

Funktionell biodiversitet hos blåstångens
evertebratsamhällen längs med en
eutrofieringsgradient

Pro gradu-avhandling
Åbo Akademi
Miljö- och marinbiologi, Fakulteten för naturvetenskaper och teknik
Ellen Rancken, 40813-403-2016
Handledare: Marie Nordström & Sonja Salovius-Laurén
2022

ÅBO AKADEMI – FAKULTETEN FÖR NATURVETENSKAPER OCH TEKNIK

Abstrakt för pro gradu-avhandling

Ämne: Miljö – och marinbiologi	
Författare: Ellen Rancken	
Arbetets titel: Funktionell biodiversitet hos blåstångens evertebratsamhällen längs med en eutrofieringsgradient	
Handledare: Marie Nordström och Sonja Salovius-Laurén	
<p>Blåstången, <i>Fucus vesiculosus</i> L, är en viktig habitatbildande brunalg i Östersjön och i blåstången trivs ett rikt evertebratsamhälle. Evertebratsamhället är rätt väl studerat i Östersjön men man vet destu mindre om hur samhället skiljer sig mellan olika geografiska lokaler och hur miljögradienter påverkar evertebratsamhällets diversitet och sammansättning, ur ett taxonomiskt såväl som funktionellt perspektiv. Både blåstången och den associerade faunan påverkas av eutrofiering. Målsättningen med denna studie är att klargöra om, och i så fall hur, den funktionella diversiteten och sammansättningen hos blåstångens evertebratsamhälle förändras längs en eutrofieringsgradient och mellan olika geografiska lokaler. Prover av blåstångens evertebratsamhälle samlades in på sydvästra Finlands kust i sju olika delområden med tre olika eutrofieringsklasser (dålig, tillfredsställande och god). För att analysera skillnaderna gjordes både univariata och multivariata analyser. I analyserna testades den funktionella diversiteten av evertebratsamhället (Funktionell rikedom, funktionell divergens, funktionell dispersion och funktionell jämnhet), evertebratsamhällets funktionella sammansättning samt vilka egenskaper som dominerar i de olika delområdena och mellan eutrofieringsklass. Det fanns en variation i både funktionell diversitet och sammansättning av evertebrater mellan de olika geografiska delområdena. I Skärgårdshavet, var det fanns tre delområden med en eutrofieringsklass vardera, steg den funktionella rikedom högre med bättre vattenkvalitet, vilket kunde syfta på att vattenkvaliteten påverkade den funktionella diversiteten av blåstångens evertebratsamhälle. Den funktionella sammansättningen i Helsingfors-Esbo delområdet skilde sig mest från de andra delområdena. NMDS analysen visade att delområden grupperades med samma statusklass och skilde sig från de övriga statusklasserna. Egenskaperna typ av rörelse, ekologisk grupp och födoval bidrog mest till skillnaderna i den funktionella sammansättningen mellan de olika delområdena och av dem var det underkategorierna orörlig, känslig, karnivor/omnivor och detritusätare som bidrog mest till dessa skillnader. Resultaten bidrar till att visa hur evertebrater reagerar på förändringar i den omgivande miljön.</p>	
Nyckelord: <i>Fucus vesiculosus</i> , evertebrater, egenskaper, funktionell diversitet, eutrofiering	
Datum: 22.5.2022	Sidantal: 32

ÅBO AKADEMI UNIVERSITY– FACULTY OF SCIENCE AND ENGINEERING

Abstract for master's thesis

Subject: Environmental and marine biology	
Author: Ellen Rancken	
Title: Functional biodiversity of fucus associated invertebrates across a eutrophication gradient	
Supervisors: Marie Nordström och Sonja Salovius-Laurén	
<p>Bladderwrack, <i>Fucus vesiculosus</i> L, is an important habitat-forming brown algae in the Baltic Sea. The bladderwrack forms an important habitat for invertebrates and hosts a diverse invertebrate community. This community is well studied in the Baltic Sea, but we know less about how the community differs between different geographical locations and how the diversity and composition, both taxonomically and functionally, is affected by different environmental gradients. Eutrophication affects both the bladderwrack as well as its associated fauna. The aim of this study is to assess if and how the functional (trait) diversity and composition of the invertebrates differs between different eutrophication statuses (bad, satisfactory and good) and between different geographical locations. The invertebrate fauna in the bladderwrack was sampled on the southwestern coast of Finland, every location belonged to a eutrophication status (bad, satisfactory and good). Both univariate and multivariate analyses were performed. The analyses tested the functional diversity (functional richness, functional divergence, functional dispersion and functional evenness) of the invertebrates, functional composition of the invertebrates and which traits dominate in the different locations and between the eutrophication statuses. There was a variation in both the functional diversity and composition of invertebrates between the different geographical locations. In the Archipelago Sea, which consisted of three locations with different eutrophication statuses, the functional diversity increased with better water quality (eutrophication status). This shows that water quality may influence the functional diversity of invertebrates in the bladderwrack. The functional composition in the Helsinki-Espoo location differed most from the other locations. The NMDS analysis showed that the locations grouped together according to eutrophication status. The traits type of movement, ecological group and feeding habit contributed most to the differences in functional composition of invertebrates between locations. Of these traits it was the subcategories sessile, vulnerable, carnivore/omnivore and deposit feeder that contributed most to these differences. The results enhance our understanding of how invertebrates react to changes in the environment.</p>	
Key words: <i>Fucus vesiculosus</i> , invertebrates, traits, functional diversity, eutrophication	
Date: 22.5.2022	Number of pages: 32

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1 Blåstångens ekologiska betydelse	1
1.2 Blåstångens evertebratsamhälle	2
1.3 Effekter av omgivningen på blåstången och blåstångsfaunan.....	3
1.4 Funktionell diversitet och mått på denna.....	4
1.5 Frågeställningar och hypoteser.....	6
2. Material och Metoder	7
2.1. Provtagningslokaler och omgivande miljö.....	7
2.2. Fältprovtagning för kvantifiering av evertebratfaunan.....	9
2.3. Sammanställning av samhälls - och egenskapsdata	10
2.4. Statistiska analyser	13
3 Resultat.....	14
3.1 Funktionella skillnader i diversitet mellan evertebratsamhällena	14
3.1.2 Skillnader i sammansättningen av egenskaper i evertebratsamhället.....	15
4. Diskussion.....	20
4.1 Skillnader i funktionell diversitet.....	20
4.2 Skillnader i funktionell sammansättning.....	21
4.3 Jämförelse med förändringar i faunans taxonomiska diversitet och sammansättning	21
4.4 Invasiva arter och andra omgivningsvariablers påverkan på funktionell diversitet och sammansättning	22
4.5 Möjliga felkällor och framtida studier.....	24
5. Slutsatser	25
6. Tillkännagivanden.....	25
6.1 Information om projektet.....	26
7. Referenser	26

1. Inledning

Blåstång, *Fucus vesiculosus* L, är en viktig habitatbildande brunalg som förekommer på hårdbottnar i Östersjön (Kautsky et al., 1992). Under en evolutionär tidsperiod på cirka 8000 år har arten anpassat sig till Östersjöns förhållanden med låg salthalt och obetydlig tidvattenzon (Kautsky et al., 2020). Av de tre stora fleråriga brunalgerna, blåstång, sågtång (*Fucus serratus*) och smaltång (*Fucus radicans*), som förekommer i Östersjön är blåstången den vanligaste (Kautsky et al., 2020). I Östersjön växer blåstången till och med i områden med en salthalt på 2 psu, eller ännu lägre (Wærn, 1952), vilket möjliggör att dess utbredning sträcker sig upp till Bottenviken och även långt in i finska viken (Kautsky et al., 2020). I Östersjön växer blåstången även djupare, upp till 12 meter, än längs världshavens stränder (Kautsky et al., 2020), men runt Finlands kust är gränsen vid ungefär 6–8 meter (Rinne & Salovius-Laurén, 2020). De högsta täckningsgraderna av blåstången hittas dock på ungefär 1 meters djup (Rinne & Salovius-Laurén, 2020).

