
Vilt- och fiskeriforskningsinstitutes arbetsrapporter 7/2013

Havslekande sikens och sikløjans yngelproduktionsområden

Richard Hudd, Lari Veneranta och Jarno Vanhatalo



Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Vasa
2013



Utgivare:
Vilt-och fiskeriforskningsinstitutet
Helsingfors 2011

ISBN 978-951-776-959-4 (Nätpublikation)

ISSN 1799-4756 (Nätpublikation)

VFFI 2013

Infoblad

Författare Richard Hudd, Lari Veneranta och Jarno Vanhatalo			
Titel Havslekande sikens och sikløjans yngelproduktionsområden			
År 2013	Antal sidor 38	ISBN 978-951-776-959-4	ISSN ISSN 1799-4756 (PDF)
Enhet/forskningsprogram Enheten för forskning och specialisttjänster			
Godkänd Nina Peuhkuri, Enheten för forskning och specialisttjänster			
Sammandrag <p>Utbredningen av den havslekande sikens och den havslekande sikløjans yngelproduktionsområden i Bottniska viken kartlades i två synkroniserade projekt, Norrsik (Samarbetsavtal Länsstyrelsen i Norrbottens län och Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet) och Intersik (Interreg Botnia Atlantica 00068748) under åren 2009 – 2011. Sammanlagt samlades material från 653 provtagningsplatser. Tack vare synkroniseringen av projekten kunde prover samlas från hela Bottenviken, Kvarken och största delen av Bottenhavet, vilket är den havslekande sikens huvudsakliga utbredningsområde i modern tid. Området innefattar också den havslekande sikløjans egentliga utbredningsområde i modern tid. Samarbetsprojektet Norrsik koncentrerades till norra Bottenviken främst till Norrbottens län. Referensmaterial i Norrsikprojektet samlades också från finska sidan av Bottenviken. Omgivningsvariabler beskrivande sik- och sikløjeynglens förekomstplatser från rasterkartor i Geografiska informationssystem användes tillsammans med matematisk modellering för att göra geografiska modeller av yngelproduktionsområden. I utvecklingen av dessa modeller användes Gaussisk Processklassificeringsteknik (GPC) för att beräkna förekomst sannolikheten av de båda arternas yngel.</p> <p>De variabler som mest påverkade modellen var fångstplatsens djup, vattenstrandens profil, avståndet till sandstrand och isvinterns längd. Fastän den havslekande sikens nykläckta yngel kunde fångas i flera olika habitat var de viktigaste förekomstområdena på de allra grundaste ständerna. Sikløjans yngelproduktion i Bottniska viken sker i främsta rummet i Bottenvikens nordligaste delar. Sikløjans yngel kan förekomma litet mer pelagiskt än sikynglen. I jämförelse med informationen från forskning på 1990-talet har det inte skett förändringar i sikynglens förekomstområdets utbredning eller i förekomsttäteterna i Bottenviken. Däremot har utbredningen minskat i Bottenhavet speciellt på den finska sidan. Orsakerna till detta är inte klara men förmodligen spelar eutrofieringen och förändringar i isförhållandena en betydande roll. Kartorna över potentiella yngeluppväxtområden för havslekande sik och siklöja, som produceras i detta projekt kan användas för planering och uppföljning av kustområden och deras ekologiska status.</p>			
Nyckelord sik, siklöja, yngel, modellering, Östersjön, Bottniska viken, Bottenviken, eutrofiering, klimatförändring			
Publikationen nätadress http://www.rktl.fi/www/uploads/pdf/uudet%20julkaisut/tyoraportit/yngelproduktionsområden.pdf			
Kontaktuppgifter Richard Hudd, richard.hudd@rktl.fi			
Tilläggsuppgifter Samarbetsparter i Norrsik Länsstyrelsen i Norrbottens län och Piteå Kommun . EU:n Interreg Botnia-Atlantica (304-9030-2008 BA 68748) – programmet ohjelman och Österbottens förbund samt Västerbottens länsstyrelse i Intersik –projektet.			

Kuvailulehti

Tekijät Richard Hudd, Lari Veneranta ja Jarno Vanhatalo			
Nimeke Merikutuisen siian ja muikun poikastuotantoalueet			
Vuosi 2013	Sivumäärä 38	ISBN Viestintä lisää ISBN-numeron	ISSN ISSN 1796-8917 (PDF)
Yksikkö/tutkimusohjelma Tutkimus- ja asiantuntijapalvelut			
Hyväksynyt Nina Peuhkuri, Tutkimus- ja asiantuntijapalvelut, Elinympäristöt ja monimuotoisuus -tutkimusalue			
Tiivistelmä <p>Merikutuisen siian ja muikun poikasalueiden laajuutta Pohjanlahdella selvitettiin Norrsik ja Intersik-hankkeiden yhteydessä vuosina 2009–2011. Näytteenotoissa kerättiin aineistoa yhteensä 653 näytteenottopisteestä. Intersik –hankkeessa näytteet kerättiin eteläiseltä Perämereltä, Merenkurkusta ja Selkämereltä. Norrsik –hankkeessa toiminta kohdentui pohjoiselle Perämerelle, pääasiassa Ruotsin puoleiselle rannikolle. Vertailunäytteet kerättiin Suomen rannikkoalueilta Merenkurkusta ja Perämereltä. Siian- ja muikunpoikasten esiintymistietoa käytettiin paikkatietoon ja matemaattiseen mallintamiseen perustuvan poikasaluemallin rakentamisessa. Mallissa käytetään karttatasoiksi muunnettuja elinympäristömuuttujia yhdistettynä Gaussiseen prosessilaskentaan poikasten esiintymistodennäköisyyden määrittämiseksi. Mallinnuksen perusteella tärkeimmät siian ja muikun poikasalueita määrittävät muuttujat ovat syvyys, rantavyöhykkeen profiili, etäisyys hiekkarantoihin ja jäätalven pituus. Merikutuisen siian poikasia saatiin monentyyppisiltä matalilta alueilta, vaikka tärkeimmät poikasalueet sijaitsevat matalilla hiekkarannoilla. Suolapitoisuus rajoittaa muikun poikastuotannon pääosin Perämeren pohjoisimpiin osiin. Aiempiin, 1990-luvulla kerättyihin aineistoihin verrattuna siian lisääntymisalueiden laajuudessa tai poikasmäärissä ei ole Perämeren alueella tapahtunut muutoksia. Sen sijaan siianpoikasten esiintymisalueet sekä poikasmäärät ovat supistuneet huomattavasti erityisesti Selkämerellä Suomen rannikkoalueella. Tarkat syyt muutoksen taustalla ovat vielä epäselvät, mutta todennäköisimmin ne liittyvät Itämeren rehevöitymiseen ja ilmastossa tapahtuviin muutoksiin. Tässä tutkimuksessa tuotettuja poikasaluekarttoja voidaan hyödyntää esimerkiksi rannikkoalueiden käytön suunnittelussa sekä ympäristönsuojelun ja -seurannan kohdentamisessa.</p>			
Asiasanat siika, muikku, poikanen, mallinnus, Itämeri, Pohjanlahti, rehevöityminen, ilmastonmuutos			
Julkaisun verkko-osoite Viestintä lisää verkko-osoitteen			
Yhteydenotot Richard Hudd, richard.hudd@rktl.fi			
Muita tietoja Siian ja muikun poikasalueet kartoitettiin ja mallinnettiin kahdessa samanaikaisessa hankkeessa, Norrbottenin läänin ja Piitimen kunnan rahoittamassa Norrsikissa sekä EU:n Interreg Botnia-Atlantica (304-9030-2008 BA 68748) –ohjelman ja Pohjanmaan liiton rahoittamassa Intersik –hankkeessa.			

Innehåll

Infoblad	3
Kuvailulehti	4
1. Förord	6
2. Inledning	7
3. Materialinsamling i Bottenviken, Kvarken och Bottenhavet	8
3.1. Geografisk täckning	8
3.2. Insamlingsplatser	9
3.3. Insamlingsmetoder	10
4. Geografiska data och modellering	12
4.1. GIS -variabler	12
4.2. Modellering av den havslekande sikløjans och sikens yngelproduktionsområden	15
4.3. Effekterna av bottenens täckningsgrad	16
5. Resultat	16
5.1. Yngelförekomst och ynglens storleksfördelning	17
5.2. Variabler som mätts vid insamlingstillfällena	18
5.3. Modell för yngelproduktionsområden	18
5.4. De enskilda miljövariablernas betydelse	20
5.5. Betydelsen av bottenens täckningsgrad	23
5.5.1. Förekomst av de havslekande sikfiskarnas yngel i ett geografiskt perspektiv	24
6. Faktorer som påverkar yngelproduktionsområden för sik och siklöja i havet	25
6.1. Grunda strandvatten viktiga för sik och siklöja	25
6.2. Eutrofiering förändrar strandområdena	27
6.3. Sedimentation	28
6.4. Kort isvinter kan försvaga yngelproduktionen	30
6.5. Jämförelse mellan 1990-talet och 2010-talet	30
6.6. Modellens funktion	31
6.7. Sammanfattning	31
Samarbete	32
Referenser	33

1. Förord

Om man har för avsikt att samla data för att göra spatiala modeller över en arts habitatval gäller det att försöka täcka så många, helst alla, av miljöns egenskaper, som kan tänkas påverka habitatvalet. Detta är inte lätt. Provtagningen bör förläggas över det viktigaste utbredningsområdet och så att de studerade variablerna analyseras över hela sitt spann. Interreg Botnia-Atlantica Projektet Intersik startade år 2009. I Intersik-projektet ingick, som det största delprojektet, att göra en kartmodell för den havslekande sikens yngelproduktionsområden i de tidigaste utvecklingsstadierna. Eftersom ett av den havslekande sikens viktigaste moderna utbredningsområden är Bottenviken ville vi på biologiska och metodologiska grunder utvidga provtagningsområdet över hela Bottenvikbassängen. Administrativt var detta inte möjligt på grund av de begränsningar, som programområdets avgränsning ställer. I stället uppmanades vi att göra ett skilt projekt för de nordligaste delarna av den havslekande sikens utbredningsområde. Detta blev möjligt genom ett samarbetsprojekt mellan Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Länsstyrelsen i Norrbotten och Piteå kommun. Tack vare samarbetet kunde fältarbetena startas samma år och analyserna kunde löpa synkront med arbetena i Intersik.

Den föreliggande rapporten innehåller således material från två skilda projekt med arbetsnamnen Norrsik och Intersik. Tack vare synkroniseringen har en vältäckande bild av nuläget kunna göras. Faktiskt är det så att vi med de två synkroniserade projekten har kunnat täcka nästan hela den havslekande sikens moderna utbredningsområde. Tidigare, bara för några decennier sedan, har det funnits havslekande sik i stora delar av Östersjön. På grund av att utvecklingen i de havslekande sikbestånden är som den är kommer ansvaret för kunskap och uppföljning av denna siktyp att ligga mer och mer på myndigheter och intressegrupper i Bottenviken. Detta är också orsaken till att Norrsik - projektet förlängdes och ett förslag till uppföljningsprogram för yngelproduktionsområdena gjordes upp för den havslekande siken i Bottenviken. Detta program kommer att levereras, som en skild enhet i rapporteringen till samarbetsparterna för Norra Bottenviken.

Den modell, som tack vare synkroniseringen mellan de två projekten kunde byggas med material samlat och beräknat från nästan hela Bottniska viken, har publicerats i en vetenskaplig artikel i tidskriften Ecological Modelling (Vanhatalo et al. 2012). I den artikeln presenteras framför allt den statistisk-matematiska metodiken med den havslekande siken som modelldjur. Fastän föreliggande publika rapport främst är riktad till samarbetsparterna Länsstyrelsen i Norrbotten och Piteå kommun kan den tack vare sina generella naturvetenskapliga slutsatser tjäna också Intersik-projektets avrapportering. Ytterligare en "win-win"- aspekt är, att vi i denna rapport infört material, som berör den havslekande sikløjans yngelproduktionsområden. Vi hoppas att informationen om de båda havslekande sikfiskarnas biologi kan bidra till förståelsen för den speciella miljö, som vårt kalla bräckta hav, Bottniska viken, utgör. Vi hoppas också att våra resultat kan användas som baskunskap för situationen i början av 2000-talet när uppföljningen av den marina miljön tack vare EU:s havsdirektiv skall implementeras.

Denna rapport kommer också att tryckas på finska (Veneranta et al. 2013) i Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets rapportserie. Dessutom har en vetenskaplig artikel med bedömningar om resultaten och utvecklingen i strandbiotopernas kvalitet i Bottniska viken publicerats (Veneranta et al. 2013) Vi hoppas att detta kan inspirera till gränsöverskridande samarbete till förmån för kunskapen om vårt hav och våra havslekande sikfiskar.

2. Inledning

I Bottniska viken lever två arter ur familjen Coregonidae, siken (*Coregonus lavaretus s.l.*) och siklöjan (*Coregonus albula*). Av siken finns två morfer. De skiljer sig främst i val av lekstråden och vandringsbeteende. Vandrings-siken leker i älvar, växer snabbt, blir stor och gör långa vandringar. Den havslekande siken leker i havet, växer långsamt och vandrar inte (Lehtonen 1981). Valtonen (1970) beskriver den havslekande sikens temperaturpreferens varemot motsvarande uppgifter för vandrings-siken bygger på information om fiskemönstret fr.a. under den varma årstiden (VFFI:s prov ur sikfisket 1979-2011). Sikfångsterna har minskat i hela Bottniska viken sedan 1980-talet (Urho 2011). Vandrings-siken är mål för omfattande kompensationsutsättningar i Finland. Utplanteringarna görs såväl med nykläckta som med sommargamla yngel. På den svenska kusten är utplanteringarna små. Båda arterna är viktiga för såväl yrkesfisket som fritidsfisket. Sikløjans utbredning i havet begränsas förmodligen av saliniteten (Jäger et al. 1981) och därför ligger tyngdpunkten för dess utbredningsområde i Bottenviken och vid älvmynningsområden i övriga delar av Bottniska viken. Fisket på siklöja koncentreras till hösten i anslutning till leken. Rommen tas tillvara.

För att fiskbestånden skall kunna upprätthålla en naturlig fortplantning krävs att lek- och yngeluppväxtplatserna är i skick. Enligt Cowan et al. (2000) är de abiotiska faktorerna som viktigast i de tidigaste utvecklingsstadierna varemot täthetsberoende faktorer träder in i senare utvecklingsstadierna. Publicerad information om den havslekande sikens miljökrav är begränsad. Då det gäller de tidigaste utvecklingsstadierna för havslekande sik beskrev Leskelä et al. (1991) att ynglen, strax efter kläckningen, då ynglen fortfarande har rester av gulesäcken kvar, uppträder i strandvattnen. Leskelä et al. (1991) fann yngel av havslekande sik enbart på rena sand- och grusbottenar eller på stenbottenar där det fanns sandinslag. I insjöar uppträder ynglen dels pelagialt och dels jämt spritt över sjön (Ponton & Müller 1988) eller så kan de uppträda i främsta rummet längs stränderna (Wanzenböck & Jagsch 1998, Karjalainen et al. 2002). Ynglen kan också byta habitat vartefter de växer (Hudd et al. 1988, Sarvala et al. 1988, 1994). Habitatvalet är förmodligen beroende av såväl morf, art och beståndskaraktärer som limnisk, fluvial eller marin omgivning. Orsaken till varför tyngdpunkten för ynglens förekomst är nära strandlinjen har i olika sammanhang föreslagits vara att yngelhabitatet är i lekplatsernas omedelbara närhet (Ponton & Müller 1988, Sarvala et al. 1994). Dock finns det inget publicerat om lekhabitatets egenskaper och djup i havet. I Bottenviken anses de viktigaste lekplatserna för siklöja finnas i Bottenvikens skärgårdar på svenska sidan (Enderlein 1989, Lehtonen & Jokikokko 1995, Thoresson et al. 2002).

