



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 20047

Examensarbete 30 hp
November 2020

Effekter av olika påverkansvariabler på interaktionen mellan abborre och mört

Oscar Lidbeck

Referat

Effekter av olika påverkansvariabler på interaktionen mellan abborre och mört

Oscar Lidbeck

Forskare förutspår att den globala uppvärmningen kommer att påverka Östersjön och omgivande landmassor med högre temperatur och mer nederbörd. En konsekvens av högre nederbörd är ökat läckage och avrinning av sötvatten från landmassorna vilket leder till högre näringstillgång i Östersjön. Ytterligare en konsekvens av ökad tillförsel av sötvatten är utspädningseffekten av salthalten i Östersjön. Dessa förändringar kommer att påverka Östersjöns ekosystem och arterna i. Hur väl ett ekologiskt samhälle klarar av en förändrad miljö beror på minst tre faktorer; diversitet, artsammansättning och interaktionsmönster mellan arter. Denna studie undersöker interaktionen mellan mört och abborre samt hur interaktionen påverkas då salthalt, näringstillgång och temperatur förändras.

Med provfiskedata från elva lokaler har interaktionen beräknats med tidsserieanalys genom att använda en multivariat autoregressiv modell. Resultaten visar att både abborre och mört har negativ effekt på varandra. Dessutom är båda arterna kraftigt täthetsberoende. Hur interaktionen påverkas av förändringar av påverkansvariablerna har studerats grafiskt. Abborres effekt på mört är den enda interaktionen som med statistisk signifikans konstateras temperaturberoende. Resultaten från studien visar att den negativa effekt abborre har på mört blir mindre då temperaturen ökar. Effekten avtar linjärt då vattentemperaturen är 15 °C. Detta tyder på att abborres reglerande effekt på mört eventuellt kommer att minska under de förväntade klimatförändringarna.

Nyckelord: Artinteraktion, täthetsberoende, abborre, mört, Multivariat autoregressiv modell, MAR(1)-modell,

Institutionen för akvatiska resurser (SLU Aqua), Sveriges Lantbruksuniversitet, Skolgatan 6, 742 42 Öregrund, Sverige. ISSN 1401-5765.

Abstract

The effect of environmental variables on the interaction between perch and roach

Oscar Lidbeck

The science community predict that the rising global temperature will affect the region of Scandinavia with more precipitation and as a consequence more runoff and leakage of nutrients to the Baltic Sea. During this century salinity in the Baltic Sea is expected to decrease with up to 1.5 - 2 g / kg due to dilution from the higher runoff volumes and the temperature is expected to increase with 3 - 5 °C. All these changes will affect the Baltic Sea ecosystem and the species within it. How well an ecological community can adapt to these changes is determined by the community stability which is based on at least three factors; diversity, species composition and interaction patterns between species. This study aims to investigate the interaction patterns between perch and roach, two well represented species along the Swedish coastline, and how these interaction patterns are effected by changes in salinity, watertemperature, and nutrient load.

The study used a multivariate autoregressive model (MAR(1)), which is a linear model that can be used to investigate interaction patterns. The input in the MAR(1)-model was time series based on catch per unit effort of perch and roach from eleven different places along the Swedish east coast. Both perch and roach have a negative impact on the other species, also a strong density dependence for both species were found. Temperatures effect on the interaction; perch effect on roach, is the only one in this study that is statistically significant. Perch has a strong negative effect on roach when the temperature is around 15 °C. This negative effect decreases linearly with higher temperatures.

Department of Aquatic Resources (SLU Aqua), Swedish University of Agricultural Sciences, Skolgatan 6, 742 42 Öregrund, Sweden. ISSN 1401-5765.

Förord

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng och avslutar min studietid på Civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Arbetet har utförts på SLU Aqua i Öregrund under hösten 2020.Handledare var Torbjörn Säterberg Postdoktor vid Institutionen för akvatiska resurser vid Sveriges Lantbruksuniversitet. Ämnesgranskare var Örjan Östman, universitetslektor vid Institutionen för akvatiska resurser vid Sveriges Lantbruksuniversitet. Examinator var Gabriele Messori, universitetslektor på Luftvatten- och landskapslära vid Uppsala universitet.

Jag vill tacka alla som har varit inblandade i detta projekt för bra vägledning och stöd. Först och främst vill jag tacka min handledare Torbjörn Säterberg som har varit en stor tillgång vid skapandet av min MAR(1)-modell och även försett mig med bra och givande artiklar vilket ökat min förståelse för det aktuella ämnet. Jag vill också tacka min ämnesgranskare Örjan Östman som bidragit med värdefull feedback för rapporten. Till sist vill jag tacka personerna på SLU Aqua som försett mig med sorterad och uppdelad data.

Copyright © Oscar Lidbeck, Institutionen för geovetenskaper,
Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet.
UPTEC W 20047, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerad hos Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2020.

Populärvetenskaplig sammanfattning

Förbränning av fossila bränslen driver på den globala uppvärmningen. Den direkta konsekvensen av den globala uppvärmningen är högre årsmedeltemperatur med större mängd nederbörd som ytterligare effekt. Olika delar av världen beräknas att påverkas på olika sätt. Östersjön med omgivande landmassor kommer troligtvis drabbas av varmare vintrar och mer nederbördsrika somrar. En ökad mängd nederbörd kommer leda till att mer sötvatten når Östersjön, vilket kommer att minska salthalten. Den ökade nederbörden kommer också att transportera mer näringsämnen från omgivande landmassor till Östersjön, vilket kommer driva på den redan ansträngda övergödningsproblematiken. Dessa förändringar kommer påverka hela Östersjöns ekosystem. Ett ekosystem är ett begränsat område med tydliga gränser som består av en levande och icke-levande del. Då förhållanden ändras i ett ekosystem finns det risk att samtliga delar av ekosystemet påverkas. Hur ett ekosystem klarar av förändring beror på dess stabilitet. Man brukar dela upp stabiliteten i tre delar; diversitet, artsammansättning och interaktionsmönster. Denna studien har fokuserat på att undersöka interaktionsmönster mellan abborre och mört samt hur dessa interaktioner påverkas av salthalt, temperatur och siktdjup.

Längs den svenska östkusten finns det en stor variation av fiskarter. Två av de vanligaste arterna är abborre och mört och det finns mycket data från provfisken för båda arterna. Abborre och mört lever i samma områden och deras föda är till stor del lika. Det innebär att abborre och mört är konkurrenter, både om plats och föda. I en konkurrenssituation är det troligt att en art gynnas medan den andra missgynnas. Tidigare studier har konstaterat att mört har en konkurrensfördel gentemot abborre då siktdjupet är lågt och denna konkurrensfördel kan bland annat leda till att abborres föda skiftar från en typ av djurplankton till en annan. Ett lågt siktdjup är en indikator på att det finns mycket näring i vattnet då mer näring ofta innebär bättre tillväxtmöjligheter för växtplankton vilket minskar siktdjupet.

Sveriges Lantbruksuniversitet genomför provfisken av bland annat mört och abborre på ett antal lokaler längs den svenska östkusten. Dessa provfiskena genomförs vid samma tidpunkt varje år vilket innebär att de har en tidsserie med data över antalet fångade fiskar. Normalt genomförs det ett par provfiskeri i rad och ett medelvärde tas fram vilket då är fångst per ansträngning. Totalt erhöles tidsserier mellan 2002-2019 från elva lokaler längs den svenska östkusten från Råneå i norr till Torhamn i söder.

För att analysera hur interaktionen mellan mört och abborre såg ut för de oli-

ka lokalerna användes en multivariat autoregressiv modell (MAR(1)-modell) av ordning ett. En autoregressiv modell förutspår det aktuella värdet av en tidsserie baserat på tidigare värden i tidsserien. En multivariat autoregressiv modell innehåller dessutom en modell över förhållandet mellan de inkluderade variablerna, i detta fallet interaktionen mellan mört och abborre. Resultaten från modellen konstaterar att både mört och abborre generellt påverkar varandra negativt, vilket är rimligt med tanke på att båda arterna lever i samma områden och jagar samma föda. Resultaten visar också att båda arterna är kraftigt täthetsberoende. Att en art är täthetsberoende innebär att populationens tillväxttakt, emigration, mortalitet etc. varierar med storleken eller densiteten på populationen.

Resultaten från MAR(1)-modellen för varje lokal plottades grafiskt mot medelvärdet för varje påverkansvariabel. I varje graf fanns det således elva punkter, för att studera om det fanns något samband mellan punkterna användes linjär regression. Endast interaktionen som beskriver abborres effekt på mört påverkades av temperatur, vilket bevisades med en statistiskt säkerställd trend. Ingen statistiskt säkerställd trend kunde konstateras för någon av de andra påverkansvariablerna och interaktionerna. Resultaten visar att abborre har kraftig negativ effekt på mört vid 15 °C, en effekt som avtar och går mot noll då temperaturen ökar.

Innehåll

1 Inledning	1
1.1 Syfte och frågeställningar	3
2 Metod	4
2.1 Data	4
2.1.1 Grafisk analys av data	5
2.2 Multivariat AR(1) modell	6
2.2.1 Uppställning av MAR(1)-modell	6
2.2.2 Modellantaganden	8
2.3 Analys	8
2.3.1 Korrelation mellan påverkansvariablerna	8
2.3.2 Interaktion mellan abborre och mört	9
3 Resultat	10
3.1 Grafisk analys av data	10
3.1.1 CPUE över tid	10
3.1.2 CPUE och påverkansvariabler	11
3.2 Artinteraktion	12
3.3 Påverkansvariablers effekt på interaktionen	14
3.3.1 Temperatur	14
3.3.2 Salthalt	15
3.3.3 Sikt djup	17
4 Diskussion	19
4.1 Medeltäthet	19
4.2 Interaktionsstyrkor	21
4.3 Effekt av påverkansvariabler på interaktionen	22
5 Slutsats	25
6 Appendix I	30
7 Appendix II	31
7.1 Tabell över interaktionerna	31
7.2 Korrelation mellan påverkansvariablerna	31
7.3 ACF och Q-Q plot	32

1 Inledning

Överallt på jorden påverkas ekosystem av antropogena processer; klimat, övergödning, gifter, fiske etc. Problem som även är påtagliga i svenska ekosystem, där Östersjön kanske är det bästa exemplet på ett kraftigt påverkat ekosystem. I Östersjöns avrinningsområde lever och verkar ca 85 miljoner människor (Meier m. fl. 2012). Industrier, fordonstrafik och jordbruk genererar stora utsläpp av näringsämnen till Östersjön och ca 2/3 av näringsämnena som når Östersjön kommer från antropogena källor (Sonesten m. fl. 2018).

Förhöjda temperaturer till följd av klimatförändringen är ytterligare en faktor som påverkar Östersjöns ekosystem. Det senaste århundradet har en generell global uppvärmning skett och bara de senaste årtionden har den globala temperaturen i snitt ökat med ca 0.2 °C per årtionde (Solomon, Qin och Manning 2007). I Europa var den genomsnittliga temperaturen 1.3 °C varmare under årtiondet 2002-2011 än före den industriella revolutionen. Under 2000-talet beräknas årsmedeltemperaturen i Europa stiga mer än det globala genomsnittet. I slutet av 2000-talet kommer årsmedeltemperaturen, enligt dagens beräkningar, ha stigit med 2.5-4 °C. Den största temperaturförändringen kommer ske under vintern och väntas drabba nordeuropa, Östersjön inkluderad (Solomon, Qin och Manning 2007). Effekterna på marina ekosystem på grund av högre temperatur har studerats på flera platser, t.ex i nordatlanten av Beaugrand (2009), det finns även studier på hur korallrev påverkas av ett varmare klimat (Hoegh-Guldberg m. fl. 2007). Sådan förändring påverkar ekosystem på alla trofiska nivåer, från plankton till toppredatorer (Beaugrand 2009).

Den globala uppvärmningen kommer inte bara att påverka Östersjön direkt med ökad temperatur utan också indirekt genom att driva på förändringen i salthalt och näringstillgång. Med klimatförändringarna kommer nederbörden öka. Effekterna av en ökad nederbörd är mer avrinning vilket leder till mer sötvatten till Östersjön och därmed en lägre salthalt. Dessutom skulle en ökad avrinning leda till ökad transport av näringsämnen (Andersson 2020).

Salthalten vid ytan i Östersjön är beräknad att förändras det kommande århundradet. Den starkast skiktade vattenmassan mellan Åland och Öresund beräknas drabbas hårdast med en kraftig minskad salthalt. Där beräknas salthalten att minska med upp till 1.5-2 g/kg (Meier m. fl. 2012). Salthalten kommer inte förändras lika mycket i de mindre skiktade områdena, norra och östra Östersjön (Meier m. fl. 2012). Den förändring av salthalt som bl.a beräknats av Meier m. fl. (2012) antas orsakas av att en större mängd sötvatten når Östersjön.