1.1 Blåstångens ekologiska betydelse

Blåstången bildar ett viktigt habitat för både evertebrater och fiskar och fungerar som en så kallad ”barnkammare” och är således viktig för juvenila arter (Kraufvelin et al., 2018). Blåstången bidrar med skydd och föda samt kan även dämpa temperaturfluktuationer (Bertness et al., 1999). Förutom att blåstången bildar viktiga habitat för såväl fiskar som evertebrater samt alger, är blåstången en betydande primärproducent och kolsänka (Wikström & Kautsky, 2006). Blåstången kan även fungera som en fysisk barriär som filtrerar eroderat material och kan således minska erosionens påverkan (Wikström & Kautsky, 2006). En minskning av blåstången kan förändra artsammansättningen samt biomassan hos evertebrater (Wikström & Kautsky, 2006).

I Östersjön är blåstången betydande för den lokala artrikedomen, men det finns delvis motstridiga resultat. I en studie av Wikström och Kautsky (2006) påverkades den lokala artrikedomen inte avsevärt av blåstångens frånvaro eller närvaro. Hittills har man inte heller funnit att någon evertebratart skulle försvinna utan blåstången (Wikström & Kautsky, 2006). Dock har olika studier visat att diversiteten bland betare i blåstången är hög (Rindi & Guiry, 2004). Råberg och Kautsky (2007) hittade större biomassa av djur i olika *Fucus*-arter än i filamentösa alger, men inte högre abundanser. Wikström och

Kautskys (2006) studie visar att habitat där blåstången förekommer inhyser ungefär dubbelt så hög biomassa av evertebrater än områden utan blåstång. Kraufvelin och Salovius (2004) fann dock att det fanns högre artrikedom, abundanser och biomassa av evertebrater i grönslicken, *Cladophora glomerata*, än i blåstången. Detta gör att grönslicken möjligtvis kunde kompensera vid en möjlig förlust av blåstång (Kraufvelin & Salovius, 2004).

1.2 Blåstångens evertebratsamhälle

I blåstångsbältet påträffas många olika evertebrater, både rörliga (mobila) och orörliga (sessila) som lever både på blåstången och runtomkring den (Kautsky et al., 2017). På hårbotten består det rörliga evertebratsamhället mestadels av gastropoder och kräftdjur, såsom gammarider och tångräkor (*Palaemon adspersus* och *Palaemon elegans*), även *Idotea*-arter är vanliga (Saarinen et al., 2018). Blåmusslan, *Mytilus trossulus*, är en vanlig orörlig art (Kautsky et al., 2017), medan betande snäckor såsom *Theodoxus fluviatilis* och olika *Hydrobia*-arter även är vanliga rörliga arter i blåstångsbältet (Kautsky et al., 2017). Vissa arter sitter även permanent fast vid blåstången, såsom mossdjuret *Electra crustulenta*, som bildar nätliknande strukturer. Även polyper som *Hydra sp.* och *Laomedea loveni* samt havstulpaner, *Balanus improvisus*, kan sitta fast vid blåstången största delen av deras liv (Telkänranta, 2006). Några nykomlingar har också blivit allt vanligare i blåstångsbältet såsom den invasiva kortfingrade tångräkan *Palaemon elegans*, slammkrabban (*Rhithropanopeus harrisi*) och *Sinelobus vanhaareni*. År 2009 observerades slammkrabban första gången i Finland, i Nådendal och några år senare hade den spritt sig till många delar av inre Skärgårdshavet (Fowler et al., 2013). *S. vanhaareni* hittades första gången i Östersjön år 2010 (Bamber, 2014) och på Finlands kust år 2016. Ofta hittas samma arter i olika blåstångshabitat, men vilka arter som dominerar varierar mellan de olika habitaterna (Råberg & Kautsky, 2007). De ryggradslösa djur som är associerade med blåstången är väl kända (Anders & Möller, 1983; Kautsky & van der Maarel, 1990), men det finns rätt så lite information om hur olika miljögradienter påverkar evertebratsamhällets diversitet och sammansättning, ur ett taxonomiskt såväl som funktionellt perspektiv.

1.3 Effekter av omgivningen på blåstången och blåstångsfaunan

Under de senaste årtiondena har blåstångens djuputbredning minskat. Detta beror på flera olika abiotiska och biotiska stressfaktorer som tillsammans påverkar varandra direkt eller indirekt (Berger et al., 2003). De facto minskade blåstångens maximala växtdjup avsevärt under 1900-talet, från 11,5 meter på 1940-talet till 8,5 meter år 1984 i Ålands hav (Kautsky et al., 1986). Blåstångsbältets övre gräns har även flyttats närmare ytan; det täta bältet var lokaliserat på 3 meters djup under 1940-talet, medan det började redan på 1 meters djup 1984 (Kautsky et al. 1986). Idag hittas de största täckningsgraderna på ca 1 meters djup (Rinne & Salovius-Laurén, 2020). Tidigare satte isblockens fysiska störning en övre gräns för blåstångens utbredning (Kiirikki, 1996), men på grund av mindre is på vintern kan nu blåstången växa närmare stranden. Nuförtiden ligger blåstångens utbredning mellan 0,5 och 7 meter (Rinne & Salovius-Laurén, 2019).

I Östersjön steg halterna av fosfor och kväve avsevärt i början av 1970-talet (Nehring et al., 1984) och fortsatte att stiga fram till 1980-talet, men efter det har eutrofieringen minskat en aning (Rönnerberg et al., 1985; Andersen et al., 2017). Än idag är eutrofieringen ett problem och utsläppen av båda näringsämnena är fortfarande över den hållbara nivån (HELCOM, 2018). Eutrofieringens effekter är starkare närmare land eftersom de näringsämnen som orsakar eutrofiering allt som oftast kommer från land, men trots detta påverkas även ytterskärgården av eutrofieringen (Bonsdorff et al., 1997). Samtidigt som näringsämneshalterna har stigit i Östersjön har blåstångens utbredning minskat (Rönnerberg et al., 1985). Eutrofieringen har många sekundära effekter såsom ökad turbiditet (HELCOM, 2013), vilket leder till sämre ljusstillgång och minskar således även det område där blåstången kan fotosyntetisera. Därtill kan eutrofieringen göra att det växer mer filamentösa alger som kan täcka blåstången och därmed minska ljusstillgången (Takolander et al., 2017). Många epifytiska alger växer även på samma hårda substrat som blåstången vilket gör att de konkurrerar om utrymme (Kiirikki, 1996; Kautsky et al., 1986). Detta leder till att de epifytiska algerna försämrar överlevnaden av de yngre blåstångsindividerna (Berger et al., 2003).

Blåstångens utbredning påverkas även av många andra faktorer, såsom exponering, då blåstången i allmänhet växer djupare i mer exponerade områden (Rinne et al., 2011). I Östersjön lever blåstången på sin toleransgräns då det gäller salinitet, vilket gör att yttre stressfaktorer så som eutrofiering kan vara utmanande för den. Klimatförändringens

effekter med sannolikt höjda vattentemperaturer (Jueterbock et al., 2013) och lägre salinitet, kommer sannolikt minska blåstångens utbredning (Jonsson et al., 2018) och antagligen även öka de filamentösa algernas (Svensson, 2015).

