

Diversitet, abundans och variation i evertebratsamhällen i *Fucus*-bälten längs eutrofieringsgradienter

Pro gradu-avhandling
Åbo Akademi
Miljö- och marinbiologi, Fakulteten för naturvetenskaper och teknik
Niilo Salmela, 38883-298-2014
Handledare: Henna Rinne & Marie Nordström
2021

Diversitet, abundans och variation i evertebratsamhället i *Fucus*-bälten längs eutrofieringsgrader

Pro gradu-avhandling, 51 s

Sammanfattning

Blåstången (*Fucus vesiculosus*) är en viktig habitatbildande makroalg i norra Östersjön. *Fucus*-bälten utgör habitat för diverse evertebratsamhällen. *Fucus* och de associerade evertebraterna påverkas av eutrofieringen och ekologiska interaktioner. Det finns enbart lite forskning i stor skala om geografisk variation i evertebratsamhällen i *Fucus* längs eutrofieringsgrader i norra Östersjön. Målet med denna avhandling är att få mera kunskap om denna variation. Sex delområden vid sydvästra Finlands kust med tre olika statusklass (dålig, tillfredsställande och god) valdes för att analysera den *Fucus*-associerade faunans samhällsstruktur. Jag studerade två del områden för varje statusklass. Provtagningen skedde genom att samla jämnstora *Fucus*-ruskor vars evertebratfauna togs till vara och artbestämdes, varefter abundanserna räknades och biomassan noterades. För att analysera samhällenas struktur beräknades Shannons diversitetsindex, Pielous jämnhetsindex och artantal, samt totalt individantal och biomassa. Dessa variabler jämfördes mellan de olika delområdena. Dessutom jämfördes de olika delområdenas artsammansättningar och olikheterna studerades. Skillnader mellan geografiska områden (delområdena) var större för Shannons diversitet, artantal, individantal och biomassa med de största skillnaderna mellan Skärgårdshavet och delområdena utanför. Individantal och biomassa visade dock samband med statusklasser: individantalet var högre i dålig status och biomassan i god status. Variationen i artsammansättningen påverkades av både vattenkvaliteten (statusklass) det geografiska området. Skillnaderna mellan geografiska områden var stora inom den dåliga statusklassen.

Nyckelord: *Fucus vesiculosus*, diversitet, evertebrater, samhälle, artsammansättning, eutrofiering

Åbo Akademi

Miljö- och marinbiologi

Nilo Salmela, 2021

Diversity, abundance, and variation in invertebrate communities in *Fucus*-reefs along eutrophication gradients

M.Sc. Thesis, 51 pp

Abstract

Bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) is an important habitat-forming species in the Northern Baltic Sea. The *Fucus* zone is an important habitat for invertebrate communities. *Fucus* and its associated invertebrate species are affected by eutrophication and biological interactions. There are not many large-scale studies about variation of invertebrate communities in *Fucus* habitats along eutrophication gradients in the Northern Baltic Sea. To acquire more information on this variation, six sub-areas were designated along South-West Finland's coast covering three status classes (bad, moderate, and good). There were two sub-areas in each status class. Sampling was done by collecting *Fucus* plants of similar size. The invertebrates associated with the macroalgae were identified, their abundances counted, and biomasses determined. To determine the structure of the invertebrate communities, Shannon's diversity index, Pielous' evenness index, and species richness; as well as the total abundance and biomass of species were assessed. These variables were compared between the sub-areas. Furthermore, species community composition was compared, and the dissimilarities were determined. The difference between geographical areas (the sub-areas) was more pronounced for Shannon's diversity, species richness, abundance, and biomass. The biggest differences were between the Archipelago Sea and the other three sub-areas. However, abundance and biomass seemed to be related also to the status classes: abundance was higher in bad status and biomass in good status. Variation in community composition was affected by water quality (status class) as well as by the geographical areas. Differences between geographical areas were considerable in areas in bad status.

Key words: *Fucus vesiculosus*, diversity, invertebrates, community, species composition, eutrophication

Innehåll

1. Introduktion	1
1.1. Eutrofieringseffekter på <i>Fucus</i>	1
1.2. Faunasamhällen på <i>Fucus</i>	3
1.2.1. Eutrofieringens effekter på faunasamhällen	4
1.2.2. Effekter av biologiska interaktioner	4
1.3. Frågeställning	6
2. Material och metoder.....	7
2.1. Området	7
2.2. Provtagningsmetodik.....	10
2.2.1. I fält.....	10
2.2.2. I laboratorium	12
2.3. Databehandling och statistiska analyser.....	12
2.3.1. Diversitetsindex och artantal	14
2.3.2. Individantal och biomassa	14
2.3.3. Multivariata analyser	15
2.3.4. Gammarider, Gastropoder och <i>Idotea</i> spp.....	15
2.3.5. Statistiska program	15
3. Resultat	16
3.1. Diversitetsindex och artantal	16
3.1.1. Shannons diversitet	16
3.1.2. Pielous jämnhet.....	18
3.1.3. Artantal	18
3.2. Variation i det totala individantalet och biomassan	19
3.3. Variation i evertebratsamhällen längs eutrofieringsgradienter.....	21
3.3.1. Variation i samhällenas artsammansättning	21
3.3.2. Abundanserna av gammarider, <i>Idotea</i> spp. och gastropoder.....	33
4. Diskussion	35
4.1. Variation längs eutrofieringsgradienter.....	35
4.1.1. Dålig statusklass	36
4.1.2. God statusklass	38

4.1.3. Tillfredsställande statusklass	39
4.1.4. Interaktioner med introducerade arter.....	40
4.2. Betydelsen av variationen i associerade faunasamhällen för <i>Fucus</i>	41
4.3. Möjliga felkällor och framtida forskning	42
5. Slutsatser	43
6. Tillkännagivanden	45
6.1. Information om projektet.....	45
7. Referenser	46

1. Introduktion

Blåstång (*Fucus vesiculosus*) är en av de strukturellt viktigaste makroalgerna i Östersjön. *F. vesiculosus* och smaltång (*Fucus radicans*) är de enda bältbildande brunalgsarterna i norra Östersjön (Kautsky et al. 1986; Bergström et al. 2005). I denna text syftar *Fucus* på *Fucus vesiculosus*. *Fucus* trivs på hårdsubstrat på stället där den är skyddad från starka vågor (Kautsky et al. 2017). I Finlands havsområden begränsas *Fucus* geografiska utbredning av salinitet. Den växer i hela Finlands kustområdet från östgränsen upp till Kvarken (VELMU 2020). *Fucus* blir mindre och sällsyntare i områden med lägre salthalt, och har en utbredningsgräns vid salinitet mellan 4 och 2, eller även ännu lägre (Wærn 1952). I Atlanten växer *Fucus* i tidvattenzonen (Knight & Parke 1950) men i Östersjön växer *Fucus* i sublittoralen. *Fucus* växtdjup är ljusbegränsat i Östersjön (Kautsky et al. 1986). Detta betyder att i klart vatten kan den växa djupare än i grumligare vatten. I Ålands hav kunde *Fucus* tidigare växa så djupt som 11,5 m (Wærn 1952).

Fucus-bälten har hög biomassa och de bildar ett viktigt habitat för många artsamhällen (Bertness et al. 1999). Habitatbildande arter som *Fucus* har en positiv inverkan på evertebratsamhällen, speciellt på sessila arter (Kuno 1981; Bertness et al. 1999). Detta bland annat genom att den habitatbildande arten ger skydd, föda och kan dämpa temperaturfluktuationer (Bertness et al. 1999). Om utbredningen av *Fucus* minskar kan det lokalt förändra artsammansättningen och evertebraternas biomassa (Wikström & Kautsky 2006).

1.1. Eutrofieringseffekter på *Fucus*

Fosfor och kväve är de begränsade näringssämnen för primärproduktion i Östersjön. Halterna av fosfor och kväve i ytvattnen steg märkbart på 1970-talet (Nehring et al. 1984). Ökningen fortsatte starkt ända till 1980-talet, men har sedan dess minskat och stabiliserats (Rönnberg et al. 1985; Andersen et al. 2017; HELCOM 2018a). Eutrofieringen är ändå fortfarande ett problem och utsläppen av båda näringssämnen är fortfarande över den hållbara nivån (HELCOM 2018a). Också i Skärgårdshavet har eutrofieringen orsakat grumligare vatten. Eftersom näringssämnen för det mesta kommer från land är

eutrofieringens effekter starkare närmare land. Ändå påverkas också ytterskärgården (Bonsdorff et al. 1997). Samtidigt som näringsämnes-halterna har stigit i Östersjön så har *Fucus*-utbredning minskat medan trådalgernas abundans har ökat (Rönnberg et al. 1985).

Det är antalet mikroalger i vatten som ökar i eutrofierade förhållanden vilket gör vattnet grumligare (Rohde et al. 2008). Det begränsar hur djupt *Fucus* kan växa eftersom fotosyntesen är möjlig endast i klarare vatten där solljus finns (Kautsky et al. 1986). Också antalet epifytiska alger ökar med eutrofiering på *Fucus* som har en negativ effekt på *Fucus* tillväxt (Rohde et al. 2008; Korpinen & Jormalainen 2008; Råberg & Kautsky 2008) speciellt i de grundare delarna av *Fucus*-bältet (Kautsky et al. 1986). Eftersom många epifytiska alger är också epilithiska, konkurrerar de om utrymme med *Fucus* (Kiirikki 1996; Kautsky et al. 1986). Därför minskar de konkurrerande epifytiska algerna överlevnaden av de minsta blåstångsindividerna (Berger et al. 2003).

Fucus maximala växtdjup har minskat under 1900-talet. Djupet var 11,5 m på 1940-talet men år 1984 var det 8,5 m i Ålands hav (Kautsky et al. 1986), vilket utgör en minskning på 3 m. Samtidigt har *Fucus*-bältenas övre gräns flyttats närmare ytan. På 1940-talet började det tätta bältet på 3 m djup men år 1984 började det redan på 1 m djup (Kautsky et al. 1986). På grund av eutrofiering är utbredningsdjupet nuförtiden mellan 0,5 och 7 m (Rinne & Salovius-Laurén 2019). Eftersom fysisk slitning av is kan förstöra *Fucus*-ruskor (Wærn 1952, Kautsky et al. 1986), kan grundare djuputbredning vara skadligt för *Fucus*-habitat. På grund av klimatförändringen har dock tiden med istäcke, isens tjocklek (Merkouriadi & Leppäranta 2014) och arealen med istäcke minskat (Omstedt et al. 2004) vilket kan också minska skador från is i framtiden.

1.2. Faunasamhällen på *Fucus*

Många sessila och mobila evertebrater lever i *Fucus*-bälten, både vid och på algerna (Kautsky et al. 2017). Vanliga sessila arter inom *Fucus*-bälten är havstulpaner (*Balanus improvisus*), tångbark (*Electra crustulenta*) och blåmussla (*Mytilus trossulus*). Stora mängder mobila organismer, såsom gammarider, och isopoder som *Idotea balthica*, förekommer ofta på *Fucus* (Kautsky et al. 2017). Samma arter förekommer ofta i olika *Fucus*-habitat men deras abundanser och dominansförhållanden kan dock variera mellan habitaten (Råberg & Kautsky 2007).

Betande snäckor som *Theodoxus fluviatilis*, *Hydrobia ventrosa* och *Hydrobia ulvae* är också vanliga i *Fucus*-bälten (Kautsky et al. 2017). I ytterskärgårdens *Fucus*-habitat, med trådalgerna *Ceramium tenuicorne*, *C. glomerata* och *P. littoralis*, är *Hydrobia* spp. de mest abundanta betarna (Korpinen & Jormalainen 2008). I samma habitat är också *T. fluviatilis*, *Gammarus* spp. och isopoder abundanta. (Korpinen & Jormalainen 2008).

Om den habitatbildande arten försvinner så påverkas också de betande evertebraterna och stora delar av de andra sessila evertebratsarterna som finns i området (Lilley & Schiel 2006). I habitat där *Fucus* förekommer domineras den biomassamässigt. I områden där *Fucus* inte finns når makroalgerna överlag inte lika stor biomassa (Wikström & Kautsky 2006). Även om *Fucus* har ansetts att vara viktig för den lokala artrikedomen i Östersjön verkar dess närvaro eller frånvaro inte ha en betydlig inverkan på artrikedom på en skala på några hundra meter. Det verkar inte finnas arter av associerad evertebratfauna som inte kan överleva utan *Fucus* (Wikström & Kautsky 2006). Ändå uppvisar *Fucus*-habitat högre Shannons diversitet än habitaten utan den. Denna skillnad är dock beroende på området (Råberg & Kautsky 2007).

Det finns dock motstridiga resultat om *Fucus*ens effekter på faunasamhällen. Habitat med *Fucus* har enligt Wikström & Kautsky (2006) ungefär dubbelt större evertebratbiomassa än habitat utan *Fucus*. Å andra sidan visade en studie av Kraufvelin & Salovius (2004) att artrikedomen och abundanserna hos *C. glomerata* är större än hos *Fucus*. Ändå är biomassan av evertebraterna vid båda algerna liknande. På detta sätt kan *C. glomerata* potentiellt kompensera för minskning av *Fucus*-habitat. Enligt en studie av Råberg &

Kautsky (2007) uppvisar evertebratsamhällena i *Fucus* upptill 3,5 gånger högre abundanser jämfört med trådalger utan *Fucus* närvaro.

1.2.1. Eutrofieringens effekter på faunasamhällen

Studier uppvisar varierande bevis för eutrofieringens inverkan på evertebratsamhället. Enligt Korpinen & Jormalainen (2008) verkar tätheterna av *Hydrobia* spp., *T. fluvialis*, *Gammarus* spp. och isopoder inte påverkas märkbart av näringssämneshalter. Korpinen et al. (2007b) har dock i en studie visat att tätheterna av *Hydrobia* spp. påverkas positivt av ökad mängd näringssämnen medan inverkan på *T. fluvialis* är negativ. Experimentella studier har visat att betande snäckor som *Hydrobia* spp. och *T. fluvialis* ökar sitt betningstryck på *Fucus* i närliggande förhållanden (Korpinen & Jormalainen 2008). Samtidigt betar de i huvudsak på mikroalger vilket ger mera utrymme för epifyter som *P. littoralis* (Korpinen & Jormalainen 2008).

Det har därtill visats att evertebratfaunans artsammansättning förändras med näringssämnenas halt. I högre halter domineras gastropoder som *Hydrobia* spp. och musslorna som *Mytilus trossulus*. På motsvarande sätt är kräftdjur som gammar mer dominante i närliggande vatten (Korpinen et al. 2010). Båda artgrupperna är närvarande där näringsshalterna är moderata (Korpinen et al. 2010). Måttlig eutrofiering kan alltså öka biodiversiteten i marina ekosystem (Worm et al. 2008). Enligt Korpinen et al. (2007a) gäller detta bara i djupare delar av *Fucus*-bälten. Exponeringsgraden av *Fucus*-bältena har dock också en stor inverkan på samhällens struktur (Isæus 2004; Korpinen et al. 2010).

1.2.2. Effekter av biologiska interaktioner

Biologiska interaktioner är också viktiga för artsamhällenas struktur. Effektiva betare kan ha stor effekt på de habitatbildande arterna och indirekt på andra arter som bor vid dessa (Paine & Vadas 1969; Engkvist et al. 2000; Jormalainen et al. 2016). En måttlig betning kan öka biodiversiteten i ett habitat, men alltför effektiv betning kan förstöra habitatet (Paine & Vadas 1969).

Man vet relativt lite om hur stor inverkan betare har på *Fucus* under olika eutrofieringsförhållanden. *I. balthica* är den viktigaste betaren på *Fucus* (Engkvist et al. 2000; Leidenberger et al. 2012) och på 1980-talet antogs att högre abundanser av *I. balthica* var en av orsaken bakom förlusten av *Fucus*-habitat (Kangas et al. 1982). Också Rinne & Salovius-Laurén (2019) föreslog att *I. balthica* kan ha bidragit till det dåliga tillståndet av *Fucus* i Skärgårdshavets ytterskärgård. Trots miljöförhållandena för *Fucus* i ytterskärgården var gynnsamma så förekom *Fucus* endast på 10–20 % av hårbottnarna.

Eutrofierade förhållanden har dock en effekt på *Fucus* kemiska egenskaper som ökar dess kvalitet som föda för herbivorer. Därför kan betningstrycket på *Fucus* öka i eutrofierade förhållanden (Hemmi & Jormalainen 2002). Samtidigt försvagas *Fucus* kemiska försvar mot herbivorer eftersom florotanninhalten minskar i eutrofierade förhållanden (Hemmi et al. 2004). Florotanninerna minskar dock inte betningstrycket av *I. balthica* (Jormalainen et al. 2001).

