeln ut från båten. Vid ett litet djup och mätning rakt under lodet får man ett litet fotavtryck. Större djup och större vinkel ut från båten ger större fotavtryck. Utrustningen påverkar fotavtryckets storlek genom lodets frekvens och öppningsvinkel. En högre frekvens och mindre öppningsvinkel ger ett mindre fotavtryck. Standard vid sjömätning är idag en frekvens på 300 kHz och en spridning ut till 65 grader åt sidorna. Vid 15 m djup blir fotavtryckets storlek ca 35 cm vid 65 grader vid en öppningsvinkel på 0,5 x 1,0 grad. Andra öppningsvinklar förekommer i äldre ekolod, men vi föreslår att 0,5 x 1,0 grad skall användas för biotopkartering. Vi har kommit fram till att 400 kHz frekvens endast ger marginellt bättre mätdata för biotopkartering och högre frekvenser ger för begränsad räckvidd. Därför föreslår vi att 300kHz skall vara standard vid biotopkartering liksom för ordinarie sjömätning. Vi behöver inte ställa några krav om täthet av mätpunkter eftersom dessa regleras gott nog av S-44 även för biotopkartering. Upplösningen i reguljär sjömätningssdata är ej tillräcklig för att t.ex. skilja ut biota på stora djup. Däremot kan man se bottenstruktur (t.ex. pockmarks).

En möjlighet att få mindre fotavtryck och högre precision på större djup är att använda AUV:er som befinner sig betydligt närmare botten än vad sjömätningssfartyg på ytan gör. Med sådan utrustning kan man kartera bentiska biotoper även på stora djup, men än så länge till ett högt pris per area. Utvecklingen går framåt på det här området och bland annat batterikapaciteten och därmed räckvidden för varje "utfärd" blir bättre och bättre. Detta kommer att ge nya möjligheter i framtiden, men vi behandlar det inte vidare här eftersom vi fokuserar på data från reguljär sjömätning.

Sammanfattning kriterier om upplösning:

- Öppningsvinkel 0,5 x 1,0 grad skall användas
- 300 kHz frekvens skall användas

Kvalitetssäkring

All sjömätning har mätfel av olika typer och omfattning. Dessa mätfel hanteras genom krav på kvalitet och precision för slutprodukten, vilka ställs vid upphandlingen. Det är sedan upp till mätorganisationen att välja utrustning och rutiner för att säkerställa att kvaliteten kan uppnås, samt att rensa bort de felaktiga mätvärden som ändå uppstått. Sjöfartsverket granskar de data som tas in i den nationella djupdatabasen DIS för att säkerställa att de uppfyller kraven i S-44 i FSIS-44. Det är alltså av stor vikt att tydliga kvalitetskrav ställs vid upphandlingen, samt att en granskning sker att kraven uppfylls. Vårt förslag är att Sjöfartsverket får denna granskande roll för att även krav på sjömätning för biotopkartering uppfylls.

Kvalitetskraven för sjömätning enligt S-44 varierar utifrån krav på navigationssäkerhet i det område som sjömätts. Till exempel är kraven extra höga i inlopp mot hamnar, och generellt högre på grunda vatten än på djupa. Dessa kravnivåer kallas orders och de reglerar krav på vertikal precision och en rad andra kvalitetsaspekter. För områden ned till 100 m djup anser vi att befintliga sjömätningsskrav tillgodoser kraven även för biotopkartering. För områden djupare än 100 m gäller idag oftast vertikal order 2, vilken har låga krav på vertikal precision. Vi rekommenderar att istället kräva vertikal order 1 även för djupa områden, vilken innebär en vertikal spridning på maximalt 1,39 m. Detta skulle innebära tydligt högre kvalitet utan att mätningarna blir mer än marginellt dyrare.