Ett ekosystem är en komplex funktionell enhet med identifierbara gränser och en inre homogenitet som består av både biotiska och abiotiska delar (Boje och Tomczak 1980). Dynamiken i ett ekosystem styrs av interaktioner mellan både levande och icke levande faktorer som resulterar i ett flöde av energi som går från det abiotiska genom de trofiska nivåerna i näringsväven. (Boje och Tomczak 1980).

Att kvantifiera hur ekosystem påverkas av förändrade förhållanden kan göras genom att studera ett ekosystems stabilitet, vilket är ett mått på motståndskraft. Stabilitet i ett ekologiskt samhälle beror på minst tre faktorer; diversitet, artsammansättning och interaktionsmönster mellan arter (Ives m. fl. 2003). Interaktionen mellan arter är ett område som inte är lika välstuderat som t.ex diversitet, då sådana studier tidigare krävt kännedom om ett normaltillstånd” vilket kan vara svårt att avgöra (Britten m. fl. 2014). Interaktionen mellan arter kan förändras snabbt som ett resultat av förändrade förhållanden i levnadsmiljö. Platser på högre latitud tenderar att vara extra känsliga och är därför ideala att studera effekterna av klimatförändringar (Durant m. fl. 2020).

En generell representation av dynamisk samhällsstabilitet kommer från en matrisparametriseringen av interaktionsmönster, även kallad *community-matrix*. Denna matris beskriver varabilitet över tid för samhället i formen av ett linjärt dynamiskt system (Britten m. fl. 2014). Interaktionsmönstren finns i koefficienterna för matrisen. Matrisen visar de matematiska egenskaperna, så som magnituden på egenvärdena vilken karakteriserar den teoretiska samhällsdynamiken (Britten m. fl. 2014). Att testa teorier om dynamisk samhällsstabilitet kan vara empiriskt svårt. Det beror delvis på observationsproblem vid övervakning och analys av den högfrekventa dynamiken i ett samhälle (Britten m. fl. 2014). Dessutom kräver de flesta modeller att systemet som undersöks har en jämviktpunkt eller ett väl definerat normaltillstånd från vilken avvikelser kan mätas (Ives m. fl. 2003). En metod för att empiriskt analysera samhällsstabilitet utvecklades av Ives m. fl. (2003), vilket innebar att en *community-matrix* kan appliceras på linjärt statistiska system genom användandet av multivariata autoregressiva modeller, och därigenom anpassas till tidsserier över artförekomst (Britten m. fl. 2014).

Thibaut, Connolly och Sweatman (2012) undersökte två olika modeller för att beräkna interaktionen mellan herbivora fiskar vid 35 korallrev i Australien. Förutom MAR(1)-modellen som Ives m. fl. (2003) utvecklade, vilken är baserad på Gompertz modell, undersöktes också Lotka-Volterra modellen. Lotka-Volterra antar ett linjärt förhållande mellan antal och per capita tillväxttakt till skillnad mot Gompertz modellen som antar linjärt förhållande mellan antalet logaritmerat och per

capita tillväxttakt. Thibaut, Connolly och Sweatman (2012) konstaterar att Gompertz modellen är betydligt bättre vid studier av interaktionsmönster.

En teori, som bekräftats med experimentell data, har konstaterat att temperatur och storlek påverkar växelvarma djurs metabolism (Brown m. fl. 2004). Detta kan leda till förändrade interaktioner mellan organismer (Lindmark 2020), men hur detta fungerar i verkliga system, där många miljöfaktorer simultant påverkar ett system är mindre känt (O'Connor, Gilbert och Brown 2011). Två vanligt förekommande arter längs Sveriges östkust är mört och abborre. Forskning har visat att dessa två arter är konkurrenter, en konkurrens som varierar beroende på individernas storlek (Persson och Eklöv 1995). För juvenila individer så konkurrerar de båda arterna om samma föda, medan större abborre kan verka som predator på mört (Persson och Eklöv 1995). Huruvida interaktionen mellan abborre och mört styrs av förändringar i klimat är dock mindre känt. Tidigare forskning har också kunnat fastställa att mört gynnas av högre halter näringsämnen (Estlander m. fl. 2010). Enligt Bergström m. fl. (2016) påverkas dessa arters populationsstorlekar av miljövariabler, men det är mindre känt hur interaktionen mellan arterna påverkas av förändringar i miljön. Det är således viktigt att studera hur dessa miljövariabler påverkar interaktionerna i ett ekosystem. Därför är det av intresse att studera hur abborre och mörts interaktioner påverkats av förändrad näringstillgång samt förändrad temperatur.

Det har genomförts relativt många experimentella studier som har undersökt interaktionen mellan mört och abborre bl.a. av (Persson m. fl. 1999) (Persson, De Roos och Byström 2007) (Byström, Persson och Wahlström 1998), men denna studien är förmodligen den första som använder en tidsserieanalysmetod för att studera detta.

1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med detta examensarbete är att med tidsserieanalyser studera hur interaktionen mellan abborre och mört varierar längs Sveriges östkust. Mer specifikt så åsyftar detta experiment att undersöka huruvida denna interaktion påverkas av följande variabler; näringstillgång, salthalt och temperatur.

Arbetet kommer utgå ifrån följande frågeställningar:

1. Hur ser interaktionen mellan abborre och mört ut?
2. Hur påverkas interaktionen mellan mört och abborre av temperatur, salthalt och näringshalt?

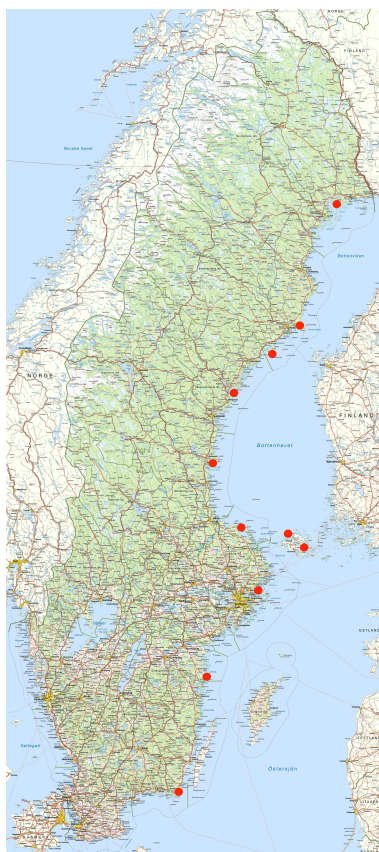
2 Metod

2.1 Data

Mört och abborre är två vanligt förekommande arter i hela Eurasien inklusive Sverige. Arterna är vanliga vid den svenska östkusten samt i många svenska sjöar (Byström och García-Berthou 1999). Tidsseriedata över antalet fångade fiskar per ansträngning (CPUE) erhöles från Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) Aquas databas. Lokalerna är referensområden längs den svenska Östkusten, vilket innebär att de har låg direkt inverkan av mänsklig aktivitet. Dessa arter provfiskades med nät, vilket är en vanlig metod för att få en överblick av fisksamhällen (Olin m. fl. 2016). Aktuell data för varje lokal var sorterad efter storlek och art enligt följande struktur; Abborre > 12 cm, Abborre > 25 cm, Mört > 12 cm, Mört > 25 cm. För lokalen Vaxholm fanns endast tre mätningar och för Kinnbäcksfjärden var CPUE mört noll för flera mätningar. Dessa lokaler uteslöts därför från vidare analys. Individer mindre än 12 cm fångades också vid provfisket, men uteslöts ur analysen då de nät som används endast anses ge en korrekt representation för fiskar större än 12 cm. Näten är lagda på mellan 0-10 meters djup. Provfiskedata fanns tillgänglig från år 2002 till och med 2019, vilket innebär relativt korta tidsserier att applicera en MAR(1)-modell på. Mätningarna är gjorda vid ungefär samma tidpunkt varje år, i mitten av augusti.

Eftersom tidigare forskning har visat att interaktionen mellan abborre och mört ofta är storleksberoende (Persson och Eklöv 1995), togs två potentiella modellstrukturer i beaktan: en storleksstrukturerad och en med samtliga individer större än 12 cm. Eftersom få individer var större än 25 cm så begränsades analysen till att studera fallet med fiskar större än 12 cm. För en storleksstrukturerad analys hade tidsserierna behövt vara noggrannare och innehålla fler datapunkter. På grund utav det kommer inga resultat från testerna med storleksuppdelning presenteras i rapporten då de resultaten inte gav någon signifikans för rapporten.

Data över siktdjup, salthalt och temperatur fanns enbart tillgängligt för elva lokaler, se figur 1. Därför fokuserades studien på dessa elva lokaler och resterande lokaler uteslöts. Siktdjupet är en indikator på näringstillgången (Bergström m. fl. 2016) där ett lågt siktdjup indikerar en hög näringstillgång. För både salthalt och temperatur fanns det två mätningar per mättillfälle, en vid ytan och en vid botten. För att förenkla analysen beräknades medelvärdet för varje lokal och påverkansvariabel.



Figur 1: Kartan visar de elva provfiskelokalerna vars data användes i analysen (Bildkälla: Lantmäteriet)

2.1.1 Grafisk analys av data

För att få en bild över hur CPUE har förändrats under mätperioden, samt hur CPUE kan tänkas påverkas av olika variabler, gjordes grafiska analyser. Den första analysen som gjordes var en graf där antalet fångade individer per ansträngning av varje art (CPUE) plottades mot tiden. En graf av denna typ ger förutom indikation på eventuella "outliers" även en överblick av hur antalet fångster av den aktuella arten har förändrats över tid samt om det finns tillräckligt med data för att göra vidare analyser.

Vidare analyserades förhållandet mellan CPUE och de olika påverkansvariablerna. Detta gjordes grafiskt genom att ta fram medelvärdet för varje art och lokal och plotta det mot medelvärdet för motsvarande påverkansvariabel. Samtliga lokaler plottades i en graf och det generade tre grafer per art, en för varje påverkansvariabel.

2.2 Multivariat AR(1) modell

För att studera interaktionen mellan mört och abborre användes en multivariat autoregressiv modell av ordning 1 (MAR(1)-modell) som bygger på Gompertz modell, se ekvation 1. Ordningen på en autoregression står för antalet föregående värden i serien som används för att förutsäga värdet vid en aktuella tiden, i detta fallet 1.

$$\mathbf{X}_t = \mathbf{A} + \mathbf{B}\mathbf{X}_{t-1} + \mathbf{E}_t, \quad \mathbf{E}_t \sim MVN(0, R) \quad (1)$$

X_t är en $p \times x - 1$ vektor med logaritmerade populationensstorlekar för tiden t , A är en $p \times x - 1$ vektor med konstanter, B är en $p \times x - p$ matris vars element $B_{i,j}$ beskriver effekten av den logaritmerade abundansen av art j på per capita populationstillväxttakten för art i . Att ta fram B matrisen är det denna studie kommer fokusera på. E_t är en $p \times x - 1$ vektor med processfelet vilket är multivariat normalfördelning med medelvärde 0 och kovariansmatris R (Ives m. fl. 2003).

2.2.1 Uppställning av MAR(1)-modell

Innan modell-parametrarna skattades logaritmerades data för att kunna använda den linjära differensekvationen, MAR(1)-modellen (ekvation 1). Data standardiserades därefter enligt ekvation 2 för varje enskild tidsserie. Data standardiserades för att få alla variabler på samma skala. Standardiseringen gör vidare att model-lintercept, dvs. A -vektorn, inte behöver skattas utan sätts till noll (Holmes, Ward och Scheuerell 2014b).

$$Z = \frac{x - \mu}{\sigma} \quad (2)$$

För att beräkna MAR(1)-modellen användes MARSS-paketet i R-studio. MARSS-paketet ger maximum likelihood parameteruppskattningen för linjära multivariata

autoregressiva state space modeller anpassade till multivariat tidsseriedata (Holmes, Ward och Scheuerell 2014b). Vid uppställning av MAR(1)-modellen med MARSS-paketet i R-studio valdes $tinitx = 0$ vilket innebär även initialvärden skattas till skillnad mot $tinitx = 1$ där inte initialvärden skattas (Holmes, Ward och Scheuerell 2014b). Att ansätta $tinitx = 1$ påskyndar och stabiliserar anpassningen vilket är fördelaktigt för större tidsserier (Holmes, Ward och Scheuerell 2014a), men då tidserierna i denna analys är korta gynnas inte modellen av att ansätta $tinitx = 1$.

De tillgängliga tidserierna över CPUE per lokal är begränsade vilket gör att så få parametrar som möjligt önskas skattas, för att minimera osäkerheten i modellen. Variation i data som inte förklaras av modellen, till exempel ytterligare arter eller påverkansvariabler, vilket inte explicit modelleras hamnar i modellens fel, $E_t \sim MVN(0, R)$. Processfelet R antogs vara oberoende mellan arter och således skattades en $p \times p$ diagonal kovariansmatris. Då de tillgängliga tidsserierna är korta kunde inte ett observationsfel urskiljas och skattas. Resterande parametrar i MARSS-modellen testades fram genom ekologiska antaganden.