Dessutom betar *I. balthica* också på epifyter (Engkvist et al. 2000; Råberg & Kautsky 2008) som i sin tur gynnar *Fucus* (Råberg & Kautsky 2008). Mängden epifytiska alger i ett *Fucus*-habitat påverkas av betarsammansättningen. Ett evertebratsamhälle med högre diversitet minskar epifyternas biomassa och på det sättet har en positiv effekt på *Fucusen* (Råberg & Kautsky 2008). Å sin sida kan epifyterna också skydda *Fucus* från generalistbetare som äter epifyter istället för *Fucus* (Karez et al. 2000). På samma sätt påverkas också makrofaunasamhällets diversitet av makroalgernas diversitet. Habitat med flera olika makroalgar har en högre Shannons diversitet av evertebrater än monokulturer, medan effekten på evertebraternas abundans är den motsatta (Best et al. 2014).

Också invasiva arter kan ha en stor inverkan på artsammansättningen och abundanserna. Dynamiken i *Fucus*-samhällena i inre Skärgårdshavet har påverkats märkbart av slamkrabban (*Rhithropanopeus harrisii*) som fungerar som en karnivor på andra evertebrater (Aarnio et al. 2015). I *Fucus*-bälten i Östersjön där *R. harrisii* förekommer har artrikedomen och abundanserna av andra evertebrater sjunkit (Jormalainen et al. 2016; Kotta et al. 2018). Speciellt gastropodernas och gammaridernas abundanser har minskat

och artsamhället förändrat till ett musseldominerat samhälle. Då en stor del av betarna har försunnit trivs de epifytiska trådalgerna. Detta leder till en minskad biomassa hos *Fucus* och kan påverka energiflödet till högre trofiska nivåer (Jormalainen et al. 2016).

Fastän man ganska väl känner till faunan som lever i *Fucus*-bälten (Schagerström et al. 2014) så har man relativt lite kunskap om hur deras abundanser och biodiversitet skiljer sig mellan olika geografiska områden med olika eutrofieringsförhållanden. Även om man har kunskap om hur eutrofieringen påverkar själva makroalgen (Berger et al. 2004) så saknas information om hur evertebratssamhällen förändras beroende på eutrofieringsgraden. En större insikt i hur *Fucus*-bältenas biodiversitet och artsammansättning påverkas av eutrofieringen är ett viktigt steg i att förstå hur kustnära marina habitat påverkas av förändringar i Antropocenen.

1.3. Frågeställning

I denna pro gradu-avhandling undersöker jag det hur evertebratsamhällen i *Fucus*-bälten förändras längs en eutrofieringsgradient och mellan olika geografiska områden. Jag undersöker hur makrovertebraternas artsammansättning, abundanser och biodiversitet förändras längs en gradient från områden med dålig eutrofieringsstatus till områden med god status. Jag studerar också skillnaderna i *Fucus*-associerade evertebratsamhällen mellan olika geografiska områden.

Hypoteserna är följande:

1. Evertebratsamhällets artantal och biodiversitet (Shannons H och Pielous J) varierar mellan områden. Diversitet (H') är som högst i tillfredsställande status och samhällenas jämnhet (J) är som högst i områden med god status.
2. Evertebraternas abundanser (individantal och biomassa) varierar mellan områden. Abundanserna är högre i de områdena som har dålig vattenkvalitet och biomassan är högre i de områdena med bättre vattenkvalitet.
3. Artsammansättningen varierar beroende på det geografiska läget och områdets statusklass.

4. Det finns skillnader i gastropodernas, gammaridernas och *Idotea* spp. abundanser mellan olika geografiska områden, samt olika vattenkvalitetsklasser. Gammaridernas abundans är högst i ytterskärgården

2. Material och metoder

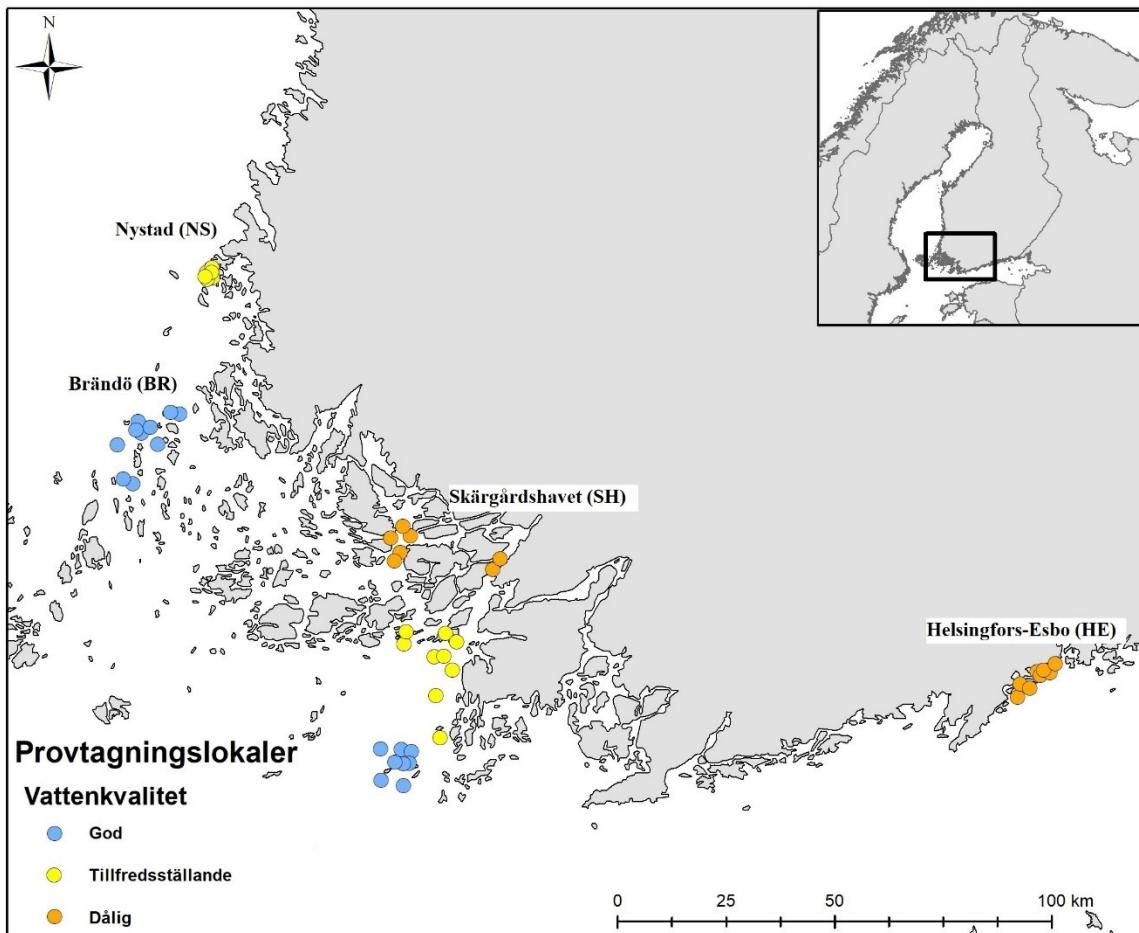
2.1. Området

Forskningsområdet ligger i skärgården längs södra- och sydvästra Finlands kust. Provtagningen utfördes i Skärgårdshavet med tre delområden med olika statusklass, nordöstra Åland (Brändö), utanför Helsingfors och Esbo, och i Nystad 8.–30. juli 2020 (figur 1). Provtagningsområdena har indelats enligt vattenkvaliteten (statusklass): dålig, tillfredsställande och god. Olika områden har sina egna klassificeringsvärden som används i statusvärderingar relaterad till vattenramdirektivet (Aroviita et al. 2012).

För att indela forskningsområdet i delområden har ett medelvärde över alla vattenramdirektivets områden som sammanfaller forskningsområdet använts. Denna kategorisering har bestämts med secchi-djupet som är ett medelvärde för sommarmånader (maj-september) åren 2003–2011 (Lappalainen et al. 2019). Gränsvärdena är 0–2,90 m, 2,91–4,60 m och >4,60 m för dålig, tillfredsställande och god (Aroviita et al. 2012). Beräkningen av Secchi-djupet har gjorts med MERIS-satellitsensor (Medium Resolution Imaging Spectrometer) (Lappalainen et al. 2019). De tre statusklasserna representeras av två delområden som följer: inre Skärgårdshavet och Helsingfors-Esbo har dålig status, mellanskärgården i Skärgårdshavet och Nystad har tillfredsställande status, medan yttre Skärgårdshavet och Brändö har god status (tabell 2). Skärgårdshavet omfattar därför tre delområden med olika statusklass medan övriga områden hör till en statusklass vardera. En basbeskrivning av områdena med miljöförhållandena finns i tabell 1.

Tabell 1: Miljövariablerna i de olika delområdena: siffrorna visar medelvärdet med standardavvikelserna inom parentes. De olika delområdena har givits koder. De två första bokstäverna står för området och den tredje för statusklassen: SH (Skärgårdshavet), HE (Helsingfors-Esbo), NS (Nystad) och BR (Brändö); samt D (dålig), T (tillfredsställande) och G (god). Statusklass som används i VELMUS GIS-raster (Lappalainen et al. 2019): klass = Secchi-djup (m); 1 = 0,1 – 1; 2 = 1,1 = 2; 3 = 2,1 – 3; 4 = 3,1 – 4; 5 = 4,1 – 5; 6 = 5,1 – 6; 7 = 6,1 – 7. Exponering anges som SWM (formel 1). Salinitet anges som PSU och temperatur som grader Celsius (datan insamlat under studien).

Delområde	Statusklass	Exponering	Salinitet	Temperatur
BR G	6 (0)	31254 (25556)	5,9 (0,04)	15,4 (0,84)
NS T	5 (1)	30558 (11071)	5,8 (0,12)	18,9 (0,74)
SH D	3 (0)	14870 (6568)	5,8 (0,11)	19,0 (0,29)
SH T	5 (0)	22109 (12270)	5,9 (0,16)	19,0 (0,83)
SH G	6 (1)	30094 (24543)	6,0 (0,04)	19,2 (0,65)
HE D	3 (0)	28359 (17618)	5,2 (0,12)	19,2 (1,10)



Figur 1: Karta över forskningsområdena och provtagningslokalerna med vattenkvalitet.

Provtagningslokalerna valdes så att exponeringsgraden är motsvarande över hela forskningsområdet enligt exponeringsmodellen ”simplified wave exposure model” (SWM) index av Isæus (2004). Modellen har utvecklats genom att ta biologiska faktorer i beaktande i form av ett biologiskt index som har baserats på mosszonering i littoralen. Formel 1 (Bekkby et al. 2008) visar hur indexet beräknas: där F_i är vindhämtning i riktning av i , \bar{W}_i är långtidsmedelvärde för vindstyrkan i riktning av i , och 16 står för kompassens sektorer. Den använda exponeringsklassen är 10000–50000 SWM (tabell 1). Områdena med vattenkvalitet och provtagningslokalerna ges i figur 1. (1)

$$SWM = \frac{1}{16} \sum_{i=1}^{16} F_i * \bar{W}_i$$

Antalet provtagningslokaler och replikat för varje delområde ges i tabell 2. Vid varje provtagningslokal togs sex replikat, tre på den skyddade och tre på den exponerade sidan av blåstångsrevet för att ta i beaktande den lokala variationen. Datat för Skärgårdshavet omfattar 24 lokaler med totalt 125 replikat, nordöstra Åland 10 lokaler med 60 replikat, och Helsingfors-Esbo 8 lokaler med 48 replikat (tabell 2). Eftersom förekomsten av *Fucus* på de exponerade sidorna var dålig i Skärgårdshavets delområde med god vattenkvalitet, togs prov bara på den skyddade sidan vid sex av åtta lokaler. En del av lokalerna i inner- och mellanskärgård hade träd medan i ytterskärgård var lokalerna trädlösa.

Tabell 2: Antalet provtagningslokaler och replikat i de olika delområdena.

Delområde	Statusklass	Provtagningslokaler	Replikat
Brändö	God	10	60
Nystad	Tillfredsställande	6	33
Skärgårdshavet	Dålig	7	42
"	Tillfredsställande	9	53
"	God	8	30
Helsingfors-Esbo	Dålig	8	48
Totalt		48	266

2.2. Provtagningsmetodik

2.2.1. I fält

I detta projekt var ett replikat en blåstångsruska som var optimalt 30 ± 10 cm hög. Unga och speciellt små individer togs inte tillvara. Ruskorna plockades vid 0,8–1 m djup. I praktiken skedde samlingen genom att vada eller snorkla och sedan försiktigt sätta en nätpåse över en lämplig ruska som sedan skars av med en kniv eller en sax varefter påsen raskt stängdes. Utöver detta uppskattades blåstångens täckningsgrad på stranden på en 5 gradig skala (<25%, 25–50%, 50–75%, >75%). För att uppskatta täckningsgraden kontrollerades en areal som var ca 10 m bred och 4–5 m utåt från stranden. Också täckningsgraden av epifytiska alger på blåstången uppskattades på en likadan skala. Därtill uppskattades de procentuella andelarna av olika bottensubstrattyper, där följande typer kontrollerades: lera, sand, grus, stenar och berggrund. Vindhastighet och riktning noterades också.

Efter att blåstångsproven hade insamlats behandlades de vidare. Detta skedde på land. Alla prov sköljdes noggrant i en vit tvättbalja: varje ruska skakades tio gånger i baljan. Efter skakningen granskades ruskorna så att inga evertebrater fanns kvar. Vattnet i baljan hälldes genom ett 0,5 mm såll. Djuren överfördes i burkar innehållande 70 % etanol med hjälp av pincetter och en sprutflaska. Burkarna markerades, tätades och förvarades sedan kallt tills proven analyserades i laboratorium. Havstulpaner (*Balanus* sp.) eller tångbark (*Electra crustulenta*) togs dock inte tillvara men deras mängd uppskattades. Havstulpanindivider räknades upp till 20 varefter mängden noterades som >20 individer. Med tångbark uppskattades täckningsgraden på en skala från noll till tre.

Efter att evertebraterna hade samlats från blåstången torkades tången i en salladsslunga med tjugo rotationer varefter våtvikten noterades med 0,1 grams noggrannhet. Möjliga kvarvarande evertebrater togs tillvara. Före tången sattes i slungan blötlades den på nytt så att alla tångruskor var ungefär lika blöta. Dessutom mättes blåstångens längd och bredd samt antalet apikaltoppar noterades. Bredden av tre randomiserade toppar mättes tre cm från ändan på apikaltoppen. Dessutom granskades apikaltopparna för reproduktiva strukturer. Apikaltopparna granskades också för betningsmärken (exakta mängden 0–20 eller ≥ 20). Mängden epifyter kontrollerades och noterades på en skala från noll till tre. *Fucusens* morfologiska egenskaper finns i tabell 3. Också epifyterna artbestämdes där möjligt. Abundansen av fauna som blev kvar i epifyterna uppskattades likaså på en skala från noll till tre. Den huvudsakliga faunan som fanns inom epifyterna noterades. Epifyterna som lossnade vid skakningen kontrollerades för fauna och evertebraterna togs till vara (figur 2). Tio slumpmässiga tångruskor från olika provtagningspunkter valdes och deras torrvikt mättes senare för att få förhållandet mellan våtvikt och torrvikt. Ruskorna förvarades frusna.



Figur 2: Skakning av en tångruska i baljan. Ibland lossnade stora mängder epifytiska alger vid processen.

Tabell 3: *Fucusens* morfologiska egenskaper med epifytmängden och betningsskador i olika delområden. Siffrorna visar medelvärdet över provtagningslokalerna med standardavvikelserna inom parentes. För betningsskador är antalet replikat med >20 inom hakparentes. (En bearbetning på en tabell av Ellen Rancken)

Delområde	<i>Fucus</i> längd (cm)	Toppars antal	Mängden epifyter (0-3)	Betning (antal skador eller >20)
BR G	23 (7)	114 (87)	1 (1)	16 (5) [32]
NS T	26 (5)	141 (125)	2 (1)	10 (6) [6]
SH D	24 (8)	84 (86)	2 (1)	6 (7) [7]
SH T	26 (6)	138 (132)	2 (1)	6 (6) [5]
SH G	24 (6)	69 (62)	2 (1)	1 (2) [0]
HE D	26 (28)	98 (75)	2 (1)	10 (8) [11]

2.2.2. I laboratorium

Evertebraterna artbestämdes i laboratorium med hjälp av mikroskop. Evertebraterna i fråga är makrofauna, därför excluderas meiofauna som copepoder, nematoder och oligochaeter från analyserna. Artbestämningen gjordes till lägsta möjliga taxonomiska nivå. Chironomider, gammarider och *Parvicardium/Cerastoderma* sp. artbestämdes dock till släktnivån. Efter detta räknades arternas abundanser. Dessutom vägdes den totala torrvikten för varje taxon. För att erhålla faunans torrvikt torkades samplen i 60 °C i 48 timmar på foliebehållare varefter de vägdes med 0,0001 grams noggrannhet.