Sammanfattning om kvalitet och kvalitetssäkring:

- Sjöfartsverket bör ha rollen som granskare
- Minst kravnivå order 1 skall krävas i alla Sveriges marina vatten

Back-scatter

Back-scatter är en biprodukt vid sjömätning, men den har visat sig betydelsefull för kartering av ytsediment och biotoper. Back-scatter anger intensiteten av den återvändande ekolodssignalen och mäts i dB. Intensiteten påverkas av ytan signalen studsar mot (vilket är den intressanta informationen), men även av vattnets djup och egenskaper, samt båtens mätutrustning. Back-scatter uppstår från alla reflektioner i signalens väg mellan lod och botten, alltså även från fisk, plankton och andra organismer eller partiklar i vattenmassan. För biotop och sedimentkartering skulle det vara mycket värdefullt om mätningar från olika tillfällen och fartyg gav jämförbara värden (absoluta tal), och det gäller även för kartering av fisk mm. Idag är inte värdena jämförbara och det finns inga krav på hur back-scatter-data samlas in i reguljär sjömätning (S-44/FSIS-44). För att få jämförbara värden mellan olika mätningar måste dels korrigeringar för vattnets djup och egenskaper göras. Idag tar de flesta sjömätningsskutor

ljudhastighetsprofiler under uppdrag, men detta är inte tillräckligt för att göra bra korrigeringar av back-scatter. I tillägg bör CTD-profiler tas vilket ger information om vattnets temperatur och konduktivitet (samt beräknad salthalt) i hela vattenpelaren för det aktuella mätområdet. CTD-profiler skall tas i den djupaste delen av mätområdet och vara relevant för mätningen. I skärgårdsmiljö bör CTD-profil tas i den djupaste punkten av varje fjärd som ingår i mätområdet, och detta bör i normalfallet göras dagligen då vattnets egenskaper kan förändras snabbt. I öppet hav kan kravet på CTD-mätningar sannolikt vara lägre, men det behövs riktlinjer kring detta, t ex av SMHI. Värden från CTD-profilen matas in i den programvara sjömätaren använder för att korrigera mätdata, och detta ger bättre kvalitet av både djupvärdena och back-scatterdata. Den andra åtgärden som krävs för att åstadkomma jämförbara back-scatterdata är att olika båtars sjömätningssutrustningar kalibreras för att ge lika värden. Detta behöver göras årligen eller efter att utrustning bytts ut, i likhet med kalibreringskraven för sjömätning. Kalibreringen kan utföras genom att mäta i kontrolltytor med homogent substrat av känd back-scatterintensitet. Om sådana ytor finns i närheten av de kontrollstationer för sjömätning som Sjöfartsverket har iordningsställt på tre platser längs Sveriges kust innebär detta kalibreringskrav knappt något merarbete för sjömätningssällskap jämfört med nuläget. Det bör vara en uppgift för SGU att hitta och kartera lämpliga ytor för kalibrering av back-scatter. Efter att mätningarna slutförts behöver back-scatterdata efterprocesseras för att ge korrekt yttäckande värden, och det behöver fastställas kvalitetskrav för slutprodukten i upphandlingen. SGU har god kännedom om back-scatter och är föreslagen datavärd för denna data. SGU bör därmed leda framtagandet av kriterier för insamling och efterprocessering av back-scatterdata, men back-scatter kan även användas för kartering av biologiska biotoper och djur i vattenmassan, därför bör även biologer med adekvat kunskap delta. Data från hela vattenkolumnen bör sparas, vilket sällan görs i Sverige idag. Det innebär att betydligt större datamängder måste hanteras, men det är helt möjligt och ett krav i t ex Norge. Det kan gå att korrigera äldre back-scatterdata i viss mån genom att överlagra med kalibrerade mätningar eller om mätningarna innefattar ytor med kända substrat.

Sammanfattning back-scatter:

- Korrigering av mätningarna skall göras utifrån dagligen tagna CTD-profiler
- Kalibrering av fartygens mätutrustning skall göras varje år genom kontrollmätning på utmärkta ytor i närhet av kontrollstationer för djupmätning.
- SGU bör få i uppgift att kartera och märka ut kontrollstationer.
- SGU samt biologer med kompetens om hydroakustisk inventering bör delta i framtagandet av kriterier för insamling och lagring av back-scatterdata.

Leveranser

Det alstras mycket stora datamängder vid sjömätning. Detta utgör inte några problem för sjömätningssällskaperna eftersom de är vana att hantera dessa data och har adekvat utrustning och mjukvara för ändamålet. För andra användare i samhället kan det dock vara svårt att hantera dessa data, därför är det en god idé att låta sjömätarna iordningsställa datalager så att den är direkt användbar för de olika syften vi kan se idag.