I Bottniska viken leker både siken och siklöjan i oktober till november. Temperaturökningen på våren inducerar kläckningen (Bidgood, 1974, Rajagopal 1979, Veneranta et al., i trycket), som sker på våren under islossningen då temperaturen stiger till 2 – 4°C. Eftersom romkornen har så lång utvecklingstid kan de också utsättas för miljöstress (Lahti et al. 1979, Müller 1992). Efter kläckningen upprätthåller sig både sik och siklöjeynglen i strandvattnen åtminstone i 3-4 veckor. De sommargamla sikløjorna förflyttar sig ut i pelagialen då de uppnått 10-15 cm storlek (Enderlein 1986).

Varma år kan ynglen kläckas tidigare och är då mindre (Naesje & Jonsson 1988, Cingi et al. 2010). Det har antagits att temperaturen under våren är viktig för ynglens överlevnad (Taylor et al. 1987; Eckmann et al. 1988, Lehtonen et al. 1995) eftersom dödligheten är hög bland ynglen (Karjalainen ym. 2000) och temperaturen är viktig för tillväxten (Eckmann and Pusch 1989). I sjöar inträffar kläckningen ofta samtidigt med förekomststoppen av Copepoder (Freeberg et al. 1990, Simm & Ojaveer

2000). I de första stadierna äter den havslekande sikens yngel i Bottniska viken Harpaktikoider (Hudd et al. 1992).

Fastän Bottniska viken har ansetts vara den minst eutrofierade delen av Östersjön (Bernes 1988, Håkansson et al. 1996, Lundberg et al. 2009) har närsalterna i pelagialen fördubblats under de senaste 30 åren (HELCOM 1996, 2002, Fleming-Lehtinen et al. 2008). Längs stränderna kan man observera effekterna av detta betydligt tydligare än ute till havs (Lundberg et al. 2005, Lundberg et al. 2009). På grund av att den finska sidan av Bottniska viken är grundare än den svenska utsätts den mera av avrinningen från älvarna och skillnaderna till den svenska kusten är tydliga (HELCOM 1996, Håkansson et al. 1996). Största delen av vattenkvalitetsutredningarna, som gjorts i Bottniska viken är gjorda ute till havs (eg. HELCOM 1996, 2002, Fleming-Lehtinen et al. 2002), åtminstone långt från strandzonen (Lundberg et al. 2009).

Isförhållandena varierar mycket i Bottniska viken. Kalla vintrar fryser nästan hela Bottniska viken varemot den kan vara nästan isfri varma vintrar. Normala vintrar varierar isvinterns längd mellan 4 och 7 månader. Numera sker islossningen tidigare (Jevrejeva et al. 2004). Normalt pågår islossningen, betraktat från söder till norr, under cirka en månads tid.

Enligt Leskelä et al. (2004) förklarar eutrofieringen och den högre temperaturen i södra Bottniska viken det dåliga tillståndet i sikbestånden. I sjöar har man sett att eutrofieringen är av avgörande betydelse för hur sikens och siklöjan klarar sig (ex. Nümann 1970, Hartmann 1977, Müller 1992). Därtill har Freeberg et al. (1990) observerat att en lång isvinter minskar den av vinden förorsakade vågrörelsens effekt på romkornen. Detta ökade rommens överlevnad under vintern. Artiklar om yngelbiologin hos den havslekande siken i Bottniska viken publicerades senast på 1980- och 1990-talen (Hudd et al 1988, Leskelä et al. 1991, Hudd et al. 1992). Med undantag av Jokikokkos (1993 och 1997) arbeten finns litet publicerat om den havslekande siklöjans yngelbiologi i Bottniska viken i havsmiljö.

För att kunna definiera uppväxtområdena för fisk bör såväl de abiotiska som de ekologiska variablerna, som påverkar, kunna användas (Austin 2007). Målet med denna utredning är att 1) definiera den havslekande sikens och siklöjans potentiella yngelproduktionsområden och de geografiska variabler, som förklarar deras förekomst i havet, 2) jämföra förhållandena till början av 1990-talet då Leskelä et al. (1991) gjorde en inventering av den havslekande sikens yngelproduktionsområden över hela Bottniska viken och 3) Inledande bedöma de havslekande Coregoniderna som miljöindikatorer för kustområdet i Bottniska viken.

3. Materialinsamling i Bottenviken, Kvarken och Bottenhavet

3.1. Geografisk täckning

Hela undersökningsområdet är cirka 600 x 120 km. Området kännetecknas av framträdande gradienter. Bland annat påverkar den omfattande tillrinningen från älvar. I de nordligaste delarna är havsvattnet nästan sött. I södra delarna är saliniteten 6-7 PSU (Håkansson et al. 1996, Pitkänen 2001, HELCOM 2002). Undersökningsområdet delades in i 5 delområden på basen av havsområdenas karaktär och geografi (Figur 1). Delområde I, Bottenvikens västra del kännetecknas av exponerade sten och sandstränder och speciellt i de nordliga delarna av djupränor, som sträcker sig in i en gles skär-

gård. Stränderna i delområde II, Bottenvikens östra del, är exponerade och utgörs främst av sandstränder förutom på vissa mindre skärgårdsområden. Kvarken, delområde III, är ett splittrat skärgårdsområde med talrika grynnor skär och öar speciellt på den östra sidan. Bottenhavets västra del, delområde IV, kännetecknas av nästan fjordlika vikar. Skärgården där är smal, vattnena djupa och stranden exponerad. På flera ställen kantas en i övrigt bergsklädd strand av ett bräm av sand. Den östra sidan av Bottenhavet, delområde V, är betydligt grundare och mer splittrat och har fler skilda skärgårdar än delområde IV. I denna rapport infördes också information från ett utomstående område c, Öregrundskärgård för att illustrera vissa miljöförändringar.

3.2. Insamlingsplatser

I hela Bottniska viken samlades i de synkroniserade projekten Intersik och Norrsik sammanlagt prov från 653 provtagningsplatser. Dessa fördelades på 26 insamlingsområden (Figur 1). Av dessa fanns 19 inom Intersik-projektets programområde och 6 inom samarbetsprojektet Norrsiks område. För att undvika yngel av vandringsik samlades proven inte i närheten av stora älvmynnningar med undantag av delområden 9 och 20. På den finska sidan undveks också områden där det fanns information om utplantering av nykläckta yngel. År 2009 fördelades provtagningarna på basen av exponering och botten typ, som bedömdes från flygfoton samt i mån av möjlighet på basen av olika mängd skärgård och vissa batygrafiska egenskaper bedömda från sjökort och kartmaterial. De enskilda provtagningarna skildes så långt som möjligt åt på logistisk grund för att minska effekten av spatial autokorrelation. År 2010 utvecklades grunderna för val av enskilda platser genom användning av fler beräknade och mätta GIS -variabler. Hela Bottniska viken uppdelades i åtta klasser, som fördelades på basen av exponeringsgrad, isvinterns längd (Meteorologiska institutet i Finland, opubl.) och strandlinjens kurvatur (ArcGIS funktion). Variablerna valdes på basen av resultaten i preliminära analyser av materialet från 2009. De enskilda platserna slumpades inom delområdet så att ungefär lika många prov föll inom varje enskild klass. Genom "random stratified sampling" får man mer praktiskt användbart material Caieiro et al. (2003), som är spritt över hela egenskapsspektret, för modellering. Vid modelleringen användes hela det insamlade materialet från 2009 – 2011. Insamlingen täckte sammantaget ett brett spektrum av de naturliga förhållandena i Bottniska viken och egentligen också den havslekande sikens och den havslekande sikløjans moderna utbredningsområde.

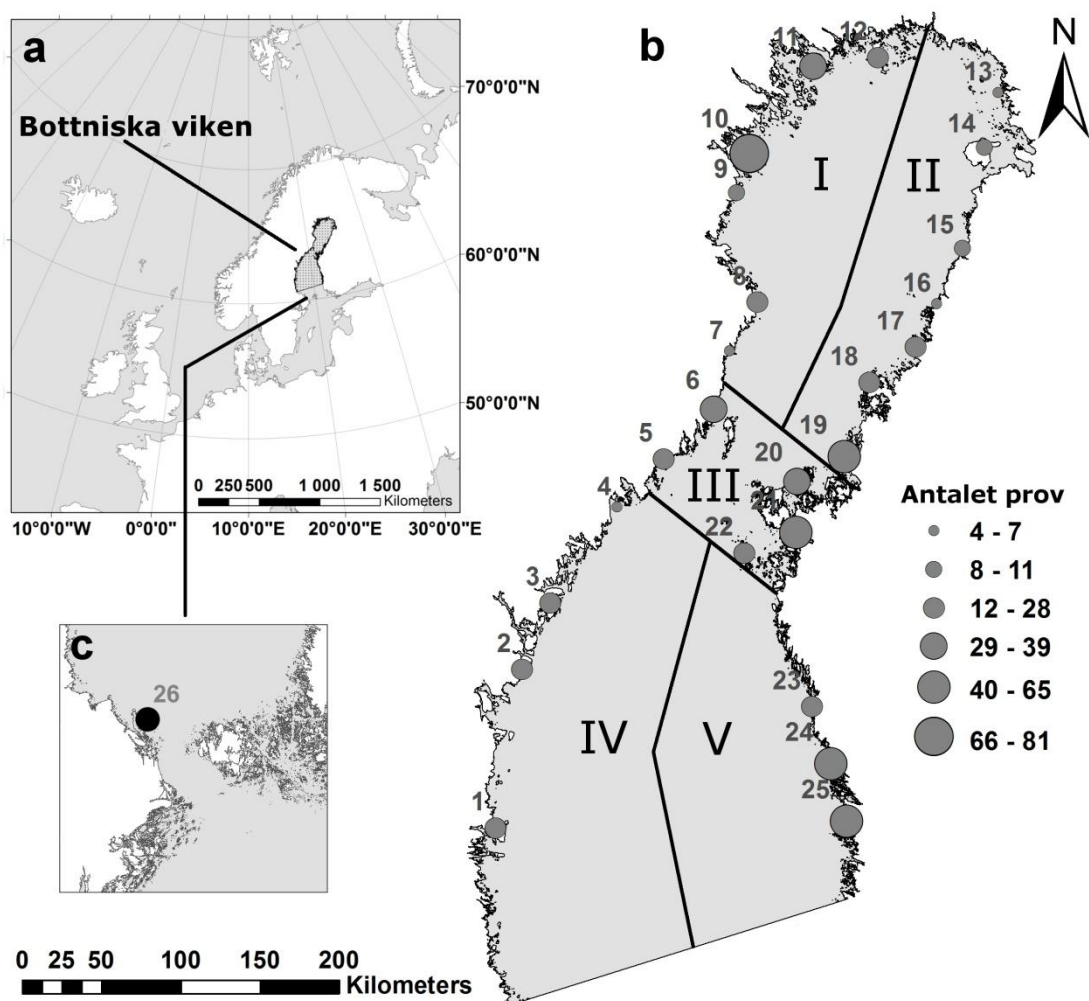


Bild 1. Undersökningsområdet i de synkroniserade projekten Intersik och Norrsik. Indelningen i delområden I-V och inflikat provtagningarnas placering i Öregrunds skärgård. Bollfigurernas storlek visar antalet enskilda prov i de olika områdena. a = översiktsbild av Bottniska viken, b = fördelningen av de olika provtagningområdena och c = provtagningsområdet i Öregrunds skärgård, som ligger utanför såväl Intersik-projektets som Norrsik-projektets arbetsfält men där prov tagits med samma metodik såväl i början av 1990-talet (Leskelä et al. 1991), som i början av 2000-talet.

3.3. Insamlingsmetoder

Majoriteten (502 platser) av proven samlades med yngelnot i strandhabitaten. Metoden finns beskriven i ex. i (ex. Hudd et al. 1988, Leskelä et al. 1991). I de notar, som användes var notens vingar 9 m långa och maskvidden 5 mm. Notens påse var av 1 mm nylontyill. Noten vadades ut till 80-100 cm djupt vatten och drogs med 10 m långa draglinor mot land (figur 2). På stenstränder och bråddjupa klippstränder användes inga draglinor. I dessa fall gjordes en subjektiv bedömning om snarlika 10 m varp.



Bild 2. Yngelnotning på sandstrand. Foto Lari Veneranta.

Med en Gulf-Olympia sampler (Hudd et al. 1984, Aneer et al. 1992) och med släpad håv med samma maskvidd som Gulf Olympia -samplern togs sammanlagt 144 prov i mer pelagiska förhållanden för att undersöka förekomsten av yngel i det fria vattnet (figur 3). Gulf Olympia -samplerna hölls på båda sidor av båten på 0,3 och 0,5 m djup. Såväl Gulf Olympia -samplern som håven hade en maskvidd på 300 μm . Den släpade håven var ursprungligen en håv från Gulf Olympia -samplern och den bogserades cirka 20 m per prov efter båten i ytan. Alla provtagningsområden besöktes en gång ungefär en vecka efter islossning. Information om islossning erhöles främst från Meteorologiska institutets hemsida och genom telefonkontakt med ortsbor. Provtagningen koncentrerades främst till notning eftersom publicerad litteratur stödde att ynglen uppträder främst i strandvattnen (Hudd et al. 1988, Leskelä et al. 1991). Alla prov fixerades i formalinlösning (cirka 4 %), som sedan byttes till etanol (90 %) i laboratorium. Ynglens utvecklingsstadium bestämdes med stöd av Evropejtseva (1949).



Bild 3. Gulf-Olympia-samplern användes för att undersöka pelagisk förekomst. Foto Lari Veneranta.

Provtagningen koncentrerades till ungefär samma skede efter islossningen eftersom temperaturstegringen i vattnet bestämmer kläckningstiden för såväl sik som siklöja. Storleksfördelning och utvecklingsstadium användes för att bedöma om proven var tagna i jämförbara tidsförhållanden. Provtagningen koncentrerades till de yngsta utvecklingsstadierna bland annat för att minimera riskerna för att ynglen var alltför utvecklade och börjat simma i stim. Metodiken för insamling av dessa stadier är beprövad. De tidigaste stadierna anses vara de känsligaste för miljöstörningar och de tidigaste stadierna uppträder dessutom förmodligen nära lekplatserna. De är således också en indikation för lekbottnarnas kvalitet i området.