För de 10 insamlade blåstångsruskorna togs våtvikten på nytt och sedan noterades också torrvikten. Innan vägning gallrades epifyterna och sessil fauna bort från tången som blötlades. Överloppsvatten avlägsnades från blåstången i en salladsslunga (20 rotationer) varefter våtvikten kontrollerades. Därefter torkades blåstången i 60 °C i 48 timmar på foliebehållare. Efter detta noterades torrvikten.

2.3. Databehandling och statistiska analyser

Abundanserna som standardiseras genom att individantal räknades per gram *Fucus* och biomassan räknades som gram fauna per gram *Fucus*. Vikterna är torrvikter. För statistisk analys sammankopplades alla *Idotea* spp. som en egen grupp. Samma sak gjordes med *Praunus* sp., *Palaemon* sp. och polychaeter (tabell 4). Följande arter analyserades skilt: de viktiga betarna *Idotea* spp. (Salemaa 1987; Engkvist et al. 2000) samt gastropoderna och gammariderna.

Tabell 4: En lista över arter som hittades i *Fucus* i olika geografiska områden och statusklasser. Arterna skriven i fetstil är taxon som vars arter sammanfogades för analyser. Gastropoderna sammanfogades bara för analysen om *Fucus* viktigaste betarna.

Taxon	Brändö God	Nystad Tillfredsställande	Dålig	Skärgårdshavet Tillfredsställande	God	Helsingfors-Esbo Dålig
<i>Gammarus</i> spp.	x	x	x	x	x	x
<i>Sinelobus vanhaarenii</i>		x	x	x		
<i>Leptocheirus pilosus</i>	x	x	x	x		x
<i>Corophium voluntator</i>						x
<i>Monoporeia affinis</i>	x		x	x		
<i>Palaemon</i> spp.						
<i>Palaemon elegans</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Palaemon adspersus</i>	x	x	x	x		x
<i>Rithropanopeus harrisii</i>		x	x	x		
<i>Praunus</i> spp.						
<i>Praunus inermis</i>		x	x	x	x	
<i>Praunus flexuosus</i>		x				
<i>Parerythrops</i> sp.			x			
<i>Idotea</i> spp.						
<i>Idotea balthica</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Idotea chelipes</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Idotea granulosa</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Jaera albifrons</i>	x	x	x	x	x	x
Gastropoda						
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Bithynia tentaculata</i>				x	x	x
<i>Lymnea stagnalis</i>				x		
<i>Radix balthica</i>	x	x		x	x	x
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>						x
<i>Hydrobia</i> spp.	x	x	x	x	x	x
<i>Limapontia capitata</i>			x	x		x
Polychaeta						
<i>Hediste diversicolor</i>		x	x	x		
Polychaeta		x				
<i>Chironomus</i> spp.	x	x	x	x	x	x
Dytiscidae larv	x					
Trichoptera larv	x	x	x			
Collembola sp.	x					
<i>Mytilus trossulus</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Parvicardium/Cerastoderma</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Cyanopthalma obscura</i>				x		x
<i>Piscicola geometra</i>		x	x			
Oligochaeta	x	x	x	x	x	
Nematoda	x			x	x	x
Copepoda	x	x	x	x	x	x

2.3.1. Diversitetsindex och artantal

För att studera variation i diversitet mellan delområden (hypotes 1) räknades Shannons diversitetsindex (H') som ursprungligen beräknade entropi. Shannons H räknas enligt formel 2 (Shannon 1948) där p_i är andelen individer av art i och R är artantal. Indexet tar i beaktande de relativta abundanserna av olika arter i ett samhälle. Indexet baserades på individantal.

(2)

$$H' = - \sum_{i=1}^R p_i \ln p_i$$

Dessutom beräknades Pielous jämnhetsindex (J) som ger information om hur jämnt fördelade arternas abundanser är i ett samhälle (Pielou 1966). Indexet beräknas enligt formel 3 där H' är Shannons diversitet och H'_{max} är den högsta möjliga Shannons diversiteten. Indexet baserades på individantal.

$$J = \frac{H'}{H'_{max}} \quad (3)$$

För att jämföra diversiteten mellan delområdena användes ANOVA- och Kruskal-Wallis-test (förkortning KWT). För testen var delområdena den oberoende variabeln. Innan testen utfördes testades data för normalitet och variansernas homogenitet med ett Shapiro–Wilk-test respektive Levenetest. Eftersom Shannons diversitet och artantal hade heterogena varianser användes ett Kruskal-Wallis-test för icke-parametriska data med Dunns post hoc-test för analyserna. För att få datat för Pielous jämnhet normalfordelat avlägsnades avvikande värden varefter variabeln logtransformerades. Skillnader i jämnhet undersöktes med ett ANOVA-test.

2.3.2. Individantal och biomassa

För att studera variation i abundans och biomassa mellan delområdena (hypotes 2) räknades det totala individantalet och den totala biomassan för evertebraterna i delområdena. Eftersom datat över individantalet inte var normalfordelat logtransformerades det. Skillnaderna mellan områdena analyserades med ANOVA och

Tukeys post hoc-test. Datat över biomassan var inte normalfördelat, därför användes Kruskal-Wallis-testet med Dunns post hoc-test för analysen.

2.3.3. Multivariata analyser

För att undersöka variation i artsammansättningen mellan delområdena (hypotes 3) användes multivariata test. Med hjälp av PERMANOVA studerades artsammansättningen mellan delområdena. Post hoc-test med Bonferroni-korrigering gjordes för att få ytterligare information om de signifikanta skillnaderna mellan olika delområden och statusklasser. All data för PERMANOVA-analysen kvadratrottransformerades. Dessutom utfördes en PERMDISP-analys med Tukeys test för att se om skillnaden kan ha orsakats av dispersionen inom grupperna, och mellan vilka grupper som dispersionen kan ha orsakat ett signifikant PERMANOVA-resultat. Datat illustrerades genom ordination med non-metric multidimensional scaling (NMDS) med Bray-Curtis-avstånd på kvadratrottrasformerade data. En SIMPER-analys om olika arters abundanser och biomassa utfördes för att se olikheterna i artsammansättningen. För tolkning av SIMPER-analysen valdes de fem arterna med störst bidragande procent.

2.3.4. Gammarider, Gastropoder och *Idotea* spp.

För att undersöka de viktiga betarnas variation (hypotes 4) sammanfogades alla arter av gammarider, gastropoder och *Idotea* spp. till grupper. Sedan jämfördes delområdenas abundanser av dessa grupper sinsemellan. Datat var inte normalfördelat. Därför jämfördes individantal med ett Kruskal-Wallis-test med Dunns post hoc-test.

2.3.5. Statistiska program

De statistiska analyserna utfördes med R och RStudio (R Core Team 2018). För visualisering av data användes *ggplot2* (Wickham 2009) och *ggalt* (Rudis et al. 2017). För att räkna ut diversitetsindexen och för att utföra PERMANOVA- och SIMPER-analyser användes *vegan* (Oksanen et al. 2020), och för post hoc-test *RVAideMemoire* (Hervé 2021). ANOVA utfördes med *car* (Fox & Weisberg 2019). För att överföra tabeller från RStudio till Excel användes *xlsx* (Dragulescu & Arendt 2020). Dunns post hoc-test för Kruskal-Wallis-testet utfördes med *FSA* (Ogle et al. 2021).

3. Resultat

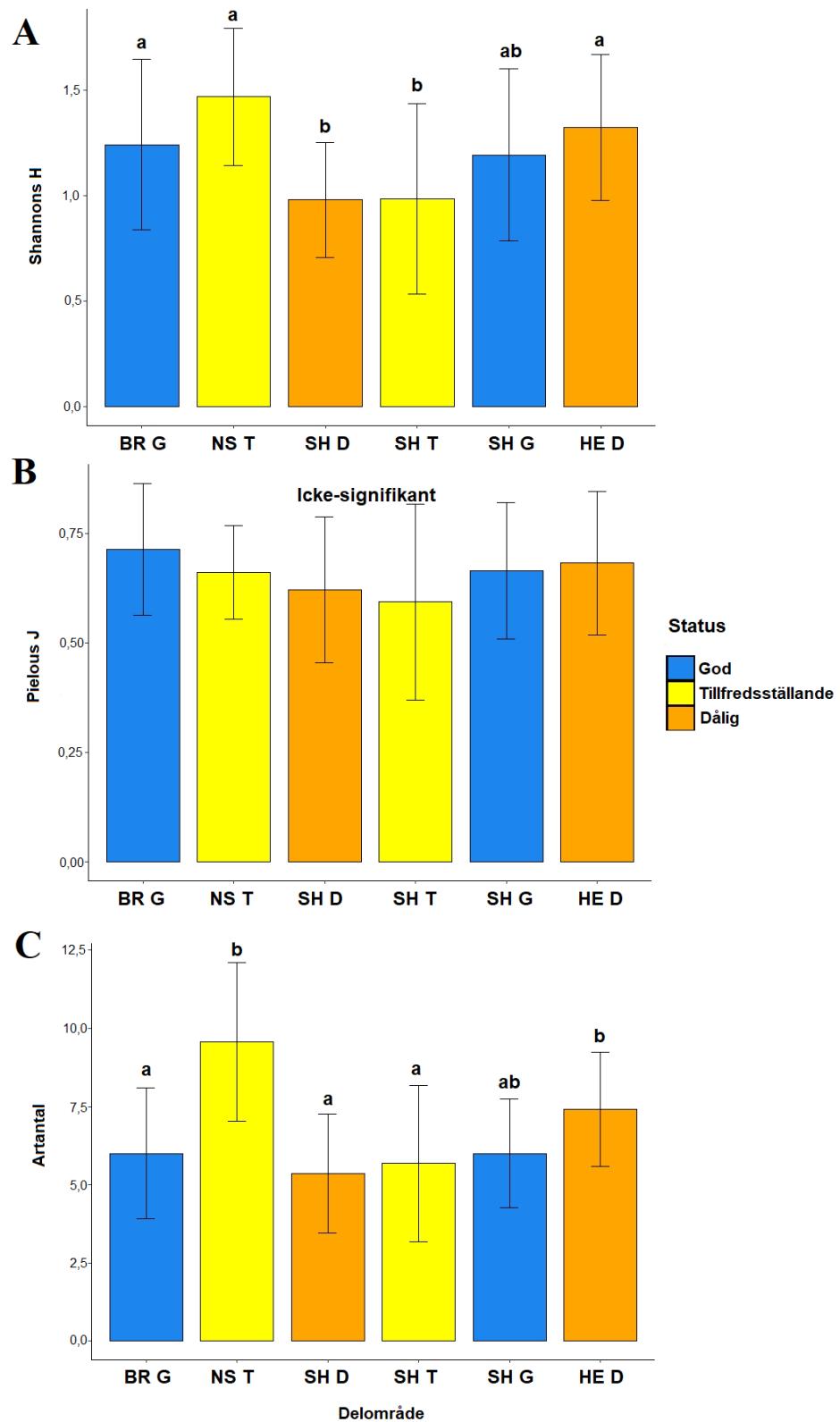
3.1. Diversitetsindex och artantal

3.1.1. Shannons diversitet

Det finns signifikanta skillnader i Shannons diversitet mellan de olika delområdena (KWT: $H(2) = 48,271$; $df = 5$; $p < 0,001$). Shannons diversitet delar delområdena i två grupper: inner och mellan Skärgårdshavet som har lägre indexvärde än resten av delområdena (BR G, HE D och NS T) (Figur 3A). Samtidigt liknar SH G båda av dessa grupper. Nystad har högst diversitet och SH D har lägst. Variationen är stort i alla delområden. Skillnaderna mellan delområdena anges i tabell 5 som tillsammans med figur 3 visar hur Shannons diversitet skiljer sig mellan delområdena. Dessutom finns det skillnader mellan delområdena inom den dåliga statusklassen (SH D och HE D) och den tillfredsställande statusklassen (SH T och NS T).

Tabell 5: Dunns post hoc testresultat med Bonferroni-korrigering över Kruskal-Wallis testet om Shannons diversitet i olika delområden. Signifikanta resultat i blått.

Jämförelse	z-värde	p-värde	Korrigerat p-värde
BR G - HE D	-1.035	0.301	1.000
BR G - NS T	-2.598	0.009	0.141
HE D - NS T	-1.603	0.109	1.000
BR G - SH G	0.572	0.568	1.000
HE D - SH G	1.410	0.158	1.000
NS T - SH G	2.738	0.006	0.093
BR G - SH D	3.692	<0.001	0.003
HE D - SH D	4.464	<0.001	<0.001
NS T - SH D	5.613	<0.001	<0.001
SH G - SH D	2.573	0.010	0.151
BR G - SH T	3.042	0.002	0.035
HE D - SH T	3.884	<0.001	0.002
NS T - SH T	5.125	<0.001	<0.001
SH G - SH T	1.950	0.051	0.767
SH D - SH T	-0.820	0.412	1.000



Figur 3: Shannons diversitetindex (A), Pielous jämnhet (B) och artantal (C) av den *Fucus*-associerade faunan i de olika delområdena (medelvärde och standardavvikelsen). Delområdena är ordnade geografiskt från väst till öst. Staplarnas färg följer statusklassen: blå = god, gul = tillfredsställande, och orange = dålig. Bokstäverna på staplarna visar vilka delområden skiljer sig statistiskt: samma bokstav = ingen signifikant skillnad.

3.1.2. Pielous jämnhet

Det finns inga signifikanta skillnader mellan delområdena (ANOVA: $F = 2,00$; $p = 0,115$) i Pielous jämnhet. Därmed hittades inga signifikanta skillnader när områden inom samma statusklass jämfördes sinsemellan eller mellan statusklasser. Dock ser det ut som att jämnheten i allmänhet är högre i de bättre statusklassernas delområden (figur 3B) fast skillnaderna inte är signifikanta eller speciellt stora.

3.1.3. Artantal

Artantalet skiljde sig signifikant mellan delområden (KWT: $H(2) = 64,16$; $df = 5$; $p < 0,001$). I figur 3C illustreras att delområdena delas i två grupper enligt artantalen: Nystad och Helsingfors-Esbo i en grupp med högre artantal, och Skärgårdshavet med Brändö i en grupp med lägre artantal. SH G faller någonstans mellan dessa grupper och därmed liknar dem båda. Dessa skillnader mellan delområdena var icke-signifikanta (tabell 6). Dessutom var skillnaderna mellan statusklasserna inom Skärgårdshavet icke-signifikanta.

Tabell 6: Dunns post hoc-testresultat med Bonferroni-korrigering över Kruskal-Wallis-testet om artantalet i olika delområden. Signifikanta resultat i blått.