Detta utgör inte något större arbete för sjömätningsorganisationerna om dataformaten är väl specificerade för att undvika oklarheter. Utöver bearbetade datalager bör alltid rådata lagras, vilket ger möjlighet att ta fram nya bearbetade datalager om behov uppstår senare.

Nedan listar vi ett antal datatyper eller lager som vi anser skulle vara värdefulla att spara och ha tillgängliga från alla reguljära sjömätningar. Listan är inte slutgiltig utan bör diskuteras med Sjöfartsverket och SGU. Vidare behöver dataformaten preciseras noggrannare vilket lämpligen görs i samband med sammanställningen av specifikationen.

Datatyper och lager:

- Rådatafil som inkluderar både djupdata och back-scatteer för botten liksom för hela vattenpelaren
- Griddar (upplösning 0.25m, 0.5m, 1m, 3m, 5m, 10m. Upplösningar finare än ¼ av fotavtrycket behöver inte levereras)
- Medeldjup av bottenträffar per gridcell
- Minsta djupvärdet av bottensubstrat/vegetation/djur per gridcell
- Största djupvärdet per gridcell (bottendjup)
- Varians av djupvärden per gridcell
- Djupdifferens (största djupvärde – minsta djupvärde)
- Ytkorrigerad backscatter, medel per gridcell
- Ytkorrigerad backscatter, max per gridcell
- Vattenkolumnsdata back-scatteer

För att insamlade data skall komma samhället till gagn måste de även lagras och vara tillgängliga. Sjöfartsverket är idag datavärd för djupdata och SGU föreslagna att vara det för back-scatteer. Det behövs även datavärdskap för de underlag för biotopkartering som nämns ovan och i förlängningen för färdiga biotopkarter. Detta har en stark anknytning till datavärdskap för biologiska kartor som AquaBiota nyligen skrivit en rapport om (Geodatavärdskap, GIS - databas och distribuering - Förslag för att säkerställa tillgänglighet till kartunderlag över marinbiologi och marin miljö, AquaBiota Report 2015:11).

Allmänna rekommendationer

- Vi föreslår att en ny specifikation tas fram för sjömätning som syftar till biotopkartering och att denna används vid upphandling av sjömätningssupdrag i kombination med specifikationen som syftar till navigeringssäkerhet (S-44 och FSIS-44). Vi föreslår att Sjöfartsverket, SGU AquaBiota och Clinton deltar i detta arbete.
- Vi föreslår att alla offentliga aktörer i Sverige som upphandlar reguljära sjömätningar idag skall följa de riktlinjer som tas fram både för sjömätning och biotopkartering, och att övriga aktörer rekommenderas att göra det.
- Vi föreslår att datavärdskap för kartunderlag syftande till biotopkartering organiseras för att säkra god resursanvändning och förutsättningar för goda marina planeringsunderlag i framtiden.

TACK

Vi vill tacka personalen på Clinton Marine Survey och särskilt Cristian Vinterhav för ett fint samarbete och deras behjälplighet i arbetet att tolka och bearbeta sjömättningsdata. Vi vill också tacka vår uppdragsgivare Havs- och vattenmyndigheten som gett oss möjlighet att utforska potentialen i biotopkartering baserat på sjömättningsdata i Sverige.

REFERENSER

Abukawa, K., Yamamuro, M., Kikvidze, Z., Asada, A., Xu, C & Sugimoto, K. *Assesing the biomass and distribution of submerged aquatic vegetation using multibeam echo sounding in Lake Towada, Japan*. Limnology, Volume 14, Issue 1, pp 39-42. January 2013.

Brown CJ, Blondel P, *Developments in the application of multibeam sonar backscatter for seafloor habitat mapping*, Applied Acoustics (2008), doi:10.1016/j.apacoust.2008.08.004

De Falco, G., Tonielli, R., Di Martino, G., Innange, S., Simeone, S. & Parnum, I M. *Relationships between multibeam backscatter, sediment grain size and Posidonia oceanica seagrass distribution*. Continental Shelf Reseach (2010), doi: 10.1016/j.csr.2010.09.006

Florén & Nikolopoulos (2015) Revmiljöer i Skageraks utsjö – en litteraturstudie och sammanställning av inventeringsdata. AquaBiota Notes 2015:02. 11 pp.