4. Geografiska data och modellering

4.1. GIS -variabler

Med hjälp av flygfoton (Finska Lantmäteriverket och Svenska Lantmäteriet) och SPOT5 (från Google Earth) satellitbilder digiterades de Bottniska vikens grundområden, som uppskattades vara grundare än 1 meter. Dessa klassificerades enligt botten typ till 4 klasser; sandbottnar, sand eller mjukbottnar, sand- och stenbottnar samt övriga botten. Utgående från detta grundmaterial beräknades variablerna "avstånd till grundområde, avstånd till grunda sandbottnar och de grunda områdenas storlek", vilka gjordes som rasterformat för vidare användning. Variabeln avståndet till grundområde och avstånd till grunda sandbottnar mättes mot grundområdenas area. Ett GIS -skikt över deras andel expanderades till hela Bottniska viken för att kunna beräkna dessas andel över hela Bottniska viken. För

hela Bottniska viken beräknades också ett skikt, som visar avståndet, vattenvägen, till närmaste älvmyrning, vars bredd var åtminstone 5 m. I denna beräkning användes 100 m resolution. Vattenytan per strandlinjens längd beräknades från 1:20 000 kartblad i 900*900 m stora fönster. Detta grundkartsmaterial användes också till att beräkna strandlinjens längd inom en 5000 m cirkel och för att beräkna öarnas antal inom en 10000 m cirkel. De nationella sjöfartsmyndigheternas djupdata användes för att beräkna ett GIS-skikt för att beskriva avståndet till 20 m djupkurvan. Exponeringsgraden (fetch) beräknades från medeltalet av de längsta avstånden från 32 olika håll (resolution 300 m) och från ett vägt medeltal, i vilket medeltalet gavs 30 procentig vikt och det största värdet vägt med 70 %. För beräkningen av fetch se exempel Ekebom et al. (2003). De övriga använda variablerna hämtades från Meteorologiska institutets i Finland, Finlands miljöcentral, Naturvårdsverkets i Sveriges och HELCOMS databaser. Parametrar, som beskriver vattenkvaliteten fosfor, kväve, klorofyll-a och sechi djupet har beskrivits av Andersen et al. (2011). Isdata från år 2009 användes för att beskriva generella isförhållanden antagande att detta års isförhållanden beskriver ett medeltal av isförhållandena de senaste decennierna. Alla GIS-analyserna gjordes i ESRI ArcGIS (ArcMap 9.3.1 eller 10.0 med Spatial Analyst) eller i ERDAS ER Mapper 7.0.

Tabell 1. Variabler som mättes i fält.

Variabel	Strand	Öppet vatten	Typ	Enhet	Metodik
Position	X	X	kontinuerlig	Lat./lon. hddd.ddddd (WGS84)	Garmin GPSMap 76CSx/Oregon 300
Turbiditet	X	X	kontinuerlig	FNU	Eutech TN100ir
Vattentemperatur	X	X	kontinuerlig	°C	Eutech ECTestr11
Konduktivitet	X	-	kontinuerlig	mS/m	Eutech ECTestr11
Våghöjd	X	-	1 spegel, 2 krusning, 3 0.02-0.1 m 4 0.1-0.3 m 5 >0.3 m	Klassindelad	Visuell bedömning
Vindriktning	X	-	0-360	°	Kompassriktning
Vindhastighet	X	-	0, 2, 4, 6, 8, 10, 14+	Klassindelad ms ⁻¹	Visuell bedömning
Djup	X	X		m	
Strandens profil	X	-	1 brant (90-45°) 2 stegvis, 3 grund och brant, 4 mellanbrant (45-30°), 5 långgrund (30-0°),	Klassindelad °	Visuell bedömning

			6 långgrund med sand- bank		
Bottentyp (djup 0,3 m)	X	-	1 mjuk, 2 mjäla, 3 sand, 4 sand-sten, 5 sten, 6 block, 7 klippa	Klassindelad	Visuell bedömning
Bottentäckning (djup 0,3 m)	X	-	1 helt ren, 2 < 10 %, 3 10-25%, 4 25-50%, 5 >50%	Klassindelad	Visuell bedömning
Insamlingshastig- het Gulf- Olympia/håvpåse	-	X	kontinuerlig	m/s	Garmin GPSMap 76CSx

Tabell 2. Förteckning över de variabler, som använts vid analysen av sikyngel- och sikløjeyngelförekomst. Variablerna som anges med stora bokstäver finns tillgängliga, som GIS-skikt. Variablerna, som anges med små bokstäver mättes på provtagningsplatsen. NA anger en variabel, som inte finns tillgänglig eller som utgör ett indexvärde.

Variabel	Beskrivning	Typ	Resol. (m)	Variansvidd	Enhet	Källa
shoprof	strandens profil	klass.	NA	1-6	NA	VFFI
depth	djup	kont.	NA	0.1-47	m	VFFI
FE300W	öppenhet vägd	kont.	300	90-260084	m	VFFI
FE300ME	öppenhet medletal	kont.	300	9-124247	m	VFFI
D20M	distans till 20m djupkurva	kont..	200	0-27473.5	m	VFFI
LINED	strandlinjens längd i cirkel 3000 m	kont.	100	0-323	NA	VFFI
ISLANDN	antalet öar i en cirkel på 10000 m	kont.	100	0-549	NA	VFFI
DSAND	areal vägd distans till sand	kont.	90	0-116	NA	VFFI
DISHALLO	areal vägd distans till grunt vatten	kont.	60	0-6168	NA	VFFI
PE900	vattenyta per strandlinjens längd	kont.	90	0 -1046	NA	VFFI
SALSPRS	vårsalinitet (maj-juni)	kont.	10000	0-6.2	psu	FMI, 3d biogeochemical

SALWIN	vintersalinitet	kont.	10000	0-6.0	psu	model, Baleco FMI, 3d biogeochemical model, Baleco
ICEWIN	isvintern 2009	klass.	1852	0-24	m	FMI
ICELAST	sista istäcke (concentration < 30 %)	kont.	1852	7-21	weeks	FMI
EKOSTAT	ekologisk status av kustnära vatten	klass.	vector	0-4	type	FEI/SEPA
PHOSP	fosfor	kont.	2000	14-49	index	HELCOM
NITROG	kväve	kont.	2000	10-49	index	HELCOM
CHLA	klorofyl - a	kont.	2000	11-45	index	HELCOM
SECCHI	secchi djup	kont.	2000	10-43	index	HELCOM
RIVERS	avstånd till närmaste å	kont.	150	0-56700	m	VFFI
SHAREA	yta av grunt område	kont.	200	0-1122	index	VFFI
BOTCLS	bottentyp	klass.	200	0-5	NA	VFFI

4.2. Modellering av den havslekande sikløjans och sikens yngelproduktionsområden

En SDM (Species Distribution Model) gjordes för att modellera förekomsttjänstret för den havslekande sikens och sikløjans yngel och för att få fram de motvariabler, som bäst beskriver deras förekomst. Enbart de miljövariabler (Tabell 2), som var tillgängliga som generella GIS-variabler eller mätta miljövariabler, som inte förändrades under provtagningsperioden användes. Eftersom förekomstdjupet och strandens profil ansågs, a priori, naturligt viktiga användes de i modelleringen trots att de inte förekom som GIS-skikt (Tabell 1). Vi följde metoden, som beskrivs i Vanhatalo et al. (2012), och använde en Gaussisk Process klassifierings-teknik (GPc = Gaussian Process classifier). Sambandet mellan förekomstsannolikheten $\pi(s)$ och miljövariablerna x i varje enskild plats s beräknades enligt:

$$\pi(s) = g(f(x) + \rho(s)).$$

där $f(x)$ utgör prediktionsfunktion, $\rho(s)$ utgör en spatialfunktion, och g utgör en logistisk linkfunktion, som begränsar prediktionen till ett värde mellan 0 och 1. Prediktionsfunktionen expanderar resultatet utanför de enskilda provtagningsplatserna och spatialfunktionen modellerar det inbördes beroendet mellan observationerna såvda omgivningsvariablerna inte gör detta (för detaljer se Vanhatalo et al. 2012).

Prediktionsfunktionen och spatialfunktionen utgjorde givna, a priori, i den Gaussiska processen och genom att använda Bayes teorem bedömdes deras a posteriori fördelning. Denna kunde användas för att expandera resultaten för att bedöma förhållandena i områden, som inte provtagits. Den Gaussiska processen leder till en icke-linjär prediktionsmodell med interaktioner mellan miljövariablerna. Prediktionsfunktionen extrapolerar förekomstsannolikheten till områden, som inte provtagits och spatialfunktionen visar omfattningen av det, som inte förklaras av miljövariablerna. Ett starkt spatialt mönster i spatialfunktionen indikerar antingen att någon viktig miljövariabel saknas i beräkningarna, att prediktionsmodellen som sådan är missvisande eller att geografiska faktorer påverkar Elith and Leathwick (2009).

I en icke-linjär modell med interaktioner är resultatet i allmänhet beroende av kovarianternas värden. Man kan bedöma effekten av variablerna till exempel med APC-metodik (Average Predictive

Comparison) (Gelman and Pardoe, 2007, Vanhatalo et al. 2012). I det fall man studerat en kontinuerlig variabel beräknar metoden den förväntade skillnaden i förekomstsannolikheten till ett antal variabelenheter. Tolkningen liknar således tolkningen av betoning i en linjär modell. Med oordnade kategoriska variabler ss. i vårt fall EKOSTAT, BOTTOMCLS och strandens profil uppskattar metoden den förväntade absoluta skillnaden i förekomstsannolikheten om det sker en förändring i den kategoriska variabeln. APC-metoden beaktar osäkerheten i modellparametrarna samt beräknar medeltalet av kovarianternas fördelning i hela materialet.

APC-modelleringen summerar medeleffekten av en miljövariabel i hela det studerade området. Men på grund av interaktioner mellan variablerna påverkas variablernas prediktiva effekt av de andra variablernas värden. Av denna anledning kan variablernas prediktiva effekt bli olika i olika delar av studieområdet. Därför studerade vi variablernas responskurvor separat för varje delområde. För att belysa interaktionerna plottades responskurvorna i relation till varje enskild miljövariabel. Responskurvan har räknats så att de variabler, som inte förändras är fixerade till medeltalet för respektive delområde.

Modellens robusthet testades med 10 korsvalideringskörningar (CV). Körningarna ger andelen sanna klassificeringar (the proportion of true classifications (PTC)), andelen sanna positiva utslag (true positive rate (TPR)), andelen sanna negativa utslag (true negative rate (TNR)) och medeltalet av log prediktiv täthet (mean log predictive density (MLPD)). Klassifikationen gav sannolikhetsvärdet för den högsta prediktiva sannolikheten (highest posterior predictive probability). MLPD ger utslag för både noggrannheten i klassificeringen och hur riktig klassificeringen är – alltså hur stor andel av alla förutsägelser, som blev desamma, som modellen. För varje testning beräknades medeltalet och 95 % konfidensintervall genom att använda Bayesian bootstrap beskriven av Vehtari & Lampinen (2002). Beräkningarna gjordes i Matlab toolbox GPstuff (<http://www.lce.hut.fi/research/mm/gpstuff/>) mjukvara.

4.3. Effekterna av bottenens täckningsgrad

Vi antog att förekomstsannolikheten för sik eller siklöjeyngel i en bottenklass med en specifik täckningsgrad var lika över hela undersökningsområdet. Det borde alltså vara lika sannolikt att fånga sikyngel ex. på rena sandbottnar över allt i Bottniska viken, varemot sannolikheten att fånga sikyngel på andra typer av botten, som har högre täckningsgrad, kan antas vara en annan. Förekomstsannolikheten på bottnar med täckningsgrad över 50 % gavs ett värde π_c och motsvarande förekomstsannolikheten på bottnar med en täckningsgrad under 50 % gavs värdet π_u . Härefter modellerades antalet finns-observationer med en binominalfördelning med sannolikheterna π_c or π_u (botten täckt/icke täckt botten). Förekomstsannolikheten gavs ett värde mellan 0 och 1 och med användning av Bayes theorem anpassades observationerna till att beräkna fördelningarna för π_c och π_u . De erhållna fördelningarna visualiserades och sannolikheten för att $\pi_u > \pi_c$ beräknades. Eftersom siklöja egentligen fångades bara i delområdena I och II gjordes denna modellering enbart i dessa delområden för siklöja.

5. Resultat

5.1. Yngelförekomst och ynglens storleksfördelning

I hela Bottniska viken fångades sikyngel i 53 % av provtagningsplatserna och siklöjeyngel i 26 % av provtagningsplatserna. Sammanlagt fångades 37953 sikyngel och 50445 siklöjeyngel. I Bottenviken (delområdena I och II) fångades sikyngel i 69 % respektive siklöjeyngel i 43 % av provtagningarna. I Bottenviken var också enhetsfångsterna de högsta. Endast i de allra mest skyddade och frodigaste områden saknades yngel i norra Bottenviken. I delområdena I och II fångades 71 % av sikynglen och 99 % av siklöjeynglen. Siklöja fångades i delområde III och IV några få gånger och då bara i närheten av mynningszoner. I proverna från Gulf-Olympia och släphåven i provtagningsplatserna 10 och 19 hade 75 % av sikynglen och 28 % av siklöjeynglen gulesäck. I notningsfångsterna i strandvattnen hade 6 % av sikynglen och 0,5 % av siklöjorna gulesäck. Medelstorleken på sikynglen i Bottniska viken var $14,9 \pm 1,8$ mm och på siklöjeynglen $12,5 \pm 1,3$ mm. Alla provtagningsåren var ynglens storleksfördelning nästan lika och i enlighet med målsättningarna för provtagningen. På alla provtagningsplatser, där yngel fångades, fanns yngel i utvecklingsstadium 2 (figur 4 och 5).

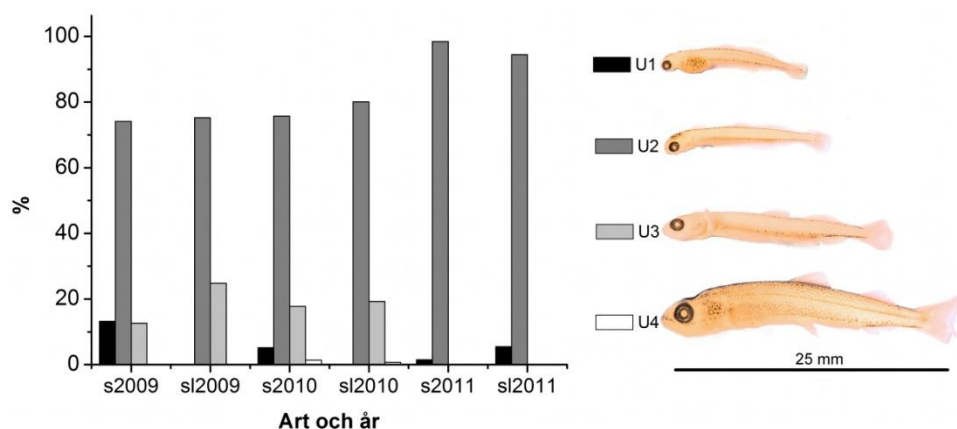


Bild 4. Fördelningen av yngel i olika utvecklingsstadium i provtagningarna 2009 – 2011. S = sik och sl = siklöja. U1 = gulesäcksyngel, U2 = stjärtfenans utvecklade, U3 = den sekundärt symmetriska stjärtfenan utvecklade och U4 = bukfenorna utvecklade. Översatta från Evropejtseva (1949).