Modellen skattades för varje lokal, vilket resulterade i att elva olika B-matriser erhöles. Resultaten för B-matrisen brukar normalt ligga i intervallet $[-1, 1]$. Efter de första körningarna varnade programmet att modellen inte konvergerade, vilket löstes genom att istället använda maximum likelihood metoden och BFGS algoritmen (Holmes, Ward och Scheuerell 2014b) för att skatta parametrarna. Maximum likelihood är en metod som används för att skatta parametrar av en sannolikhetsfördelning genom att maximera en sannolikhetsfunktion så att under de statistiska antaganden den observerade datan är mest sannolik. Broyden – Fletcher – Goldfarb – Shanno (BFGS) är vid optimering en iterativ metod för att lösa obegränsade olinjära optimeringsproblem, BFGS tillhör quasi-Newton metoder (Holmes, Ward och Scheuerell 2014a).

Resultaten som erhålls från MAR(1)-modellen är fyra interaktion där varje interaktion har ett värde i intervallet $[-1, 1]$:

- $b_{1,1}$ = Abborres täthetsberoende
- $b_{1,2}$ = Mörts påverkan på abborre
- $b_{2,1}$ = Abborres påverkan på mört
- $b_{2,2}$ = Mörts täthetsberoende

För $b_{x,y}$ avgör värdet på interaktionen vilken påverkan art y har på art x . Om

interaktionen $b_{x,y}$ är 0 har art y ingen påverkan på art x. Ju närmare -1 interaktionen är ju större negativ påverkan har art y på art x. Om interaktionen istället har ett värde nära 1 har art y en positiv påverkan på art x (Holmes, Ward och Scheuerell 2014a).

För $b_{x,x}$, vilket är artens täthetsberoendet, gäller att ju närmare 0 interaktionen är ju mer täthetsberoende är arten. Om interaktionen istället är nära 1 så innebär det att arten är täthetsberoende (Holmes, Ward och Scheuerell 2014a). Om istället värdet på interaktionen är negativt så sker överkompenserande täthetsberoende där ett *boom – bust* mönster där höga och låga tätheter alterneras på varandra följande tidpunkter (Ives m. fl. 2003).

2.2.2 Modellantaganden

En MAR(1)-modell antar att processfelet är normalfördelat med medelvärde 0 och tidsmässigt oberoende, alltså ingen korrelation i residualen. Dessa antaganden kontrollerades för att styrka resultaten (Holmes, Ward och Scheuerell 2014a).

Det första av dessa två antaganden testades grafiskt genom att modellresidualerna för varje lokal togs fram med kommandot *MARSSkfs* (Holmes, Ward och Scheuerell 2014a). Residualerna testades grafiskt med en Q-Q plot. En Q-Q plot är en sannolikhetsgraf där två fördelningar jämförs genom att kvantilerna plottas mot varandra. Om punkterna för plotten ligger vid den heldragna linjen i grafen så kan normalfördelning antas, se appendix II. Även om modellresidualerna inte är normalfördelade kan MAR(1)-modellen användas då modellen inte är så känslig för just detta antagandet (Ives m. fl. 2003).

För att kontrollera det andra antagandet dvs. att processfelen inte är tidsmässigt korrelerade användes kommandot *acf* i R-studio (Holmes, Ward och Scheuerell 2014a). Det gav en grafisk bild över korrelation i residualen där korrelationen för residualen i varje tidssteg jämförs, se appendix II.

2.3 Analys

2.3.1 Korrelation mellan påverkansvariablerna

Eftersom lokalerna som undersöktes är utspridda längs Östkusten finns det en geografisk gradient från söder till norr vilket gör att påverkansvariablerna kan

vara korrelerade. Genom att kontrollera korrelationen kan också multikollinearitet undvikas. Då Holmön och Gaviksfjärden saknade varsin mätning av salt-halt kontrollerades korrelationen för de år det fanns fullständiga mätningar av påverkansvariablerna för samtliga lokaler. Numeriska värden på korrelationen mellan påverkansvariablerna togs fram med funktionen $cor()$ och metoden Kendall i R-studio. Ett Kendalls Tau korrelationstest är ett icke-parametriskt test vilket används då både normalfördelade och icke normalfördelade dataserier finns. Kendalls Tau nollhypotes är att data inte är beroende. Med en signifikansnivå på 5% förkastas nollhypotesen och det finns korrelation mellan påverkansvariablerna om p-värdet är mindre än 0.05.

Vid hypotesprövning används p-värde som en metod att bevisa en nollhypotes. P-värdet är ett sannolikhetsvärde som utifrån den bestämda signifikansnivån avgör om den aktuella nollhypotesen förkastas eller bekräftas. Vanligast är att jämföra ett värde på testvariabeln med en 0.05-quantil vilket innebär en felrisk på 5 % (signifikansnivå på 5 %). P-värdet beräknas från värdet på testvariabeln vilket är sannoliketen att erhålla exakt det värdet eller ett mer extremt värde från fördelningen av stickprovsvariabeln, vilket nollhypotesen anger (Hung m. fl. 1997).

2.3.2 Interaktion mellan abborre och mört

För att få en överblick hur interaktionen mellan abborre och mört ser ut, för samtliga lokaler, skapades ett histogram för varje interaktion ($b_{1,1}$, $b_{1,2}$, $b_{2,1}$, $b_{2,2}$). Varje interaktion motsvarar ett element av B-matrisen som erhållits från MAR(1)-modellen. Medelvärdet för varje interaktion inkluderades i histogrammet.

För att kunna analysera hur salthalt, näringstillgång och temperatur påverkar interaktionen mellan arterna plottades den aktuella interaktionen för en lokal med motsvarande påverkansvariabel. För att kunna se om det fanns en positiv eller negativ korrelation mellan påverkansvariabeln och interaktionerna användes linjär regression, ekvation 3:

$$\hat{\beta}_{ij,kl} = \alpha_{ij,l} + \gamma_{ij,l}Y_{kl} + e_{ij,kl} \quad (3)$$

Där $\hat{\beta}_{ij,kl}$ är den skattade interaktionen mellan art j och i för lokal k och påverkansvariabel l , $\alpha_{ij,l}$ är interceptet för interaktionen mellan art j och i för påverkansvariabel l , $\gamma_{ij,l}$ är regressionens lutningen för interaktionen mellan art j och i för påverkansvariabel l , Y_{kl} är medelvärdet av påverkansvariabeln för lokal k och påverkansvariabel l ,

$e_{ij,kl}$ är residualen för det skattade värdet av interaktionen mellan art j och i för lokal k och påverkansvariabel l .

Förklaringsgraden r^2 för varje linjär regression beräknades, och trendlinjens signifikans evaluerades genom att p-värdet beräknades. Förklaringsgraden r^2 innebär att x % av variationen i den beroende variabeln (interaktionen) kan förklaras med variationen i den oberoende variabeln (påverkansvariabeln). Nollhypotesen för en linjär regression är att det inte finns någon signifikant trend. Med en signifikansnivå på 5 % gäller att om $p < 0.05$ kan nollhypotesen förkastas och en statistisk signifikant trend finns. Om p-värdet är större än 0.05 kan det innebära att trenden i modellen beror på slumpmässiga faktorer istället för faktorer i modellen.

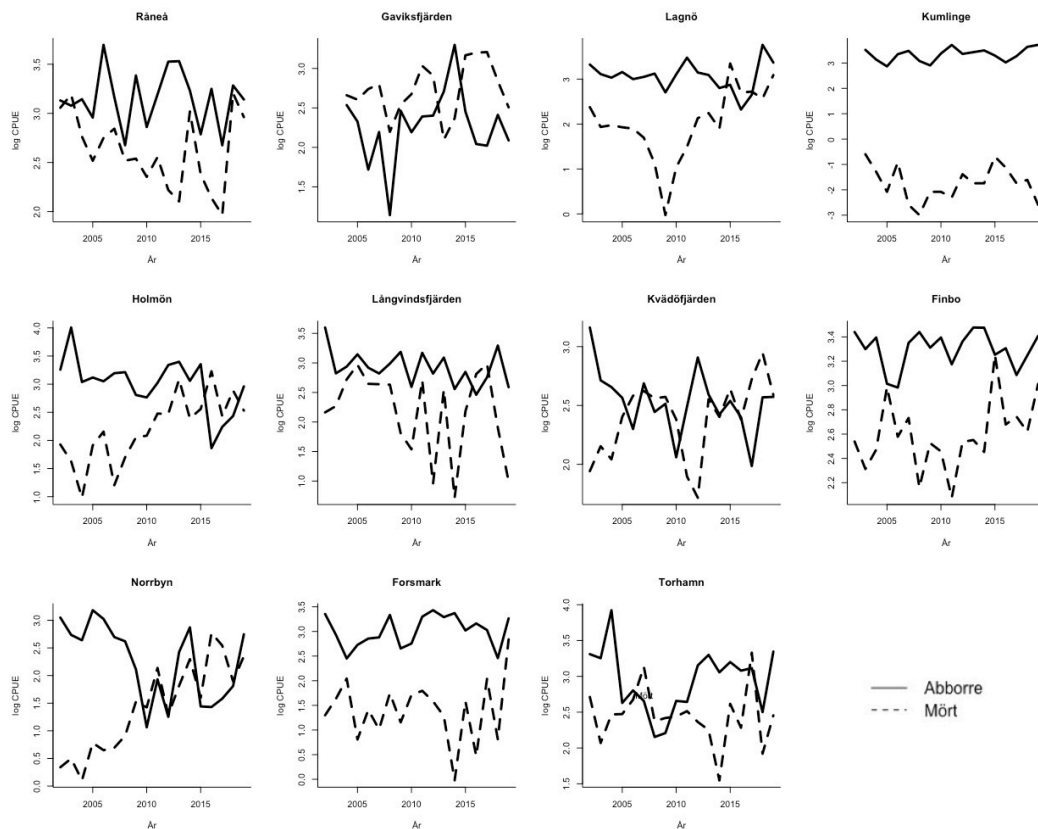
Enbart linjär regression testas i denna studien. Det finns fler metoder för att analysera trender som skulle kunna användas, t.ex Theil–Sen estimator vilket är analys som är mindre känslig för outliers än en vanlig linjär regression.

3 Resultat

3.1 Grafisk analys av data

3.1.1 CPUE över tid

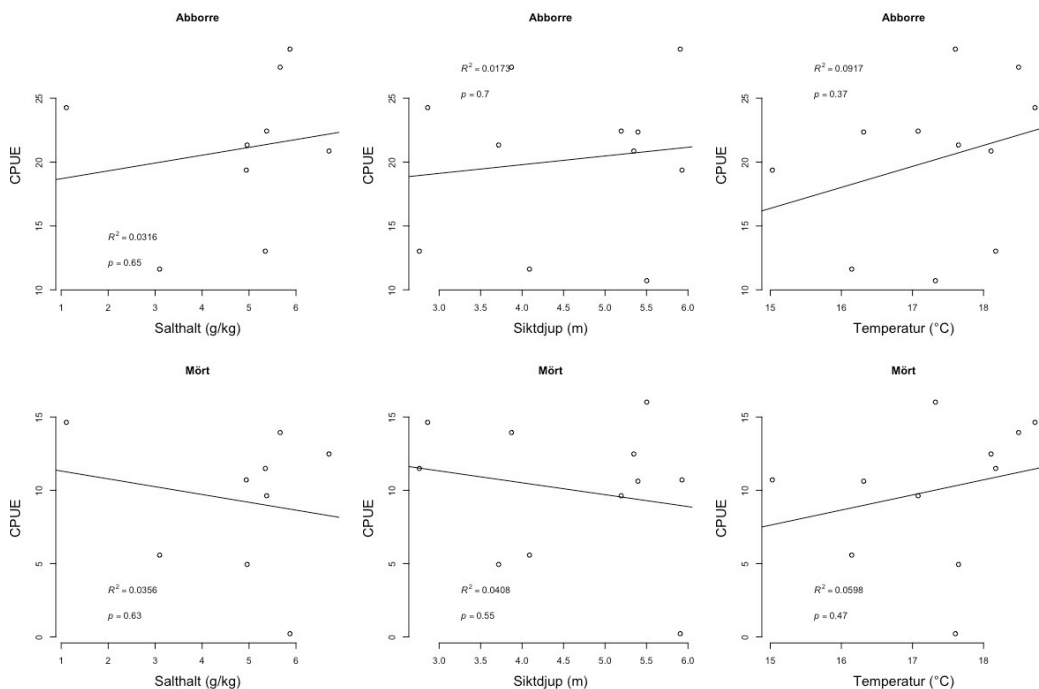
I figur 2 presenteras rådata av CPUE över tid grafiskt. CPUE presenteras logaritmerat då skillnaden i den faktiska CPUE mellan arterna är stor för vissa lokaler, exempelvis Kumlinge. Det som kan konstateras utifrån figur 2 är att det generellt fångades mer abborre än mört per ansträngning under provfisketillfällena. För flera lokaler har skillnaden i CPUE mellan mört och abborre förändrats över perioden för provfisket. För lokalerna Holmön, Lagnö, Norrbyn och ForsMARK har skillnaden mellan CPUE abborre och CPUE mört nästan försvunnit de senaste åren. Vidare kan man utläsa att CPUE varierar kraftigt mellan olika år för flera lokaler.