Fonseca, L., Brown, C., Calder, B., Mayer, L., & Rzhanov, Y. *Angular range analysis of acoustic themes from Stanton Banks Ireland: A link between visual interpretation and multibeam echosounder angular signatures*. Applied Acoustics (2008), doi 10.1016/j.apacoust.2008.09.008

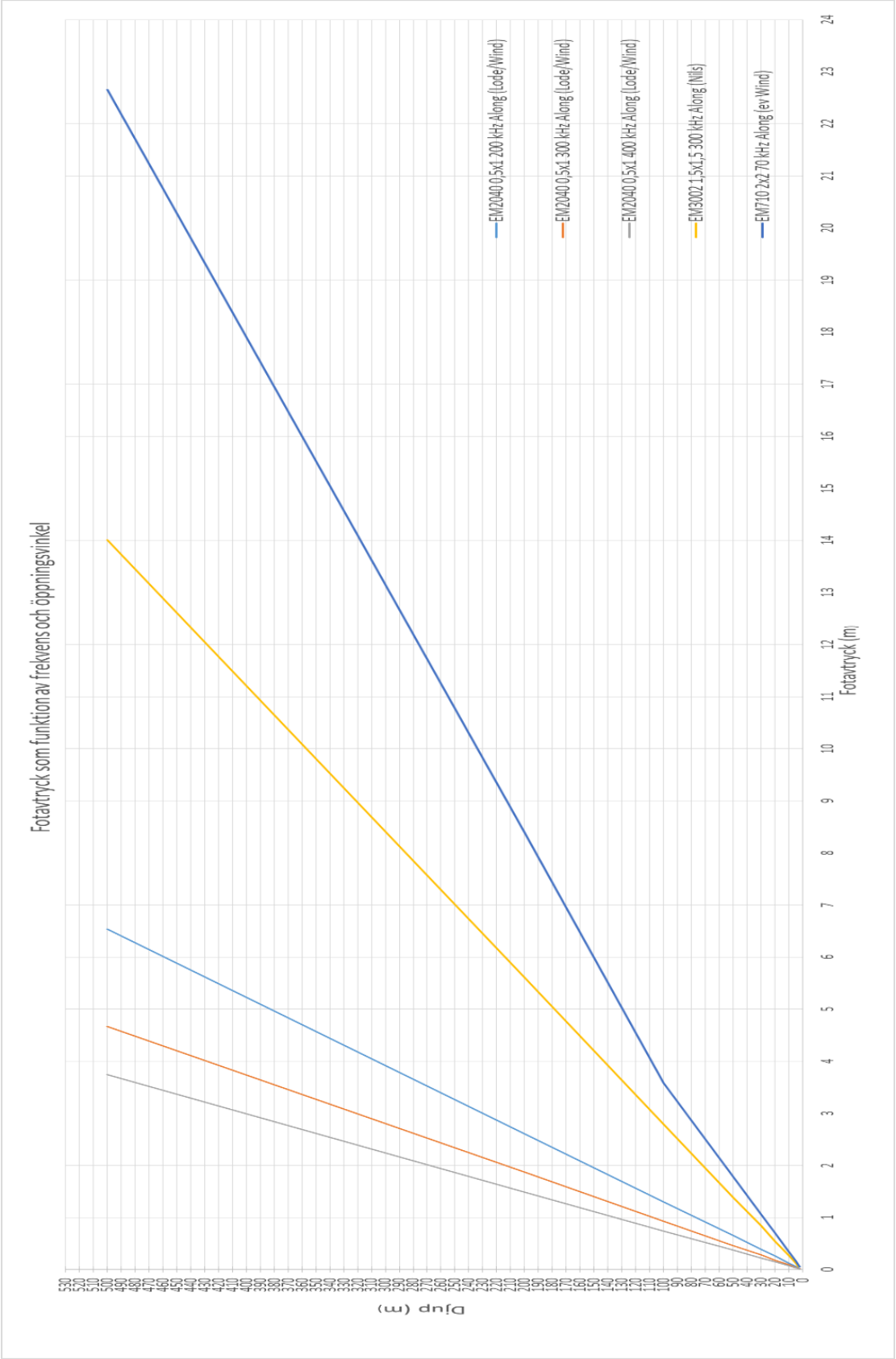
Hosmer, D.W. & Lemeshow, S. 2000. Applied Logistic Regression, 2nd Edition. A Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons Inc., New York, NY, 2000, 373 sid.