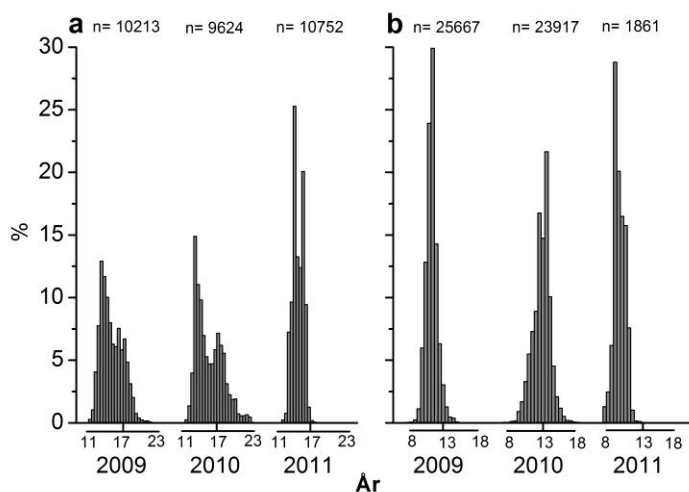


Bild 5. Storleksfördelningen hos de fångade ynglen av a) sik och b) siklöja åren 2009-2011.

5.2. Variabler som mätts vid insamlingstillfällena

Kontrollvariablerna turbiditet, elektrisk ledningsförmåga, vindriktning, vindstyrka och våghöjd hade inget inflytande på yngelförekomsten. Sikyngel fångades i temperaturer mellan 0,9 och 19,6°C. Siklöjeyngel fångades i temperaturer mellan 1.3 och 19.4 °C. På fångstplatserna kunde temperaturförhållandena i vattnet variera mycket över korta avstånd. Till exempel kunde en skillnad på 10° C uppmätas bakom skyddande sandbankar på sandstränder. Bottnens täckningsgrad av drivande alger och vegetation var klart lägre i delområdena I, II och IV (tabell 3).

Tabell 3. Täckningsgraden av alger och vegetation på 30 cm djup i de olika delområdena.

Delområde	Bottnens täckningsgrad					Antal prov
	Ren botten	< 10 %	10-25 %	25-50 %	> 50 %	
I	20.0	28.7	13.3	6.7	31.3	150
II	18.8	18.8	16.1	11.6	34.8	119
III	6.0	7.0	6.0	19.0	62.0	100
IV	10.4	20.8	33.3	14.6	20.8	48
V	4.3	6.5	7.6	8.7	72.8	92

5.3. Modell för yngelproduktionsområden

Modellerna för sik- för siklöjeyngels förekomstprobabilitet täcker så gott som hela Bottniska viken med en resolution på 300 m. Modellerna förklarar de två arternas yngels omgivningskrav bra i given resolution. Såväl för den havslekande sikens som för den havslekande sikløjans del förklaras variationen till största delen av de undersökta miljövariablerna. Eftersom djupet och strandens profil inte fanns tillgängliga som tematiska rasterkartor gjordes den spatiala prediktionen utan dem. Om man lämnar bort djupet och strandlinjens profil sjunker exaktheten i modellens prognosvärde med 10 % och nästan 20 % i träffsäkerheten i sin helhet. Också spatialfunktionens betydelse skulle öka till 16 % av hela variationen. Då det gäller sikløjemodellen hade djupet och strandlinjens profil betydligt mindre betydelse för träffsäkerheten (Tabell 4). Också här ökar spatialfunktionens betydelse i förhållande till miljövariablerna om man tar bort djup och strandlinjens profil. Träffsäkerheten klassificerades efter den största posteriorfördelningens sannolikhet och som gräns för förekommer/förekommer inte observationerna användes värdet $p(x) > 0,5$, som klassificerades förekommer.

Tabell 4. Hela modellens (alla variabler) och delmodellens (utan djup och strandlinjens profil) träffsäkerhet vid interpolation. Prognosvärdet har räknats som medeltalet av 10-faldig korsvalidering. Inom parentes 95 % konfidensintervall för träffsäkerheten.

	Art	PTC (%)	TPR (%)	TNR (%)	MLPD
Hela modellen	Sik	81 (78..84)	81 (77..85)	81 (77..84)	-0.48 (-0.51..-0.44)
	Siklöja	87 (85..89)	71 (66..77)	93 (91..95)	-0.31 (-0.35..-0.28)
Delmodell	Sik	71 (68..74)	75 (72..79)	67 (63..71)	-0.55 (-0.58..-0.52)
	Siklöja	85 (83..88)	66 (60..72)	92 (90..94)	-0.34 (-0.38..-0.31)

I delområdena I och II fångades yngel av båda arterna på nästan alla fångstplatser. I delområdena IV och V är sikens utbredningsområde betydligt vidsträcktare än sikløjans (Figur 6a och b). De högsta förekomsttäteterna är dock i Bottenviken och den största sannolikheten för förekomst av sikløjeyngel är på svenska sidan i norra Bottenviken (områden I).

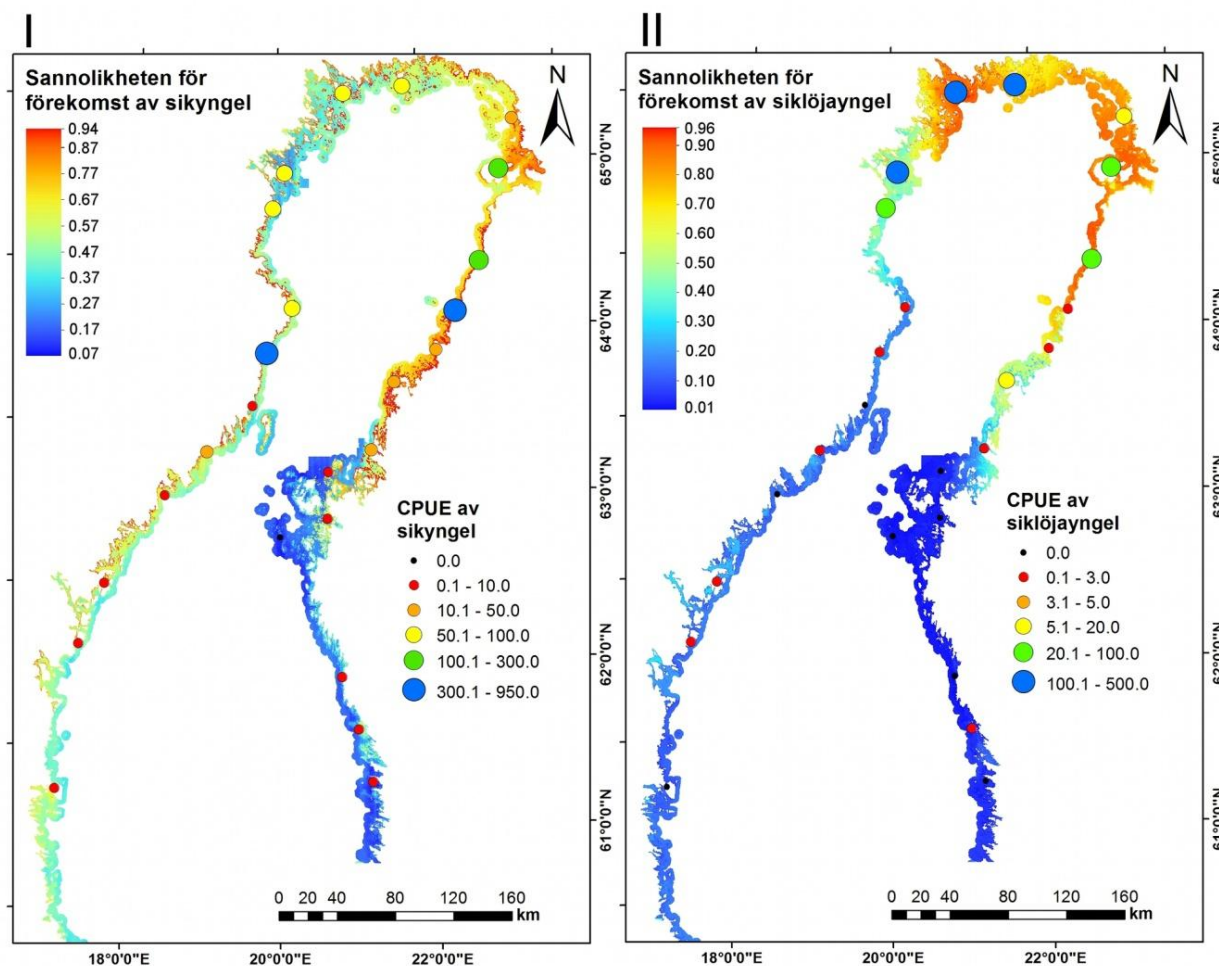


Bild 6. Förekomsttäteten (CPUE) och förekomstssannolikheten för a sik- och b sikløjeyngel i Bottniska viken. Den beräknade spatialfunktionen förklarade bara en liten del av variationen i förekomsterna. För den havslekande sikens del var influensavståndet, det vill säga det avstånd vid vilket den platsberoende spatiala korrelationen sjunker till 5 % från det ursprungliga, i östlig riktning 160 km och i syd-nordlig riktning 640 km. För sikløjemodellen är de motsvarande korrelationsavstånden 200 och 700 km. Indikatorn för spatialfunktionen (Figur 7a och b) beskriver var modellen fungerar bra och var den övervärderar eller undervärderar sannolikheten för förekomst av yngel.

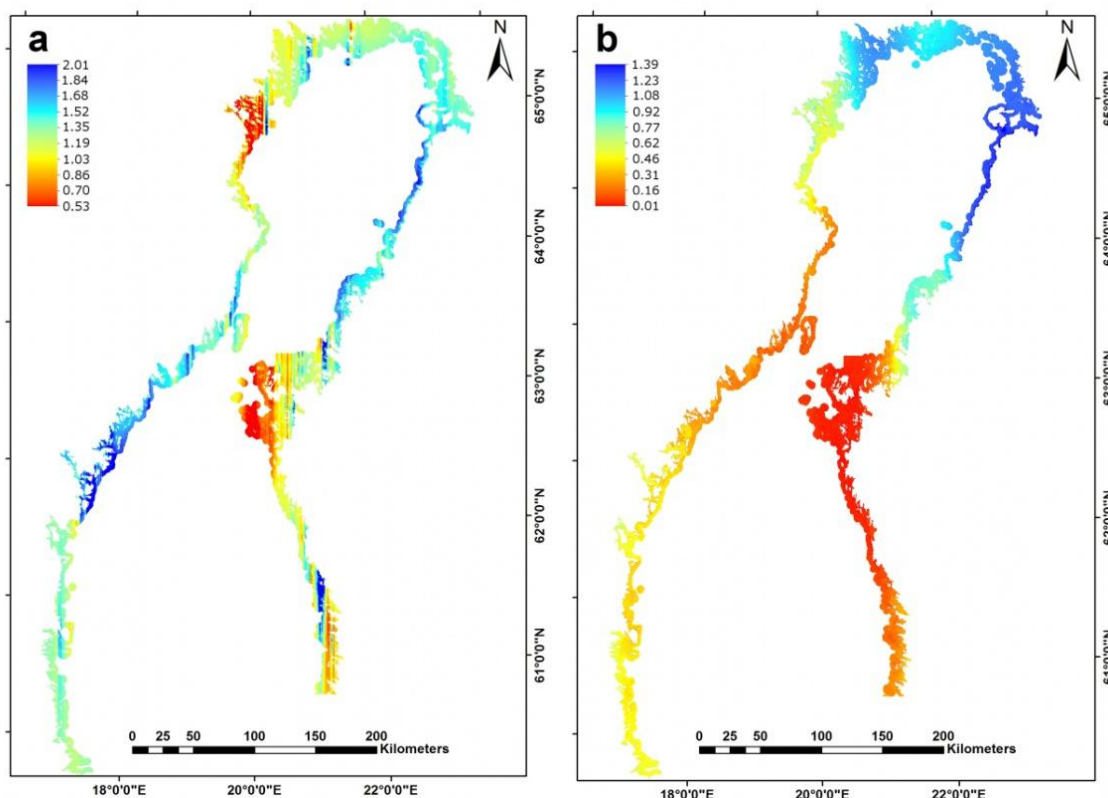


Bild 7. Den geografiska fördelningen av värdena för den beräknade spatialfunktionen, a) sik och b) siklöja. Värden över 1 indikerar att den spatiala funktionen påverkar ökande på förekomst sannolikheten varemot värden mindre än 1 indikerar att den minskar probabiliteten. Bilden visar således ett mått på var modellen funktionerar bäst, var den underestimerar och var den överestimerar förekomstprobabiliteten.

5.4. De enskilda miljövariablernas betydelse

Det utskrivna APC diagrammet (Figur 8) visar effekten av de undersökta miljövariablerna på modellen för förekomst av sik- och siklöjeyngel. De tydligaste utslagen ger provtagningsplatsens djup (depth), strandens profil (SHOPROFILE) och avståndet till grunda sandstränder (DISSHA). Modellen påverkades också av botten typ (BOTTOMCLS), vattnets ekologiska status (EKOSTAT), islossningens tidpunkt år 2009 (ICELAST09), avståndet till 20 m djupkurvan (DIST20M) och storleken på de grunda områdena (SHAREA). De variabler som påverkade modellen för siklöjeyngelns förekomst mest var strandens profil, vattnets ekologiska tillstånd och bottenmaterialet. Dessutom påverkade isvinterns längd år 2009 (ICEWIN09), siktdjupsindex (SECCHI), avstånd till grundområden (DISTSHA) och saliniteten (SALSPRS)(Figur 8).

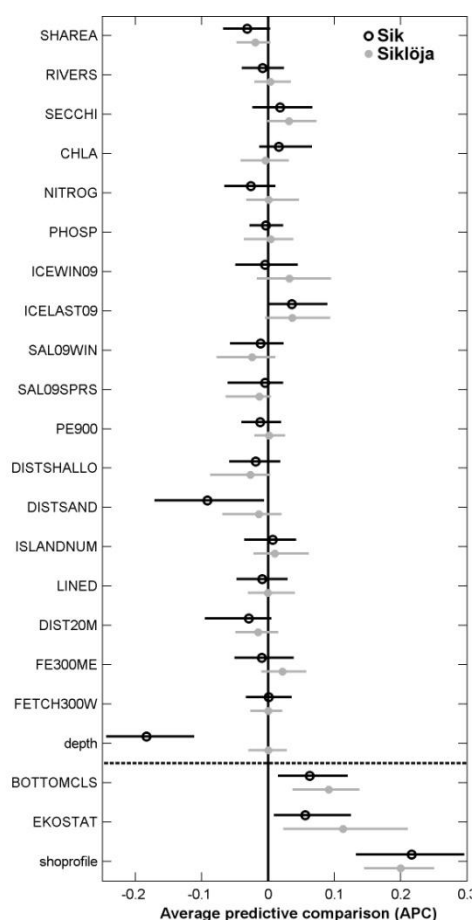


Bild 8. APC-diagram för miljövariablerna, som beskriver den inbördes betydelsen av dem i hela undersökningsområdet. Mörka linjer sikyngel och ljusa linjer sikløjeyngel. På x-axeln sammantaget (posterior summary of Δx) inverkan av enskilda variabler. På y-axeln de enskilda variablerna var för sig. Linjen på varje variabel visar 95% konfidensintervall och bollen medeltalet för varje enskild variabel. De kategoriska variablerna visas i diagrammet på undre sidan och de kontinuerliga variablerna på övre sidan om den streckade linjen.