Figur 2: Förändring av CPUE för mört och abborre för samtliga lokaler

3.1.2 CPUE och påverkansvariabler

I figur 3 presenteras graferna över CPUE för abborre och mört mot de olika påverkansvariablerna. Graferna indikerar att CPUE abborre ökar med ökat siktdjup och salthalt medan CPUE mört minskar med ökat siktdjup och salthalt. Ingen av regressionerna är statistiskt signifikanta då de beräknade p-värdena för dessa grafer är större än 0.05. Temperaturgraferna indikerade att CPUE mört och CPUE abborre ökar vid högre temperatur. Regressionerna för dessa grafer har ett beräknat p-värde över 0.05, vilket innebär att nollhypotesen ej kan förkastas och ingen statistiskt säkerställd trend kan konstateras. Förklaringsgraderna för de olika graferna är också låg, $r^2 = 1.7 - 9.2\%$.



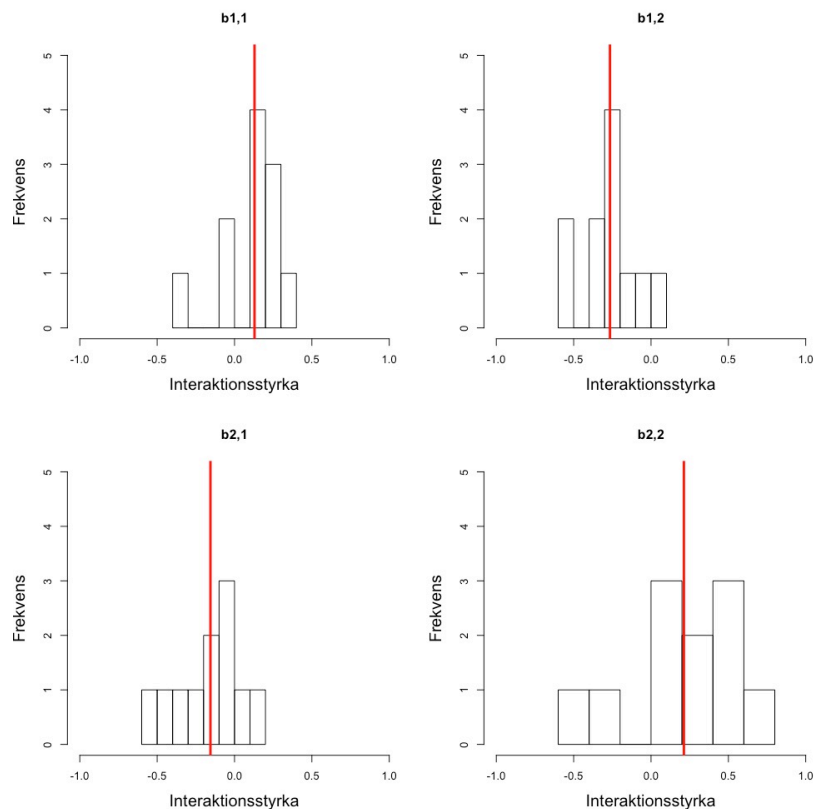
Figur 3: Grafisk presentation över CPUE abborre och mört mot salthalt, siktdjup och temperatur. Graferna baseras på medelvärden från varje lokal.

3.2 Artinteraktion

Figur 4 visar att abborre och mört tenderar att påverka varandra negativt. Specifika värden på interaktionerna för varje lokal ges i appendix II. I histogrammet kan man se att värdena för $b_{1,2}$ är negativa för alla lokaler utom en, vilken är Långvindsfjärden. Det innebär att mört generellt har en negativ påverkan på abborre, vilket även medelvärdet visar på. Abborres påverkan på mört, resultaten i $b_{2,1}$, är också till stor del negativa. Här är interaktionen enbart positiv för två lokaler, vilka är Råneå och Gaviksfjärden. Både mört och abborre har således negativ påverkan på den andra arten. Medelvärdet och standardavvikelsen för $b_{1,2}$ är $-0.265(0.191)$ och för $b_{2,1}$ $-0.156(0.216)$ vilket innebär att mört generellt har en större negativ effekt på abborre än abborre har på mört.

Om interaktionerna $b_{1,1}$ och $b_{2,2}$ har ett värde nära noll är arten kraftigt täthetsberoende. Desto längre ifrån noll värdet på $b_{1,1}$ och $b_{2,2}$ är ju mer täthetsberoende är arten. I figur 4 ser man att medelvärdet för abborre ($b_{1,1}$) ligger närmare noll än det gör för mört ($b_{2,2}$), vilket innebär att abborre är mer täthetsberoende än mört. Me-

delvärdet och standardavvikelsen för $b_{1,1}$ är 0.129(0.196) och för $b_{2,2}$ 0.212(0.344). Standardavvikelsen för $b_{2,2}$ är betydligt högre än $b_{1,1}$ vilket innebär att värdena i $b_{2,2}$ avviker mer från medelvärdet.



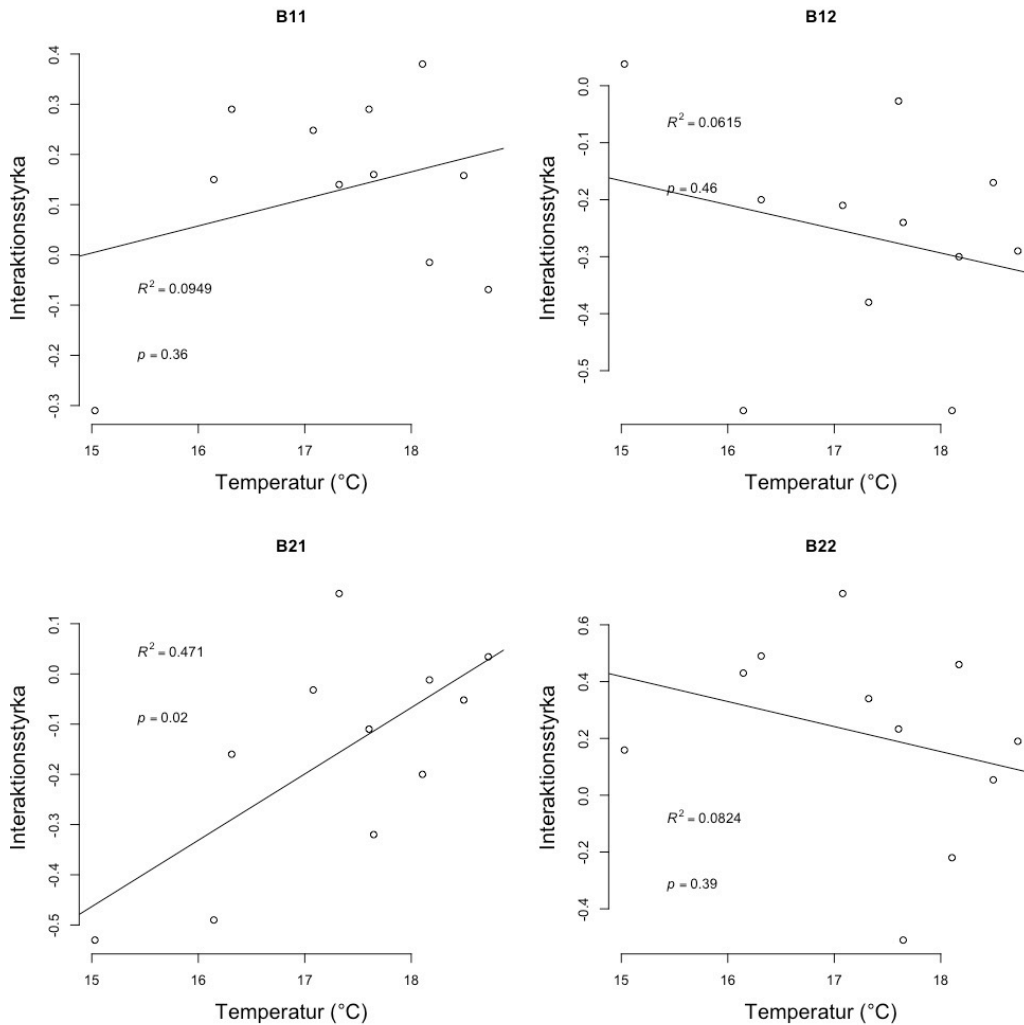
Figur 4: I graferna presenteras de resultat som erhöles från MAR(1)-modellen grafiskt. $b_{i,j}$ är effekten art j har på art i , där i är rader och j är kolumner i den aktuella B-matrisen. Storleken på värdena avgör hur stark påverkan en art har på den andra medan tecknet avgör om det är positiv eller negativ påverkan. I figuren är abborre rad ett ($i=1$) och kolumn ett ($j=1$) medan mört är rad två ($i=2$) och kolumn två ($j=2$). Abborres täthetsberoende ($b_{1,1}$), Mörts påverkan på abborre ($b_{1,2}$), Abborres påverkan på mört ($b_{2,1}$), Mörts täthetsberoende ($b_{2,2}$)

3.3 Påverkansvariablers effekt på interaktionen

Nedan presenteras resultaten över förhållandet mellan påverkansvariablerna och de fyra interaktionerna. I graferna undersöktes enbart linjärt samband på grund av det begränsade antalet datapunkter. Temperatur är den enda påverkansvariabel som ger en signifikant trend för någon av de fyra interaktionerna. I varje enskild graf presenteras förklaringsgraden r^2 och p-värdet för regressionen.

3.3.1 Temperatur

Ur grafen över abborres påverkan på mört ($b_{2,1}$) kan en förklaringsgrad på 47 % utläsas. Det är en väldigt hög förklaringsgrad i jämförelse med resterande grafer där förklaringsgraden ligger på $b_{1,1}$ 9.5 %, $b_{1,2}$ 6.2 %, $b_{2,2}$ 8.2 %. Interaktionen $b_{2,1}$ är i sammanhanget också unik som den enda regressionsmodellen som är statistiskt signifikant med ett p-värde < 0.05 . Det innebär att nollhypotesen kan förkastas och att det finns en statistiskt säkerställd trend. Man kan även se att temperatur har en kraftig påverkan på interaktionen. Grafen visar att abborre har stark negativ påverkan på mört vid temperaturer runt 15 °C, en negativ påverkan som minskar och närmar sig noll med ökad temperatur.

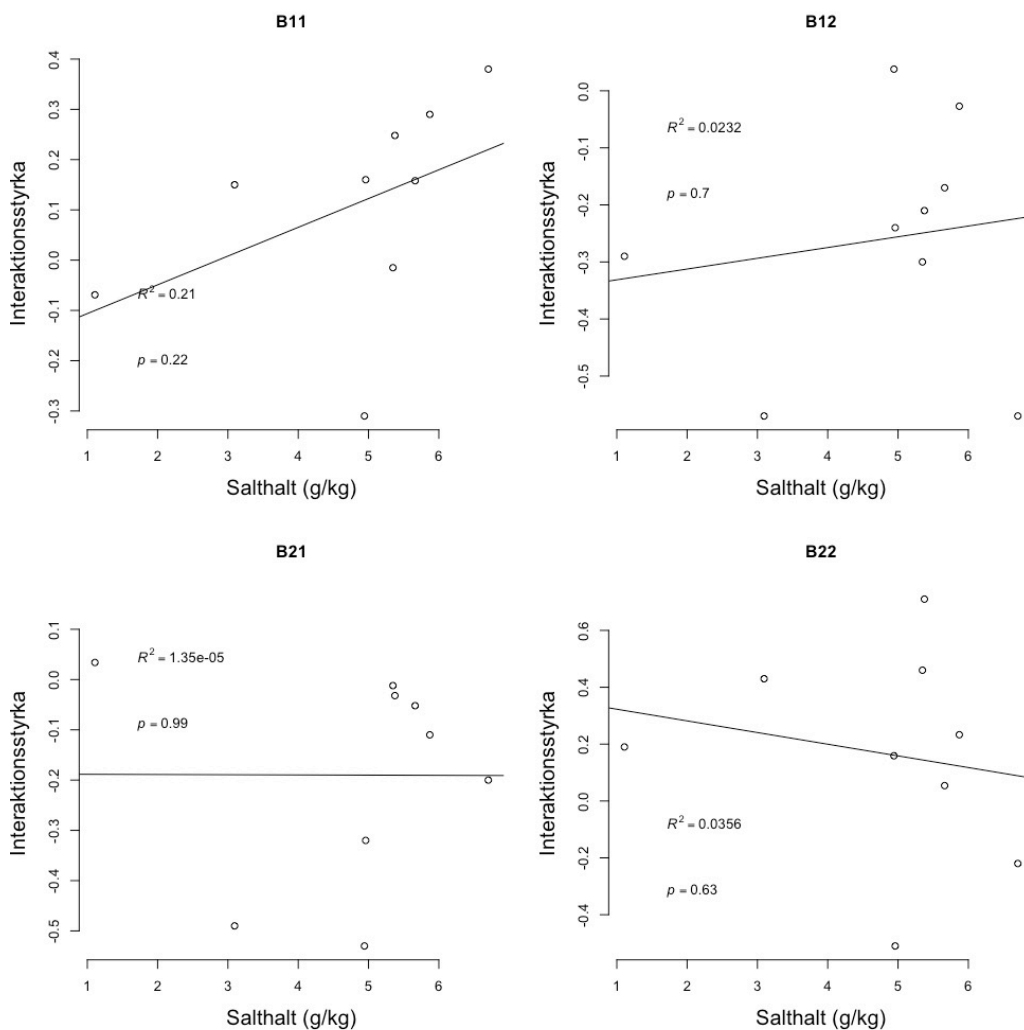


Figur 5: Medeltemperaturens effekt på interaktionen presenterad i fyra grafer, en för varje interaktion

3.3.2 Salthalt

I figur 6 presenteras förhållandet mellan de olika elementen av interaktionsmatrisen och medelsalthalt. I Grafen för interaktionen $b_{1,1}$ kan ett r^2 värde på 0.21 utläsas. 21 % är en relativt stark förklaringsgrad jämfört med resterande grafer. Det syns även tydligt att det finns en datapunkt som är starkt skild från övriga. Denna bidrar sannolikt till att det inte finns någon signifikant trend då p-värdet är 0.22.