Micallef, A., Le Bas, T P., Huvenne, V., Blondel, P., Hühnerbach, V. & Deidun, A., *A multi-method approach for benthic habitat mapping of shallow coastal areas with high-resolution multibeam data*. Continental Shelf Research (2012), <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2012.03.008>

Nyström Sandman A, Didrikas T, Enhus C, Florén K, Isaeus M, Nordemar I, Nikolopoulos A, Sundblad G, Svanberg K, Wijkmark N. Marin Modellering i Stockholms län. AquaBiota Rapport 2013:10. 76 sid.

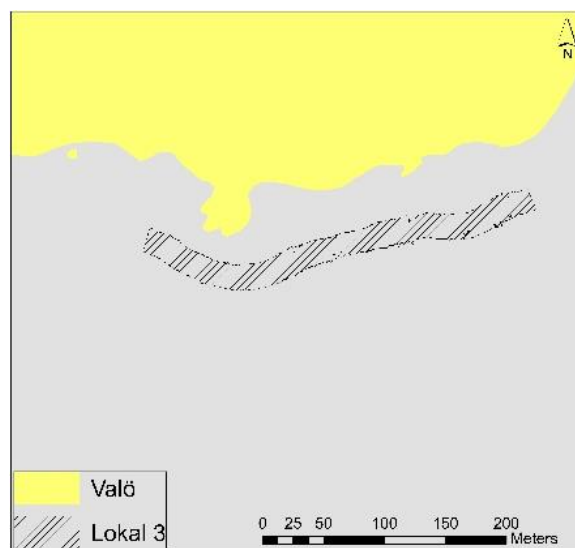
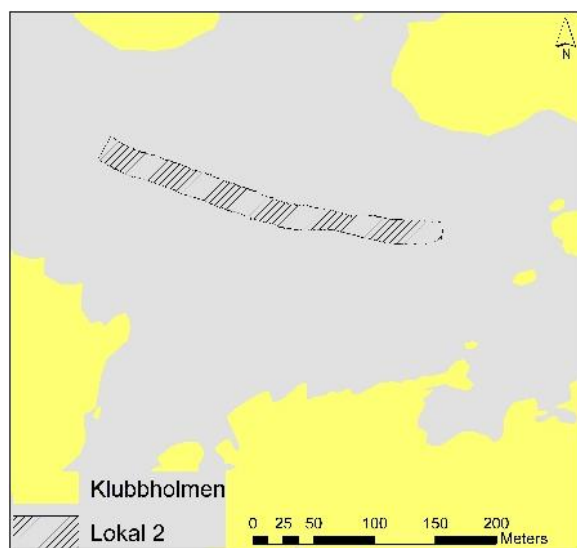
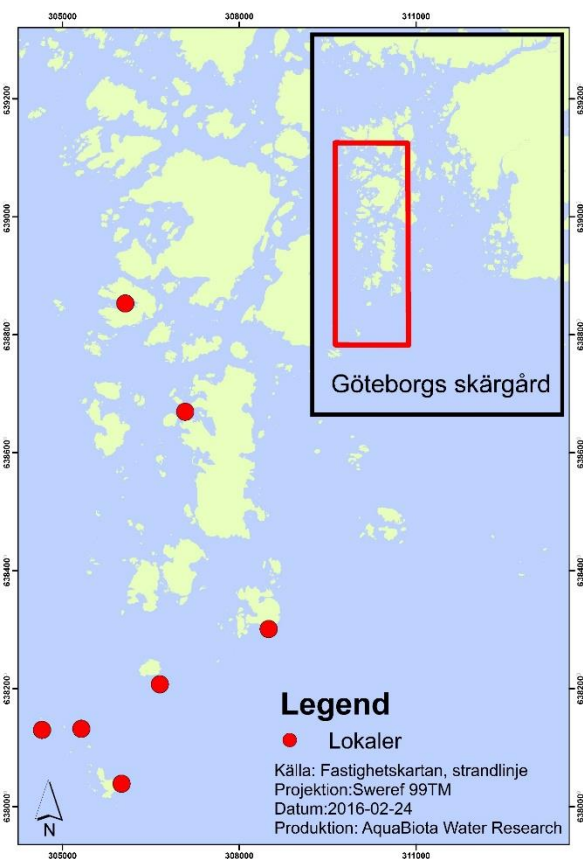
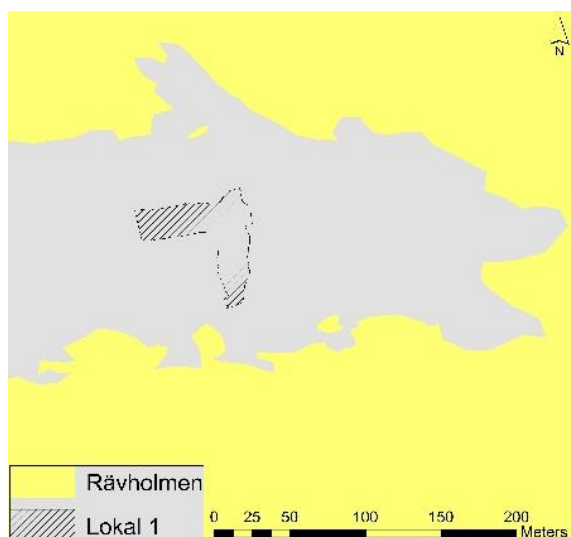
BILAGOR