Jämförelse	z-värde	p-värde	Korrigerat p-värde
BR G - HE D	-3,139	0,002	0,025
BR G - NS T	-5,742	<0,001	<0,001
HE D - NS T	-2,815	0,005	0,073
BR G - SH G	0,069	0,945	1,000
HE D - SH G	2,678	0,007	0,111
NS T - SH G	4,994	<0,001	<0,001
BR G - SH D	1,472	0,141	1,000
HE D - SH D	4,279	<0,001	<0,001
NS T - SH D	6,623	<0,001	<0,001
SH G - SH D	1,174	0,240	1,000
BR G - SH T	0,735	0,462	1,000
HE D - SH T	3,746	<0,001	0,003
NS T - SH T	6,237	<0,001	<0,001
SH G - SH T	0,539	0,590	1,000
SH D - SH T	-0,763	0,446	1,000

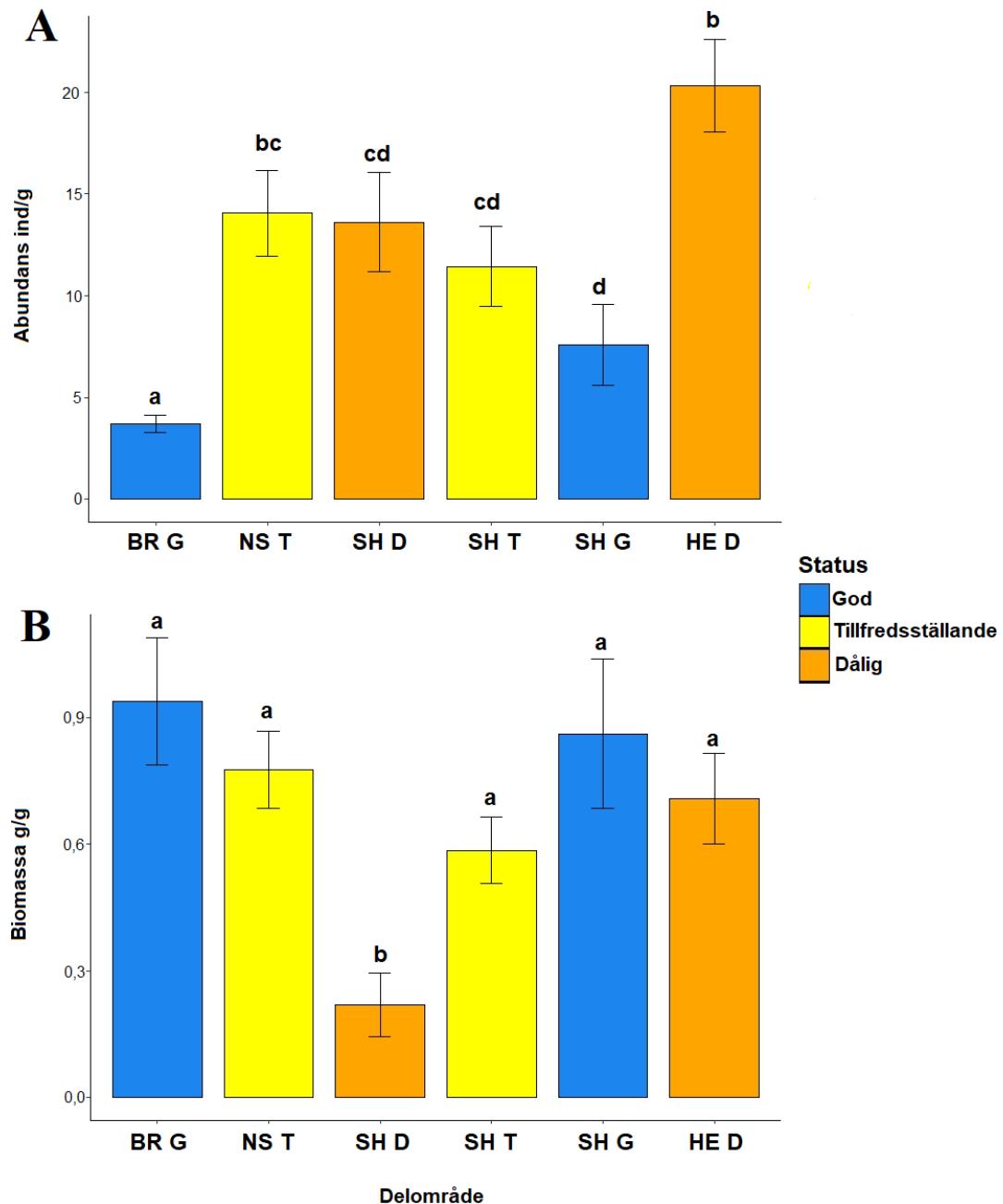
3.2. Variation i det totala individantalet och biomassan

Individantalet skiljde sig signifikant mellan de olika delområdena (ANOVA: $F = 21,93$; $p < 0,001$). Skärgårdshavet bildar en grupp utan signifikanta skillnader mellan delområden men SH D och SH T liknar NS T som i sin tur liknar HE D (tabell 7, figur 4A). Som lägst är individantalet i Brändö och som högst i Helsingfors-Esbo. Nystads och Skärgårdshavets individantal ligger mellan Helsingfors-Esbo och Brändö (Figur 4A). De olika statusklasserna skiljer sig signifikant från varandra också (ANOVA: $F = 38,12$; $p < 0,001$). Detta gäller dock inte jämförelsen mellan tillfredsställande och dålig status (figur 4A).

Tabell 7: Tukeys post hoc-test om ANOVA-testet över individantal i delområden. Signifikanta resultat i blått.

Jämförelse	Skillnaden	Lägre	Övre	Korrigerat p-värde
HE D-BR G	0,768	0,538	0,999	<0,001
NS T-BR G	0,655	0,397	0,913	<0,001
SH G-BR G	0,333	0,066	0,599	0,005
SH D-BR G	0,516	0,277	0,756	<0,001
SH T-BR G	0,450	0,226	0,675	<0,001
NS T-HE D	-0,113	-0,383	0,156	0,953
SH G-HE D	-0,436	-0,713	-0,158	<0,001
SH D-HE D	0,252	-0,504	-0,000	0,050
SH T-HE D	-0,318	-0,555	-0,081	0,002
SH G-NS T	-0,322	-0,623	-0,022	0,028
SH D-NS T	-0,139	-0,416	0,139	0,705
SH T-NS T	-0,205	-0,469	0,060	0,231
SH D-SH G	0,184	-0,101	0,468	0,435
SH T-SH G	0,118	-0,154	0,390	0,816
SH T-SH D	-0,066	-0,312	0,180	0,972

Skillnader i biomassa mellan delområdena är också signifikanta (KWT: $H(2)= 55,69$; $df = 5$; $p < 0,001$). Post hoc-testet avslöjade att skillnaderna är statistiskt signifikanta endast i jämförelserna mellan SH D och resten av delområdena (figur 4B).



Figur 4: Individualtal (A) och biomassa (B) av den *Fucus*-associerade faunan i de olika delområdena (medelvärde och medelvärdets standardfel). Abundansen är räknat som individualtal per gram torrvikt *Fucus* och biomassa som gram torrvikt fauna per gram torrvikt *Fucus*. Delområdena är ordnade geografiskt från väst till öst. Staplarnas färg följer statusklassen: blå = god, gul = tillfredsställande, och orange = dålig. Bokstäverna på staplarna visar vilka delområdena skiljer sig statistiskt: samma bokstav = ingen signifikant skillnad.

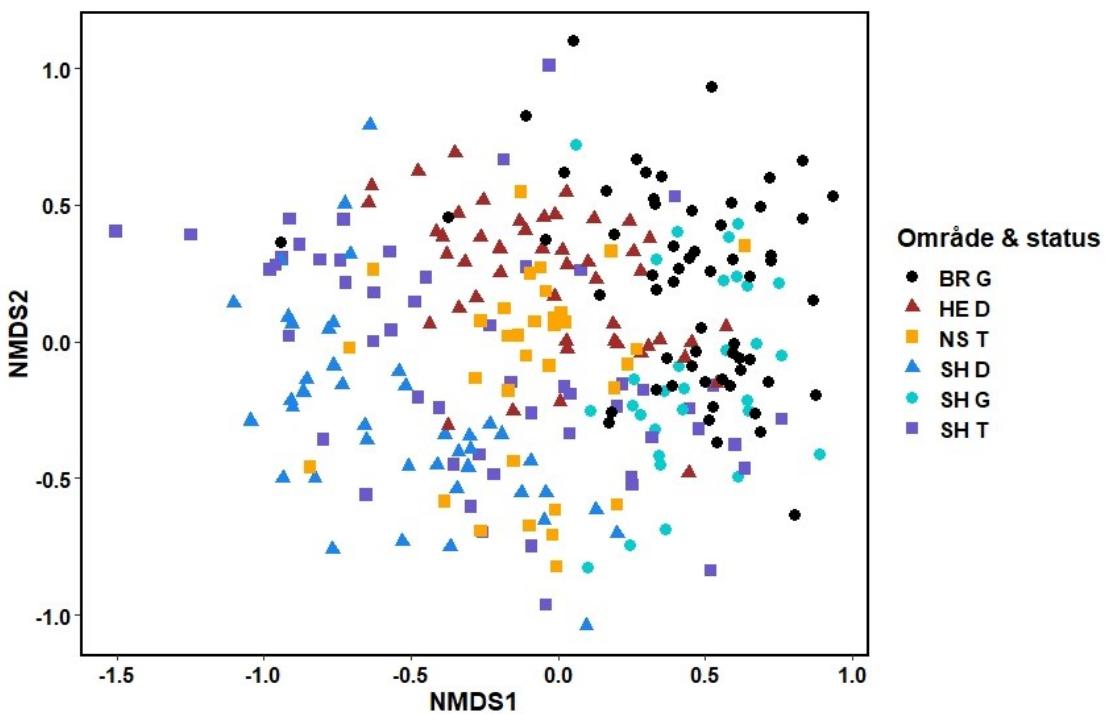
3.3. Variation i evertebratsamhällen längs eutrofieringsgradienter

3.3.1. Variation i samhällenas artsammansättning

Det finns signifikanta skillnader i artsammansättningen mellan de olika delområdena när abundansens mått är individantal (PERMANOVA: grupp df = 5; residual df = 260; F = 23,00; p < 0,001). Post hoc-test visar att artsammansättningen var signifikant annorlunda mellan alla delområden. Även om områdena skilde sig från varandra visar NMDS (figur 5, stress: 0,19) att delområden med god vattenkvalitet bildar ett kluster till höger om figuren. På samma sätt är ett delområde med dålig status (SH D) till vänster, och de med tillfredsställande i mitten. Ett undantag är Helsingfors-Esbo (HE D) som ligger mera till mitten och höger. God status bildar å sin sida tätare kluster med mindre variation. Den multivariata spridningen är också signifikant olika mellan områden (PERMDISP: grupp df = 5; residual df = 260; F = 7,75; p < 0,001) men enligt Tukeys test gäller detta endast mellan BR G och HE D, NS T och BR G, NS T och SH T, NS T och SH D, samt HE D och SH T och SH D. Däremot skiljer områdena med dålig status sig (HE D och SH D) tydligt från varandra (figur 5, tabell 8).

Tabell 8: Tukeys post hoc-test om PERMDISP testet över dispersionen av individantal i delområdenas jämförelser. Signifikanta resultat i blått.

Jämförelse	Skillnaden	Lägre	Övre	Korrigerat p-värde
HE D-BR G	-0,060	-0,112	-0,009	0,012
NS T-BR G	-0,074	-0,131	-0,016	0,004
SH G-BR G	-0,027	-0,080	0,027	0,713
SH D-BR G	0,008	-0,051	0,068	0,999
SH T-BR G	0,026	-0,024	0,076	0,675
NS T-HE D	-0,014	-0,074	0,047	0,987
SH G-HE D	0,034	-0,023	0,090	0,523
SH D-HE D	0,068	0,006	0,130	0,021
SH T-HE D	0,086	0,033	0,139	<0,001
SH G-NS T	0,047	-0,015	0,109	0,248
SH D-NS T	0,082	0,015	0,149	0,007
SH T-NS T	0,100	0,041	0,156	<0,001
SH D-SH G	0,035	-0,029	0,098	0,617
SH T-SH G	0,052	-0,003	0,107	0,071
SH T-SH D	0,018	-0,043	0,078	0,962



Figur 5: NMDS över individuallt av *Fucus*-associerade faunan i olika delområden och statusklasser. Bray-Curtis-avstånd, stress 0,19.

Delområdenas skillnader beror i de flesta fall på samma arter: *Gammarus* sp., *Chironomus* sp. och *T. fluviatilis* (tabell 9). Dessa bidrar mest till skillnader mellan samhällen. I de allra flesta jämförelser bidrar gammariderna till skillnaden (25,8 – 36,3 %). Endast i jämförelserna mellan Skärgårdshavets mellan skärgård (SH T) och delområdena med god status (SH G och BR G) samt Nystad (NS T) är den viktigaste artgruppen chironomiderna (21,7 – 36,0 %). De delområdena med sämre statusklass har större abundanser av gammarider och chironomider. Skillnaderna är speciellt tydliga när delområden med god status jämförs med dem med dålig status. *T. fluviatilis* abundans ökar med bättre vattenkvalitet. Jämförelserna med HE D är ett undantag: arterna i HE D har högst abundans av *T. fluviatilis* av alla delområden.

Förutom dessa tre arter eller artgrupper har *Idotea* spp. en stor betydelse för olikheterna mellan Helsingfors-Esbo (HE D) samt alla Skärgårdshavets delområden samt Brändö. HE

D har högre abundans av *Idotea* spp. i alla dessa jämförelser och skillnaderna är dessutom alla statistiskt signifikanta.

Det främmande kräftdjuret *Sinelobus vanhaareni* är en av de fem arterna som bidrar mest i olikheten (8,1 – 4,2 %) i jämförelserna mellan Skärgårdshavets innerskärgård (SH D), och mellanskärgård (SH T) samt delområden med god status (BR G, SH G). På samma sätt bidrar *S. vanhaareni* till olikheten mellan Nystad (NS T) och alla delområden utom Skärgårdshavet innerskärgård (SH D) (tabell 9). Delområdena inom Skärgårdshavet med sämre vattenkvalitet har högre abundans av *S. vanhaareni*. Den förekommer inte i HE D, BR G och SH G medan NS T har högst abundans.

Strandvattengräsugga (*Jaera albifrons*) är en av de fem arterna som bidrar mest i olikheten (5,7 – 6,3 %) i jämförelser mellan Helsingfors-Esbo (HE D), och Skärgårdshavets inner- och mellanskärgård (SH D och SH T) samt Brändö (BR G) (tabell 9). *J. albifrons* har högre abundans i HE D i alla dessa jämförelser men i jämförelserna utan HE D tenderar områden med bättre statusklass ha fler individer av *J. albifrons*.

Hydrobia sp. bidrar betydelsefullt till olikheten (4,7 – 17 %) i artsammansättningen inom Skärgårdshavets delområden samt mellan SH D – BR G, SH T – BR G, SH T – NS T, SH G – HE D, BR G – NS T och BR G – SH G. Abundansen är högre i delområden med bättre vattenkvalitet inom Skärgårdshavet. I Brändö (BR G) är arten dock mindre abundant än i delområdena med tillfredsställande status och Skärgårdshavets ytterskärgård (SH G).

En del arter har stor betydelse bara vid en liten del av jämförelserna. *Radix balthica* bidrar till olikheterna (4,0 – 9,0 %) mellan SH T – SH G och SH G – BR G. Delområden med bättre statusklass har högre abundans. *Leptocheirus pilosus* noteras enbart vid jämförelsen SH D – NS T där SH D har högre abundans. Dessutom är *Mytilus trossulus* betydelsefull mellan delområdena inom den goda statusklassen där BR G har högre abundans.

Tabell 9: Resultat för SIMPER-analysen med individantal per gram torrvikt *Fucus*. Mv står för genomsnittligt bidrag av en art till olikheten mellan grupper. SD är standardavvikelsen av bidrag. Förhållande står för Mv till SD förhållandet. Mv a är den genomsnittlig abundans av art a och Mv b a är den genomsnittlig abundans av art b per område. Art a är den som nämns först. Signifikanta resultat i blått.

HE D - BR G							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Gammarus</i> sp.	0.28	0.21	1.33	8.50	0.87	35,7	<0,001
<i>Chironomus</i> sp.	0.18	0.17	1.06	4.68	0.23	22,5	0,725
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.09	0.09	1.08	2.20	1.08	12,9	0,110
<i>Idotea</i> sp.	0.05	0.08	0.63	1.78	0.09	6,6	<0,001
<i>Jaera albifrons</i>	0.05	0.06	0.84	1.31	0.12	6,3	<0,001
Total bidragande %						83,2	
BR G - NS T							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Gammarus</i> sp.	0.24	0.19	1.26	0.87	5.05	31,4	0,216
<i>Chironomus</i> sp.	0.20	0.14	1.44	0.23	4.25	26,3	0,219
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.07	0.07	1.01	1.08	0.91	9,5	0,939
<i>Sinelobus vanhaarenii</i>	0.06	0.06	1.10	0.00	1.37	8,1	<0,001
<i>Hydrobia</i> sp.	0.05	0.06	0.78	0.44	0.63	6,1	<0,001
Total bidragande %						83,2	
SH D - SH T							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Gammarus</i> sp.	0.25	0.20	1.24	5.42	3.84	36,3	0,075
<i>Chironomus</i> sp.	0.25	0.21	1.15	5.41	5.14	36,0	<0,001
<i>Sinelobus vanhaarenii</i>	0.04	0.05	0.84	0.83	0.17	5,6	<0,001
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.03	0.05	0.60	0.01	0.56	4,6	1,000
<i>Hydrobia</i> sp.	0.03	0.07	0.42	0.42	0.69	4,2	0,999
Total bidragande %						86,7	
SH D - SH G							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Gammarus</i> sp.	0.26	0.19	1.35	5.42	2.32	32,3	0,060
<i>Chironomus</i> sp.	0.20	0.18	1.08	5.41	0.06	24,7	0,311
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.10	0.11	0.94	0.01	2.09	13,0	0,052
<i>Hydrobia</i> sp.	0.07	0.10	0.74	0.42	1.74	9,0	0,038
<i>Sinelobus vanhaarenii</i>	0.04	0.05	0.83	0.83	0.00	4,2	0,001
Total bidragande %						84,1	
SH D - HE D							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Gammarus</i> sp.	0.21	0.18	1.12	5.42	8.50	31,2	0,818
<i>Chironomus</i> sp.	0.17	0.15	1.13	5.41	4.68	25,7	0,789
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.08	0.08	1.09	0.01	2.20	12,6	0,573
<i>Idotea</i> sp.	0.04	0.07	0.59	0.08	1.78	6,3	0,006
<i>Jaera albifrons</i>	0.04	0.05	0.78	0.05	1.31	5,7	<0,001
Total bidragande %						81,4	