För $b_{1,2}$ och $b_{2,2}$ är förklaringsgraden endast 2.3 % respektive 3.6 %. Regressionen för interaktionen $b_{2,1}$ har ännu lägre förklaringsgrad 0.0014 %. P-värdet för samtliga grafer är högre än 0.05, vilket innebär att nollhypotesen inte kan förkastas och att det inte finns någon signifikant trend.

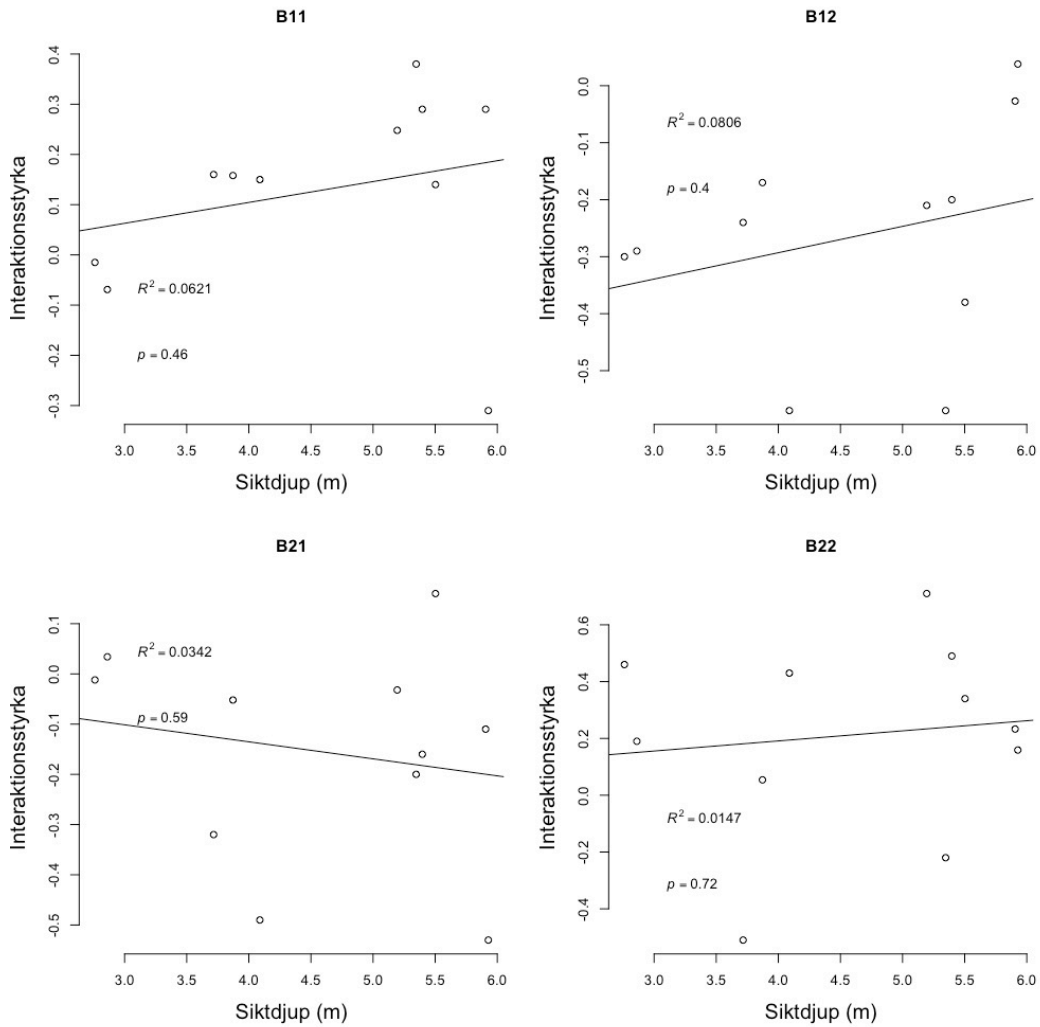


Figur 6: Graf över de fyra olika interaktionsmatriserna plottade mot medelsalthalt för varje lokal

3.3.3 Siktdjup

I figur 7 är elementen i interaktionsmatrisen plottade mot det uppmätta siktdjupet för varje lokal. För samtliga fyra grafer gäller en låg förklaringsgrad av trendlinjen. Interaktionen $b_{1,2}$ förklaras bäst av trendlinjen, då ca 8 % av data förklaras. Resterande grafer har en förklaringsgrad på ca 1.5-6.2 %. Ingen av graferna har ett p-värde < 0.05 vilket innebär att nollhypotesen inte kan förkastas för någon av graferna och ingen signifikant trend finns i data.

I graferna $b_{2,1}$ och $b_{2,2}$ ser punkterna ut att vara utspridda och inget tydligt mönster i data kan ses. Det är även de graferna som har lägst förklaringsgrad och trendlinjen indikerar lite påverkan av siktdjup för de interaktionerna. I grafen $b_{1,1}$ är punkten för den lägsta interaktionsstyrkan (-0.3,6.0) och är tydligt skild från resterande punkter. Det är stor sannolikhet att både förklaringsgraden och p-värdet blivit betydligt bättre utan denna lokal.



Figur 7: Graf över de fyra olika interaktionsmatriserna plottade mot medelsiktdjup för varje lokal

4 Diskussion

I denna studie användes tidsserier från elva lokaler för att undersöka hur interaktionen mellan mört och abborre påverkas av förändrad salthalt, siktdjup och temperatur. Resultaten konstaterar att både mört och abborre är täthetsberoende. Att en art är täthetsberoende innebär att tillväxttakten, immigration, födsel, eller dödlighet varierar med storleken på populationen (Hixon och Johnson 2009). Vidare visar undersökningen att abborres effekt på mört tenderar att vara temperaturberoende. Inga andra interaktioner visar en statistiskt signifikant trend med någon av påverkansvariablerna. Det finns inga tidigare studier som undersökt hur mört och abborre påverkar varandra med hjälp av tidsserieanalyser, vilket gör denna studien den första av sitt slag. Fördelen med tidsserieanalys är att man observerar systemet som det är och inte använder olika experimentuppställningar. Dock finns det begränsningar med observationsstudier. Selektiviteten för nätfiske påverkas t.ex. av temperatur.

Enbart linjär regression har använts för att studera trender i denna studie. I $b_{1,1}$ graferna för både salthalt och näringstillgång finns en punkt som troligtvis har stor påverkan på att trendlinjen inte är signifikant. Potentiellt skulle man kunna använda Theil-Sen estimator istället för linjär regression vilket skulle minska påverkan av outliers i dessa grafer.

4.1 Medeltäthet

För ett par lokaler skiljer sig CPUE ganska kraftigt mellan vissa år, både för mört och abborre. Att CPUE varierar över tid kan bero på fler faktorer än förändrad populationsstorlek. Olin m. fl. (2016) undersökte hur pålitligt nätfiske är. De konstaterar att ingen linjäritet mellan antalet fiskar och CPUE kunde ses. I Olin m. fl. (2016) rapport konstateras att det finns faktorer utöver tillgången på fisk som påverkar ett näts förmåga att fånga individer trots att CPUE är beroende av fisktätheten. Dessa faktorer är t.ex. siktdjup, temperatur och syretillgång. Enligt Olin m. fl. (2016) har flera tidigare studier konstaterat en ökad aktivitet bland fiskar vid förhöjd temperatur, en ökad aktivitet leder till högre fångstförmåga av näten. Även vattenmassor med större siktdjup indikerade ökad aktivitet bland fiskar och fler fångster i studien.

Att graferna över CPUE och påverkansvariablerna i denna studie inte visar på en signifikant trend kan bero på både populationsstorlek och faktorer som påverkar nätens förmåga att fånga individer. Som Olin m. fl. (2016) beskriver finns det flera faktorer som påverkar CPUE. Även om deras studie är genomförd på sjöar och

förhållandena således kan skilja sig åt mot de lokaler som är aktuella i denna studie, så ger deras resultat en indikation på vad som kan styra CPUE. Att det inte finns någon signifikant trend för CPUE över salthalt, siktdjup och temperatur kan bero på att olika förutsättningar för de olika lokalerna i denna studien. Det är stora geografiska avstånd så skillnader i exempelvis syrehalt, föda, predation och ekosystem kan antas ha en påverkan på CPUE utöver undersökta påverkansvariabler. Salthalt, siktdjup och temperatur kan fortfarande ha en påverkan på CPUE om än inte en signifikant sådan enligt resultaten i denna studien.

Det finns studier som bevisar korrelation mellan abborre, mört och de aktuella påverkansvariablerna. Enligt Estlander m. fl. (2010) påverkas abborres diet av siktdjupet. Ett litet siktdjup begränsade abborres förmåga att fånga zooplankton, en begränsning som inte sågs för mört. Begränsningen påverkar abborres förmåga att växa till sig och ger mört en konkurrensfördel. Även om graferna inte har en signifikant trend kan man ana att abborre gynnas av ett större siktdjup, medan mört gynnas av ett lägre siktdjup precis som Estlander m. fl. (2010) konstaterar.

Bergström m. fl. (2016) genomförde en liknande analys av tidsseriedata som figur 3. I deras studie undersöktes bland annat korrelationen mellan olika fiskar och påverkansvariablerna salthalt, siktdjup och temperatur. Fiskarna de undersöker är både abborre och karpfisk, ett släkte där mört ingår. Bergström m. fl. (2016) använder också siktdjup som en indikation av näringstillgång precis som i denna rapport.

Bergström m. fl. (2016) resultat konstaterar precis som Estlander m. fl. (2010) en korrelation mellan karpfisk och siktdjup samt att CPUE karpfisk är större i områden med lågt siktdjup. Däremot kunde de inte konstatera en korrelation med övriga påverkansvariabler och karpfisk. Deras resultat skiljer sig åt mot resultaten i denna studie då ingen korrelation mellan mört och siktdjup kunde bevisas i denna studie. Bergström m. fl. (2016) studie är genomförd på över 40 lokaler varav flera lokaler är samma som i denna studie. Ett större dataset kan förklara skillnaderna i resultat mellan deras och denna studie. Ett större dataset gör att varje individuell datapunkt står för en mindre andel av resultatet och extremvärdens påverkan minskar. Deras studier innehåller även lokaler som inte klassas som referensområden (områden med låg mänsklig påverkan) vilket kan påverka data från dessa lokaler. Vidare visar resultaten av Bergström m. fl. (2016) att CPUE abborre också är korrelerad till siktdjup. CPUE för abborre påverkas varken negativt eller positivt av siktdjup mellan 2 - 6 m medan större eller lägre siktdjup påverkar CPUE av abborre negativt. De aktuella siktdjupen i denna studie är mellan 3 - 6 m vilket faller inom det intervallet Bergström m. fl. (2016) konstaterar inte påverkar

CPUE abborre, vilket kan förklara resultaten i figur 3.