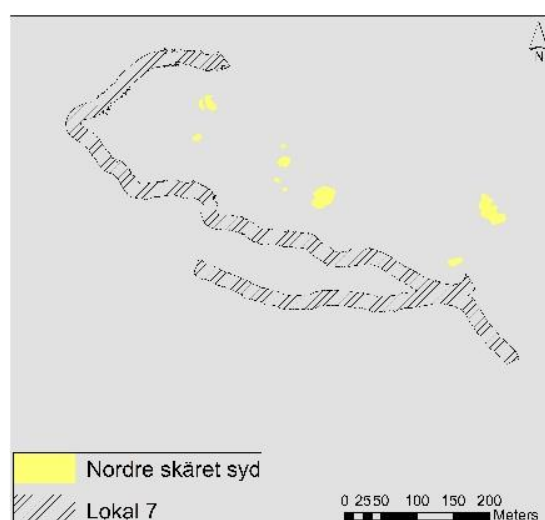
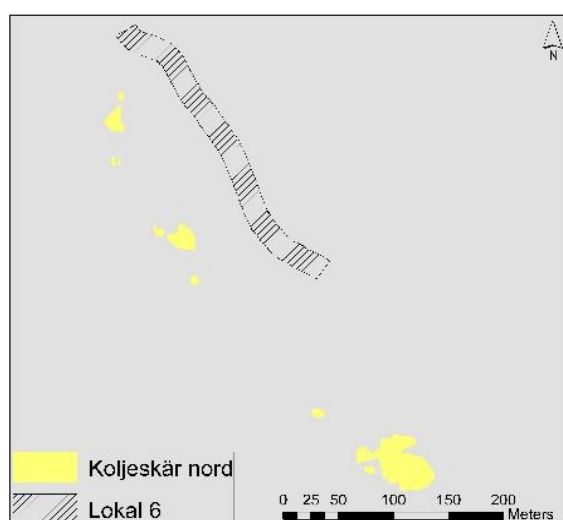
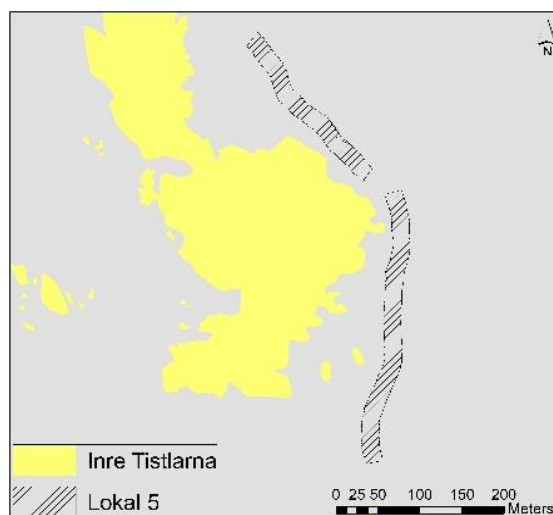
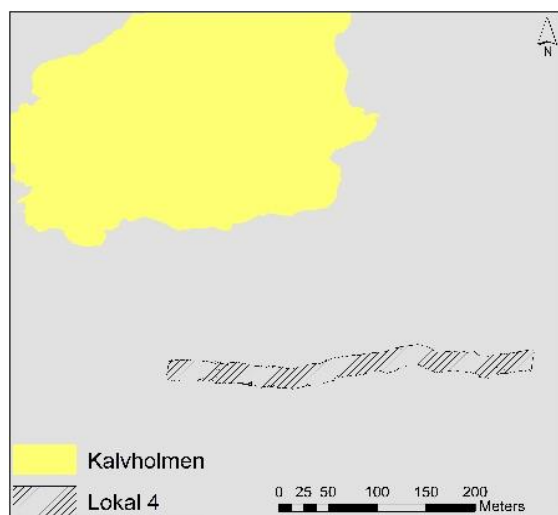
1