Då blåstångens utbredning förändras har detta sekundära effekter på den associerade faunan, eftersom deras habitat förändras (Kraufvelin et al., 2002). Det finns mycket varierande information om hur eutrofieringen påverkar evertebratsamhället. Näringshalter verkar inte påverka tätheten av *Hydrobia* spp., *Theodoxus fluviatilis*, *Gammarus* spp. eller isopoder märkbart enligt Korpinen och Jormalainen (2008). Det finns ändå bevis på att en ökad mängd näringsämnen påverkar *T. fluviatilis* negativt medan *Hydrobia* spp. kan uppvisa en ökning i täthet i näringsrika förhållanden (Korpinen et al., 2007b). Korpinen och Jormalainen (2008) visar även att både *Hydrobia* spp. och *T. fluviatilis* ökar sitt betningstryck då det förekommer en större mängd näringsämnen (Korpinen & Jormalainen 2008). Musslor (till exempel *Mytilus trossulus*) och snäckor (till exempel *Hydrobia* spp.) utgör ofta de dominerande arterna i evertebratsamhället, medan det är kräftdjur såsom gammarider som dominerar då näringshalterna är lägre (Korpinen et al., 2010). Biodiversiteten kan öka av en måttlig eutrofiering (Worm et al., 2008) då både snäckor och musslor samt gammarider finns närvarande var näringshalterna är måttliga (Korpinen et al., 2010). Dock är det bara frågan om djupare vatten och inte den grundare delen av vattenkolumnen enligt Korpinen et al. (2007a). Samhällets struktur kan även påverkas mycket av exponeringsgraden av blåstångsbältet (Isæus, 2004; Korpinen et al., 2010). Eutrofieringens effekter på blåstångens associerade faunasamhällen sker genom såväl direkta som indirekta interaktioner, där miljön, blåstångens kondition samt de trådformiga algernas mängd och tillstånd alla kan påverka faunasamhällets diversitet och sammansättning. Det ter sig dock ännu oklart huruvida storskaliga eutrofieringsgradienter återspeglas i faunasamhället och speciellt hur funktionella diversiteten påverkas.

1.4 Funktionell diversitet och mått på denna

Då man undersöker funktionell diversitet undersöker man arters egenskapers diversitet, och detta kan berätta hur ett system fungerar funktionellt. Förändringar i marina samhällen, orsakade exempelvis av förändringar i salinitet, temperatur, mängden näringsämnen, exponering och liknande, kan påverka de ekologiska egenskaperna som arterna besitter (Hughes et al., 2003). Dessutom styr arternas ekologiska särdrag eller

egenskaper även ekosystemets funktioner (Törnroos & Bonsdorff, 2012). Det finns bevis på att förändringar i sjögräshabitatets struktur kan påverka ekosystemprocesser signifikant (Crowe et al., 2013). Bustamante et al. (2014) visade att större fleråriga alger främjar de associerade djurens abundanser samt deras taxonomiska och funktionella diversitet i jämförelse med mindre ettåriga alger.

Metoden med att använda sig av biologiska egenskaper i ekologiska studier började få mer uppmärksamhet i början av detta decennium (Díaz & Cabido, 2001; Bremner et al., 2003). Biologiska eller funktionella egenskaper (eng. *traits*) är olika morfologiska, fysiologiska och beteendemässiga drag som en individ har som påverkar dess fitness och/eller prestationsförmåga (Díaz & Cabido, 2001). Dessa egenskaper kan även direkt påverka det flöde av både materia och energi som sker i habitatet eller förändra abiotiska förhållanden (Symstad et al., 2003). Flera studier har poängterat att den egenskapsbaserade metoden kan vara mycket viktig för att bättre kunna förklara förhållandet mellan biodiversitet och ekosystemfunktioner (Gagic et al., 2015; Henseler et al., 2019; Törnroos et al., 2019). Det är rimligtvis artens egenskaper, snarare än dess taxonomi, som bestämmer hur diversiteten påverkar ekosystemfunktioner (Díaz & Cabido, 2001). En arts egenskaper kan dessutom avgöra hur arten reagerar på förändringar i miljön (Keddy, 1992; Diaz et al., 1998).

Fastän flera arter har samma ekosystemfunktion reagerar de inte på miljöförändringar på samma sätt. Det kan vara viktigt att flera arter har samma funktion i ett system då det kan försäkra att en funktion inte upphör då det sker en förändring i samhället, vilket gör att ett system med hög biodiversitet ofta är mer motståndskraftigt mot dessa förändringar (till exempel temperaturförändringar) (försäkringshypotesen, eng. *the insurance hypothesis*, Yachi & Loreau, 1999). Detta gör att förändringar i den funktionella diversiteten eller förluster av funktioner kan varna om en störning har skett i ekosystem, med flera störningar i ekosystemet blir den funktionella diversiteten allt lägre (Mouillot et al. 2013). Vidare kan en metod där funktionella egenskaper analyseras ge en bättre förståelse för hur hela ekosystem reagerar på förändringar och hur tåligt ekosystemet är mot dessa (Gutt et al., 2017). Dessutom kan det indikera vilka de möjliga konsekvenserna är för funktionerna i samhället. Genom de funktioner som djuren utför i miljön bidrar de även med så kallade ekosystemvaror och -tjänster som människan är beroende av, såsom

vattenrening, cirkulation av näringsämnen, pollinering och motstånd mot invasion (Hevia et al., 2017).

För att beskriva funktionell diversitet används organismernas olika egenskaper i en så kallad egenskapsanalys ("biological trait analysis", BTA) (Statzner et al., 1994). Analysen kan användas för att beskriva och estimerar den funktionella diversiteten i ett visst habitat eller område (Statzner et al., 1994). I egenskapsanalysen kan man inkludera såväl kontinuerliga som kategoriska variabler, det vill säga egenskaper. I det senare fallet delar man in de olika egenskaperna man vill använda sig av i underkategorier, vilka beskriver de varianter en art har av en egenskap. Egenskapen 'födoval' kan exempelvis delas in i fyra olika kategorier; karnivor/omnivor, herbivor, detritusätare och filtrerare. Ofta strävar man efter att inkludera egenskaper som beskriver de olika arternas livshistorier (eng. *life history*), morfologi och beteende ur både ett ekologiskt och funktionellt perspektiv (Bremner, 2003; Törnroos & Bonsdorff, 2012). För att analysera den funktionella diversiteten används fyra olika diversitetsmått: funktionell rikedom, funktionell divergens, funktionell jämnhet och funktionell dispersion (Mason et al., 2005). Dessa förklaras närmare i material och metoder under statistiska analyser.

1.5 Frågeställningar och hypoteser

I denna *pro gradu* avhandling undersöker jag om och hur vattenkvalitet (dålig, tillfredsställande, god) samt det geografiska läget påverkar den funktionella biodiversiteten hos blåstångsassocierade evertebratsamhällen. Undersökningen baserar sig på analyser av antal egenskaper, egenskapernas diversitet och jämnhet samt sammansättningen av egenskaper i samhället.

Jag försöker svara på följande frågor:

(I) Varierar antal egenskaper, egenskapernas diversitet och jämnhet i blåstångens evertebratsamhälle beroende på vattenkvalitet (eutrofieringsklasser; god/tillfredsställande/dålig) och/eller mellan olika geografiska områden?

(II) Finns det en variation i den funktionella sammansättningen av blåstångens evertebratsamhälle i olika eutrofieringsklasser (god/tillfredsställande/dålig) och/eller mellan olika områden?