I hela Bottniska viken förekom sik- och sikløjeynglen främst i de allra grundaste vattnen. De högsta enhetsfångsterna (CPUE) var från grunda sandstränder ävenom endel yngel också fångades på branta stränder med block eller vegetation. Nästan alla sikyngel fångades på vattendjup mindre än en meter och största delen av fångsten togs på mindre än 0,3 m (figur 9). Enstaka sikløjelarver fångades på öppna fjärdar fastän de högsta förekomsttäteterna fanns nära strandlinjen grundare än en meter. Endast i de mest grunda, eutrofierade och vegetationsrika inre vikarna saknades yngel helt in delområdena I och II. Enstaka nykläckta sikyngel fångades på djupare vatten i södra Bottniska viken, vilket förklaras av skillnader i områdenas geomorfologi. I hela Bottniska viken var tyngdpunkten för sikyngelproduktionsområdena på vidsträckta grunda sandstränder.

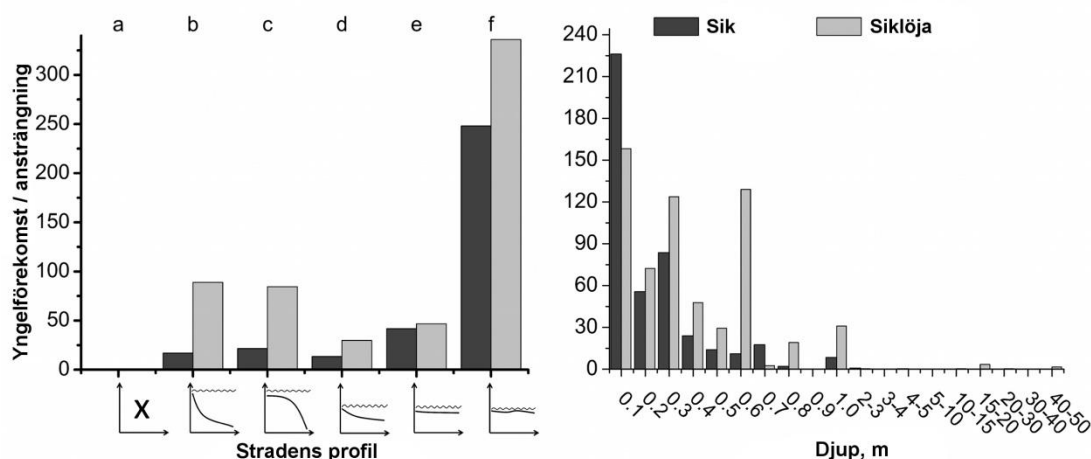


Bild 9. Strandens profil (a=öppen fjärd, b=brant, c=sluttande med brant kant, d=sluttande, e=långgrund, f=långgrund med sandbank) och fångstplatsens djup i förhållande till enhetsfångsten av yngel av sik- och siklöjeyngel.

I figurerna 10a och 10b visas responskurvorna för de studerade variablerna delområdesvis. För sikens del ger långgrundna stränder utslag i alla delområden, fastän det i jämförelse med övriga delområden, i delområde I och II observerades höga förekomststätheter också på en del branta stränder. Ökande djup minskar tydligt sannolikheten för förekomst av yngel. I alla delområden avtar förekomstsannolikheten med högre värden på variabeln DISTSAND, dvs. då avståndet till sandstrand ökar. DIST20M, avståndet till 20 m djupkurva hade bara liten effekt i delområde IV, men påverkade prediktionen i de övriga delområdena. Variabeln NITROG, dvs. index av kvävekoncentrationen, gav identiska utslag i delområdena III, IV and V, men motsatt utslag i delområdena I and II. I delområdena I och II ökade variabeln sannolikheten för förekomst. I hela undersökningsområdet hade närheten till vidsträckt grunda sandstränder (SHAREA) en positiv effekt på förekomsten av yngel.

Istäckets varaktighet (ICELAST09) gav utslag för båda arterna. Sannolikheten för förekomst, för såväl sik som siklöja ökade om istäckets varaktighet var längre på våren. Däremot, i hela undersökningsområdet, var hela isvinterns längd (ICEWIN09) avgörande enbart för siklöja. I delområdena IV och V fanns inga yngel på stränder, som i avseende å exponering, botten typ och strandens profil om de fanns på en kust där isvinterns längd är som kortast det vill sägas 4 veckor eller kortare. I övrigt är stränderna mycket snarlika motsvarande stränder i delområdena I och II.

I Bottenhavet fångades endast 51 siklöjeyngel på 20 fångstplatser. Därför visas responskurvorna för siklöja enbart i delområdena I och II, som är den havslekande sikløjans viktigaste utbredningsområde. Siklöjan uppträder i likartade habitat i båda delområdena förutom vad gäller bottenmaterialet (BOTTOMCLS). Siklöjeyngel fångades främst på långgrundna stränder fastän de förekom också på brantare stränder. De högsta tätheterna observerades på sandstränder med skyddande bankar. En del siklöjeyngel fångades på djupare öppnare vatten. På delområdena I och II förekom mera siklöjeyngel på platser med sämre ekologisk status. Orsaken till detta kan dock mera bero på hur provtagning för och sammanställningen av vattenkvalitetsdata har gjorts. Djupet var inte lika avgörande variabel för siklöjan som för siken.

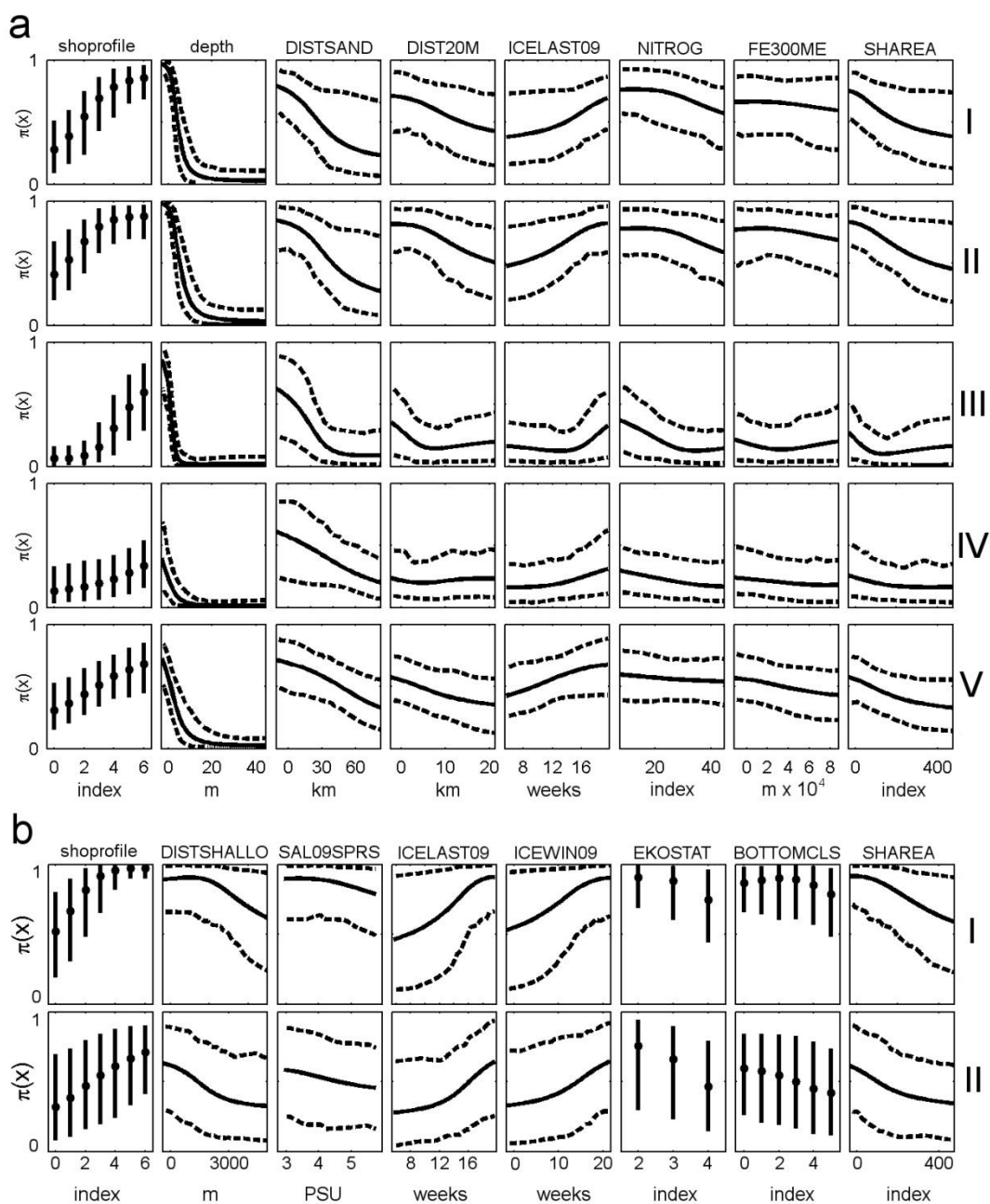


Bild 10. Responskurvorna för de studerade variablerna. Sik till vänster och siklöja till höger. De undersökta variablerna på övre linjen och måttenheterna på undre x-axeln. Varje skild rad av diagram representerar utslagen för de olika delområdena dvs. I-V för sik och delområdena I och II för siklöja. Kurvorna presenteras i form av förekomstsannolikhet 0 - 1. Strandens profil, ekologisk status och bottenmaterial är i klasser och grafen visar medeltalet jämte 95% konfidensintervall. I de övriga diagrammen utgörs den heldragna linjen av medeltalet och de streckade linjerna 95% konfidensintervall.

5.5. Betydelsen av bottenens täckningsgrad

Förekomstsannolikheten för sikyngel var tydligt högre på rena bottnar än på bottnar med förhöjd täckningsgrad. Speciellt på sandstränder var skillnaden iögonfallande (Figur 11). För sikløjans del är denna skillnad inte lika framträdande. Man bör komma ihåg att fastän täckningsgraden kan vara den-

samma är sammansättningen av materialet olika. Speciellt gäller detta skillnaderna i artsammansättningen för södra och norra Bottniska viken. Eftersom sikløjans egentligen finns bara i Bottenviken bygger resultatet att bygga enbart på täckningsgraden, som den uppskattades där under undersökningsåren.

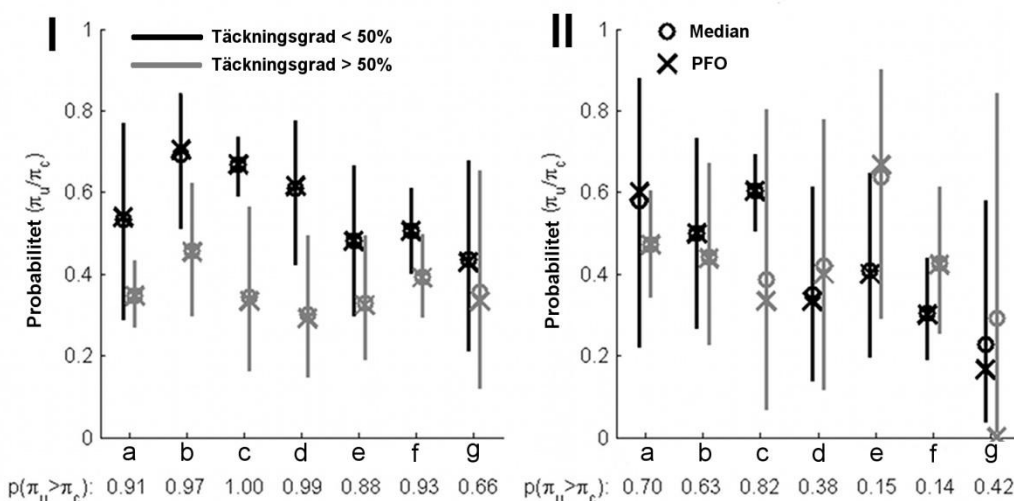


Bild 11. Förekomst sannolikheten för sikyngel (I) och sikløjeyngel (II) i förhållande till botten typ och till två klasser <50 % respektive > 50% täckningsgrad av alger osv. X = procent av alla fångstobservationer i respektive botten typ (PFO), O = medianvärde av förekomst sannolikheten. Linjerna visar 95% konfidensintervall. Botten typ a=mjuk, b=mjåla, c=sand, d=sand/sten, e=sten, block och g=klippa.

5.5.1. Förekomst av de havslekande sikfiskarnas yngel i ett geografiskt perspektiv

Enhetsfångsterna av sikyngel och andelen med förekomst i provtagningarna presenteras områdesvis (I-V) i Tabell 5. I delområdena I och II i Bottenviken fångades sikyngel i alla områdestyper. Förutom i klass fyra, som inte förekom i provtagningarna i Bottenviken. Den högsta förekomsttäteten fanns på exponerade stränder på vilka isvintern var lång. Samverkan mellan Isvinterns längd (ICELAST09) och exponeringsgraden (FE300ME) i delområdena I och II indikerar att sannolikheten för yngel kommer att sjunka om isvinterns längd förkortas. Exponeringen hade mindre betydelse (Figur 12). Kvarken (delområde III) utgör ett slags övergångsområde mellan de båda huvudbassängerna och de båda variablernas betydelse för förekomst sannolikheten blir osäker här. En längre isvinter (ICELAST09) ökar sannolikheten för förekomst varemot exponeringsgraden tycks sakna betydelse. I Bottenviken (delområdena IV och V) fanns de största förekomsttäteterna i skyddade skärgårdar (Figur 12).

Tabell 5. Förekomsttäteten (CPUE) och procentuell förekomst av sikyngel delområdesvis samt i förhållande till isvinterns längd och exponeringsgrad.

Klass	Icelast ¹	Exposure ²	Delområde I och II		Delområde III			Delområde IV och V			
			Antalet prov	CPUE	Förekomst (%)	Antalet prov	Cpue	Förekomst (%)	Antalet prov	CPUE	Förekomst (%)
1	Lång	Exponerad	192	114.9	87.5	31	4.1	58.1	32	4.4	37.5
2	Lång	Skyddad	69	78.2	78.3	41	1.7	46.3	35	2.0	40.0
3	Kort	Exponerad	8	65.5	87.5	55	13.7	49.1	58	1.4	22.4
4	Kort	Skyddad	0	0	0	1	0	0	15	7.0	53.3

¹ Icewin = sista veckan med is år 2009; lång > 14 veckor och kort ≤ 14 veckor

² Exposure = FE300ME medeltal av fetch; exponerad > 10000 m och skyddad ≤ 10000 m.