En delgraf i figur 3 som kan ifrågasättas är CPUE abborre mot salthalt. Trendlinjen indikerar en positiv ökning av CPUE då salthalten ökar. Abborre är en sötvattenfisk och kan inte leva i en miljö med för hög salthalt (Overton m. fl. 2008). Den högsta uppmätta salthalt i denna studie är ca 6 g / kg. De resultaten som Bergström m. fl. (2016) presenterar tyder på att CPUE för abborre minskar med ökande salthalt, de har dock data med betydligt högre salthalter i sin analys. Effekten salthalt har på abborre verkar dessutom bero på den aktuella temperaturen. Overton m. fl. (2008) konstaterar i sin studie att en salthalt på 13 g / kg inte påverkar dödligheten av abborre för temperaturer under 15 °C medan en 50 % dödlighet uppnås efter 62 timMAR om temperaturen är 25 °C. Dessa resultat är baserade på abborre i sötvatten och man bör ta hänsyn till att abborre som finns i södra Östersjön har en annan tolerans för salt än abborre i sjömiljö samt abborre i Bottenviken (Overton m. fl. 2008). Att fiskarna i studien finns över stora geografiska områden med skilda levnadsmiljöer kan kan påverka resultaten i studien till viss del.

4.2 Interaktionsstyrkor

Enligt resultaten från MAR(1)-modellen påverkar både abborre och mört den andra arten negativt. Mört och abborre konkurrerar om samma habitat och föda, interspecifik konkurrens (Persson och Greenberg 1990). Därför är det rimligt att arterna har en negativ påverkan på varandra. Konkurrensen mellan mört och abborre har beskrivits i många studier som asymmetriskt där abborre är den som missgynnas mest vid konkurrens om zooplankton (Bartels m. fl. 2012). Vidare förklarar Bartels m. fl. (2012) ett förändrat födobeteende hos abborre då mört är närvarande. Vid avsaknad av mört är hinnkräftor den primära födokällan för abborre, men då mört är närvarande består dieten istället av hoppkräftor, vilket visar på hur abborre måste anpassa sig vid närvaro av mört.

Mört och abborres interaktion tenderar att skilja sig beroende på storleken på individerna. Enligt en studie genomförd av Mittelbach och Persson (1998) övergår abborre till fiskätare när den når en storlek på ca. 11-16 cm vilket också Jacobson, Bergström och Eklöf (2019) studie bekräftar. När fisk är en del av abborres föda ingår bland annat mört (så kallad intraguild predation, dvs. att abborren både konkurrerar med och äter mört) även mindre abborre (kannibalism) ingår i dennes föda (Persson och Roos 2011). Att inkludera intra-guild predation och kannibalism i studien hade varit intressant, men enligt Mittelbach och Persson (1998) krävs det en abborre på över 20-30 cm för att potentiellt äta en annan fisk

som är 12 cm. Den tillgängliga data som erhöles för denna studie höll inte den noggrannhet som krävs för en sådan undersökning, utan det hade behövts säkert data på fiskar mindre än 12 cm.

4.3 Effekt av påverkansvariabler på interaktionen

Abborre har en kraftigt negativ effekt på mört vid temperaturer runt 15 °C, en effekt som närmar sig noll vid ökande temperatur. Då klimatet i framtiden kommer att bli varmare tyder resultaten på att abborre kommer att ha en mindre reglerande roll för mört i framtida klimat. Forskarna har beräknat att det kommer ske en temperaturökning i storleksordningen 3 - 5 °C i Österjön under det närmaste århundradet (HELCOM, 2007). Om de beräkningarna stämmer visar resultaten i denna studie att abborres reglerande effekt på mörten kommer att minska till följd av klimatförändringarna.

Både Huss m. fl. (2019) och Sandström, Neuman och Thoresson (1995) har undersökt hur abborre i Biotestsjön påverkas då vattentemperaturen ökar. Huss m. fl. (2019) undersökte hur högre temperatur påverkar tillväxten hos abborre. De konstaterar att enbart tillväxten hos småabborre ökade vid högre temperatur medan större abborre hade samma tillväxt i Biotestsjön som i referenslokalen. Om småabborre växer snabbare kommer de troligtvis nå stadiet där intraguild predation (Persson och Roos 2011) är en faktor tidigare, vilket skulle påverka mört negativt. Enligt Broughton och Jones (1978) växer även mört snabbare då vattentemperaturen ökar. Hur växtförhållandet mellan abborre och mört i samma miljö ser ut då temperaturen ökar är inte känt. Sandström, Neuman och Thoresson (1995) konstaterar i sin undersökning att abundansen för abborre ökade med högre vattentemperatur, samtidigt som dödligheten ökade för större individer. Även om abborre når den storlek där den negativa effekten på mört ökar tyder resultaten av Sandström, Neuman och Thoresson (1995) att denna effekt eventuellt inte har så stor påverkan då dödligheten samtidigt ökar för abborre av sådan storlek.

Persson (1986) har undersökt temperaturs påverkan på abborre och mört födosökande. De konstaterar att mört är en mindre effektiv jägare än abborre vid temperaturer under 15 °C, en skillnad som minskar mellan 15-18 °C för att över 18 °C vara helt utjämnad. Från 15 °C ökar även hastigheten mört simmar exponentiellt med ökande temperatur, medan abborres hastighet enbart ökar marginellt. Persson (1986) konstaterar mört gynnas av högre temperatur vid födosökande, och att konkurrensen från abborre blir mindre påtaglig.

Resultaten i denna studie innehåller enbart temperaturer på ca 15 °C till 18 °C vilket är samma intervall som Persson (1986) ser störst förändring av mörts födobeteende. Deras studie bygger på experiment genomförda i sjömiljö vilket innebär att det finns skillnader i miljö mellan denna studie och den av Persson (1986). Hur grafen över abborres effekt på mört mot temperatur skulle se ut om det fanns data för temperaturer utanför intervallet 15 °C till 18 °C går inte att säga. Det hade varit intressant att undersöka om det finns samband med resultaten från studien av Persson (1986). Det finns troligtvis många ekologiska och fysiologiska orsaker till att abborres effekt på mört förändras med förändrad temperatur, och många studier konstaterar förändringar hos både abborre och mört då temperaturen förändras .

Alla mätningar som ligger till grund för denna studien är tagna i augusti. Om förhållandet ser annorlunda ut på årsbasis när temperaturerna således är lägre går inte att svara på utan vidare analys med mer kompletta tidsserier. Enligt en studie av Van Dijk, Staaks och Hardewig (2002) är den optimala temperaturen för mört skaffa föda och växa i ca 26 °C, medan motsvarande temperatur för abborre är 23 °C (Mélard, Kestemont och Grignard 1996). Det tyder på att mörtens konkurrensfördel mot abborre först kommer att bli mer påtaglig då temperaturen närmar sig 26 °C, vilket inte kan bevisas med de tidsserierna aktuella i denna studie.

Som tidigare nämnt kunde ingen signifikant trend konstateras mellan arterna och siktdjup. Enligt Bartels m. fl. (2012) kan dock siktdjupet påverka konkurrensen mellan mört och abborre vilket också Estlander m. fl. (2010) bekräftar. Båda studierna konstaterar att abborre missgynnas till fördel för mört då siktdjupet är lägre. Dessa studier är genomförda i humösa sjöar vilket inte motsvarar miljön i Östersjön. Även om trenderna inte är statistiskt signifikanta indikerar figur 7 att mört har en konkurrensfördel vid lågt siktdjup som minskar ju större siktdjupet blir. Att ingen signifikant trend kan bekräftas i resultaten kan bero på flera anledningar. Som tidigare nämnt är analyserna gjorda på relativt korta tidsserierna vilket ökar osäkerheten i analysen.

Holmes, Ward och Scheuerell (2014b) och Ives m. fl. (2003) använder en annan metod för att anpassa interaktion efter påverkansvariabler. I texten av Holmes, Ward och Scheuerell (2014b) undersöks interaktionen mellan älg och varg i nordamerika, i deras undersökning adderas kovariaterna i MAR(1)-modellen. Denna metod användes också av Ives m. fl. (2003) i deras undersökning av planktonsamhällen och planktonätande fisk. I de studierna undersöks den temporära effekten av påverkansvariablerna medan denna studie undersöker den spatiala effekten.

Det ska sägas att det finns betydande osäkerheter även i studier baserade på faktiska mätningar. Ett exempel som är aktuellt för denna studien är de korta tidserierna vilket innebar att observationsfelet inte kan skiljas och således ej skattas. Fördelen att använda metoden som Ives m. fl. (2003) utvecklade är att en linjär modell är relativt lätt att skatta och man behöver inte känna till något normaltilstånd för arterna. I denna studie har en analys per lokal gjorts, men det är möjligt att använda alla lokaler i en analys vilket kan ge större statistisk styrka. Att den metoden inte har använts här är för att det är både svårt och tidskrävande och således inte möjligt inom ramen för detta examensarbete. Exakt hur en sådan analys skulle gå till har inte heller närmare undersökts, men i teorin är det troligt längre tidsserier t.ex skulle kunna innebära att ett observationsfel skulle kunna skattas vilket hade gett starkare resultat.

5 Slutsats

Arbetet har utgått ifrån följande frågeställningarna; Hur ser interaktionen mellan abborre och mört ut? Och hur påverkas interaktionen av temperatur, salthalt och näringshalt?

Studien konstaterar att temperatur är den enda påverkansvariabeln som har statistiskt signifikant effekt på någon av interaktionerna, då temperatur påverkar effekten abborre har på mört. Resultaten från studien visar att den negativa påverkan abborre har på mört blir mindre då temperaturen ökar. Detta tyder på att abborres reglerande effekt på mört eventuellt kommer att minska under de förväntade klimatförändringar. Även om detta resultat förefaller relativt stark så finns det utvecklingspotential av denna studie. En analys där allt data inkluderas i en och samma analys, t.ex. en mixed effect modellanalys, skulle potentiellt kunna svara på frågan om huruvida abborres effekt på mört styrs av temperatur, på ett mer kraftfullt sätt.

Referenser

- Andersson, A (2020). *Ett ekosystem i ständig förändring*. URL: <https://www.havet.nu/havsutsikt/artikel/ett-ekosystem-i-standig-forandring>. (accessed: 25.06.2020).
- AQUA, Sveriges Lantbruksuniversitet. *SLU: Databasen för provfiske vid kusten - KUL*. URL: <https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/databaser/kul/>. (accessed: 01.04.2020).
- Bartels, Pia m. fl. (aug. 2012). "Water Transparency Drives Intra-Population Divergence in Eurasian Perch (*Perca fluviatilis*)". I: *PLOS ONE* 7.8, s. 1–10. DOI: 10.1371/journal.pone.0043641. URL: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043641>.
- Beaugrand, Gregory (2009). "Decadal changes in climate and ecosystems in the North Atlantic Ocean and adjacent seas". I: *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 56.8-10, s. 656–673.
- Bergström, L. m. fl. (2016). "Coastal fish indicators response to natural and anthropogenic drivers—variability at temporal and different spatial scales". I: *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 183, s. 62–72. ISSN: 0272-7714. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.10.027>. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771416304899>.
- Boje, R. och Matthias Tomczak (jan. 1980). "Upwelling Ecosystems". I: DOI: 10.1007/978-3-642-66985-9_4.
- Britten, Gregory m. fl. (sept. 2014). "Predator decline leads to decreased stability in a coastal fish community". I: *Ecology Letters* 17. DOI: 10.1111/ele.12354.
- Broughton, Nigel M och Neville V Jones (1978). "An investigation into the growth of 0-group roach, (*Rutilus rutilus* L.) with special reference to temperature". I: *Journal of Fish Biology* 12.4, s. 345–357.
- Brown, James H m. fl. (2004). "Toward a metabolic theory of ecology". I: *Ecology* 85.7, s. 1771–1789.
- Byström, Pär, Lennart Persson och Eva Wahlström (1998). "Competing predators and prey: juvenile bottlenecks in whole-lake experiments". I: *Ecology* 79.6, s. 2153–2167.
- Byström, Pär och Emili García-Berthou (1999). "Density Dependent Growth and Size Specific Competitive Interactions in Young Fish". I: *Oikos* 86.2, s. 217–232. ISSN: 00301299, 16000706. URL: <http://www.jstor.org/stable/3546440>.