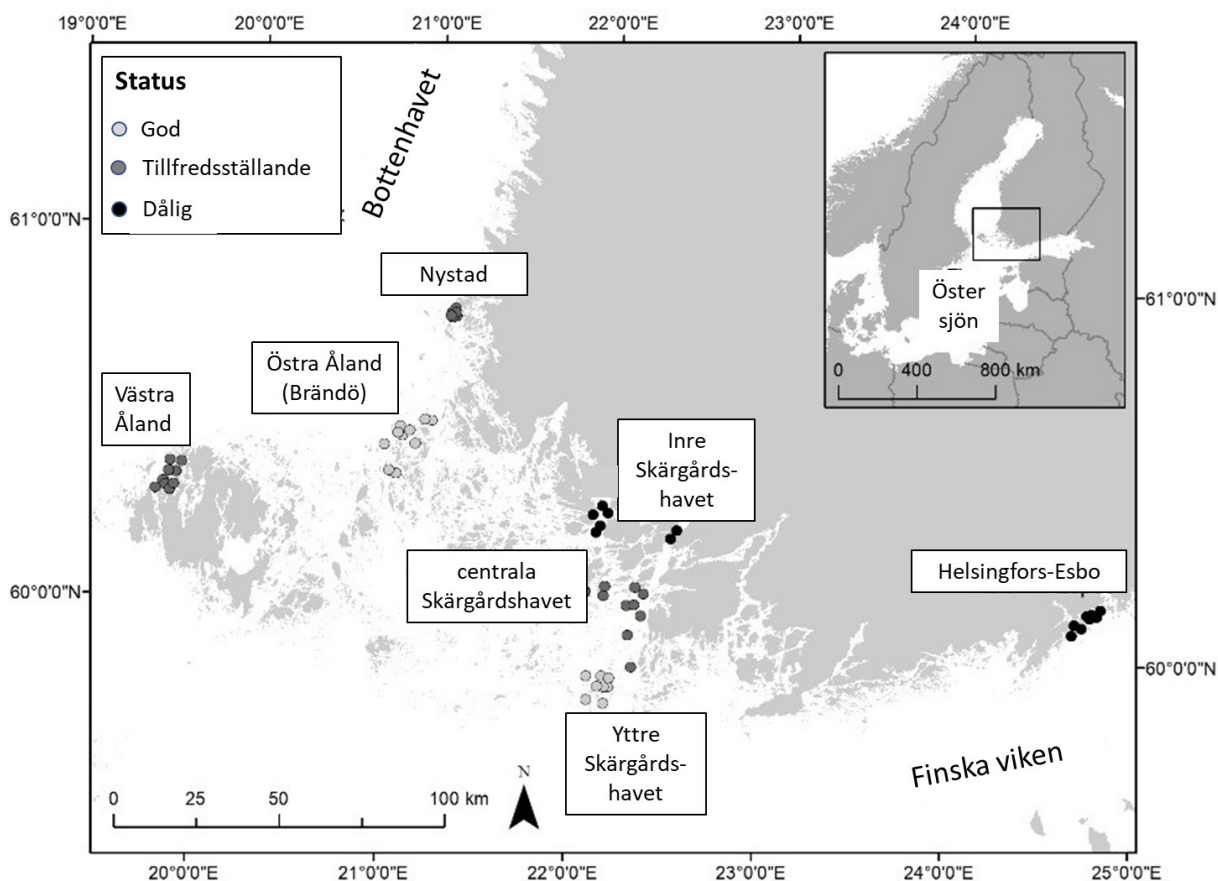
(III) Vilka egenskaper dominerar i olika eutrofieringsklasser och hur fördelar sig egenskaperna ur ett geografiskt perspektiv?

2. Material och Metoder

Arbetet bygger på ett omfattande material som samlades in från ett stort geografiskt område i södra Finland sommaren 2020. Materialet samlades in som del av VELMUs (Programmet för inventeringen av den marina undervattensmiljön) "Havsnatur-kampanj (mer info i slutet) och användes delvis i två andra *pro gradu* projekt av Niilo Salmela och Anniina Nieminen.

2.1. Provtagningslokaler och omgivande miljö

Fältprovtagningen utfördes i västra Åland, nordöstra Åland (Brändö), Nystad, Skärgårdshavet med tre delområden med olika statusklass, och Helsingfors - Esbo skärgård (se Figur 1) 8.–30. juli 2020. Dessa provtagningsområden längs Finlands kust bildar tillsammans den geografiska gradienten. På kartan syns även de olika eutrofieringsklasserna (god, tillfredsställande, dålig) för respektive område. I Skärgårdshavet fanns lokaler som hörde till tre olika eutrofieringsklasser, medan prover från de övriga lokalerna bara representerade en eutrofieringsklass vardera. Vattnet i inre Skärgårdshavet och Helsingfors-Esbo hade dålig status, mellersta Skärgårdshavet, Nystad och Västra Åland har tillfredsställande status medan yttre Skärgårdshavet och Brändö uppvisade god status.



Figur 1: Karta över forskningsområdena och provtagningslokalerna med vattenkvalitet

Statusklasserna är bestämda utgående från ett medelvärde av Secchi-djup från sommarmånader (maj-september) åren 2003–2011 och dessa Secchi-djup är bestämda med MERIS-satellitensensor (Medium Resolution Imaging Spectrometer) (Lappalainen et al., 2019). Gränsvärdena är 0–2,90 m, 2,91–4,60 m och >4,60 m för dålig, tillfredsställande och god status, respektive (Aroviita et al., 2012). För att undvika stora skillnader i omgivningsvariabler mellan de olika statusklasserna placerades provtagningspunkterna i varje delområde ut i samma exponeringsklass enligt exponeringsmodellen ”simplified wave exposure model” (SWM) index av Isæus (2004). Den exponeringsklass som användes i denna studie var 10000–50000 SWM. Vid varje lokal togs tre replikat på både den skyddade och den exponerade sidan av lokalen, det vill säga sex replikat per lokal. Sammanlagt samlades 319 prover av blåstång och dess associerade fauna. I västra Åland togs prover från 9 lokaler med totalt 54 replikat, i Brändö provtogs 10 lokaler med totalt 60 replikat, i Nystad provtogs 6 lokaler med totalt 33 replikat, i Skärgårdshavet provtogs det på 24 lokaler med totalt 125 replikat och i

Helsingfors-Esbo togs det prover från åtta lokaler med totalt 48 replikat. I Skärgårdshavets delområde med god vattenkvalitet var förekomsten av blåstång låg på den exponerade sidan vilket resulterade i att vid sex av åtta lokaler togs replikat endast på den skyddade sidan.

Tabell 1: Antalet provtagningslokaler och replikat i de olika delområdena och totalt.

Delområde	Förkortningar	Statusklass	Provtagningslokaler	Replikat
Västra Åland T	VÅ T	Tillfredsställande	9	53
Brändö G	BR G	God	10	60
Nystad T	NY T	Tillfredsställande	6	33
Skärgårdshavet D	SH D	Dålig	7	42
Skärgårdshavet T	SHT	Tillfredsställande	9	53
Skärgårdshavet G	SH G	God	8	30
Helsingfors D	HE D	Dålig	8	48
Totalt			57	319

2.2. Fältprovtagning för kvantifiering av evertebratfaunan

Blåstångsruskorna samlades in snorklandes med nätpåsar som lades över ruskan, varefter stjälken skars eller klipptes av. För att proverna skulle vara möjligast jämförbara samlades ruskor i storleken 30 ± 10 cm och vid ett standardiserat djup på 0,8–1 meter och i ett 10x4 meters område. Blåstångsruskorna skakades över ett fat och faunan sållades varefter den lades i burkar och konserverades i 70% etanol. Burkarna märktes och förvarades kallt tills materialet senare analyserades i laboratorium. Ruskorna slungades sedan i en salladsslunga 20 varv för att avlägsna överloppsvätska varefter de vägdes för att få våtvikten. Om det i salladsslungan fanns evertebrater togs de tillvara för respektive replikat. Ruskans maximala längd mättes, apikala delarna räknades, fem slumpmässigt valda apikala delar mättes på brädden, och skador såsom bitmärken efter betare noterades på de apikala delarna vilka räknades upp till 20 och sedan därefter noterades som >20 individer. Det noterades även om apikaltopparna hade reproduktiv struktur. Mängden epifyter noterades på en skala från noll till tre och dessa epifyter artbestämdes även. Därtill noterades också epifytisk icke rörlig fauna såsom havstulpaner (*Balanus sp.*) eller tångbark (*Electra crustulenta*), då dessa inte togs tillvara. Individer av havstulpan räknades på samma sätt som betningsskador (exakta mängden individer 0–20 eller >20) medan det för tångbark uppskattades en täckningsgrad från 0–3; ingen täckning, liten täckning, medelmåttig täckning samt stor täckning. Tio ruskor torkades för att kunna relatera våtvikt till torrsvikt.