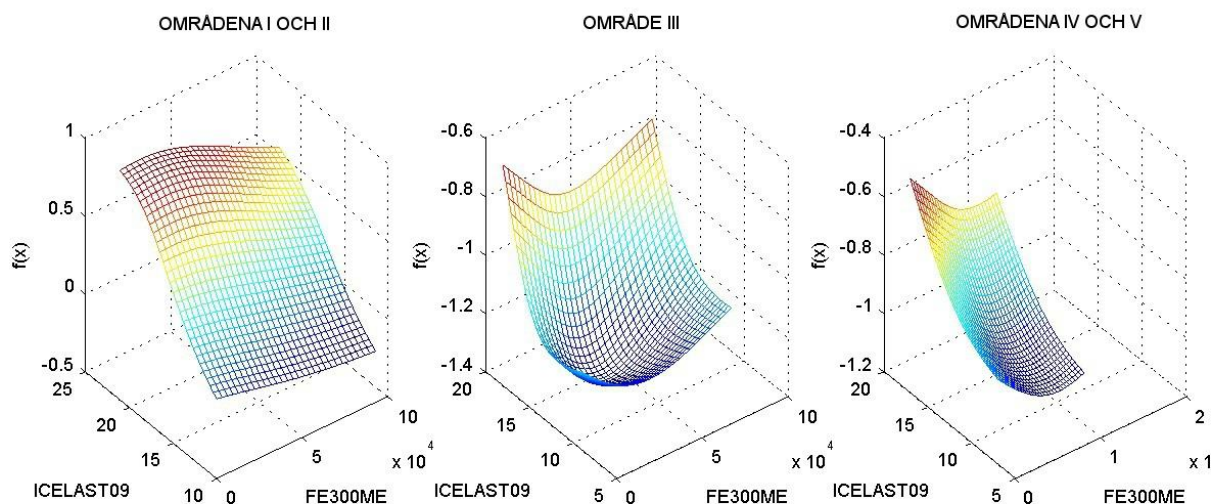


Bild 12. ICELAST09 och FE300ME–variablernas samverkan vad gäller effekten på förekomst sannolikheten av sikyngel (delområdena I och II, III och delområdena IV och V). Här är de presenterade då de övriga variablerna fästs till det medelvärde som erhållits med modellen. Observera skillnaderna i axlarnas skalor mellan områdena.

6. Faktorer som påverkar yngelproduktionsområden för sik och siklöja i havet

6.1. Grunda strandvatten viktiga för sik och siklöja

De mest produktiva sikyngelområdena fanns på långgrunda vidsträckta sandstränder. Sikynglen uppträdde sällan på djupare vatten än 0,3 m. I Bottenviken (delområdena I och II) saknades såväl sikyngel som siklöjeyngel bara i de allra innersta vikarna, som var täckta med vegetation. I detta arbete avviker resultaten i någon mån från tidigare publikationer (Hudd et al. 1988, Leskelä et al. 1991), som

framhåller sandsträndernas betydelse. Bakgrunden och upplägget till de tidigare utredningarna har dock varit en annan än detta arbetes uppdrag. I det tidigare uppdraget fanns att söka och presentera metodik och användning för långvarig monitoring av den havslekande sikens yngelproduktion. I denna studie fångades sikyngel i de yngsta utvecklingsstadierna i ett flertal habitat. I någon mån kan olika fångsttider under 1990- och 2010-talet förklara skillnaden. Vi har däremot begränsad information om hur länge ynglen uppträder i andra habitat än på sandstränder. Eventuellt passerar de bara de övriga habitaterna på väg till sandstränderna och har blivit fångade på vägen dit.

Strandens profil påverkade sannolikheten för förekomst av såväl sikyngel som siklöjeyngel. Vattendjupet hade däremot påverkan enbart för sannolikheten för fångst av sikyngel. I viss mån uttrycker dock strandlinjens profil och fångstdjupet en likartad variabel. Yngel av siklöja fångades också utanför stranden och vid branta stränder, varvid probabilitetsvärdet för variabeln djup då det gäller siklöjan blev lågt. I insjöar tycks det vara sjöberoende om siklöjeynglen söker sig till stranden eller uppträder pelagialt (Ponton & Müller 1989, Wanzenböck & Jagsch 1998, Karjalainen et al. 2002). För båda arter gäller att de största tätheterna av yngel fanns på stränder med skyddande sandbankar (figur 13).



Bild 13. Typiskt förekomstområde för sik och siklöjeyngel. Sandstranden är öppen och långgrund och det förekommer skyddande sandbankar. Ynglen uppträder som mest alldeles fast i strandlinjen. Norra Haparanda Sandskär västra sidan 2009. Foto Lari Veneranta.

Denna typ av stränder är typiska för Bottenviken. Typiskt för förekomsten av sandbankar är grunda sandstränder. Enligt Bascom (1954) kommer stranden under vattnet att luta mindre ju finkornigare sand det sedimenteras vid stranden. Så stränder med finkornig sand (0.06-0.5mm) har en medellutning på 1-5 grader. Sandbankar bildas när erosionen är större än sedimentationen. Därför bildas de

ofta där exponeringsgraden är stor. Men där det ofta blåser så att vattnet rör sig 50 cm/s så är förekomsten av sådana stränder vanlig, förutsatt att det finns finkornig sand. Sådana sandförekomster är förknippade med stora istida avlagringar och/eller stor älvtransport. I Bottenviken där isvinterns längd är lång upprätthålls goda förhållanden för rommen också på mycket exponerade områden. I modelleringen, framträdde variabeln avståndet till grunda sandstränder (DISTSAND) liksom också variabeln bottenmaterialet (BOTTOMCLS) på provtagningsplatsen som förklarande variabler för sannolikheten för sikyngel. Fiskyngel kan uppträda i höga tätheter på områden, som i fråga enskilda miljöfaktorer är till fördel för tillväxten och/eller överlevnaden och därför kan de förekomma i lägre koncentrationer på andra områden (Urho 1996, 2002). Vid fältmätningar av temperaturen visade det sig att temperaturen innanför sandbankar kunde stiga mycket högre än utanför. Detta kan vara orsaken till att Coregonid-ynglen ofta samlas innanför sandbankarna. Detta stöds också av att största delen av sikynglen inte fångades pelagialt. Dessutom var de flesta yngel, som fångades i öppet vatten alldeles nykläckta. Troligen har de helt enkelt inte ännu hunnit till stranden. Fastän Coregoniderna är kallvattensarter som vuxna drar de yngsta stadierna nytta av att söka sig till varmare vatten (Eckmann & Pusch 1989, Koskela & Eskelinen 1992). Sikynglens tydliga koncentration till de grunda områdena kan också bero på förekomstsmönstret hos dess näringsdjur och dess möjligheter att tillgodogöra sig dem.

6.2. Eutrofiering förändrar strandområdena

Hela Östersjön är påverkad av eutrofiering. Speciellt påverkat är skärgårdsområdena (Bonsdorf et al. 1997, Rönnerberg & Bonsdorf 2004, Lundberg et al. 2009). Vartefter eutrofieringen framskrider minskar produktionen i botten och flyttar upp i vattnen. Växtplankton ökar och därmed blir vattnen grumligare (Sandström & Karås 2002). Uppskattningarna av täckningsgraden, som gjordes i samband med yngelinsamlingarna, visar på likartade resultat på regional nivå. Speciellt i södra Bottenviken har eutrofieringen haft påtagliga konsekvenser på grunda stränder. I Bottenviken fanns den högsta andelen karga rena bottenar. I sjöar har eutrofieringen påvisats påverka sik- och sikløjeynglens överlevnad (eg. Nümann 1970, Hartmann 1977). Enligt Gerdeaux et al. (2006) påverkas uttryckligen embryonalutvecklingen. Också Müller (1992), Jokikokko et al. 1993 och Veneranta et al., i trycket) har i sumpningsförsök i naturen påvisat samband mellan lyckad romutveckling och vattnets oligotrofi och bottenens renhet. I detta arbete framkom att det fanns regelbundet mer sikyngel på rena bottenar än bottenar med hög täckningsgrad, oberoende av botten typ i övrigt (Figur 11). På sten och klippbottenar fångades lika mycket sikløjeyngel oberoende av täckningsgrad, men på alla andra botten typer förekom också mer sikløjeyngel ifall bottenarna var rena. Möjligen beror skillnaden mellan sik och sikløj här på att arterna äter olika födoorganismer och följaktligen har olika morfologi. Den havslekande sikens yngel har redan tidigt munnen riktad neråt och äter bottenlevande harpaktikoider (Hudd et al. 1988). Sikløjeynglen äter däremot plankton i pelagialen (Karjalainen 1991, Huusko & Sutela 1998).

I stor skala, i hela Bottniska viken, ökade förekomstssannolikheten för sikyngel då värdena för den ekologiska statusen ökade fastän det i norra Bottenviken ökade förekomstssannolikheten för sikløjeyngel då värdena för den ekologiska statusen försämrades. I sin nuvarande form lämpar sig den ekologiska statusen bättre för jämförelser mellan ex. ytter- och innerskärgård än för jämförelser mellan olika havsområden för att beskriva eutrofieringens betydelse. De variabler, som beskriver halten näringsalter såsom indexvärdet beräknat mellan den största kvävehalten (NITROG) och det lägsta värdet för klorofyll – a (CHLA), påverkade förekomstssannolikheten för sikyngel positivt. Gradienteer-

na i denna variabel är för små i delområdena I och II för att erhålla signifikanta skillnader för sikløjans förekomstsannolikhet. Denna motstridiga information från NITROG- och CHLA-variablerna kan bero på Bottenvikens särart. I Bottenviken är kvävehalten naturligt hög i jämförelse totalbelastningen (Humborg et al. 2003), varvid klorofyll-a, som beskriver primärproduktionen hålls lågt i jämförelse med de övriga delområdena. Hur som helst, borde variabeln "ekologisk status" förbättras och framför allt anpassas till de olika havsområdena bättre.

Att mängden trådalger ökar vid eutrofiering är påvisat (Raffaelli et al. 1998, Vahteri 2000, Berglund et al. 2003). Så har också ett av sikprojektens provtagningsområden i Öregrunds skärgård (delområde 26, Figur 1) sedan senaste besök på 1990-talet (Leskelä et al. 1991) vuxit igen med trådalger och vass (*Phragmites australis*) (Figur 14). Nu på början av 2010-talet saknades sikyngel i de områdena. Enligt Bonsdorff (1992), Isaksson & Pihl (1992) och Norkko et al. (2000) är tillväxten av alger och övrig vegetation en direkt följd av ökade mängder näringsalter.



Bild 14. Igenväxning med trådalger och vass (*Phragmites australis*) i strandlinjen i Öregrunds skärgård år 2010 (delområde 26). Den forna sandbotten syns framom algkoncentrationen. Foto Lari Veneranta.

I de inre delarna av Bottenhavet är fosforkoncentrationen cirka 26,1 µg/liter (variationsvidd 5-87 µg/liter) och i de yttre delarna 15,7 µg/liter (variationsvidd 2 – 59 µg/liter). Norrut minskar halterna betydligt (Lundberg et al. 2009). Halterna avspeglar sig också i det så kallade SECCHI-djup (siktdjupet) indexet. I Bottenviken och på svenska sidan är siktdjupet större och näringshalterna följaktligen lägre (Sandström & Karås 2002). Enligt Dahlgren och Kautsky (2004) gynnar höga fosforhalter signifikant algers och annan vegetations tillväxt i grunda vikar. I föreliggande studie observerades detta fenomen speciellt tydligt i Bottenhavets skärgårdsområden.

6.3. Sedimentation

På exponerade stränder påverkas algförekomsten av vågenergi, turbulens och vind. Då algerna bryts ner återgår näringsämnena i kretsloppen och kan öka näringshalten lokalt då de samlas exempel i

vikar och i skärgårdsområden på botten (ex. Lavery et al. 1999). Det organiska materialet, som samlas då algerna bryts ner kan också ansamlas på grunda kuster, där vattenombytet är lågt (Sfriso et al. 1987, Lavery & McComb 1991, Norkko & Bonsdorff, 1996). Exponeringsgraden är speciellt viktig på kustområden där vattenombytet annars är begränsad (Pihl et al. 1999) och i skärgårdar, som kan utgöra buffertar eller filter mellan de öppnare bassängerna (Bonsdorf et al. 1997). I skärgårdar har negativ korrelation mellan exponeringsgraden och algmängderna påvisats (Pihl et al. 1999, Berglund et al. 2003). Exponerade stränder kan också tillfälligt påverkas av ansamlingar av nerbrytande algmassor (Berglund 2003) och Figur 15.



Bild 15. Alger under nerbrytning på grund sandstrand med hög exponeringsgrad. Sandstranden har varit monitoringlokal för havslekande sikyngel för VFFI sedan 1979. Nykarleby Storsand. Foto Richard Hudd.

I södra Östersjön har man på hösten observerat upp till 1 cm tjocka sediment i grunda strandvatten (Eriksson et al. 1998 och Isaeus et al. 2004). I ytterskärgården och till havs är sedimentationen speciellt stor på hösten och i början av vintern då sedimentationen inne i skärgården igen är liten på vintern men riklig på sommaren (Heiskanen & Tallberg 1999). I sedimentationen finns stora regionala skillnader t.ex. Isaeus (2004) från Östersjön, Erikssons (1998) mätningar från södra Bottenhavet och Jokikokkos (1993) från norra Bottenviken. Eutrofieringen och den sedimentation, som den förorsakar, kan påverka de havslekande Coregoniderna dels via försämrad överlevnad hos rommen (Müller 1992) men också genom att förminska utbredningen av lämpliga yngelhabitat. Det finns en skillnad mellan förekomstplatserna i de norra delarna av Bottniska viken (delområde I och II), där de båda arternas yngel fanns främst på exponerade kuststräckor men också på ett flertal mer skyddade områden och de södra delarna (delområden IV och V) där de största förekomsttäteterna fanns i mer skyddade platser i skärgården. Sedimentationstoppen överlappar i tid båda Coregonidernas embryonalutveckling men eftersom sedimentationen i de skyddade delarna av skärgården faller under vinter kan detta spara rom, som hinner kläckas innan sommarens sedimentationstopp. Som av Figur 14 framgår är provtagningsplatserna i den yttre skärgården i delområde 26 numera täckta med trådalger och vass då de ännu på 1990-talet (Leskelä et al. 1991) var rena från dessa.