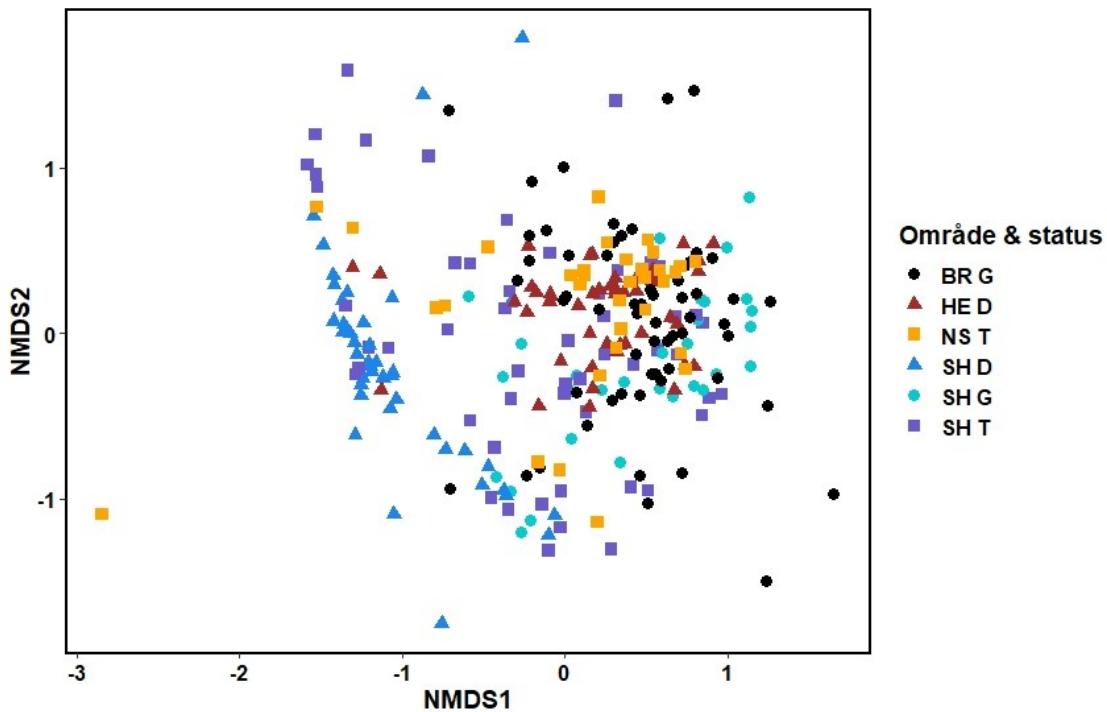
SH D - BR G							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Gammarus</i> sp.	0.30	0.21	1.48	5.42	0.87	36,2	<0,001
<i>Chironomus</i> sp.	0.22	0.19	1.17	5.41	0.23	26,2	0,023
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.09	0.09	0.91	0.01	1.08	10,3	0,474
<i>Sinelobus vanhaarenii</i>	0.05	0.05	0.88	0.83	0.00	5,5	<0,001
<i>Hydrobia</i> sp.	0.04	0.06	0.64	0.42	0.44	4,7	0,934
Total bidragande %						82,8	
SH D - NS T							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Gammarus</i> sp.	0.20	0.17	1.20	5.42	5.05	32,8	0,868
<i>Chironomus</i> sp.	0.18	0.15	1.23	5.41	4.25	29,8	0,555
<i>Sinelobus vanhaarenii</i>	0.05	0.05	1.03	0.83	1.37	8,1	<0,001
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.04	0.05	0.95	0.01	0.91	7,1	1,000
<i>Leptochirus pilosus</i>	0.03	0.04	0.63	0.62	0.32	4,6	0,018
Total bidragande %						82,4	
SH T - SH G							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Chironomus</i> sp.	0.23	0.25	0.95	5.14	0.06	30,1	0,012
<i>Gammarus</i> sp.	0.20	0.18	1.11	3.84	2.32	25,8	0,909
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.12	0.12	1.02	0.56	2.09	15,4	0,001
<i>Hydrobia</i> sp.	0.09	0.12	0.75	0.69	1.74	11,6	<0,001
<i>Radix balthica</i>	0.03	0.05	0.62	0.02	0.48	4,0	0,307
Total bidragande %						87,1	
SH T - HE D							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Gammarus</i> sp.	0.23	0.20	1.15	3.84	8.50	33,2	0,235
<i>Chironomus</i> sp.	0.19	0.18	1.05	5.14	4.68	27,4	0,304
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.08	0.08	1.03	0.56	2.20	11,7	0,639
<i>Idotea</i> sp.	0.05	0.08	0.63	0.26	1.78	6,8	<0,001
<i>Jaera albifrons</i>	0.04	0.05	0.78	0.01	1.31	5,8	<0,001
Total bidragande %						85,0	
SH T - BR G							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Chironomus</i> sp.	0.27	0.26	1.03	5.14	0.23	34,2	<0,001
<i>Gammarus</i> sp.	0.20	0.18	1.10	3.84	0.87	25,8	0,945
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.10	0.10	0.99	0.56	1.08	13,3	0,008
<i>Hydrobia</i> sp.	0.06	0.10	0.58	0.69	0.44	7,3	0,269
<i>Mytilus trossulus</i>	0.04	0.07	0.62	0.22	0.44	5,5	<0,001
Total bidragande %						86,0	
SH T - NS T							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Chironomus</i> sp.	0.21	0.19	1.15	5.14	4.25	32,0	0,077
<i>Gammarus</i> sp.	0.21	0.19	1.12	3.84	5.05	31,2	0,803
<i>Sinelobus vanhaarenii</i>	0.05	0.05	0.99	0.17	1.37	7,5	<0,001
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.05	0.05	0.97	0.56	0.91	7,3	1,000
<i>Hydrobia</i> sp.	0.04	0.07	0.55	0.69	0.63	5,7	0,938
Total bidragande %						83,7	

SH G - HE D							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Gammarus</i> sp.	0.24	0.20	1.20	2.32	8.50	32,7	0,171
<i>Chironomus</i> sp.	0.16	0.16	1.02	0.06	4.68	21,7	0,878
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.10	0.09	1.13	0.17	2.20	13,0	0,1262
<i>Hydrobia</i> sp.	0.07	0.09	0.79	1.74	0.71	9,2	0,071
<i>Idotea</i> sp.	0.05	0.08	0.61	0.09	1.78	6,4	0,004
Total bidragande %						83,0	
SH G - NS T							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Gammarus</i> sp.	0.21	0.17	1.20	2.32	5.05	28,4	0,771
<i>Chironomus</i> sp.	0.18	0.14	1.34	0.06	4.25	24,8	0,555
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.09	0.08	1.03	2.09	0.91	11,8	0,458
<i>Hydrobia</i> sp.	0.07	0.09	0.82	1.74	0.63	9,9	0,046
<i>Sinelobus vanhaarenii</i>	0.05	0.05	1.04	0.00	1.37	7,5	<0,001
Total bidragande %						82,4	
SH G - BR G							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Gammarus</i> sp.	0.18	0.16	1.16	2.32	0.87	27,4	0,171
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.17	0.13	1.24	2.09	1.08	24,7	<0,001
<i>Hydrobia</i> sp.	0.11	0.12	0.93	1.74	0.44	17,0	<0,001
<i>Radix balthica</i>	0.06	0.07	0.90	0.48	0.34	9,0	<0,001
<i>Mytilus trossulus</i>	0.06	0.07	0.70	0.21	0.44	7,4	<0,001
Total bidragande %						85,5	
HE D - NS T							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Gammarus</i> sp.	0.20	0.18	1.10	8.50	5.05	32,0	0,912
<i>Chironomus</i> sp.	0.15	0.12	1.20	4.68	4.25	23,9	0,968
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.06	0.06	0.97	2.20	0.91	9,7	0,999
<i>Idotea</i> sp.	0.04	0.07	0.57	1.78	0.18	6,4	0,034
<i>Sinelobus vanhaarenii</i>	0.04	0.04	0.90	0.00	1.37	5,8	0,005
Total bidragande %						77,8	

Det finns signifikanta skillnader i artsammansättningen mellan delområdena också på basen av biomassan (PERMANOVA: grupp df = 5; residual df = 260; F = 19,31; p < 0,001). Denna skillnad är signifikant mellan alla delområden. Delområden med god status ligger till höger i NMDS-ordinationen (figur6, stress 0,22), tillfredsställande i mitten och dålig till vänster (figur 6). Helsingfors-Esbo (HE D) är dock till höger trots att dess status är dåligt. Dispersionen är också signifikant (PERMDISP: grupp df = 5; residual df = 260; F = 9,50; p < 0,001). Detta gäller dock endast skillnaden mellan områdena HE D och BR G, BR G och SH T, HE D och SH D, HE D, samt SH T och NS T (tabell 10). Dessa områden även överlappar i NMDS (figur 6).

Tabell 10: Tukeys post hoc-test om PERMDISP testet över dispersionen av biomassa i delområdenas jämförelser. Signifikanta resultat i blått.

Jämförelse	Skillnaden	Lägre	Övre	Korrigerat p-värde
HE D-BR G	-0,071	-0,138	-0,005	0,026
NS T-BR G	-0,011	-0,085	0,063	0,998
SH G-BR G	0,025	-0,044	0,094	0,905
SH D-BR G	0,016	-0,061	0,092	0,991
SH T-BR G	0,089	0,024	0,153	0,001
NS T-HE D	0,060	-0,017	0,138	0,224
SH G-HE D	0,096	0,024	0,169	0,002
SH D-HE D	0,087	0,008	0,167	0,023
SH T-HE D	0,160	0,092	0,228	<0,001
SH G-NS T	0,036	-0,044	0,116	0,786
SH D-NS T	0,027	-0,060	0,113	0,947
SH T-NS T	0,010	0,024	0,176	0,003
SH D-SH G	-0,009	-0,091	0,072	1,000
SH T-SH G	0,064	-0,007	0,134	0,106
SH T-SH D	0,073	-0,006	0,151	0,085



Figur 6: NMDS över biomassan *Fucus*-associerade i olika delområden och statusklasser. Bray-Curtis-avstånd, stress 0,22.

Arterna som bidrar mest till olikheten i artsammansättningen mellan delområdena är i stort sett samma i alla jämförelser (tabell 11). *T. fluviatilis* bidrar mest (24,0 – 55,3 %) i alla jämförelser. Biomassan är högre i områden med bättre vattenkvalitet. HE D är dock ett undantag eftersom den har högre biomassa av *T. fluviatilis* än båda delområdena i den goda statusklassen.

Palaemon sp. bidrar ofta till olikheten mellan områden (11,3 – 21,6 %). *Palemon* sp. biomassan är högre i delområden med bättre vattenkvalitet men medelvärdet var mycket lika mellan SH D och NS T. Geografiska skillnader inom delområden av samma statusklass fanns: alla delområden i Skärgårdshavet har större biomassa än Brändö och Nystad, dock mindre än i Helsingfors-Esbo.

M. trossulus är en av de arter som bidrar märkbart till olikheten (11,6 – 22,2 %). *M. trossulus* har en betydande roll inom alla jämförelser utom inom den dåliga statusklassen

och mellan den dåliga och tillfredsställande statusklassen: HE D – NS T, SH D – NS T och SH D – HE D. Biomassan är högre i delområden med bättre statusklass. På samma sätt har delområden i Skärgårdshavet högre biomassa än de andra delområdena inom samma statusklass.

Gammariderna bidrar märkbart i olikheterna mellan delområdena (4,9 – 17,8 %.). Gammariderna är betydande i jämförelserna mellan delområdena med dålig status, HE D och SH D. Gammariderna bidrar också märkbart till olikheten i jämförelser mellan SH D och alla andra delområden. Också skillnaden mellan SH T och BR G är märkbar. Biomassan är lägre i delområden som har bättre vattenkvalitet.

R. balthica bidrar till olikheten i många av jämförelserna (4,3 – 14,7 %). Bidragande procenten är betydande i alla jämförelser utom mellan SH D och SH T. Delområden med bättre vattenkvalitet hade större biomassa. Inom de olika statusklasserna finns också skillnader: SH D har inga *R. balthica* så biomassan är lägre där än i HE D. Dessutom har NS T större biomassa av *R. balthica* än SH T, och BR G har mindre än SH G. Skärgårdshavets delområden har mindre biomassa i de två lägsta statusklasserna men större i den goda statusklassen.

Också *R. harrisii* bidrar betydligt till olikheten i artsammansättningen för fyra av jämförelserna (6,1 – 8,3 %): mellan Nystad (NS T) och alla andra delområden förutom ytterskärgård i Skärgårdshavet (SH G). Dessutom påträffades *R. harrisii* inte i materialet från BR G, SH G eller HE D. Biomassan är högre i delområden med sämre vattenkvalitet men är som högst i Nystad.

Hydrobia spp., *Idotea* spp. och chironomider är inte lika ofta förekommande bland de arterna som bidrar mest till olikheten, men de alla finns i tabellen över SIMPER-analysen med de mest betydelsefulla arterna. *Hydrobia* spp. är en av de mest betydelsefulla arterna i tre av jämförelserna (5,8 – 6,5 %). Biomassan är högre i delområden med bättre vattenkvalitet. Av delområdena i den goda statusklassen har Skärgårdshavet (SH G) högre biomassa. Dessutom finns det en signifikant skillnad i biomassan av *Idotea* spp. i HE D och SH D med bidragande procent på 6,0 %. HE D har större biomassa. Chironomider har

Tabell 11: Resultat för SIMPER-analysen om biomassa med gram faunatorrvikt per gram torrvikt *Fucus*. Mv står för genomsnittligt bidrag av en art till olikheten mellan grupperna. SD är standardavvikelsen av bidrag. Förhållande står för Mv till SD förhållandet. Mv a är den genomsnittlig abundans av art a och Mv b a är den genomsnittlig abundans av art b per område. Art a är den som nämns först. Signifikanta resultat i blått.

SH D - SH T							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.20	0.24	0.86	0.00021	0.01325	24,0	1,000
<i>Palaemon</i> sp.	0.17	0.23	0.73	0.00409	0.00694	19,8	<0,001
<i>Gammarus</i> sp.	0.15	0.19	0.79	0.00485	0.00294	17,8	<0,001
<i>Mytilus trossulus</i>	0.14	0.21	0.65	0.00063	0.01242	16,5	0,006
<i>Chironomus</i> sp.	0.05	0.12	0.41	0.00037	0.00094	5,6	<0,001
Total bidragande %						83,6	
SH D - SH G							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.29	0.19	1.50	0.00021	0.04107	31,8	0,384
<i>Palaemon</i> sp.	0.20	0.21	0.97	0.00409	0.01228	21,6	<0,001
<i>Mytilus trossulus</i>	0.12	0.16	0.77	0.00063	0.01627	13,0	0,148
<i>Radix balthica</i>	0.09	0.12	0.75	0.00000	0.01344	9,9	0,155
<i>Gammarus</i> sp.	0.09	0.12	0.69	0.00485	0.00113	9,3	0,125
Total bidragande %						85,5	
SH D - HE D							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.48	0.26	1.85	0.00021	0.03634	55,3	<0,001
<i>Palaemon</i> sp.	0.11	0.15	0.70	0.00409	0.00558	12,3	0,810
<i>Gammarus</i> sp.	0.11	0.13	0.80	0.00485	0.00605	12,1	0,002
<i>Idotea</i> sp.	0.05	0.13	0.42	0.00254	0.00208	6,0	<0,001
<i>Radix balthica</i>	0.04	0.08	0.47	0.00000	0.00404	4,3	1,000
Total bidragande %						90,1	
SH D - BR G							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.34	0.22	1.54	0.00021	0.02353	36,3	<0,001
<i>Palaemon</i> sp.	0.14	0.20	0.71	0.00409	0.00739	14,9	0,081
<i>Mytilus trossulus</i>	0.12	0.19	0.63	0.00063	0.01261	13,0	0,065
<i>Radix balthica</i>	0.11	0.15	0.71	0.00000	0.00937	11,5	0,002
<i>Gammarus</i> sp.	0.10	0.14	0.73	0.00485	0.00049	10,5	0,003
Total bidragande %						86,2	
SH D - NST							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.38	0.28	1.36	0.00021	0.02698	42,0	<0,001
<i>Gammarus</i> sp.	0.11	0.16	0.69	0.00485	0.00265	11,8	0,003
<i>Palaemon</i> sp.	0.11	0.17	0.62	0.00409	0.00408	11,6	0,793
<i>Radix balthica</i>	0.10	0.12	0.82	0.00000	0.00678	10,6	0,071
<i>Rithropanopeus harrisii</i>	0.08	0.14	0.53	0.00061	0.00350	8,3	<0,001
Total bidragande %						84,3	