Tabell 3: Blåstångens morfologiska egenskaper med epifytmängden och betningsskador i olika delområden. Siffrorna visar medelvärdet över provtagningslokalerna med standardavvikelserna inom parentes.

Delområde	Fucus längd, cm (sd)	Toppars antal (sd)	Mängden epifyter, 0-3 (sd)	Betning, antal skador, eller >20 (sd)
Västra Åland T	24 (8)	84 (86)	2 (1)	6 (7)
Brändö B	26 (6)	138 (132)	2 (1)	6 (6)
Nystad T	24 (6)	69 (62)	2 (1)	1 (2)
Skärgårdshavet D	26 (28)	98 (75)	2 (1)	10 (8)
Skärgårdshavet T	23 (7)	114 (87)	1 (1)	16 (5)
Skärgårdshavet G	26 (5)	141 (125)	2 (1)	10 (6)
Helsingfors D	27 (6)	171 (131)	1 (1)	5 (7)

2.3. Sammanställning av samhälls - och egenskapsdata

Den insamlade faunan artbestämdes till lägsta möjliga nivå under mikroskop. Av gammariderna valdes två prov per delområde (ett per exponeringsgrad) som identifierades till artnivå. Individerna mättes med hjälp av millimeterpapper under mikroskop. Amfipoder mättes i viloposition medan andra mättes enligt hela längden. För slammkrabban (*Rithropanopeus harrisi*) mättes både bredd och längd. Individerna vägdes (med 0,0001 grams noggrannhet) efter att de torkat i ugn i minst 48 h.

Tabell 4. Tabellen visar de evertebrater som hittades i de olika delområdena

Taxon	Västra Åland	Brändö	Nystad	Skärgårdshavet		Helsingfors-Esbo	
	Tillfredsställande	God	Tillfredsställande	Dålig	Tillfredsställande	God	Dålig
Musslor							
Parvicardium/Cerastoderma	x	x	x	x	x	x	x
Mytilus trossulus	x	x	x	x	x	x	x
Snäckor							
Bithynia tentaculata	x				x	x	x
Hydrobia spp.	x	x	x	x	x	x	x
Limapontia capitata	x			x	x		x
Radix balthica	x	x	x		x	x	x
Potamopyrgus antipodarum	x						x
Theodoxus fluviatilis	x	x	x	x	x	x	x
Lymnea stagnalis					x		
Kräftdjur							
Corophium voluntator							x
Gammarus spp.	x	x	x	x	x	x	x
Idotea balthica	x	x	x	x	x	x	x
Idotea chelipes	x	x	x	x	x	x	x
Idotea granulosa		x	x	x	x	x	x
Jaera albifrons	x	x	x	x	x	x	x
Monoporeia affinis		x					
Sinelobus vanhaareni	x		x	x	x		
Leptocheirus pilosus	x	x	x	x	x		x
Palaemon elegans	x	x	x	x	x	x	x
Palaemon adspersus	x	x	x	x	x		x
Praunus inermis	x	x	x	x	x		
Praunus flexuosus	x	x					
Rithropanopeus harrisi			x	x	x		
Oligochaeta	x	x	x	x	x	x	
Insekter							
Chironomus spp.	x	x	x	x	x	x	x
Collembola sp.		x					
Ringmaskar							
Hediste diversicolor	x		x	x	x		
Piscicola geometra			x	x			

För studien valdes egenskaper som ansågs vara betydande för en holistisk beskrivning av den funktionella mångfalden så att jämförelser mellan olika lokaler och eutrofieringsklasser senare kunde göras. Egenskaperna valdes på basis av tidigare studier (ex. Henseler et al., 2019; Pecuchet et al., 2020). De egenskaper som användes beskriver storlek, reproduktionsstrategi, rörlighet, typ av rörelse, födoval samt ekologisk grupp (se tabell 5.), vilka är egenskaper som kan påverkas av förändringar i miljön (Pecuchet et al., 2020) och således kan reflektera om en förändring i omgivningen (så som eutrofiering, temperaturförändring, förändring i salthalt) har skett. Egenskapsdatat erhöles främst från litteratur men även från det insamlade samhällsdatat (storlek). Alla icke-numeriska egenskaper indelas i kategorier. Samtliga arter som uttrycker en egenskap, fick ett värde >0 . Summan på värdena uppgick till 1 inom en egenskap. Om en art uttrycker två av fyra kategorier inom en egenskap, det vill säga att denna art är både en detritusätare och filtrerare, erhöles den värdet 0,5 (1/2) för båda kategorierna och om de hörde till tre av fyra underkategorier fick de värdet 0,33 (1/3) i respektive underkategori, och så vidare. Dessa värden användes för fortsatta statistiska analyser.

Tabell 5. De insamlade evertebraternas klassificerades enligt egenskaperna i tabellen för att kunna analysera den funktionella diversiteten och sammansättningen i de olika blåstångshabitaten vid olika delområden. Bredvid underkategorin finns dess förkortning som används i cirkeldiagrammen. Motivering för valet av egenskap finns i tabellen. Motiveringen är mestadels baserad på Henseler et al. (2019).

Egenskap	Underkategori	Motivering
Storlek (längd)	Mycket liten 1–2 mm (Mliten) Liten 2–5 mm (Liten) Medel 5–10 mm (Medel) Stor >10 mm (Stor)	Vanlig generell egenskap som är viktig i funktionella undersökningar. Ger en bra bild av artens roll i samhället, till exempel vad arten har för interaktioner.
Födoval	Filtrerare (Filt) Herbivor (Herb) Karnivor/omnivor (Kar.omn) Detritusätare (Detri)	Förklarar artens plats i födoväven och vad de olika arterna äter.
Reproduktionsstrategi	Asexuell (Asex) Enkönad (Enko) Hermafrodit (Herm)	Beskriver till exempel möjligheten att hitta en partner och hur reproduktionen sker.
Ekologisk grupp	Mycket känslig (Mkans) Känslig (Kans) Tolerant (Tol) Mycket tolerant (Mtol)	Ett mått för att se om och hur olika miljögradienter (eutrofiering, salthalt) och eventuella abiotiska och biotiska förändringar (till exempel temperatur) i samhället påverkar arters utbredning och samhällets struktur.
Typ av rörelse	Simmare (Sim) Grävare (Grav) Kryp/vandrare (Kryp) Orörlig (Oro)	Ger en bild av vilka rörelsemönster och även interaktioner det finns i samhället och möjligheten till spridning och flyktbeteende.