Mängden kläckande yngel har i insjöförhållanden påvisats minska om finkornigt sediment lagt sig på de utvecklande romkornen. I vissa fall har alla embryon dött (Wilkonska & Zuromska 1982). Orsa-

ken är nedsatt eller utebliven syreupptagning (Lahti et al. 1979, Carlton et al. 1989, Ventling-Schwank & Livingstone 1994). Enligt Fudge & Bodaly (1984) räcker redan ett 1-4 mm tjockt lager av sediment för att sänka rommens överlevnad. Enligt Müller (1992) kunde inte Coregoniders rom klara sig om fosforhalten i vattnet översteg 80 µg/liter. I lägre koncentrationer varierade överlevnaden. I en fosforkoncentration på 35-80 µg/liter klarade sig 0-80 % av romkornen. Fläckvis förekommande sedimentation av finkorniga sediment (Downing & Rath 1988) kan ha påverkat att det exempelvis i södra Bottenhavet (speciellt i delområde V) bara sporadiskt förekom sikyngel. I område IV förekom mera sikyngel och mer regelbundet. Vi antar att havsvattnets ökade eutrofiering har påverkat den havslekande sikens fortplantningsmöjligheter i Bottenhavet. I Bottenviken har motsvarande nedgång inte ännu varit mätbar. I sumpningsförsök med siklöjerom i Bottenviken (Jokikokko et al. 1993) har man dock påvisat att siklöjerommen inte överlever nära stranden i skyddade områden där effekter av eutrofieringen är tydlig. I kustekosystem kan alg- och övrig vegetation öka snabbt (Dahlgren & Kautsky 2004).

6.4. Kort isvinter kan försvaga yngelproduktionen

Variablerna isvinterns längd (ICEWIN09) och islossningens tidpunkt år 2009 (ICELAST09) påverkade sannolikheten för förekomst av sikyngel. Isvinterns längd varierar från år till år och för att kunna använda den som allmängiltig variabel bör allmängiltiga modeller för olika delområden utvecklas i form av GIS-skikt. För siklöjan, vars huvudsakliga utbredning är i Bottenviken, hade följaktligen inte islossningen betydelse för modellen. Såväl iakttagelserna i denna studie som från litteraturen (Freeberg et al. 1990 och Brown et al. 1993) kan ses att bara isvinterns längd är tillräcklig har den inte betydelse för de havslekande Coregonidernas yngelproduktionsområden. Däremot framkom, att i delområdena IV och V, på områden som i fråga om exponeringsgrad, bottenmaterial och strandens profil motsvarade goda områden i delområde I och II, att det inte förekom yngel om isvinterns längd understeg 4 veckor. Detta överensstämmer med resultat av Freeberg et al. (1990) och Brown et al. (1993). Istäcket skyddar romkornen från vågrörelse och strömmar vintertid. Vågrörelse och strömmar kan förflytta romkorn och förorsaka mekaniska skador. Också transport av finkornigt material och sedimentation kan ske på romkornen. Detta kan som ovan nämnts förhindra god syreupptagning. I eutrofierade vatten (Ventling-Schwank & Livingstone 1994), som utsätts för vågerosion har Fudge & Bodaly (1984) observerat förhöjd dödlighet bland romkorn. Utvecklingen med isfria vintrar och förkortad isvinter kommer således att kunna ha avsevärd betydelse för Coregonidernas yngelproduktion. Lägg därtill att isfria vintrar gynnar tillväxten av trådalger. Isbildningen och framför allt isrörelserna kan också vara en habitatförändrande kraft (ex. Barnes et al. 1993). Information om packisens betydelse för rommen överlevnad saknas.

6.5. Jämförelse mellan 1990-talet och 2010-talet

Det förekom sikyngel också på Bottenhavskusten, men på den finska sidan var tätheterna dock betydligt lägre. De båda kusterna är olika geologiskt sett, vilket delvis kan förklara skillnaderna. Fångsterna av den havslekande siken har på finska sidan av Bottenhavet gått ner anmärkningsvärt de senaste tjugo åren (Urho et al. 2011). Ännu på 1980-talet bestod fångsten i Bottniska viken ungefär till hälften av havslekande sik (Lehtonen 1981). Den havslekande siken har varit allmän i hela Bottniska viken och också annorstädes i Östersjöområdet (Lehtonen, 1981, Sörmus et al. 2003). I IUCN:s klassi-

ficering av hotgraden för finska fiskarter (Urho et al. 2010) klassificeras den havslekande siken som hotad i Bottenhavet. I Sverige har slutna områden och lekfredning införts på Bottenhavskusten år 2011 (Anon 2011). I jämförelse med situationen på slutet av 1980- och i början 1991-talet har förekomsttäteterna av sikyngel minskat mycket i Bottenhavet (delområdena IV och V). Sikyngel saknas tom numera i delområde 26. I Kvarken (delområde III) och i Bottenviken (delområde I och II) har nivåerna förblivit de samma eller tom. ökat. I delområde IV kan isfria vintrar vara orsaken eftersom eutrofieringens effekter torde vara mindre än i ex. delområde V.

Siklöjeyngel observerades nästan enbart i norra Bottenviken, vilket torde vara beroende av saliniteten. De viktigaste siklöjeyngelförekomsterna finns också i nära anslutning till de viktigaste fiskeområdena (Hilden 1984, Karås 1994, Thoresson et al. 2001).

6.6. Modellens funktion

Oberoende av modelleringsteknik så kan provtagningens upplägg påverka slutresultatet. I provtagningen bör hela undersökningsområdet och eventuellt artens hela utbredningsområde (Guisan & Zimmermann 2000, Kitsiou et al. 2001) beaktas. Annars kan inte artens utbredning eller dess eventuella fläckvisa förekomst visas (Cyr et al. 1992, Pepin & Shears 1997 och Claramunt et al. 2005). De senaste yngelproduktionsområdesmodellerna för olika arter, som gjorts i Östersjöområdet (ex. Härmä et al. 2008, Sundblad et al. 2009 och Veneranta et al. 2011) har varit begränsade och i jämförelse med denna studie små. Storleken på undersökningsområdet och upplösningen i och kvaliteten på de undersökta variablerna och provtagningen avgör kvaliteten på probabilitetskartorna (Levin 1992 och Jackson et al. 2001). Här användes 300 m resolution som en kompromiss mellan provtagningens resolution och de tillbudsstående variablernas geografiska skikt. Både för den havslekande siken och siklöjan täckte undersökningen s.g.s. hela det moderna enhetliga utbredningsområdet i Östersjön, vilket behövs för att kunna säkerställa de förklarande variablernas betydelse (Guisan & Zimmermann, 2000). Detta blev överhuvudtaget möjligt tack vare synkroniseringen mellan de två projekten. För båda arterna var betydelsen av de förklarande miljövariablerna större än den beräknade spatiala funktionen och således är modellens prognosnoggrannhet mycket nära resolutionen för de beräknade variablerna. Om man beaktar den omfattande geografiska spridningen på arbetet är båda modellernas spatiala resolution hög. Om man antar att ynglen i de tidigaste utvecklingsstadierna inte sprider sig långt från rommens övervintringsplats kan man med riktad provtagning av tidiga yngel också bedöma var de viktigaste lekområdena finns. Ynglens val av uppehållsort är oftast knutet till utvecklingsstadiet (Urho 1996, 1999). Den höga precisionen av klassifikation på 80 % visar att de studerade omgivningsvariablerna har varit relevanta för de båda studerade arternas yngel i tidigaste utvecklingsstadier. Den probabilitetskarta, som erhöles genom modelleringen för Coregonidynghen, visar situationen som den var under provtagningsåren.

6.7. Sammanfattning

De sumpningsförsök, som gjorts i naturliga förhållanden (Müller 1992, Jokikokko et al. 1993 och Veneranta et al., i trycket) visar att sikrommens respons på försämrade miljökvalitet sker successivt. Fortplantningen kan lyckas i eutrofierade skärgårdar i Bottenhavet, men den sammanlagda ytan av

fortplantningsområdena minskar. Enligt vår utredning verkar det som om de geografiska förhållandena i Bottniska viken inte skulle begränsa de havslekande Coregonidernas fortplantning, med undantag saliniteten, som tycks begränsa sikløjans huvudsakliga utbredning till Bottenviken. Däremot har miljöförhållandena i Östersjön förändrats snabbt de senaste 20 åren, vilket beskrivits ovan. Stora generella förändringar såsom försämrade vattenkvalitet på grund av eutrofieringen (Lundberg et al. 2005) och klimatförändringar och därpå följande isfria vintrar (Jevrejeva et al. 2004, Jaagus 2006) kan komma att förändra situationen ytterligare och kan komma att påverka romöverlevnaden och yngelhabitat ännu mera och på mer vidsträckta områden. Sikløjans nordliga utbredning har tillsvidare skyddats från denna typ av miljöförändringar i jämförelse med den havslekande siken. I kartläggningar som gjordes på 1980- och 1990-talet (Hudd 1988, Leskelä et al. 1991) var yngeltätheterna exempelvis i Bottenhavet betydligt högre än på 2010-talet. Samtidigt har dessutom det fiske, som riktas mot den havslekande siken minskat. Vi antar, att de lägre förekomsttättheterna och den mindre utbredningen av havslekande sikyngel på öppna kuster i områdena IV och V är en följd av ökad eutrofiering, ökad sedimentation och förkortad isvinter i samverkan. I endel skyddade skärgårdsområden, var isen lägger sig fort och täckande, skyddande mot vågor och strömmar kan rommen utvecklas på vissa ställen. I skärgårdarna är totalsedimentationen dock stor i förhållande till exponerade områden (Bonsdorff et al. 1997, Heiskanen & Tallberg 1999). Detta leder ändå till att dessa områden löper risk att försvinna som yngelproduktionsområden. Eutrofieringen och klimatförändringen kan således genom förändringar av yngelproduktionsområdenas kvalitet påverka sikbeståndens tillstånd.

I Bottenviken har yngeltätheterna och -utbredningsområdet ännu förblivit stora. På basen av dem tycks beståndet av sik och siklöja inte ännu ha lidit. Kvarkenområdet utgör ett slags övergångsområde såväl vad gäller yngeltätheter och yngelförekomst över lag som även för eutrofieringen av stränderna. På basen av ovanförda resonemang är Bottenviken nästan det sista stora utbredningsområdet för de havslekande Coregoniderna. De stora generella miljöförändringarna kommer inte att passera obemärkta i Bottenviken heller. Härav följer att de havslekande Coregoniderna borde utses till ansvarsorganismer för miljöförvaltningen och fiskerihushållningen i Bottenviken. De är kallvatensfiskar med lång romutvecklingstid och bestånden reagerar tydligt på storskaliga förändringar i havsmiljön. Deras indikatorvärde är därför stort. Föreliggande arbete är en baslinje för situationen på 2010-talet och erbjuder därför en god referens för uppföljning av såväl lokala som regionala förändringar och som bas för framtida bedömningar av havsvattnets status, vilket föreskrivs i EU:s havsdirektiv.

Samarbete



Botnia-Atlantica



Gränsöverskridande samarbete över fjäll och hav
Meret, vuoret ja rajat ylittävä yhteistyö
Grenseoverskridende samarbeid over fjell og hav
Cross-border cooperation over mountain and sea

www.botnia-atlantica.eu



Österbottens förbund

Referenser

- Albert, A., Vetemaa, M. & Saat, T. 2004. Effects of salinity on the development of Peipsi whitefish *Coregonus lavaretus maraenoides* Poljakow embryos. *Annales Zoologici Fennici* 41, 85-88.
- Andersen, J.H., Axe, P., Backer, H., Carstensen, J., Claussen, U., Fleming-Lehtinen, V., Järvinen, M., Kaartokallio, H., Knuuttila, S., Korpinen, S., Laamanen, M., Lysiak-Pastuszek, E., Martin, G., Møhlenberg, F., Murray, C., Nausch, G., Norkko, A., Villnäs, A., 2011. Getting the measure of eutrophication in the Baltic Sea: towards improved assessment principles and methods. *Biogeochemistry* 106, 137-156.
- Aneer, G., Blomqvist, E.M., Hallbäck, H., Mattila J., Nellbring, S., Skóra, K & Urho, L. 1992. Methods for Sampling of Shallow water fish. *Baltic Marine Biologists Publication No. 13*, 33 pp.
- Anon 2011. Beteckning Dnr 13-2144-11. Förslag till ändring av Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:36) om fisket i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön; Ett fiskefritt område i södra Bottenhavet för att stärka bestånden av havslekande sik [in Swedish: Suggestion to change the regulations (FIFS 2004:36) for fishing in Skagerrak, Kattegatt and the Baltic Sea; Prohibition of fishing for the area in the Southern Bothnian Sea to enhance the stocks of sea-spawning whitefish.] Fiskeriverket, avdelningen för resursförvaltning 2011-06-01.
- Austin, M., 2007. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200, 1–19.
- Barnes, P. W., Kempema, E.W., Reimnitz, E., McCormick, M., Weber, W.S. & Hayden, E.C. 1993. Beach Profile Modification and Sediment Transport by Ice: An Overlooked Process on Lake Michigan. *Journal of Coastal Research* 9 (1), 65-86.
- Bascom, WJ. 1954. The control of stream outlets by wave refraction. *Jour Geol* **62**: 600-605.
- Berglund, J., Mattila, J., Rönnerberg, O., Heikkilä, J. & Bonsdorff, E. 2003. Seasonal and inter-annual variation in occurrence and biomass of rooted macrophytes and drift algae in shallow bays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 1167-1175.
- Bernes, C., 1988. Sweden's Marine Environment – Ecosystems Under Pressure. National Swedish Environment Protection Board, 207 pp.
- Bonsdorff, E. 1992. Drifting algae and zoobenthos – effects on settling and community structure. *Netherlands Journal of Sea Research* 30, 57-62.
- Bonsdorff, E., Blomqvist, E.M., Mattila, J. & Norkko, A. 1997. Coastal Eutrophication: Causes, Consequences and Perspectives in the Archipelago Areas of the Northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44, 63-72.
- Bonsdorff, E. 2006. Zoobenthic diversity-gradients in the Baltic Sea: Continuous post-glacial succession in a stressed ecosystem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330, 383-391.
- Brown, R.W., Taylor, W.W. & Assel, R.A. 1993. Factors Affecting the Recruitment of Lake Whitefish in Two Areas of Northern Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 19 (2), 418-428.