- Durant, Joel m. fl. (juli 2020). "Nonlinearity in interspecific interactions in response to climate change: Cod and haddock as an example". I: *Global Change Biology*. DOI: 10.1111/gcb.15264.
- Estlander, S m. fl. (2010). "Diet shifts and food selection of perch *Perca fluviatilis* and roach *Rutilus rutilus* in humic lakes of varying water colour". I: *Journal of fish biology* 77.1, s. 241–256.
- HELCOM. *Climate Change in the Baltic Sea Area HELCOM Thematic Assessment in 2007, year=2007, url =*.
- Hixon, Mark A och Darren W Johnson (2009). "Density Dependence and Independence". I: *eLS*. American Cancer Society. ISBN: 9780470015902. DOI: 10.1002/9780470015902.a0021219. eprint: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/9780470015902.a0021219>. URL: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/9780470015902.a0021219>.
- Hoegh-Guldberg, Ove m. fl. (2007). "Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification". I: *science* 318.5857, s. 1737–1742.
- Holmes, EE, EJ Ward och MD Scheuerell (2014a). "Analysis of multivariate time-series using the MARSS package". I: *NOAA Fisheries, Northwest Fisheries Science Center* 2725, s. 98112.
- Holmes, Elizabeth, E Ward och Mark Scheuerell (jan. 2014b). "Analysis of multivariate time-series using the MARSS package". I:
- Hung, H. M. James m. fl. (1997). "The Behavior of the P-Value When the Alternative Hypothesis is True". I: *Biometrics* 53.1, s. 11–22. ISSN: 0006341X, 15410420. URL: <http://www.jstor.org/stable/2533093>.
- Huss, M m. fl. (april 2019). "Experimental evidence of gradual size[U+2010]dependent shifts in body size and growth of fish in response to warming". I: *Global Change Biology* 25. DOI: 10.1111/gcb.14637.
- Ives, A. R. m. fl. (2003). "ESTIMATING COMMUNITY STABILITY AND ECOLOGICAL INTERACTIONS FROM TIME-SERIES DATA". I: *Ecological Monographs* 73.2, s. 301–330. DOI: 10.1890/0012-9615(2003)073[0301:ECSAEI]2.0.CO;2. eprint: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1890/0012-9615%282003%29073%5B0301%3AECSAEI%5D2.0.CO%3B2>. URL: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/0012-9615%282003%29073%5B0301%3AECSAEI%5D2.0.CO%3B2>.
- Jacobson, Philip, Ulf Bergström och Johan Eklöf (sept. 2019). "Size-dependent diet composition and feeding of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) and

- northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea”. I: *Boreal Environment Research* 24, 137–153.
- Lindmark, M (2020). *Temperature- and Body Size Scaling: Effects on Individuals, Populations and Food Webs*. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Aquatic Resources. ISBN: 9789177605355. URL: <https://books.google.se/books?id=AvxbzQEACAAJ>.
- Meier, HE Markus m. fl. (2012). ”Impact of climate change on ecological quality indicators and biogeochemical fluxes in the Baltic Sea: a multi-model ensemble study”. I: *Ambio* 41.6, s. 558–573.
- Mélard, Charles, Patrick Kestemont och JC Grignard (1996). ”Intensive culture of juvenile and adult Eurasian perch (*P. fluviatilis*): effect of major biotic and abiotic factors on growth”. I: *Journal of Applied Ichthyology* 12.3-4, s. 175–180.
- Mittelbach, Gary och Lennart Persson (juni 1998). ”The ontogeny of piscivory and its ecological consequences [Review]”. I: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences - CAN J FISHERIES AQUAT SCI* 55, s. 1454–1465. DOI: 10.1139/cjfas-55-6-1454.
- O’Connor, Mary, Benjamin Gilbert och Christopher Brown (nov. 2011). ”Theoretical Predictions for How Temperature Affects the Dynamics of Interacting Herbivores and Plants”. I: *The American naturalist* 178, s. 626–38. DOI: 10.1086/662171.
- Olin, M m. fl. (2016). ”An evaluation of gillnet CPUE as an index of perch density in small forest lakes”. I: *Fisheries Research* 173, s. 20–25.
- Overton, Julia L m. fl. (2008). ”Salinity tolerance of cultured Eurasian perch, *Perca fluviatilis* L.: effects on growth and on survival as a function of temperature”. I: *Aquaculture* 277.3-4, s. 282–286.
- Persson, Lennart (1986). ”Temperature-Induced Shift in Foraging Ability in Two Fish Species, Roach (*Rutilus rutilus*) and Perch (*Perca fluviatilis*): Implications for Coexistence between Poikilotherms”. I: *Journal of Animal Ecology* 55.3, s. 829–839. ISSN: 00218790, 13652656. URL: <http://www.jstor.org/stable/4419>.
- Persson, Lennart, Andre M De Roos och Pär Byström (2007). ”State-dependent invasion windows for prey in size-structured predator-prey systems: whole lake experiments”. I: *Journal of Animal Ecology*, s. 94–104.
- Persson, Lennart och Peter Eklöv (1995). ”Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach”. I: *Ecology* 76.1, s. 70–81.

- Persson, Lennart och Larry A. Greenberg (1990). "Juvenile Competitive Bottlenecks: The Perch (*Perca Fluviatilis*)-Roach (*Rutilus Rutilus*) Interaction". I: *Ecology* 71.1, s. 44–56. ISSN: 00129658, 19399170. URL: <http://www.jstor.org/stable/1940246>.
- Persson, Lennart och André de Roos (nov. 2011). "Mixed competition-predation: Potential vs. realized interactions". I: *The Journal of animal ecology* 81, s. 483–93. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2011.01927.x.
- Persson, Lennart m. fl. (1999). "Interactions among size-structured populations in a whole-lake experiment: size-and scale-dependent processes". I: *Oikos*, s. 139–156.
- Sandström, Olof, E. Neuman och G. Thoresson (okt. 1995). "Effects of temperature on life history variables in perch". I: *Journal of Fish Biology* 47. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1995.tb01932.x.
- Solomon, S, D Qin och M Manning (2007). "AR4 Climate Change 2007: The Physical Science Basis". I: URL: <https://www.ipcc.ch/report/ar4/wg1/>. (accessed: 01.08.2020).
- Sonesten, Lars m. fl. (aug. 2018). "Sources and pathways of nutrients to the Baltic Sea - HELCOM PLC-6". I:
- Thibaut, Loïc M, Sean R Connolly och Hugh PA Sweatman (2012). "Diversity and stability of herbivorous fishes on coral reefs". I: *Ecology* 93.4, s. 891–901.
- Van Dijk, P, G Staaks och I Hardewig (2002). "The effect of fasting and refeeding on temperature preference, activity and growth of roach, *Rutilus rutilus*". I: *Oecologia* 130.4, s. 496–504.

6 Appendix I

En deterministisk modell som ofta används för att beskriva densitetberoende populationstillväxt är en diskret-tid Gompertz modell, ekvation 1. För denna modellen är n_t populationsöverflödet, a är den verkliga ökningstakten och b styrkan på densitetsberoendet (Ives m. fl. 2003).

$$n_t = n_{t-1} \exp(a + (b - 1) \ln(n_{t-1})) \quad (4)$$

På en logaritmerad skala är modellen en linjär differensekvation, ekvation 2.

$$x_t = a + bx_{t-1} \quad \text{där} \quad x_t = \ln(n_t) \quad (5)$$

En stokastisk version av ekvation 2 är den unvariata AR(1) modellen, se ekvation 3. I denna modell är X_t det logaritmerade värdet på abundansen för en art vid tiden t . E_t är den en normalfördelad slumpässig variabel med medelvärde 0, varians σ^2 och $E_1, E_2 \dots$ alla oberoende. E_t representerar processfelet vilket här innebär fluktuationer orsakade av ospecificerade stokastiska krafter (Ives m. fl. 2003). (*Climate Change in the Baltic Sea Area HELCOM Thematic Assessment in 2007, year=2007, url =*) (SLU: Databasen för provfiske vid kusten - KUL)

$$X_t = a + bx_{t-1} + E_t \quad (6)$$

7 Appendix II

7.1 Tabell över interaktionerna

Tabell över interaktionerna interaktionerna för varje lokal presenteras i tabell 1. Här går det att utläsa att för interaktionen $b_{1,2}$ är Långvindsfjärden den enda lokal där abborres effekt på mört är positiv. För interaktionen $b_{2,1}$ är lokalerna Råneå och Gaviksfjärden de enda lokalerna där mörts effekt på abborre är positiv.

Tabell 1: Tabell över interaktionerna för varje lokal

Lokal	$b_{1,1}$	$b_{1,2}$	$b_{2,1}$	$b_{2,2}$
Råneå	-0.069	-0.29	0.034	0.19
Holmön	0.29	-0.2	-0.16	0.49
Norrbyn	0.15	-0.57	-0.49	0.43
Gaviksfjärden	0.14	-0.38	0.16	0.34
Långvindsfjärden	-0.31	0.038	-0.53	0.159
ForsMARK	0.16	-0.24	-0.32	-0.51
Lagnö	0.248	-0.21	-0.032	0.71
Kvädöfjärden	-0.015	-0.3	-0.012	0.46
Torhamn	0.38	-0.57	-0.2	-0.22
Kumlinge	0.29	-0.027	-0.11	0.233
Finbo	0.158	-0.17	-0.052	0.054

7.2 Korrelation mellan påverkansvariablerna

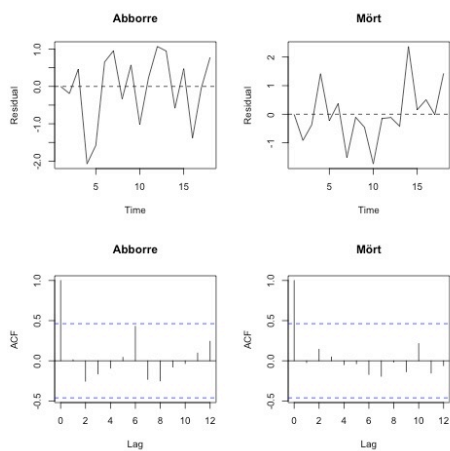
I tabell 2 presenteras resultaten från Kendall Tau-testet över korrelationen mellan påverkansvariablerna. Nollhypotesen för Kendall Tau-testet är att data inte är korrelerade. I tabell 2 går det att utläsa att ingen av testen mellan påverkansvariablerna ger ett p-värde på under 0.05, nollhypotesen kan således inte förkastas och det finns ingen korrelation.

Tabell 2: Korrelation mellan påverkansvariablerna, framtagna med Kendall Tau. Baserade på medelvärdet för varje påverkansvariabel

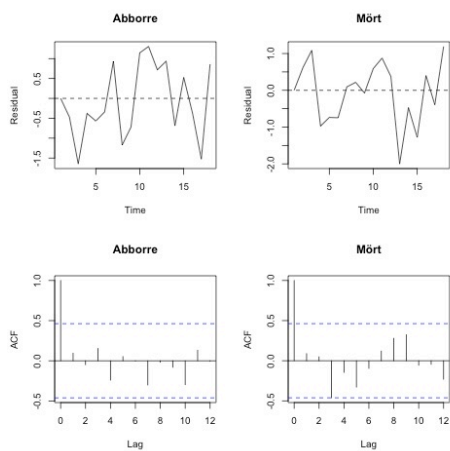
	Temp-Siktdjup	Temp-Salthalt	Salthalt-Siktdjup
P-värde	0.07518	0.7614	0.3585
Tau	-0.5	0.11111	0.27778

7.3 ACF och Q-Q plot

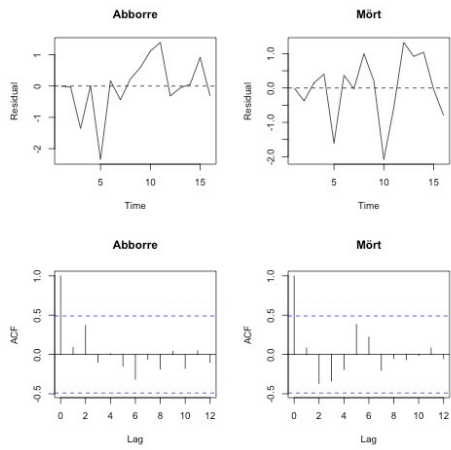
Nedan presenteras resultaten för autokorrelationsfunktionerna (ACF) som visar om det finns korrelation i residualen samt graferna över kvantilerna (Q-Q)