2.4. Statistiska analyser

Data analyserades med både univariata och multivariata statistiska metoder. De univariata analyserna gjordes med ett Kruskal-Wallis test, eftersom datat inte var normalfördelat, och med det undersöktes skillnader i antal egenskaper, samt egenskapernas diversitet och jämnhet mellan lokalerna i de olika eutrofieringsklasserna. För detta beräknades fyra allmänt använda funktionella diversitetsindex; funktionell rikedom, funktionell jämnhet, funktionell divergens och funktionell dispersion (Mouchet et al., 2010). Den **funktionella rikedomen** beskriver den andel av funktionen som en art upptar i den funktionella rymden (eng. *trait space*) (Villéger et al., 2008). Den **funktionella jämnheten** beskriver hur jämnt arternas abundanser är fördelade mellan de uttryckta egenskapskategorierna (Villéger et al., 2008). Den **funktionella divergensen** representerar hur arternas abundans är utspridda över en egenskapsaxel. Exempelvis är den funktionella divergensen låg när den mest talrika arten har egenskaper som ligger nära mitten i den funktionella rymden. Den funktionella divergensen beskriver alltså hur arternas abundanser är fördelade över den funktionella rymden (Villéger et al., 2008). Den **funktionella dispersionen** representerar medelavståndet från alla arter till den vägda mitten av den funktionella rymden, det vill säga spridningen av egenskaper från centroiden. Alla funktionella diversitetsindex beräknades med hjälp av FD-paketet i R och funktionen dbFD (Laliberté & Legendre 2010; Laliberté et al., 2014).

Multivariata analyser (PERMDISP, PERMANOVA, SIMPER, NMDS) gjordes för att beskriva potentiella skillnader i sammansättningen av egenskaperna i olika evertebratsamhällen. Analyserna baseras på medelvärden (eng. *Community Weighted Means, CWM*) över hur egenskaperna förekommer i samhället. Medelvärdet erhålls då data över egenskaperna vägs enligt arternas abundans/biomassa i samhället. Artens abundans hade räknats till gram alg våtvikt för att göra datat jämförbart.

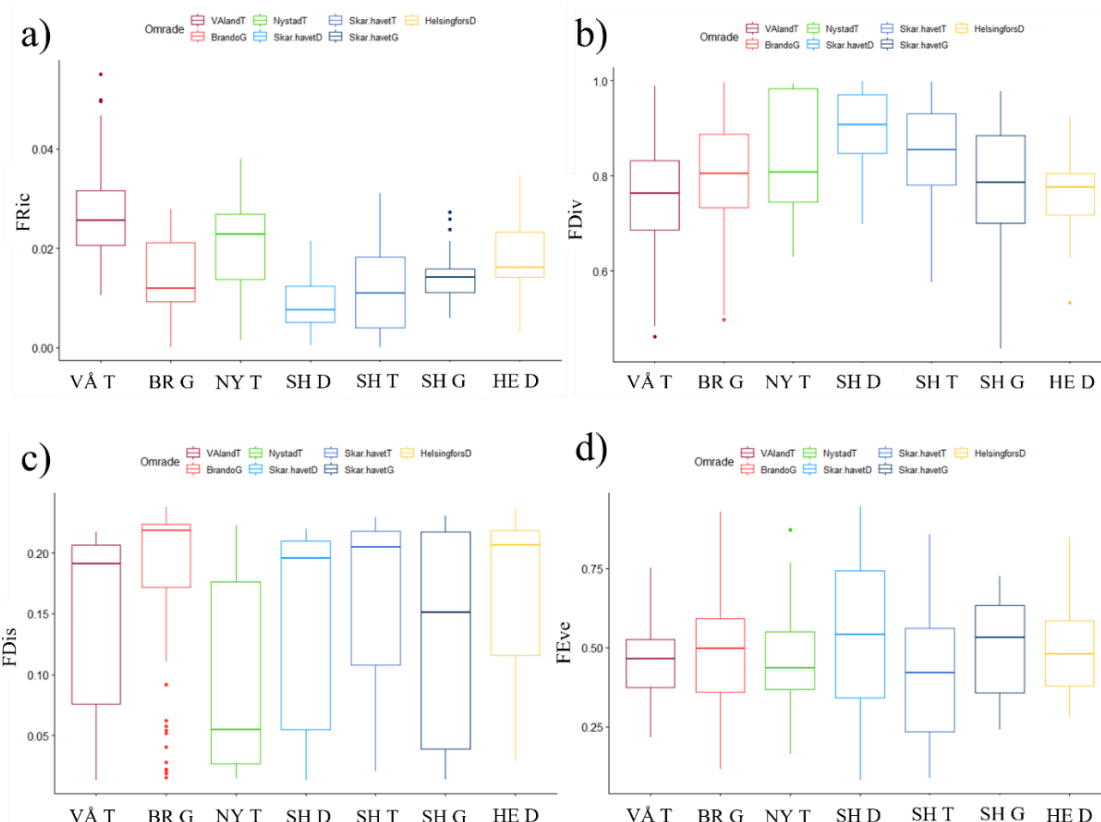
En PERMANOVA-analys använder sig av permutationer och undersöker responsen av en eller flera faktorer på en eller flera beroende variabler (Anderson et al. 2008). En PERMDISP användes för att se om den multivariata spridningen mellan grupperna var homogen, dvs. analysen är en multivariat motsvarighet till testet för variansernas homogenitet för ANOVA. För att illustrera resultaten från PERMANOVA-analysen och visualisera de potentiella skillnaderna, användes en ordination (Nonmetric multidimensional scaling, NMDS). För att undersöka vilka egenskaper som bidrog mest

till skillnader mellan områden utfördes en SIMPER analys. Egenskaper och kategorierna som dominerade i de olika delområdena illustrerades med Rose-diagram. Alla analyser utfördes i Rstudio under R version 3.4.0 (R Core Team, 2020).

3 Resultat

3.1 Funktionella skillnader i diversitet mellan evertebratsamhällena

Enligt Kruskal-Wallis skiljde sig evertebraternas egenskaper signifikant mellan de olika delområdena beträffande den funktionella rikedom (chi2 = 110.56, df = 6, p < 0,001), den funktionella divergensen (chi2 = 55,171, df = 6, p < 0,001) och den funktionella dispersionen (chi2 = 56,934, df = 6, p < 0,001). Ingen signifikant skillnad identifierades för den funktionella jämnheten (chi2 = 11,539, df = 6, p = 0,073), men för de övriga variablerna kan man urskilja skillnader både geografiskt och mellan de olika eutrofieringsklasserna. För Skärgårdshavets lokaler finns klara trender från dålig till god status beträffande gäller den funktionella divergensen och den funktionella rikedom. Den funktionella rikedom ökade med bättre status medan den funktionella divergensen blev lägre i bättre förhållanden.



Figur 2. Box-plottar över skillnader i funktionell diversitet och jämnhet mellan delområdena (förkortningar av delområdenas namn är förklarade i Tabell 1); a) funktionell rikedom, b) funktionell divergens, c) funktionell dispersion och d) funktionell jämnhet

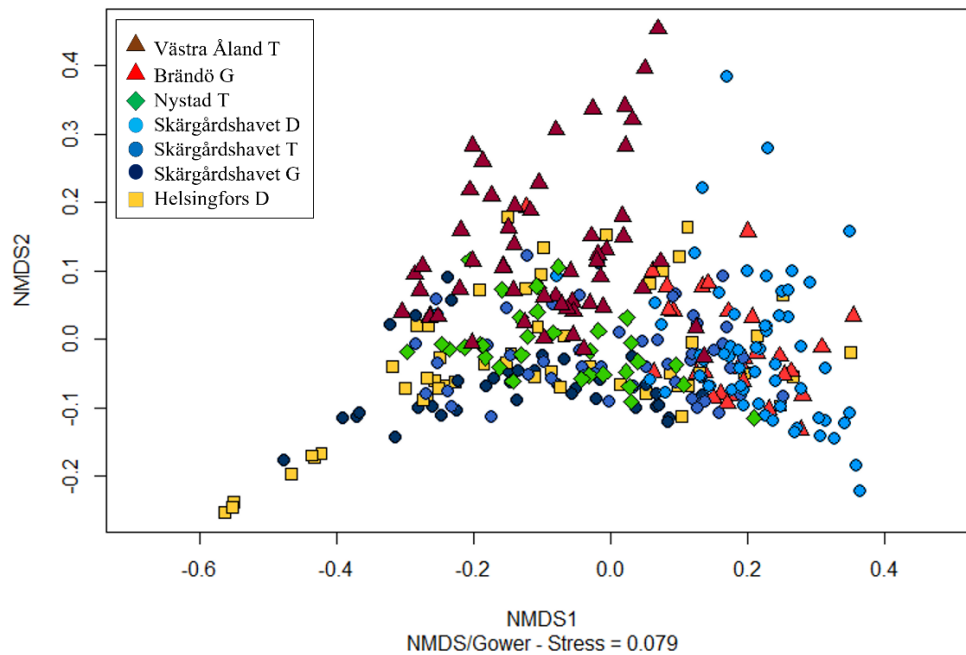
3.1.2 Skillnader i sammansättningen av egenskaper i evertebratsamhället