- Caeiro S., Painho M., Goovaerts P., Costa H. & Sousa S. 2003. Spatial sampling design for sediment quality assessment in estuaries. *Environmental Modelling Software* 18, 853-859.
- Carlton, R.C., Walker, G.S., Klug, M.J. & Wetzel, R.G. 1989. Relative values of oxygen, nitrate and sulfate to terminal microbial processes in the sediments of Lake Superior. *Journal of Great Lakes Research* 15, 133-140.
- Claramunt R.M., Shoup D.E. & Wahl D.H. 2005. Comparison of push and tow nets for sampling larval fish: Implications for assessing littoral habitat utilization. *North American Journal of Fisheries Management* 25, 86-92.
- Cowan, J.H., Rose, K.A. & DeVries, D.R. 2000. Is density dependent growth in young-of-the-year fishes a question of critical weight? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10, 61-89.
- Cyr, H., Downing J.A., Lalonde S., Baines S.B. & Pace M.L. 1992. Sampling larval fish populations: choice of sample number and size. *Transactions of American Fisheries Society* 121, 356-368.
- Dahlgren, S. & Kautsky, L. 2004. Can different vegetative states in shallow coastal bays of the Baltic Sea be linked to internal nutrient levels and external nutrient load? *Hydrobiologia* 514, 249-258.
- Downing J. A. & Rath, L. C. 1988. Spatial patchiness in the lacustrine environment. *Limnology and Oceanography* 33, 447- 458.
- Eckmann, R., Gaedke, U. & Wetzelar, H.J. 1988. Effects of climatic and density-dependent factors on year-class strength of *Coregonus lavaretus* in Lake Constance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45, 1088-1093.
- Eckmann, R. & Pusch, M. 1989. The influence of temperature on growth of young Coregonids (*Coregonus lavaretus* L.) in a large prealpine lake. *Rapports et Proces-verbaux des Réunions. Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 191, 201-208.
- Elith, J. & Leathwick, J. R. 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics* 40, 677-97.
- Enderlein, O. 1989. Migratory behavior of adult cisco, *Coregonus albula* (L.) in the Bothnian Bay. *Journal of Fish Biology* 34, 11-18.
- Eriksson, B. K., Johansson, G. & Snoeijs, P. 1998. Long-term changes in the sublittoral brown algae in the southern Bothnian Sea. *European Journal of Phycology* 33 (3), 241-249.
- Evropejtseva, N.V. 1949. The morphological features of whitefish postembryonal development [in Russian]. Tr. Labor. Osnov. Rybvodstva 2.
- Fleming-Lehtinen, V., Laamanen, M., Kuosa, H., Haahti, H., Olsonen, R. 2008. Long-term development of inorganic nutrients and chlorophyll *a* in the open Northern Baltic Sea. *Ambio* 37(2), 86-92.
- Florin, A.-B., Sundblad, G. & Bergström U. 2009. Characterization of juvenile flatfish habitats in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82, 294-300.
- Freeberg, M.H., Taylor, W.W. & Russell, W.B. 1990. Effect of egg and larval survival on year-class strength of lake whitefish in Grand Traverse Bay, Lake Michigan. *Transactions of American Fishery Society* 119, 92-100.

- Fudge, R.J.P. & Bodaly, R.A. 1984. Postimpoundment winter sedimentation and survival of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) eggs in southern Indian lake, Manitoba. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 41, 701-705.
- Gelfand, A.E., Dey, D.K., Chang, H., 1992. Model determination using predictive distributions with implementation via sampling-based methods (with discussion). In: Bernardo, J.M., Berger, J.O., Dawid, A.P., Smith, A.F.M. (Eds.), Bayesian Statistics, vol. 4. Oxford University Press, pp. 147–167.
- Gelman, A., Pardoe, I., 2007. Average predictive comparisons for models with nonlinearity, interactions, and variance components. Sociological Methodology 37, 23–51.
- Gerdeaux, D. 2004. The recent restoration of the whitefish fisheries in Lake Geneva: the roles of stocking, reoligotrophication, and climate change. Annales Zoologici Fennici 41, 181-189.
- Gerdeaux, D., Anneville, O. & Hefti, D. 2006. Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over past 30 years. Acta Oecologica 30, 161-167.
- Guisan, A. & Zimmerman, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling 135, 147-186.
- Gårdmark, A., Aho, T. & Florin, A.-B. 2004. Kustfisk och fiske – tillståndet hos icke kvotbelagda fiskresurser år 2003. En sammanställning av data om fiskbeståndens tillstånd och fiske av abborre, gädda, gös, piggvar, sik, siklöja, skrubbskädda och ål i svenska kustvatten [in Swedish with English abstract]. Fiskeriverket Informerar Finfo 2004:5.
- Heiskanen, A.-S. & Tallberg, P. 1999. Sedimentation and particulate nutrient dynamics along a coastal gradient from a fjord-like bay to the open sea. Hydrobiologia 393, 127-140.
- HELCOM, 1996. Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-1993. Baltic Sea Environment Proceedings No. 64.
- HELCOM, 2002. Environment of the Baltic Sea area 1994-1998. Baltic Sea Environment Proceedings No 82A.
- HELCOM, 2009 Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings No. 115B.
- Himberg, M. 1995. Sikens biologi och lekplatser i Skärgårds och Bottenhavet [In Swedish]. Kala- ja riistahallinnon julkaisu 16.
- Håkansson, B., Alenius, P., Brydsten, L., 1996. Physical environment in the Gulf of Bothnia. Ambio 8, 5–12. Special Report.
- Härmä, M., Lappalainen, A. & Urho, L. 2008. Reproduction areas of roach (*Rutilus rutilus*) in the northern Baltic Sea: potential effects of climate change. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65, 2678-2688.
- Hudd, R., Leskelä, A., Wiik, T. & Lehtonen, H. 1992. Food of European whitefish (*Coregonus lavaretus widegreni*) larvae and fry in southern Bothnian Bay (Baltic). Polskie Archiwum Hydrobiologii 39 (3-4), 473-478.
- Hudd, R., Hilden, M., Urho, L., Axell, M.-B., Jåfs, L.-A., 1984. Fiskeriundersökning av Kyrö älvs mynnings- och influensområde 1980-82. [Fishery Investigation in 1980-1982 of the Kyrönjoki Estuary and its Influence Area in the Northern Quark of the Baltic Sea]. Report 242B, 1-277. National Board of Waters, Helsinki, Finland (In Swedish with English summary).

- Hudd, R., Lehtonen, H. & Kurttila, I. 1988. Growth and abundance of fry; factors which influence the year-class strength of whitefish (*Coregonus lavaretus widegreni*) in the southern Bothnian Bay (Baltic). Finnish Fisheries Research 9, 213-220.
- Humborg, C., Daniellsson, Å., Sjöberg, B. & Green, M. Nutrient land–sea fluxes in oligotrophic and pristine estuaries of the Gulf of Bothnia, Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 56, 781-793.
- Huusko, A. and Sutela, T. (1998), Diel feeding periodicity in larvae of the vendace (*Coregonus albula* L.) and influence of food availability and environmental factors on food intake. Ecology of Freshwater Fish, 7: 69–77.
- Isaeus, M., Malm, T., Persson, S. & Svensson, A. 2004. Effects of filamentous algae and sediment on recruitment and survival of *Fucus serratus* (Phaeophyceae) juveniles in the eutrophic Baltic Sea. European Journal of Phycology, 39 (3), 301-307
- Isaksson, I. & Pihl, L. 1992. Structural changes in benthic macrovegetation and associated epibenthic faunal communities. Netherlands Journal of Sea Research 30, 131-140.
- Jackson, D.A., Peres-Neto, P.R., Olden, J.D., 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58, 157–170.
- Jokikokko, E. 1993. The mortality of vendace (*Coregonus albula* L.) eggs incubated in the sea area off Simo in the northern Bothnian Bay. Aqua Fennica 23, 63-67.
- Jokikokko, E. 1997. Muikun ja siian lisääntymisedellytyksistä Perämerellä. Riistan- ja kalantutkimus, Kalatutkimuksia Fiskundersökningar 120, 32 s.
- Jäger T., Nellen W., Schöfer W., & Shodjai F. 1981. Influence of salinity and temperature on early life stages of *Coregonus albula*, *C. lavaretus*, *R. rutilus*, and *L. lota*. Rapports et Proces-verbaux des Réunions. Conseil International pour l'Exploration de la Mer 178: 345-348.
- Karjalainen, J. 1991. Survival, growth and feeding of vendace, *Coregonus albula* (L.), larvae in net enclosures. Journal of Fish Biology, 38: 905–919.
- Karjalainen, J., Auvinen, H., Helminen, H., Marjomäki, T.J., Niva, T., Sarvala, J. & Viljanen, M. 2000. Unpredictability of fish recruitment: interannual variation in young-of-the year abundance. Journal of Fish Biology 56: 837-857.
- Karjalainen, J., Helminen, H., Huusko, A., Huuskonen, H., Marjomäki, T. J., Pääkkönen, J.-P., Sarvala, J. & Viljanen, M. 2002. Littoral-pelagic distribution of newly hatched vendace and European whitefish larvae in Finnish lakes. Archives für Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology 57, 367-382.
- Kitsiou, D., Tsirtsis, G., Karydis, M., 2001. Developing an optimal sampling design. A case study in a coastal marine ecosystem. Environmental Monitoring and Assessment 71, 1–12.
- Lahti, E., H. Oksman, and P. Shemeikka. 1979. On the survival of vendace (*Coregonus albula*) eggs in different lake types. Aqua Fennica 9, 62–67.
- Lavery, P.S., Lukatelich, R.J. & McComb, A.J. 1991. Changes in the biomass and species composition of macroalgae in a eutrophic estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 33 (1), 1-22.
- Lavery, P., Bootle, S., & Wanderkluft, M. 1999. Ecological effects of macroalgal harvesting on beaches in the Peel-Harvey estuary, Western Australia. Estuarine, Coastal and Shelf Science 49, 295–309.

- Lehtonen, H. 1981. Biology and stock assessments of Coregonids by the Baltic coast of Finland. Finnish Fisheries Research 3, 31-83.
- Lehtonen, H. & Jokikokko, E. 1995. Changes in the heavily exploited vendace (*Coregonus albula* L.) stock in the northern Bothnian Bay. Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advanced Limnology 46, 379-386.
- Leskelä, A., Hudd, R., Lehtonen, H., Huhmarniemi, A. & Sandström, O. 1991. Habitats of whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.) s.l.) larvae in the Gulf of Bothnia. Aqua Fennica 21 (2), 145-151.
- Levin, S.A. 1992. The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. Ecology 73 (6), 1943-1967.
- Lundberg, C., Jakobsson, B.-M. & Bonsdorff, E. 2009. The spreading of eutrophication in the eastern coast of the Gulf of Bothnia, northern Baltic Sea – An analysis in time and space. Estuarine, Coastal and Shelf Science 82, 152-160.
- Maggini, R., Lehmann, A., Zimmermann, N.E., Guisan, A. 2006. Improving generalized regression analysis for the spatial prediction of forest communities. Journal of Biogeography 33, 1729–1749.
- Müller, R. 1992. Trophic state and its implications for natural reproduction of salmonid fish. Hydrobiologia, 243-244 (1), 261-268.
- Myrberg, K. & Andrejev, O. 2006. Modelling of the circulation, water exchange and water age properties of the Gulf of Bothnia. Oceanologia 48 (S), 55–74.
- Norkko A. & E, Bonsdorff, 1996. Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats. - Marine Ecology Progress Series 140, 141-151.
- Norkko, J., Bonsdorff, E. & Norkko, A. 2000. Drifting algal mats as an alternative habitat for benthic invertebrates: species specific responses to a transient resource. Journal of Exploratory Marine Biology and Ecology 248, 79– 104.
- Pepin P. & Shears T.H. 1997. Variability and capture efficiency of bongo and Tucker trawl samplers in the collection of ichthyoplankton and other macrozooplankton. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54, 765-773.
- Pihl, L., A. Svenson, P.-O. Moksnes & Wennhage, H. 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. Journal of Sea Research 41, 281–294.
- Ponton. D. & Müller, R. 1989. Alimentation et facteurs de mortalité des larves de corégones (*Coregonus* sp.). Exemple de deux lacs de niveaux trophiques différents: les lacs de Sarnen et de Hallwil (Suisse Centrale). Aquatic Science 51 (1), 67- 82.
- Raffaelli, D., Raven, J., & Poole, L. 1998. Ecological impact of green macroalgal blooms. Oceanography and Marine Biology: An annual review 36, 97–126
- Rönnerberg, C. & Bonsdorf, E. 2004. Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. Hydrobiologia 514, 227-241.
- Sandström, A. & Karås, P. 2002. Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic. Environmental Biology of Fishes 63, 89-101.
- Sarvala, J., Rajasilta, M., Hangelin, C., Hirvonen, A., Kiiskilä, M. & Saarikari, V. 1988. Spring abundance, growth and food of 0+ vendace (*Coregonus albula* L.) and whitefish (*C. lavaretus* L. s.l.) in Lake Pyhäjärvi, SW Finland. Finnish Fisheries Research 9, 221–233.

- Sarvala, J., Helminen, H., Hirvonen, A., Miinalainen, M. & Saarikari, V. 1994. Spring development of zooplankton and spatial pattern of planktivorous fish larvae in a mesotrophic lake. *Verhoeven International Verein Limnology* 25, 2132-2138.
- Seinä, A., Peltola, J., 1991. Duration of the ice seasons and statistics of fast ice thickness along the Finnish coast. *Finnish Marine Research* 258 (46), 1961–1990.
- Sfriso, A., Marcomini, A. & Pavoni, B. 1987 Relationships Between Macroalgal Biomass and Nutrient Concentrations in a Hypertrophic Area of the Venice Lagoon. *Marine Environmental Research* 22, 297–312.
- Sundblad, G., Härmä, M., Lappalainen, A., Urho, L. & Bergström, U. 2009. Transferability of predictive fish distribution models in two coastal systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 83, 90-96.
- Sörmus, I. & Turovski, A. 2003. European whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.) s.l. Baltic Sea forms, 121-131. In: Ojaveer, E., Pihu, E. Saat, T. (Eds.), 2003: *Fishes of Estonia*. Estonian Academy, Tallinna. 416 pp.
- Thoresson, G., Hasselborg, T. & Appelberg, M. 2002. Trålfisket efter siklöja i Bottenviken – hot eller uthållig resursförvaltning. *Bottniska Viken* 2001.
- Vahteri, P., Mäkinen, A., Salovius, S., & Vuorinen, I. 2000. Are drifting algal mats conquering the bottom of the Archipelago Sea, SW Finland? *Ambio* 29, 338–343.
- Wanzenböck, J. & Jagsch, A. 1998. Comparison of larval whitefish densities in lakes with different schemes of larval stocking and fishing practice. *Archives für Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology* 50, 497-505.
- Wilkonska, H. & Zuromska, H. 1982. Effect of environmental factors and egg quality on the mortality of 674 of spawn in *Coregonus albula* (L.) and *Coregonus lavaretus* (L.), *Polskie Archiwum Hydrobiologie* 675 (29), 123–157.
- Ventling-Schwank, A.R. & Livingstone, D.M. 1994. Transport and burial as a cause of whitefish (*Coregonus* sp.) egg mortality in a eutrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51, 1908-1919.
- Valtonen, T., 1970: The selected temperature of *Coregonus nasus* (Pallas), sensu Svärdson, in natural waters compared with some other fish. - In: Lindsey, C. C. & C. S. Woods (editors): *Biology of coregonid fishes*: 347-362.
- Vanhatalo, J., Veneranta, L. & Hudd, R. 2012. Species distribution modeling with Gaussian processes: A case study with the youngest stages of sea spawning whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) larvae. *Ecological Modelling* 228, 49-58.
- Vehtari, A., Lampinen, J., 2002. Bayesian model assessment and comparison using cross-validation predictive densities. *Neural Computing* 14, 2439–2468.
- Veneranta, L. Hudd, R. & Vanhatalo, J. 2013. Reproduction areas of sea-spawning coregonids reflect the environment in shallow coastal waters. *Marine Ecology Progress Series* 477, 231-250.
- Veneranta, L., Urho, L., Lappalainen, A. & Kallasvuo, M. 2011. Turbidity characterizes the reproduction areas of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95, 199-206.
- Veneranta, L., Urho, L., Koho, J. & Hudd, R. (i trycket). Spawning and hatching temperatures of whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in the Northern Baltic Sea. *Fundamental and Applied Limnology*.
- Voipio, A. (ed.) 1981. *The Baltic Sea*. Elsevier Oceanography Series 30, Amsterdam, 418 pp.