2

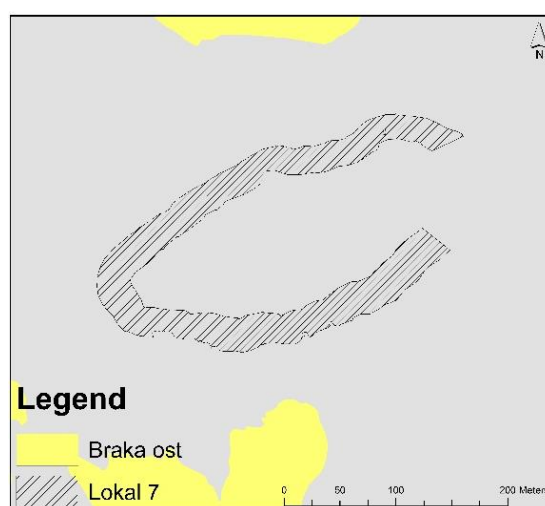
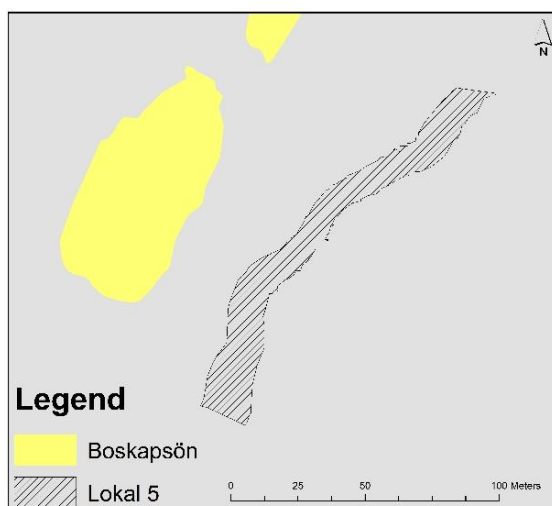
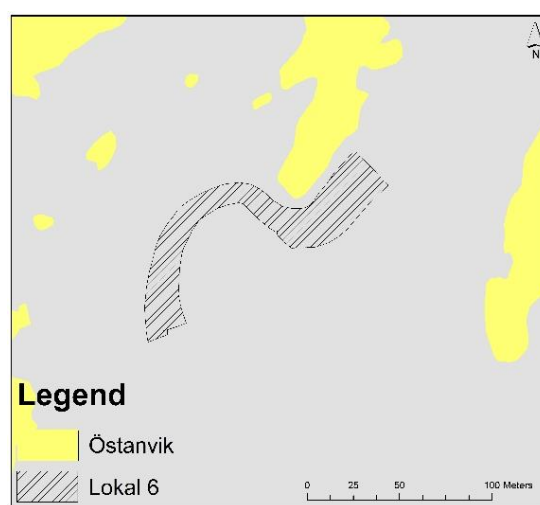
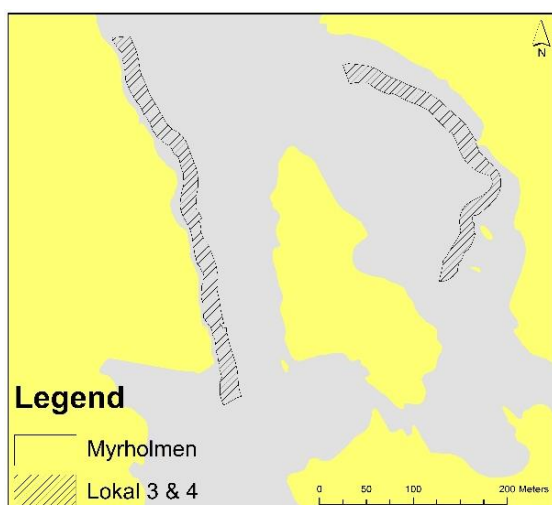
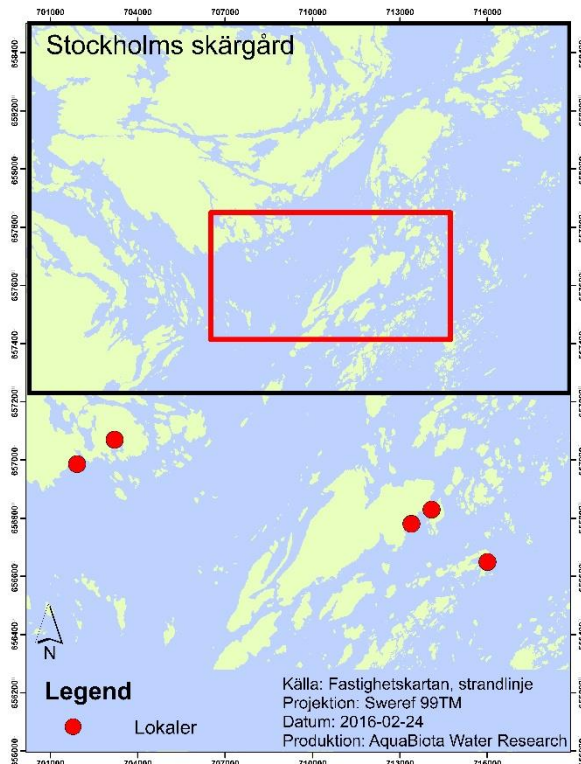
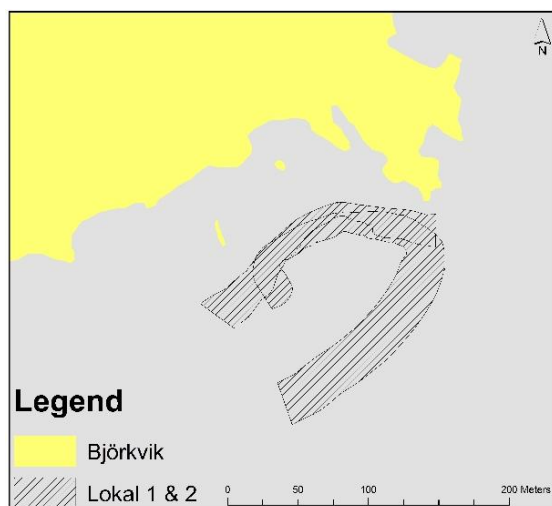
Transekter i Göteborgs skärgård
som sjömättes av M/V Nils den 5
och 6 november 2015.





Kartering av bentiska biotoper med hjälp av flerstråligt ekolod – En pilotstudie om utökad användning av sjömättningsdata

Transekter i Stockholms skärgård som sjömättes av M/V Lode den 10 och 11 november 2015.





www.aquabiota.se