Spridningen av det multivariata datat varierade mellan de olika områdena (PERMDISP: $p < 0,001$). Enligt Tukey post-hoc test fanns det en signifikant skillnad i spridningen av egenskaper mellan följande delområden: Helsingfors D och Brändö G ($p < 0,05$), Nystad T och Brändö G ($p < 0,001$), Skärgårdshavet G och Brändö G ($p < 0,01$), Västra Åland T och Helsingfors D ($p < 0,001$), Skärgårdshavet D och Nystad T ($p < 0,05$), Skärgårdshavet T och Nystad T ($p < 0,001$), Västra Åland T och Nystad T ($p < 0,001$), Västra Åland T och Skärgårdshavet D ($p < 0,01$), Västra Åland T och Skärgårdshavet T ($p < 0,01$) och Västra Åland T och Skärgårdshavet G ($p < 0,001$). Här skilde sig spridningen för Västra Åland mest från de andra delområdena, då detta delområde skiljde sig signifikant från fem av sex andra områden. Vidare fanns det signifikanta skillnader i den funktionella sammansättningen mellan de olika lokalerna (PERMANOVA: $p < 0,001$) (Tabell 6). Enligt Tukeys post-hoc test skilde sig 5 lokaler signifikant från varandra (Tabell 6).

Sammansättningen av egenskaper i evertebratsamhället i blåstångsbältena i Helsingfors skiljde sig mest från de andra områdena, då signifikant skillnad erhöles till 4 av 6 andra områden. Resultaten bör dock tolkas med försiktighet i de fall där den multivariata spridningen skilde sig mellan områdena. Ordinationen visar att delområdena tenderar vara mer grupperade enligt geografiskt läge än eutrofieringsklass (Figur 3). Dock kan man se att delområdena även grupperas enligt eutrofieringsklass, då områden med god status (BR G och SH G) är grupperade närmare varandra medan områden med tillfredsställande status (VÅ T, NY T och SH T) grupperas mer i mitten av figuren.

Tabell 6. Tukey post hoc-test för PERMANOVA, visar parvisa jämförelser i den funktionella sammansättningen mellan de olika delområdena (förkortningar av delområdenas namn är förklarade i Tabell 1). Signifikanta resultat svärtade.

Jämförelse	Df	Kvadratrot	F.Model	R2	P värde	P justerat
SH D – SH T	1	0,32	6,40	0,06	0,003	0,06
SH D – SH G	1	0,11	1,96	0,03	0,15	1,00
SH D – HE D	1	0,29	6,17	0,07	0,01	0,21
SH D – BR G	1	0,15	3,88	0,04	0,04	0,82
SH D – NY T	1	0,26	3,61	0,05	0,03	0,67
SH D – VÅ T	1	0,15	4,00	0,04	0,04	0,82
SH T – SH G	1	0,15	2,53	0,03	0,10	1,00
SH T – HE D	1	0,42	8,70	0,08	0,002	0,04
SH T – BR G	1	0,23	5,84	0,05	0,008	0,17
SH T – NY T	1	0,06	0,89	0,01	0,35	1,00
SH T – VÅ T	1	0,68	16,50	0,14	0,001	0,02
SH G – HE D	1	0,41	7,50	0,08	0,003	0,06
SH G – BR G	1	0,06	1,35	0,02	0,25	1,00
SH G – NY T	1	0,07	0,78	0,01	0,42	1,00
SH G – VÅ T	1	0,11	2,46	0,03	0,13	1,00
HE D – BR G	1	0,36	9,59	0,08	0,002	0,04
HE D – NY T	1	0,52	7,49	0,09	0,002	0,04
HE D – VÅ T	1	0,84	22,00	0,18	0,001	0,02
BR G – NY T	1	0,22	3,81	0,04	0,04	0,90
BR G – VÅ T	1	0,29	9,03	0,07	0,003	0,06
NY T – VÅ T	1	0,36	6,01	0,07	0,009	0,20