SH T - SH G							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.25	0.19	1.37	0.01325	0.04107	32,3	0,961
<i>Palaemon</i> sp.	0.15	0.17	0.90	0.00694	0.01228	19,6	0,027
<i>Mytilus trossulus</i>	0.15	0.17	0.89	0.01242	0.01627	19,3	0,005
<i>Radix balthica</i>	0.09	0.12	0.70	0.00178	0.01344	11,1	0,202
<i>Hydrobia</i> sp.	0.05	0.12	0.75	0.00217	0.00775	5,8	0,045
Total bidragande %						88,1	
SH T - HE D							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.35	0.25	1.44	0.01325	0.03634	46,7	<0,001
<i>Palaemon</i> sp.	0.10	0.13	0.78	0.00694	0.00558	13,1	0,932
<i>Mytilus trossulus</i>	0.09	0.15	0.58	0.01242	0.00005	11,6	0,732
<i>Gammarus</i> sp.	0.08	0.11	0.74	0.00294	0.00605	10,3	0,177
<i>Radix balthica</i>	0.04	0.10	0.42	0.00178	0.00404	5,8	0,999
Total bidragande %						87,6	
SH T - BR G							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.27	0.20	1.33	0.01325	0.02353	34,0	0,927
<i>Mytilus trossulus</i>	0.16	0.20	0.80	0.01242	0.01261	20,2	<0,001
<i>Palaemon</i> sp.	0.12	0.17	0.75	0.00694	0.00739	15,9	0,379
<i>Radix balthica</i>	0.10	0.14	0.68	0.00178	0.00937	12,3	0,016
<i>Gammarus</i> sp.	0.04	0.07	0.57	0.00294	0.00049	4,9	1,000
Total bidragande %						87,4	
SH T - NS T							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.31	0.24	1.30	0.01325	0.02698	38,7	0,105
<i>Palaemon</i> sp.	0.10	0.14	0.70	0.00694	0.00408	12,6	0,882
<i>Mytilus trossulus</i>	0.10	0.16	0.62	0.01242	0.00086	12,4	0,481
<i>Radix balthica</i>	0.09	0.12	0.72	0.00178	0.00678	11,1	0,165
<i>Rithropanopeus harrisii</i>	0.05	0.11	0.50	0.00026	0.00350	6,8	<0,001
Total bidragande %						81,6	
SH G - HE D							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.29	0.22	1.32	0.04107	0.03634	40,1	0,498
<i>Palaemon</i> sp.	0.11	0.12	0.93	0.01228	0.00558	16,1	0,627
<i>Mytilus trossulus</i>	0.09	0.13	0.69	0.01627	0.00005	12,2	0,693
<i>Radix balthica</i>	0.08	0.09	0.84	0.01344	0.00404	11,2	0,371
<i>Gammarus</i> sp.	0.06	0.08	0.67	0.00113	0.00605	7,9	0,842
Total bidragande %						87,5	
SH G - BR G							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.24	0.18	1.32	0.04107	0.02353	33,6	0,999
<i>Mytilus trossulus</i>	0.14	0.16	0.84	0.01627	0.01261	19,4	0,026
<i>Palaemon</i> sp.	0.13	0.15	0.89	0.01228	0.00739	18,6	0,272
<i>Radix balthica</i>	0.10	0.11	0.94	0.01344	0.00937	14,7	0,023
<i>Hydrobia</i> sp.	0.04	0.06	0.79	0.00775	0.00227	6,3	0,060
Total bidragande %						92,7	

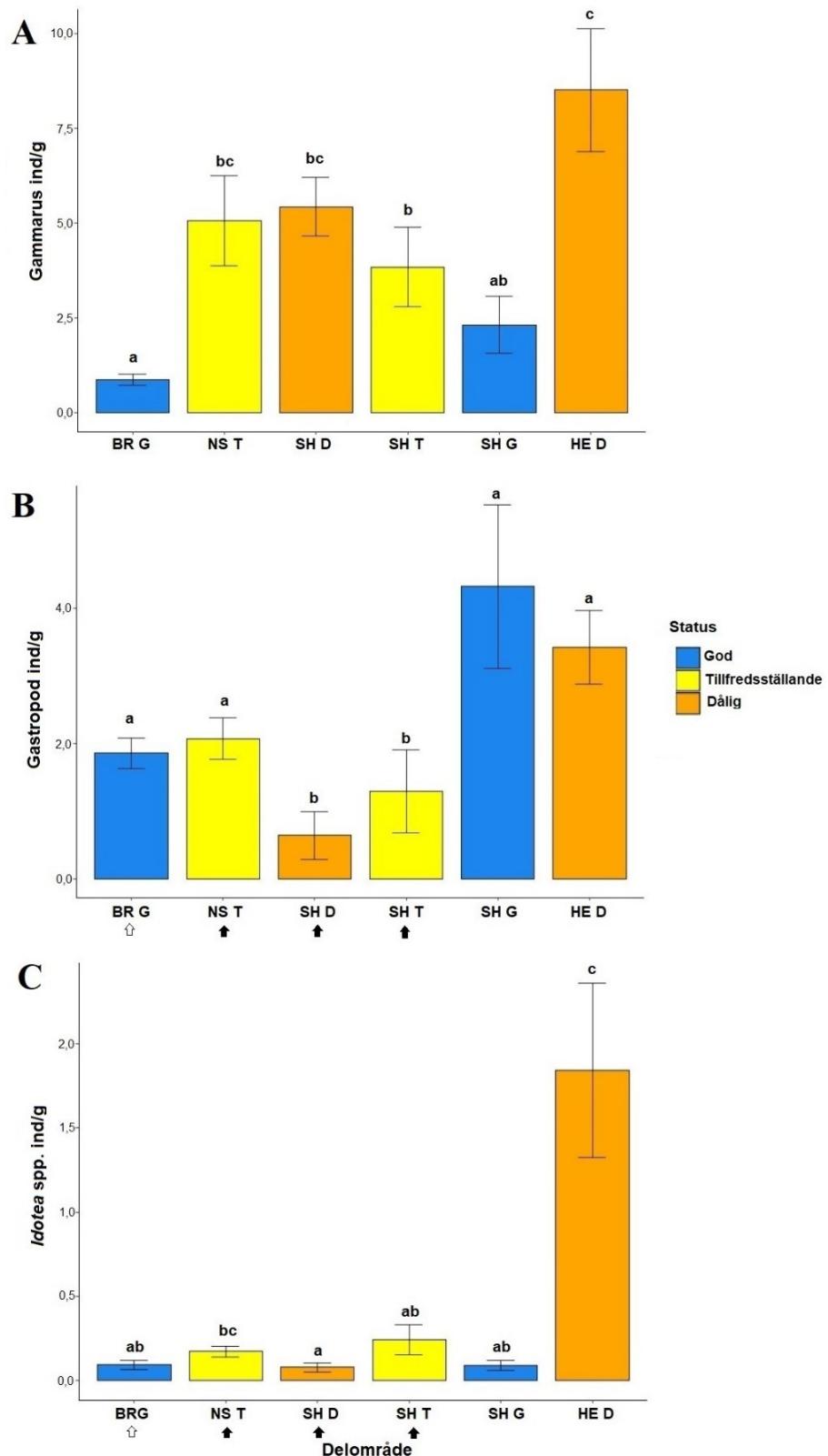
SH G - NS T							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.27	0.20	1.32	0.04107	0.02698	36,9	0,764
<i>Palaemon</i> sp.	0.12	0.14	0.89	0.01228	0.00408	16,8	0,438
<i>Radix balthica</i>	0.10	0.10	1.00	0.01344	0.00678	13,6	0,068
<i>Mytilus trossulus</i>	0.09	0.13	0.73	0.01627	0.00086	12,8	0,563
<i>Hydrobia</i> sp.	0.05	0.06	0.81	0.00775	0.00244	6,5	0,040
Total bidragande %						86,7	
HE D - BR G							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.27	0.21	1.31	0.03634	0.02353	40,2	0,874
<i>Palaemon</i> sp.	0.09	0.12	0.76	0.00558	0.00739	13,7	0,982
<i>Mytilus trossulus</i>	0.08	0.15	0.56	0.00005	0.01261	12,4	0,820
<i>Radix balthica</i>	0.08	0.10	0.82	0.00404	0.00937	12,0	0,355
<i>Gammarus</i> sp.	0.06	0.09	0.73	0.00605	0.00049	9,5	0,706
Total bidragande %						87,9	
HE D - NS T							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.30	0.22	1.36	0.03634	0.02698	46,7	0,263
<i>Radix balthica</i>	0.07	0.09	0.85	0.00404	0.00678	11,8	0,515
<i>Palaemon</i> sp.	0.07	0.10	0.73	0.00558	0.00408	11,3	0,998
<i>Gammarus</i> sp.	0.07	0.10	0.69	0.00605	0.00265	10,8	0,488
<i>Rithropanopeus harrisii</i>	0.04	0.08	0.51	0.00000	0.00350	6,1	0,015
Total bidragande %						86,7	
BR G - NS T							
Art	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	p-värde
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.26	0.20	1.32	0.02353	0.02698	38,1	0,918
<i>Radix balthica</i>	0.10	0.11	0.91	0.00937	0.00678	14,2	0,044
<i>Palaemon</i> sp.	0.09	0.13	0.69	0.00739	0.00408	13,3	0,9691
<i>Mytilus trossulus</i>	0.09	0.15	0.59	0.01261	0.00086	13,1	0,646
<i>Rithropanopeus harrisii</i>	0.04	0.09	0.51	0.00184	0.00350	6,5	0,002
Total bidragande %						85,3	

3.3.2. Abundanserna av gammarider, *Idotea* spp. och gastropoder

Abundanser av gammarider, *Idotea* spp. och gastropoder varierar mellan delområdena (figur 7). Abundansen av *Gammarus* sp. skiljer sig signifikant mellan delområdena (KWT: $H(2) = 95,57$; $df = 5$; $p < 0,001$). Skillnaderna är icke-signifikanta mellan NS T, SH D, SH T och SH G; och mellan HE D, NS T och SH D. Delområdena inom den goda statusklassen BR G och SH G är också lika. Gammaridernas abundans ökar med sämre statusklass. Detta syns speciellt när delområdena inom Skärgårdshavet och utanför kontrolleras som egna grupper.

Det finns signifikanta skillnader i gastropoders abundanser mellan delområdena (KWT: $H(2) = 83,26$; $df = 5$; $p < 0,001$). Det finns två statistiskt olika grupper. Skärgårdshavets delområden med dålig och tillfredställande statusklass (SH D och SH T) bildar en grupp med färre gastropoder (figur 7B). Den andra gruppen bildas av delområdena utanför Skärgårdshavet (BR G, NS T och HE D) och Skärgårdshavets delområde med god statusklass (SH G). Den andra gruppen har högre abundans av gastropoder. En allmän trend är att gastropodernas abundans är högre i bättre vattenkvalitet. Abundansen i Helsingfors-Esbo är dock också hög.

Också *Idotea* spp. abundans skiljer sig signifikant mellan delområdena (KWT: $H(2) = 57,79$; $df = 5$; $p < 0,001$). BR G och Skärgårdshavet visade inte signifikanta skillnader sinsemellan. Nystad liknar de flesta i denna grupp men skiljer sig från SH D. Helsingfors-Esbo har högst abundans och liknar endast Nystad men skillnaden mellan dem är ändå märkbar (figur 7C). Inga trender med vattenkvalitet är synliga.



Figur 7: Abundansen av (A) gammarider, (B) gastropoder och (C) *Idotea* spp. i de olika delområdena (medelvärde och medelvärdets standardfel). Abundansen är räknat som individantal per gram torrvikt Delområdena är ordnade geografiskt från väst till öst. Staplarnas färg följer statusklassen: blå = god, gul = tillfredsställande, och orange = dålig. Pilarna visar närvaron av *R. harrisii*: svart fanns i proven, och vit synes på fält. Bokstäverna på staplarna visar vilka delområdena skiljer sig statistiskt: samma bokstav = ingen signifikant skillnad.

4. Diskussion

Målet med denna avhandling var att undersöka hur evertebratsamhället i *Fucus* skiljer sig längs en eutrofieringsgradient i Finlands sydvästra kust. Dessa skillnader studerades genom en fältundersökning där data samlades in i områden i olika eutrofieringsstatus: dålig, tillfredsställande och god. För att analysera dessa skillnader undersöktes flera olika variabler: diversitet (Shannons diversitet, Pielous jämnhet och artantal), den totala abundansen och biomassan, samt evertebratsamhällens artsammansättning.

4.1. Variation längs eutrofieringsgradienter

De sex delområdena kan delas i två grupper med alla tre statusklasser vardera: Skärgårdshavet respektive områdena utanför. Skärgårdshavets delområden har generellt lägre diversitet (Shannons diversitet och artantal). På samma sätt är den totala abundansen och den totala biomassan högre utanför Skärgårdshavet. Ett undantag är dock den totala abundansen i god statusklass där Skärgårdshavet hade högre abundans av evertebrater än Brändö, det andra delområdet i god status.

Det är för det mesta samma arter som bidrar till olikheten mellan de geografiska områdena och statusklasserna. Gammarider, chironomider och *T. fluviatilis* är de arterna vars abundans procentuellt ändras mest. Allmänna trender är att gammariderna och chironomiderna är mest abundanta i dålig vattenkvalitet och individantalet minskar mot bättre vattenkvalitet. Gastropoderna som *T. fluviatilis* är å sin sida mest abundanta i god vattenkvalitet och minskar till mängden mot innerskärgård och dålig vattenkvalitet. Men det finns stora skillnader mellan den dåliga statusklassens delområden: Helsingfors-Esbo har mycket gastropoder. Det vill säga, de flesta skillnaderna ligger på en eutrofieringsgradient men det finns också geografiska skillnader. Dessutom kan det påpekas att det fanns större skillnader i artsammansättningen mellan statusklasserna än mellan de geografiska områdena. Skillnader mellan olika geografiska områden inom samma statusklass var högst i den dåliga statusklassen.

4.1.1. Dålig statusklass

Typiska arter i dålig statusklass var gammarider och chironomider som båda var speciellt abundanta. Ahlefeldt-Laurvig (2015) hade liknande resultat i sin undersökning där andelen gammarider i sämre vattenkvalitet blev större längs en eutrofieringsgradient. Hennes forskningsområde var dock liten, en gradient på cirka en kilometer i längden med få replikat. En orsak till gammaridernas höga abundans i de mer eutrofierade områden kan vara högre abundansen av epifyter. I en studie av Saarinen et al. (2018) var gammariderna den dominerande faunan i gröna trådalger.

Samtidigt antyder en fältundersökning av Korpinen et al. (2010) på det motsatta: abundansen av gammarider och chironomider var i det fallet lägre i mera eutrofierade förhållanden. I sitt experiment jämförde Korpinen et al. (2010) habitat i närheten av fiskodlingar med kontrollhabitat. Lokalerna var alla i mellanskärgården som i denna avhandling ligger i tillfredsställande status. Till skillnad från denna avhandling varierade inte skärgårdstypen mellan experimentets lokaler vilket kan vara orsaken till de olika resultaten. Secchi-djupet är inom samma ramar som i denna avhandling. Dessutom faller fosforhalterna inom den vanliga variationsbredden för området (Suomela 2011). Det kan hända att den är någon annan faktor än enbart eutrofieringen som orsakat de motstridiga resultaten. Möjligtvis påverkar fiskodlingar artsammansättningar på något annat sätt.

Den totala evertebratabundansen var som högst i den dåliga statusklassen. Å andra sidan var den totala biomassan som lägst i den dåliga statusklassen vilket betyder att det fanns mycket små individer i dålig vattenkvalitet. Detta resultat följer den klassiska Pearson-Rosenberg-modellen (Pearson & Rosenberg 1978) där mindre eutrofierade områden har högre biomassa men flera individer. Under stabila förhållanden tenderar individerna vara större än i områden med mera stressfaktorer (Warwick 1986). Också i en studie av Blumenshine et al. (1997) blev evertebratabundanserna högre i eutrofierade förhållanden. Speciellt chironomidabundansen ökade (Blumenshine et al. 1997). Eftersom chironomiderna trivs i trådalger (Råberg & Kautsky 2007) kan den stora mängden epifyter i dålig vattenkvalitet (Rohde et al. 2008; Korpinen & Jormalainen 2008; Råberg & Kautsky 2008) ha påverkat chironomidernas abundans. Den lägre totala biomassan kan

bero på förhållandevis låg abundans av gastropoder, *M. trossulus* och *Palaemon* spp. som utgör en stor del av torrvikten i förhållande till deras abundans.

Helsingfors-Esbo (HE D) hade det största totala abundansen men också större biomassa av evertebrater än Skärgårdshavets delområden med tillfredsställande och dålig status. Detta kan bero på geografiska skillnader i miljöförhållandena: till exempel mynnar flera älvar till Skärgårdshavet än till Helsingfors-Esbo. Andra statusklasser uppvisar inte lika stora interna skillnader.