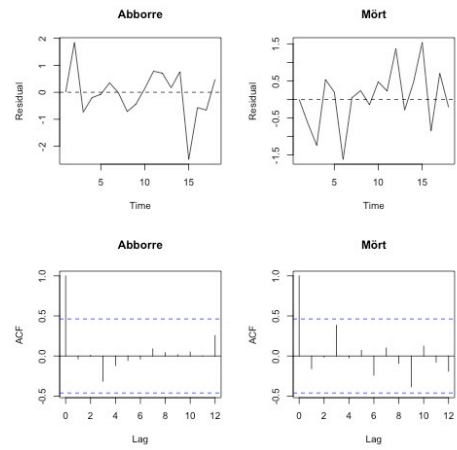
Figur 8: ACF plot över Finbo



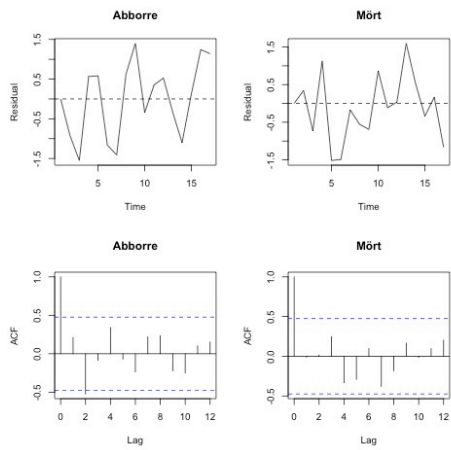
Figur 9: ACF plot över ForsMARK



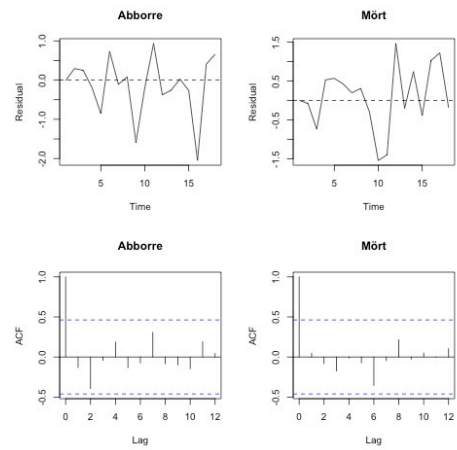
Figur 10: ACF plot över Gaviksfjärden



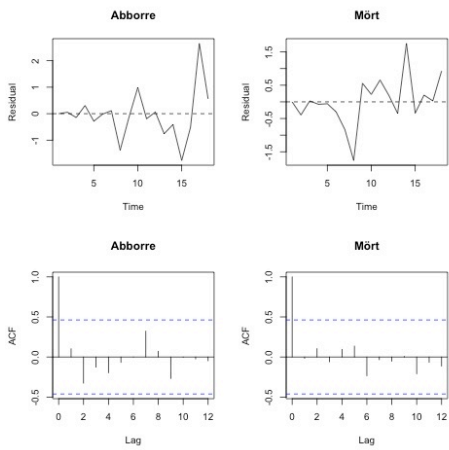
Figur 11: ACF plot över Holmön



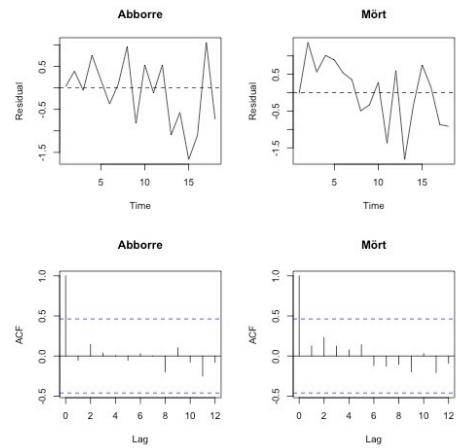
Figur 12: ACF plot över Kumlinge



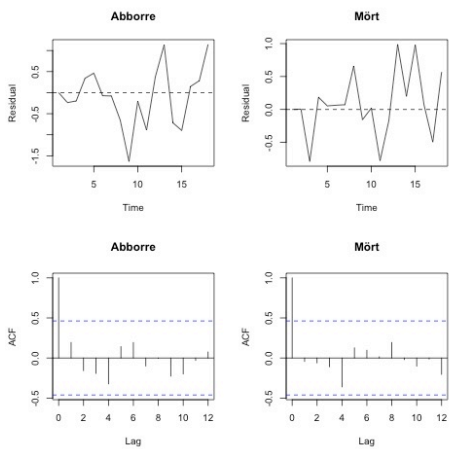
Figur 13: ACF plot över Kvädöfjärden



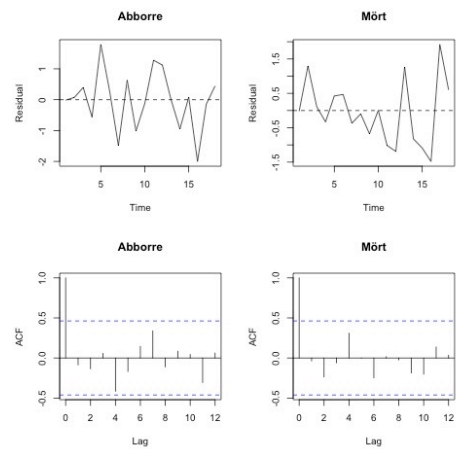
Figur 14: ACF plot över Lagnö



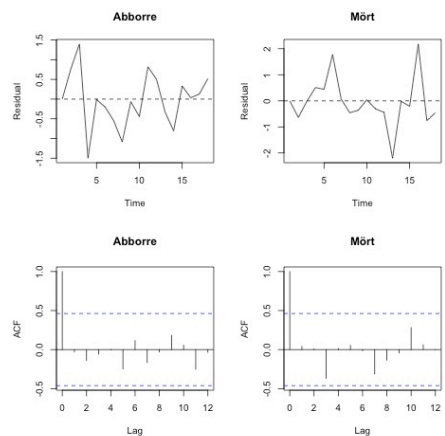
Figur 15: ACF plot över Långvindsfjärden



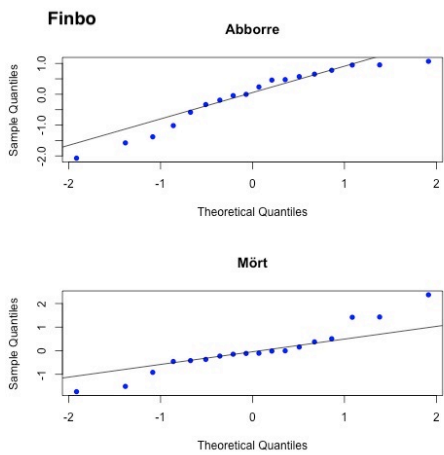
Figur 16: ACF plot över Norrbyn



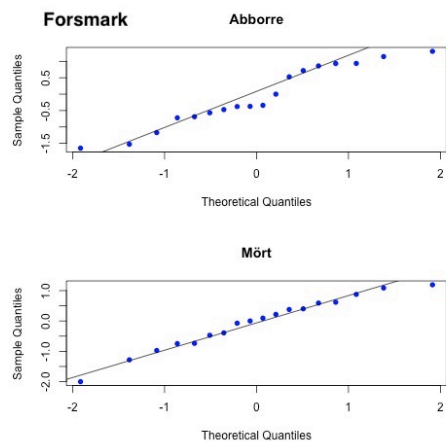
Figur 17: ACF plot över Råneå



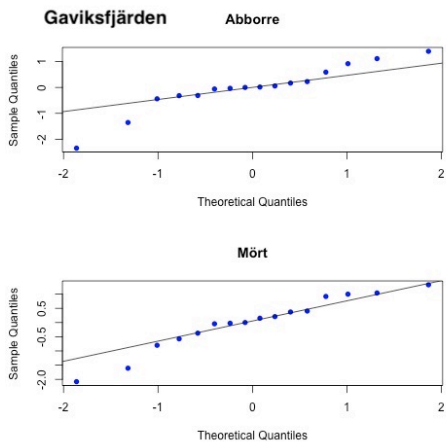
Figur 18: ACF plot över Torhamn



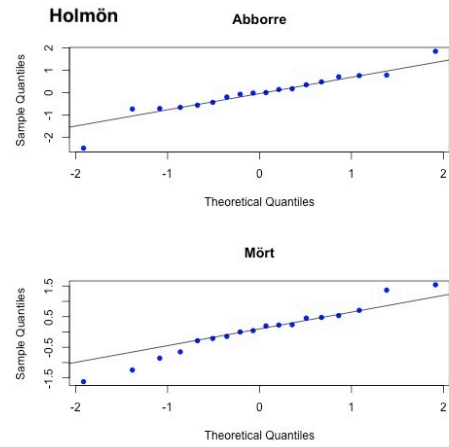
Figur 19: Q-Q plot över Finbo



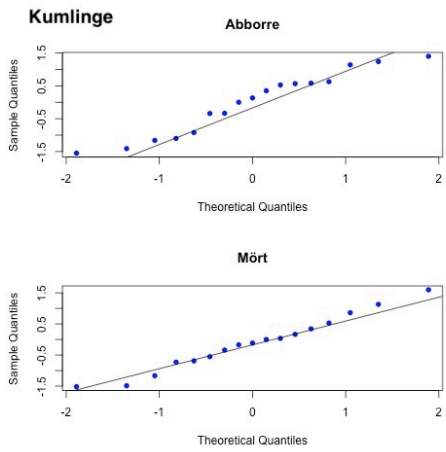
Figur 20: Q-Q plot över ForsMARK



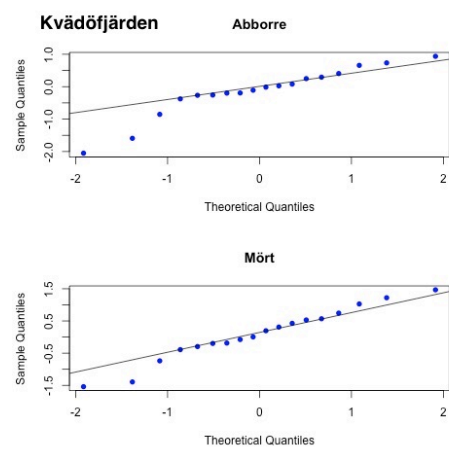
Figur 21: Q-Q plot över Gaviksfjärden



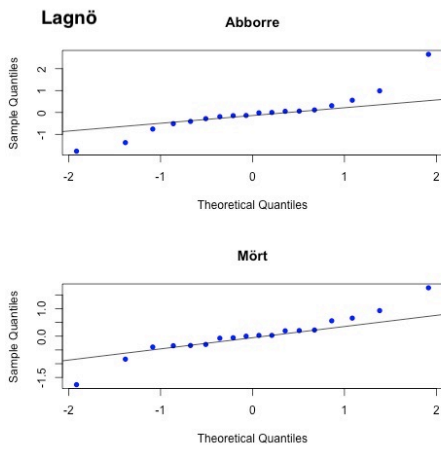
Figur 22: Q-Q plot över Holmön



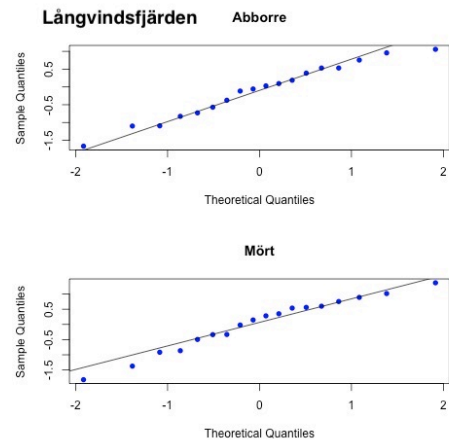
Figur 23: Q-Q plot över Kumlinge



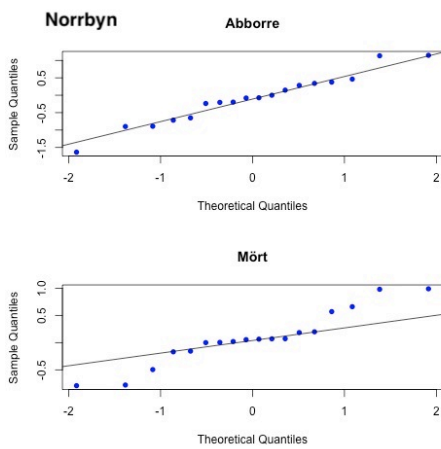
Figur 24: Q-Q plot över Kvädöfjärden



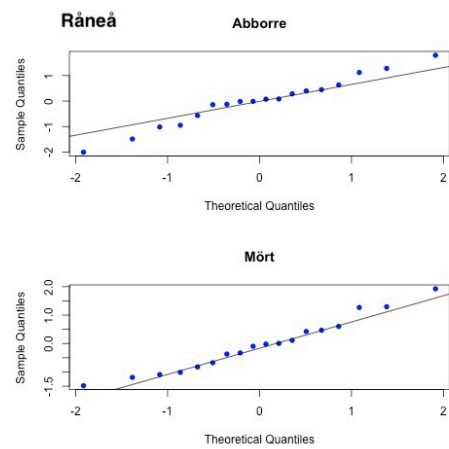
Figur 25: Q-Q plot över Lagnö



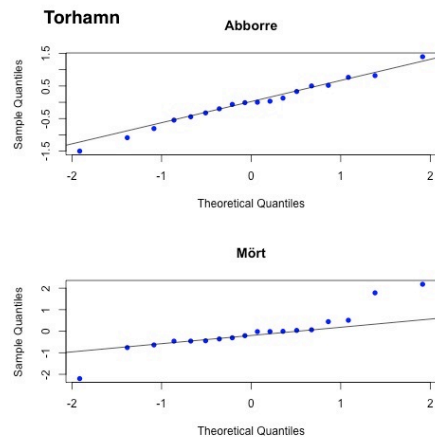
Figur 26: Q-Q plot över Långvindsfjärden



Figur 27: Q-Q plot över Norrbyn



Figur 28: Q-Q plot över Råneå



Figur 29: Q-Q plot över Torhamn