Artsammansättningarna var dock annars olika i delområdena inom den dåliga statusklassen (SH D och HE D). Helsingfors-Esbo hade betydligt mera isopoder (*Idotea* spp. och *J. albifrons*) och *T. fluviatilis*. Det måste alltså också vara någonting annat än enbart vattenkvaliteten som har påverkat artsammansättningen. Saliniteten är lägre i Helsingfors-Esbo än i Skärgårdshavet vilket kan ha haft en effekt på skillnaderna mellan faunasämhällen. *Idotea* spp. är marina arter vars abundanser vanligen minskar mot lägre salinitet (Forslund et al. 2012).

Diversiteten (Shannon diversitet och artantal) var inte betydligt lägre i den dåliga statusklassen. Här fanns det dock också en skillnad inom den dåliga statusklassen, där Helsingfors-Esbo hade signifikant högre diversitet än Skärgårdshavets innerskärgård. Skärgården i Helsingfors-Esbo är också smalare än i Skärgårdshavet. Kustens topografi kan påverka makrovertebraternas diversitet (Kotta et al. 2013). Dessutom påverkar makrofytsammansättningen och makrofytdiversitet evertebraternas artsammansättning och diversitet. Habitaten med hög makrofytdiversitet har också den associerade faunan generellt hög diversitet (Hansen et al. 2008; Best et al. 2014). Detta kan betyda att Helsingfors-Esbo har mer heterogena habitat. Habitatens heterogenitet påverkar diversiteten positivt (Bell 1985).

En ny introducerad art, *S. vanhaareni*, var mycket abundant i en del av områdena: Nystad och Skärgårdshavets delområde med dålig status. Därför bidrar den märkbart till skillnaderna mellan dessa områden och resten. Arten hittades för första gången i Finland år 2016 (Brzana et al. 2018). Arten är så ny i Finlands havsområden att lite forskning om dess utbredning och effekter på lokala habitat finns. I en undersökning av Brzana et al.

(2018) trivs *S. vanhaareni* på hårdsubstrat och tål salinitet mellan 4,9 och 7,3 och temperaturer mellan 1,7 och 22,0 °C. Detta betyder att det finns lämpliga habitat för *S. vanhaareni* att etablera sig i.

4.1.2. God statusklass

Till skillnad från den dåliga statusklassen är gastropoderna *T. fluviatilis*, *R. balthica* och *Hydrobia* spp., samt arterna *Palaemon* spp. och *M. trossulus* typiska arter i god statusklass. Delområdena med god statusklass hade liknande artsammansättningar. I sin fältundersökning fick Ahlefeldt-Laurvig (2015) liknande resultat där *Palaemon* spp. abundans ökade med bättre vattenkvalitet på en eutrofieringsgradient. Dessutom blev gastropoderna den mest abundanta gruppen i den bättre vattenkvaliteten (Ahlefeldt-Laurvig 2015). Enligt en fältundersökning av Korpinen et al. (2007b) är abundanserna av *T. fluviatilis* högre i mer eutrofierade förhållanden. Enligt den samma studien är *Hydrobia* spp. abundansen högre i sämre vattenkvalitet. Till skillnad från Korpinen et al. (2010) fann denna avhandling att abundansen av *Hydrobia* spp. är högre i bättre vattenkvalitet. Detta kan bero på liknande orsaker som med den motstridiga resultaten med gammarus abundanserna. Eftersom Korpinen et al. (2010) utförde sitt experiment i ett område inom samma status och skärgårdstyp, kan de motstridiga resultaten ha orsakats av de olika förhållandena i olika geografiska områden.

Större biomassa av *M. trossulus* i Skärgårdshavet (SH G) än i Brändö (BR G) kan bero på den högre saliniteten i Skärgårdshavet. I en undersökning av Westerbom et al. (2002) korrelerar *M. trossulus* biomassa och individantal med salinitet: båda minskar med lägre salinitet. *M. trossulus* befinner sig vid sin toleransgräns i norra Östersjön (Westerbom et al. 2002). Den högre biomassan av *M. trossulus* i ytterskärgård kan bero på den högre saliniteten.

Diversiteten (Shannon) och artantal var lika i båda områden med god status. Den goda statusklassens delområden är mycket lika varandra artsammansättnings- och diversitetsmässigt. Det verkar vara så att omständigheterna i både dessa områden är relativt lika. I denna undersökning var saliniteten och exponeringen mycket nära varandra. Temperaturen i Brändö var dock lägre än i yttre Skärgårdshavet. Provtagningen i Brändö

utfördes dock ett par veckor tidigare än i Skärgårdshavet och temperaturen kan ha förändrats under tiden.

Detta kan bero på det att delområdena med bra status ligger i ytterskärgård och är därmed mindre kopplade till processer på land. Båttrafiken, muddring och bebyggelse har en mindre påverkan på ytterskärgården (HELCOM 2018b). På detta vis skulle dessa områden vara mindre utsatta för mänsklig aktivitet än de närmare land där urlakning med nederbörd, avrinning från älvar, fiskodlingar och annan mänsklig aktivitet spelar en större roll (Hänninen et al. 2000). Samtidigt finns det inga stora hamnar i ytterskärgården dit olika mänskliga aktiviteter skulle kunna överföra introducerade arter.

4.1.3. Tillfredsställande statusklass

Delområdena inom den tillfredsställande statusklassen liknade både den dåliga och den goda statusklassen men variationen var hög i både delområden. Artsammansättningen liknade både andra statusklasser och ligger mellan dem också i NMDS-ordinationen. Av alla delområden hade Nystad (NS T) den högsta diversiteten (Shannon) och artantal. Mellanskärgården i Skärgårdshavet (SH T) var dock en av de som hade lägst diversitet med Skärgårdshavets innerskärgård. Orsaken till detta kan vara att det finns mera stressfaktorer i Skärgårdshavet än i Nystad (HELCOM 2018b). I en undersökning av Scrosati et al. (2011) minskar diversiteten och artantal längs en miljöstressgradient. Denna effekt är dock inte lika stark i alla funktionella grupper: sessila arter påverkas mindre än mobila arter.

Det kan dock inte uteslutas att det är andra biotiska eller abiotiska faktorer som också har haft en påverkan på den minskade diversiteten och artantalet. En annan möjlig orsak till skillnaden mellan Nystad och Skärgårdshavet kan vara den geografiska spridningen av provtagningslokalerna: avståndet mellan lokalerna i Nystad var nära varandra men lokalerna i Skärgårdshavet var mer utspridda. Ifall området i Nystad var speciellt diverst kan det ha påverkat det höga medeltalet för artantal och Shannons diversitet i området.

4.1.4. Interaktioner med introducerade arter

Introducerade arter kan ha en påverkan på abundansen och artsammansättningen. De kan förklara varför skillnaderna i diversitet, abundans, biomassa och artsammansättning mellan delområdena i den dåliga statusklassen är så stora. Till exempel har det visats att *R. harrisii* har en effekt på fauna samhällen (Aarnio et al. 2015; Jormalainen et al. 2016; Kotta et al. 2018). Evertebraternas biomassa och artantal är lägre i habitat där *R. harrisii* är närvarande (Kotta et al. 2018). I Helsingfors-Esbo har *R. harrisii* inte påträffats. I Skärgårdshavets innerskärgård kan *R. harrisii* ha minskat diversiteten och förändrat sammansättningen i faunasamhällen. Enligt Jormalainen et al. (2016) minskade abundansen av gastropoder och *Idotea* spp. speciellt mycket i habitat som *R. harrisii* hade koloniserat. Innerskärgården i Skärgårdshavet (SH D) hade mycket lite *Hydrobia* spp. fast de borde trivas i områden med eutrofierade förhållanden (Korpinen et al. 2007b). Också abundanserna *T. fluviatilis*, *Idotea* spp. och *J. albifrons* var mycket högre i Helsingfors-Esbo än i Skärgårdshavet.

Abundanserna av *Idotea* spp. varierade mycket med de geografiska områdena. Mängden *Idotea* spp. kan variera stort mellan habitat och år (Leidenberger et al. 2012). Eftersom *R. harrisii* inte påträffades i Helsingfors-Esbo är det möjligt att en top-down-effekt av predation kan ha orsakat dessa skillnader mellan geografiska områden. *R. harrisii* äter *Idotea* spp. och påverkar deras abundanser (Jormalainen et al. 2016). Dessutom har det rapporterats att storspiggens (*Gasterosteus aculeatus*) bestånd har ökat märkbart i habitaten längs Sveriges kust (Bergström et al. 2015). Ifall beståndet har ökat i Finland på motsvarande sätt kan det ha haft en effekt på *Idotea*-abundaser eftersom *Idotea* spp. är en del av storspiggens diet (Jakubavičiūtė et al. 2017)

R. harrisii påträffades i båda delområdena med tillfredsställande status. Dessutom var abundansen av *R. harrisii* som högst i Nystad som har högre totala abundans och diversitet. Orsaken till detta kan vara att *R. harrisii* koloniserade Skärgårdshavet tidigare än Nystad. *R. harrisii* observerades för första gången i Finland i Nådendal år 2009. År 2012 hade den spridit sig till största delen av inre Skärgårdshavet (Fowler et al. 2013). Fast Nystad hade största abundansen av *R. harrisii* har den varit i Skärgårdshavet längst

av Finlands havsområden. Längre tid gör att effekten är mer omfattande (Jormalainen et al. 2016). *R. harrisii* orsakar en minskning i diversitet och artantal i *Fucus*-habitat (Jormalainen et al. 2016 & Kotta et al. 2018).

En intressant observation var också att den introducerade arten *Palaemon elegans* var mer abundant än den lokala arten *Palaemon adspersus*. Det var bara ett fåtal lokaler där *P. adspersus* påträffades. Vid Polens kust har *P. elegans* under kort tid blivit den dominerande *Palaemon*-arten i de flesta habitat (Grabowski 2006). Detta kan delvis bero på *P. elegans* bättre tolerans för låg salinitet och variationer i salinitet (Janas et al. 2013). Den effektiva etableringen i andra delar av Östersjön och bättre toleransen mot låg salinitet antyder att *P. elegans* kommer att vara den dominerande *Palaemon*-arten i Finland.

4.2. Betydelsen av variationen i associerade faunasamhällen för *Fucus*

Eutrofiering har en påverkan på evertebratsamällens sammansättning i *Fucus*-bälten. Tidigare studier av Korpinen et al. (2010) visade att artsammansättningen varierade enligt eutrofieringsgrad: till exempel, *Hydrobia*-snäckorna var mer abundanta i dålig vattenkvalitet och gammariderna i god vattenkvalitet. I denna avhandling var resultaten dock den motsatta. Ahlefeldt-Laurvig (2015) fick dock liknande resultat som denna avhandling.

Abundanserna av *Idotea* spp. var speciellt låga i Skärgårdshavets innerskärgård. Eftersom *Idotea* spp. är en viktig betare på *Fucus* kan den påverka *Fucus*-habitat. Den kan i stora mängder även förstöra *Fucus*-habitat genom betning (Kangas et al. 1982; Engkvist et al. 2000). Därför kan avsaknaden av *Idotea* vara direkt nyttigt för *Fucus*. Områden med mera *Idotea* spp. hade också mera betningsskador (tabell 3). Antalet betningsskador kan dock ha varit mindre på grund av den större mängden epifyter som skyddat själva makroalgen mot betning (Karez et al. 2000). Abundanserna i delområdet utanför Skärgårdshavet var vid den lägre ändan enligt en variationsskala i Leidenberger et al. (2012) och nära mitten av skalan i Helsingfors-Esbo. *Idotea*-bestånden är små i stora områden i Skärgårdshavet. På en liten geografisk skala verkar *Idotea* spp. abundanserna inte variera med eutrofiering

(Korpinen et al. 2010) vilket också antyder att andra faktorer har en starkare påverkan på *Idotea*-utbredningen.

Låg abundans av gastropoder i områden med dålig status kan ha negativa följer för *Fucus*. Epifytiska alger konkurrerar om utrymme med *Fucus* (Kiirikki 1996; Berger et al, 2003) och hindrar deras tillväxt (Rohde et al. 2008). Gastropoderna betar effektivt på epifyter och via den vägen har en positiv påverkan på *Fucus* (Råberg & Kautsky 2008). De låga abundanserna av gastropoder skulle i det här fallet öka mängden epifyter i Skärgårdshavets innerskärgård. Å andra sidan har gastropoder en negativ effekt på överlevnaden av de minsta blåstångsindividerna (Malm et al. 1999). Därtill kan gastropoder beta på större *Fucus* hyalinhår (hyaline hairs) vilket minskar deras tillväxt (Jormalainen et al. 2003).

Ifall *R. harrisii* har bidragit till variationen i artsamhällenas sammansättning kan dess etablering i nya områden också ha stora följer. Möjligtvis kan *Fucus*-associerade faunans sammansättning förändras. Abundansen av arter som betar på epifytiska alger kan minska (Kotta et al. 2013; Jormalainen et al. 2016). Eftersom betare motverkar eutrofieringen effekter genom att beta på epifyterna (Korpinen et al. 2007a) kan de minskade betningstrycket på epifyterna öka de negativa effekterna av eutrofiering på *Fucus*.

4.3. Möjliga felkällor och framtida forskning

Eftersom exponeringen påverkar artsammansättningen och samhällets struktur skulle det vara bra att undersöka hurdan påverkanexponeringen och eutrofieringen har tillsammans på *Fucus*-faunasamhället. Påverkar exponeringen *Fucus*-faunasamhället på olika sätt i olika geografiska områden och i olika statusklasser?

Det skulle också vara intressant att se hur biomassa bidrar till olikheterna i artsammansättningen om man mätte torrvikten utan aska (ash-free dry weight). Då skulle gastropodernas, och bivalvernas skal inte ha en lika stor effekt på biomassan som med den vanliga torrvikten.

Fiskbeståndet storlek i olika områden togs inte i beaktande i denna undersökning. Dess top-down-kontroll skulle kunna ha en stor effekt på evertebratsamhällen. På detta vis kan fiskarna potentiellt ha orsakat en del av den geografiska variationen i artsammansättningen och abundanserna, då top-down-kontrollen av fiskar kan påverka evertebraternas abundanser (Korpinen et al. 2007c).

För att alla prov skulle vara så jämförbara som möjligt var *Fucus*-ruskorna 10–30 cm i längd. Eftersom faunans abundans ökar exponentiellt med *Fucus*s storlek (Kautsky et al. 2020) vore det informativt att mäta *Fucus*-ruskornas medelstorlek i de olika områdena. På detta sätt skulle man kunna räkna det potentiella antalet fauna. Dessutom skulle det vara intressant att veta om *Fucus*-ruskornas storlek korrelerar med antalet arter.

5. Slutsatser

Artsammansättningen varierar längs en eutrofieringsgradient. Det finns där till skillnader mellan geografiska områden, speciellt inom den dåliga statusklassen. Eutrofieringen har som sagt också en effekt på arternas abundanser och biomassa. Variationerna har dock inte tidigare studerats i en större geografisk skala. På detta sätt kan denna avhandling ge ny information om evertebratsmahällena i *Fucus*-habitat vid Finlands sydvästra kust och eutrofierungens påverkan på dem. Resultaten av denna avhandling gav följande insikter om evertebratsamhällenas struktur:

1. Det finns signifikanta skillnader i evertebratsamhällets diversitet (Shannons diversitet och artantal) mellan de studerade områdena. Variationen i artantal var också signifikant olika mellan delområden men inte mellan statusklasser, så det kan konstateras att skillnaderna mellan geografiska områden är större än de mellan olika statusklasser. I allmänhet är artantalet lägre i Skärgårdshavet än i delområdena av motsvarande statusklass utanför det.

2. Skärgårdshavet skiljer sig från de andra delområdena med lägre abundans och biomassa. När Skärgårdshavet och delområdena utanför Skärgårdshavet jämförs framgår det att statusklass har en påverkan på abundans och biomassa. Även om skillnaderna inte är signifikanta finns det en antydan om att abundanserna korrelerar negativt och biomassan positivt med ökande vattenkvalitet.
3. Det finns statistiskt signifikanta skillnader i artsammansättningen mellan delområdena. Skillnaderna är större mellan de olika statusklasserna än mellan de olika geografiska områdena. Ett undantag är dock den dåliga statusklassen vars delområden skilde sig märkbart från varandra.
4. Det finns tydliga trender i abundanserna av gammarider, gastropoder och *Idotea* spp. mellan delområdena. Gammariderna och gastropoderna påverkas mest av vattenkvaliteten: gammaridernas abundans är högre i sämre vattenkvalitet och gastropodernas abundans var högre i bättre vattenkvalitet. Det fanns dock skillnader i gastropod- och *Idotea*-abundanserna mellan områden inom den dåliga statusklassen. Helsingfors-Esbo hade mera gastropoder. Dessutom hade Helsingfors-Esbo märkbart högre *Idotea*-abundans än andra områden.

Biologiska interaktioner kan möjligtvis ha en betydelse för evertebratsamhällenas struktur. Delområdena i den dåliga statusklassen HE D och SH D hade tydliga skillnader i artsammansättningen, abundansen, artantalet och diversiteten medan påverkan på jämnheten var icke-signifikant. En bidragande faktor kan vara den invasiva slamkrabban *R. harrisii* som har visat sig äta många lokala evertebratarter och kan på så vis förändra artsammansättningen.

6. Tillkännagivanden

Mina handledare Henna Rinne och Marie Nordström förtjänar ett stort tack för stödet och de goda råden de har givit mig under *pro gradu*-processen. Dessutom vill jag tacka Ellen Rancken, Anniina Nieminen och Niklas Niemi som var med i fält och laboratorium. Sist men inte minst vill jag tacka Pernilla för allt det stöd och den hjälp jag fick av henne.

6.1. Information om projektet

Denna *pro gradu*-avhandling utgör en del av projektet ”Blåstångsbältets ryggradslösa faunas variation längs kustens miljögradienter” som är en del av VELMUs (Programmet för inventeringen av den marina undervattensmiljön; på finska Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelma) Meriluonto2020/2021 -kampanj. Projektet leds av FD Henna Rinne och har erhållit finansiering från Miljöministeriet.

7. Referenser

- Aarnio, K., Törnroos, A., Björklund, C. & Bonsdorff, E. (2015). Foodweb positioning of a recent colonizer: The North American Harris mud crab *Rithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) in the northern Baltic Sea. *Aquatic Invasions* 10: 399–413.
- Ahlefeldt-Laurvig, F. (2015). The impact of eutrophic discharge in *Fucus* communities. Examensarbete Högskolan i Halmstad.
- Andersen, J., Carstensen, J., Conley, D., Dromph, K., Fleming-Lehtinen, V., Gustafsson, B., Josefson, A., Norkko, A., Villnäs, A. & Murray, C. (2017). Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews* 92: 135–149.
- Arovirta, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen, T. & Vuori, K-M. (2012). Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetty arviontiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita 7. Suomen ympäristökeskus (SYKE). ISSN 1796-1653.
- Bekkby, T., Isachsen, P., Isæus, M. & Bakkestuen, V. (2008). GIS modeling of wave exposure at seabed: a depth-attenuated wave exposure model. *Marine Geodesy* 31: 117–127.
- Bell, S. (1985). Habitat complexity of polychaete tube-caps: Influence of architecture on dynamics of meiobenthic assemblage. *Journal of Marine Research* 43: 647–671.
- Berger, R., Henriksson, E., Kautsky, L. & Malm, T. (2003). Effects of filamentous algae and deposited matter on survival of *Fucus vesiculosus* L. germlings in the Baltic Sea. *Aquatic Ecology* 37: 1–11.
- Bergström, L., Tatarenkov, A., Johannesson, K., Jönsson, R. & Kautsky, L. (2005). Genetic and morphological identification of *Fucus radicans* sp. nov. (Fucales, Phaeophyceae) in the brackish Baltic Sea. *Journal of Phycology* 41: 1025–1038.
- Bergström, U., Olsson, J., Casini, M., Eriksson, B., Fredriksson, R., Wennhage, H. & Appelberg, M. (2015). Stickleback increase in the Baltic Sea – A thorny issue for coastal predatory fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 163: 134–142.
- Bertness, M., Leonard, G., Levine, J., Scmidt, P. & Ingraham, A. (1999). Testing the relative contribution of positive and negative interactions in rocky intertidal communities. *Ecological Society of America* 80: 2711–2726.
- Best, R., Chaudoin, A., Brackenm, M., Graham, M. & Stachowicz, J. (2014). Plant–animal diversity relationships in a rocky intertidal system depend on invertebrate body size and algal cover. *Ecology* 95: 1308–1322.
- Bonsdorff, E., Blomqvist, E., 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.
- Blumenshine, S., Vadenboncoeur, Y., Lodge, D., Cottingham, K. & Knight, S. (1997). Benthic-pelagic links: Responses of benthos to water-column nutrient enrichment. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 466–479.

- Brzana, R., Marszevska, L., Normant-Saremba, L. & Błazewicz, M. (2019). Non-indigenous tanaid *Sinelobus vanhaarenii* Bamber, 2014 in the Polish coastal waters – an example of a successful invader. *Oceanological and Hydrological Studies* 48: 76–84.
- Dragulescu, A. & Arendt, C. (2020). xlsx: Read, Write, Format Excel 2007 and Excel 97/2000/XP/2003 Files. R package version 0.6.5.<https://CRAN.R-project.org/package=xlsx>.
- Engkvist, R., Malm, T. & Tobiasson, S. (2000). Density dependent grazing effects of the isopod *Idotea balthica* Pallas on *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Aquatic Ecology* 34: 253–260.
- Fowler, A., Forsström, T., von Numers, M. & Vesakoski, O. (2013). The North American mud crab *Rithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) in newly colonized Northern Baltic Sea: distribution and ecology 8: 89–96.
- Fox, J. & Weisberg, S. (2019). An {R} Companion to Applied Regression, Thirds Edition. Thousand Oaks CA: Sage. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>
- Grabowski, M. (2006). Rapid colonization of the Polish Baltic coast by an Atlantic palaemonid shrimp *Palaemon elegans* Rathke, 1837. *Aquatic Invasions* 1: 116–123.
- Hansen, J., Wikström, S. & Kautsky, L. (2008) Effects of water exchange and vegetation on the macroinvertebrate fauna composition of shallow land-uplift bays in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77: 535–547.
- Hemmi, A. & Jormalainen, V. (2002). Nutrient enhancement increases performance of a marine herbivore via quality of its food alga. *Ecology* 83: 1052–1064.
- Hemmi, A., Honkanen, T. & Jormalainen, V. (2004) Inducible resistance to herbivory in *Fucus vesiculosus*—duration, spreading and variation with nutrient availability. *Marine Ecology Progress Series* 273: 109–120.
- HELCOM (2018a): HELCOM Thematic assessment of eutrophication 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings No. 156
- HELCOM (2018b): Thematic assessment of cumulative impacts on the Baltic Sea 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings No. 159.
- Hervé, M. (2021). RVAideMemoire: Testing and Potting Procedures for Biostatistics. R package version 0.9–79. <https://CRAN.R-project.org/package=RVAideMemoire>.
- Hänninen, J., Vuorinen, I., Helminen, H., Kirkkala, T. & Lehtilä, K. (2000). Trends and gradients in nutrient concentrations and loading in the Archipelago Sea, Northern Baltic, 1970–1997. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50: 153–171.
- Isæus, M., 2004. Factors Structuring Fucus Communities at Open and Complex Coastlines in the Baltic Sea. Doktorsavhandling. Stockholms universitet.
- Jakubavičiūtė, E., Bergström, U., Eklöf, J., Haenel, Q. & Bourlat, S. (2017). DNA metabarcoding reveals diverse diet of the three-spined stickleback in a coastal ecosystem. *PLoS ONE* 12: e0186929
- Janas, U., Piłka, M. & Lipińska, D. (2013). Temperature and salinity requirements of *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 and *Palaemon elegans* Rathke, 1837. Do they explain the occurrence and expansion of prawns in the Baltic Sea? *Marine Biology Research* 9: 293–300.

- Jormalainen, V., Honkanen, T. & Heikkilä, N. (2001). Feeding preferences and performance of a marine isopod on seaweed hosts: cost of habitat specialization. *Marine Ecology Progress Series* 220: 219–230.
- Jormalainen, V., Honkanen, T., Koivikko, R. & Eränen, J. (2003). Induction of phlorotannin production in brown alga: defence or resource dynamics? *OIKOS* 103: 640–650.
- Jormalainen, V., Wikström, S. & Honkanen, T. (2008) Fouling mediates grazing: intertwining of resistances to multiple enemies in the brown alga *Fucus vesiculosus*. *Oecologia* 155: 559–569.
- Jormalainen, V., Gagnon, K., Sjöroos, J. & Rothäusler, E. (2016). The invasive mudcrab enforces a major shift in a rocky littoral invertebrate community of the Baltic Sea. *Biological Invasions* 18: 1409–1419.
- Kangas, P., Autio, H., Hällfors, G., Luther, H., Niemi, Å. & Salemaa, H. (1982). A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, south coast of Finland in 1977–1981. *Acta Botanica Fennica* 118: 1–27.
- Karez, R., Engelbert, S. & Sommer, U. (2000). 'Co-consumption' and 'protective coating': two new proposed effects of epiphytes on their macroalgal hosts in mesograzer-epiphyte-host interactions. *Marine Ecology Progress Series* 205: 85–93.
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U. & Waern, M. (1986). Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 28: 1–8.
- Kautsky, H., Martin, G. & Snoeijs-Lejonmalm, P. (2017). The phytobenthic zone. In: Snoeijs-Lejonmalm, P., Schubert, H. & Radziejewska, T. (ed). *Biological Oceanography of the Baltic Sea*. Dordrecht: Springer Science+Business Media, pp: 387–455.
- Kautsky, L., Qvarfordt, S. & Schagerström, E. (2020). *Restaurering av blåstångssamhällen i Östersjön*. 60 sidor.
- Kiirikki, M. (1996). Experimental evidence that *Fucus vesiculosus* (Phaeophyta) controls filamentous algae by means of the whiplash effect. *European Journal of Phycology* 31: 61–66.
- Knight, M. & Parke, M. (1950). A biological study of *Fucus vesiculosus* L. and *F. serratus* L. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 29: 439–514.
- Korpinen, S. & Jormalainen. (2008). Grazing and nutrients reduce recruitment success of *Fucus vesiculosus* L, (Fucales: Phaeophyceae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78: 437–444.
- Korpinen, S., Jormalainen, V. & Honkanen, T. (2007a). Effects of nutrients, herbivory, and depth on the macroalgal community in the rocky sublittoral. *Ecology* 88: 839–852.
- Korpinen, S., Honkanen, T., Vesankoski, O., Hemmi, A., Koivikko, R., Loponen, J. & Jormalainen, V. (2007b) Macroalgal communities face the challenge of changing biotic interactions: Review with focus on the Baltic Sea. *Ambio* 36: 203–211.
- Korpinen, S., Jormalainen, V. & Honkanen, T. (2007c) Bottom-up and cascading top-down control of macroalgae along a depth gradient. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 343: 52–63.
- Korpinen, S., Jormalainen, V. & Pettay, E. (2010). Nutrient availability modifies species abundance and community structure of *Fucus*-associated littoral benthic fauna. *Marine Environmental Research* 70: 283–292.

- Kotta, J., Orav-Kotta, H. & Pärnoja, M. (2013). Role of physical water properties and environmental disturbances on the diversity of coastal macrophyte and invertebrate communities in brackish water ecosystem. *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 169: 77–88.
- Kotta, J., Wernberg, T., Jänes, H., Kotta, I., Nurkse, K., Pärnoja, M. & Orav-Kotta, H. (2018). Novel crab predator causes marine ecosystem regime shift. *Scientific Reports* 8: 4956.
- Kraufelin, P. & Salovius S. (2004). Animal diversity in Baltic rocky shore macroalgae: can *Cladophora glomerata* compensate for lost *Fucus vesiculosus*? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 369–378.
- Kuno, E. (1981). Dispersal and persistence of populations in unstable habitats: a theoretical note. *Oecologia* 49: 123–126
- Lappalainen, J., Virtanen, E., Kallio, K., Junntila, S. & Viitasalo, M. (2019). Substrate limitations of a habitat-forming genus *Fucus* under different water clarity scenarios in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 218: 31–38.
- Leidenberger, S., Harding, K. & Jonsson, P. (2012). Ecology and distribution of the isopod genus *Idotea* in the Baltic Sea: key species in a changing environment. *Journal of Crustacean Biology* 32: 359–381.
- Lilley, S. & Schiel, D. (2006). Community effects following deletion of a habitat-forming alga from rocky marine shores. *Oecologia* 148: 672–681.
- Malm, T., Engkvist, R. & Kautsky, L. (1999). Grazing effects of two freshwater snails on juvenile *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 188: 63–71.
- Merkouradi, I. & Leppäranta, M. (2014). Long-term analysis pf hydrography and sea-ice data in Tvärminne, Gulf of Finland, Baltic Sea. *Climate Change* 124: 849–859.
- Nehring, D., Schulz, S. & Kaiser, W. (1984). Long-term phosphate and nitrate trends in the Baltic Proper and some biological consequenses: A contribution to the discussion concerning the eutrophication of these waters. *Rapports et procès-verbaux des réunions* 183: 193–203.
- Ogle, D., Wheeler, P. & Dinno A. 2021. FSA: Fisheries stock analysis. R package version 0.8. 32. <https://github.com/droglenc/FSA>.
- Oksanen, J., Guillaume Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P., O'Hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoeecs E. & Wagner, H. (2020). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Omstedt, A., Pettersen, C., Rodhe, J. & Winsor, P. (2004). Baltic Sea climate: 200 yr of data on air temperature, sea level variation, ice cover, and atmospheric circulation. *Climate Research* 25: 205–204.
- Paine, R. & Vadas, R. (1969). The effect of grazing by sea urchins, *Srongylocentrotus* spp., on benthic algal populations. *Limnology and Oceanography* 14: 710–719.
- Pearson, T. & Rosenberg, R. (1978). Macrofaunal succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 16: 229–311.
- Pielou, E. (1966). Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology* 10:370–383.
- Rinne, H. & Salovius-Laurén, S. (2019). The status of brown macroalgae *Fucus* spp. and its relation to environmental variation in the Finnish marine area, northern Baltic Sea. *Ambio* 49: 118–129

R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Rudis, B., Bolker, B. & Schulz, J. (2017). ggalt: Extra Coordinate Systems, ‘Geoms’, Statistical Transformations, Scales and Fonts for ‘ggplot2’. R package version 0.4.0. <https://CRAN.R-project.org/package=ggalt>

Råberg, S. & Kautsky, L. (2007). Comparative biodiversity study of the associated fauna of perennial fucoids and filamentous algae. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 73: 249–258.

Råberg, S. & Kautsky, L. (2008). Grazer identity is crucial for facilitating growth of the perennial brown alga *Fucus vesiculosus*. *Marine Ecology Progress Series* 361:11–118.

Rönnberg, O., Lehto, J. & Haahtela, I. (1985) Recent changes in the occurrence of *Fucus vesiculosus* in the Archipelago Sea, SW Finland. *Annales Botanici Fennici* 22: 231–244.

Saarinen, A., Salovius-Laurén, S. & Mattila, J. (2018). Epifaunal community composition in five macroalgal species – What are the consequences if some algal species are lost?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 207: 402–413.

Salemaa, H. (1987). Herbivory and microhabitat preferences of *Idotea spp.* (Isopoda) in the Northern Baltic Sea. *Ophelia* 27: 1–15.

Schagerström, E., Fosrlund, H., Kautsky, L., Pärnoja, M. & Kotta, J. (2014). Does thalli complexity and biomass affect the associated flora and fauna of two co-occurring *Fucus* species in the Baltic Sea?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 149: 187–193.

Scrosati, R., van Genne, B., Heaven, C. & Watt, A. (2011). Species richness and diversity in different functional groups across environmental gradients: A model for marine rocky shores. *Ecography* 34: 152–161.

Shannon, C. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27: 279–423.

Suomela, J. (2011). Kirkkaasta sameaan: Meren kuormitus ja tila Saaristomerellä ja Ahvenanmaalla. *Varsinais-Suomen ELY-keskuksen julkaisuja* 6/2011.

VELMU 2020:

http://paikkatieto.ymparisto.fi/velmuviewers/Html5Viewer_2_11_1/Index.html?configBase=http://paikkatieto.ymparisto.fi/Geocortex/Essentials/REST/sites/VELMU_karttapalvelu/viewers/HTML5/virtualdirectory/Resources/Config/Default (hämtad: 1.7.2020)

Warwick, R. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine microbenthic communities. *Marine biology* 92: 557–562.

Westerbom, M., Kilpi, M. & Mustonen, O. (2002). Blue mussels, *Mytilus edulis*, at the edge of the range: population structure, growth and biomass along a salinity gradient in the north-eastern Baltic Sea. *Marine Biology* 140: 991–999.

Wickham, H. (2009) *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. New York: Springer.

Wikström, S. & Kautsky, L. (2006). Structure and diversity of invertebrate communities in the presence and absence of canopy-forming *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72: 168–176.

Worm, B., Lotze, H., Hillebrand, H. & Sommer, U. (2002). Consumer versus resource control of species diversity and ecosystem functioning. *Nature* 417: 848–851.

Wærn, M. (1952) Rocky shore algae in the Öregrund archipelago. *Acta Phytogeographica Suecica*. 30: 1–298.