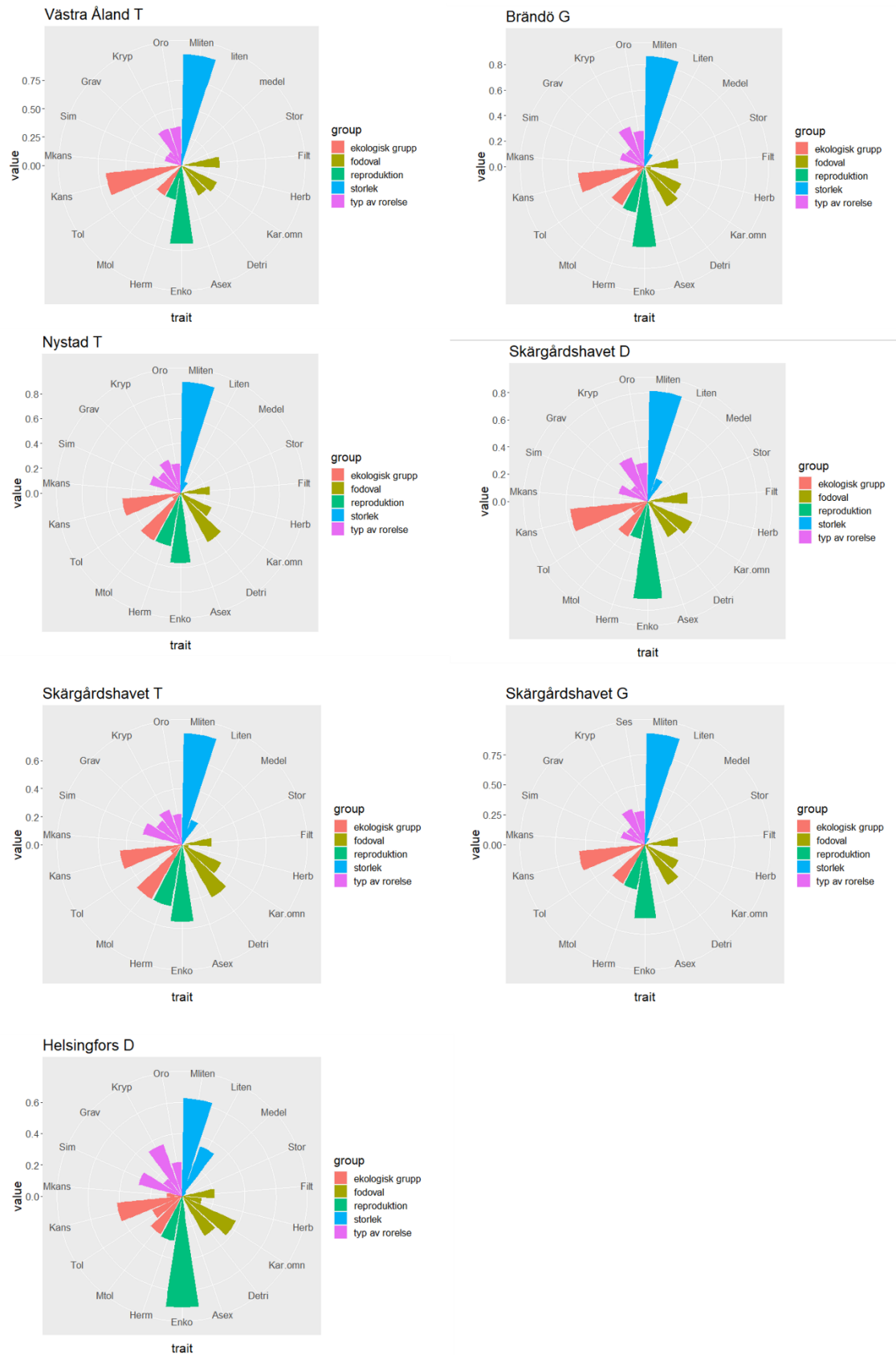


Figur 3. NMDS över den funktionella sammansättningen av blåstångsassocierade evertebratsamhället i de olika delområdena.

Intressant nog noterades få skillnader i vilka egenskaper och underkategorier som dominerade i de olika eutrofieringsklasserna. I dålig status dominerade underkategorin karnivor/omnivor och i tillfredsställande samt god status dominerade detritusätarna. För ekologisk grupp, reproduktion, storlek och rörelse var det så gott som samma underkategorier som dominerade i alla delområden, vilket illustreras väl i cirkeldiagrammet (figur 4). Enligt SIMPER analysen var Typ av rörelse, Ekologisk grupp och Födoval de egenskaper som bidrog mest till skillnader mellan de olika delområdena. Underkategorierna orörlig och känslig bidrog mest till skillnader mellan alla områden. Underkategorierna karnivor/omnivor bidrog tredje mest till skillnader mellan delområden. Förutom dessa bidrog underkategorierna mycket tolerant, hermafrodit och enkönad mycket till skillnaderna mellan delområden (tabell 7).

Tabell 7. Egenskaper som bidrar till skillnader i sammansättningen av egenskaper mellan de olika delområdena analyserades med SIMPER. Mv står för medelvärde och berättar hur mycket en viss underkategori av en egenskap bidrar till skillnaderna. SD är standardavvikelsen av bidraget. Förhållande står för förhållandet mellan Mv och SD. Medan Mv a och Mv b står för medelvärde för delområde a och medelvärde för delområde b och förklarar den relativa abundansen av en egenskap i respektive delområde.

SH T - HE D							
Egenskap	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	P
Känslig	3.057e-02	2.315e-02	1,32	0,45	0,42	0,10	0,97
Orörlig	2.999e-02	2.372e-02	1,26	0,43	0,42	0,20	0,98
Mycket tolerant	2.732e-02	2.094e-02	1,30	0,45	0,28	0,30	0,49
Enkönad	2.675e-02	2.088e-02	1,28	0,55	0,71	0,39	0,60
Karnivor-omnivor	2.631e-02	2.238e-02	1,18	0,46	0,50	0,48	1,0
SH T - VÅ T							
Egenskap	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	P
Orörlig	3.604e-02	2.108e-02	1,71	0,43	6,782e-01	0,13	0,014 *
Känslig	3.470e-02	2.122e-02	1,64	0,45	6,801e-01	0,25	0,13
Karnivor-omnivor	3.330e-02	2.077e-02	1,60	0,46	6,820e-01	0,37	0,028 *
Detritusätare	2.961e-02	2.210e-02	1,34	0,48	3,074e-01	0,48	0,11
Mycket tolerant	2.831e-02	2.240e-02	1,26	0,45	3,062e-01	0,58	0,27
HE D - BR G							
Egenskap	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	P
Orörlig	0,03	0,02	1,44	0,42	0,54	0,12	0,96
Känslig	0,03	0,02	1,40	0,42	0,52	0,23	0,97
Karnivor-omnivor	0,02	0,02	1,24	0,50	0,56	0,33	1,0
Hermafrodit	0,02	0,01	1,60	0,20	0,36	0,41	0,96
Enkönad	0,02	0,02	1,35	0,71	0,63	0,49	1,0
HE D - NY T							
Egenskap	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	P
Känslig	3.997e-02	2.800e-02	1,43	0,42	0,48	0,11	0,0002 ***
Orörlig	3.989e-02	2.775e-02	1,44	0,42	0,48	0,21	0,0002 ***
Karnivor-omnivor	3.771e-02	2.445e-02	1,54	0,50	0,50	0,31	0,0001 ***
Detritusätare	3.535e-02	2.448e-02	1,44	0,34	0,46	0,41	0,0001 ***
Mycket tolerant	3.533e-02	2.610e-02	1,35	0,28	0,44	0,51	0,0001 ***
HE D - VÅ T							
Egenskap	Mv	SD	Förhållande	Mv a	Mv b	Bidragande %	P
Känslig	3.921e-02	2.043e-02	1,92	0,42	6.801e-01	0,13	0,0001 ***
Orörlig	3.855e-02	2.056e-02	1,87	0,42	6.782e-01	0,26	0,0001 ***
Kryp- och vandrare	3.225e-02	1.760e-02	1,83	0,50	6.820e-01	0,37	0,13
Detritusätare	2.131e-02	1.772e-02	1,20	0,34	3.074e-01	0,44	1,0
Enkönad	2.064e-02	1.756e-02	1,18	0,71	6.933e-01	0,51	1,0



Figur 4. Cirkeldiagram som illustrerar den relativa förekomsten av egenskaper och kategorier i de olika delområdena.

4. Diskussion

Med denna studie ämnade klargöra om, och i så fall hur, egenskapsdiversiteten och -sammansättningen hos det blåstångsassocierade evertebratsamhället förändras längs en eutrofieringsgradient och längs en geografisk gradient. Resultaten visar att det finns variation i både egenskapernas diversitet och sammansättning mellan eutrofieringsklasser men även geografiska skillnader mellan delområden med samma eutrofieringsklass. Den funktionella diversiteten i blåstångsassocierad fauna är därmed inte en entydig indikator på ett områdes eutrofieringsstatus.

4.1 Skillnader i funktionell diversitet

För den funktionella diversiteten fanns det en signifikant skillnad mellan delområden i funktionell rikedom, funktionell divergens och funktionell dispersion men inte i den funktionella jämnheten. Det observerades skillnader mellan eutrofieringsklasserna i den funktionella rikedom i Skärgårdshavets tre delområden, för vilka man kan urskilja att den funktionella rikedom gradvis ökar från dålig status till god status. Att det hittades klara skillnader mellan eutrofieringsklass kan förklaras med att Skärgårdshavets delområden sannolikt har mer liknande omgivningsparametrar såsom salinitet, temperatur, exponering, invasiva arter eller annat som påverkar eftersom det är ett enhetligt område.

En del studier har hittat entydiga korrelationer mellan miljövariabler och olika stressfaktorer och funktionell diversitet (ex. Gusmao et al., 2016). Gusmao et al. (2016) studerade hur kontaminering av avloppsvatten påverkade makrovertebraters funktionella diversitet och fann en klar skillnad mellan icke kontaminerade och kontaminerade förhållanden. Skillnader kunde urskiljas för samtliga studerade funktionella egenskaper och deras underkategorier. Funktionell divergens och funktionell dispersion var högre i de icke kontaminerade förhållandena (Gusmao et al., 2016), i motsats till denna avhandling *pro gradu* vilken identifierade lägre funktionell divergens i Skärgårdshavets delar med bättre eutrofieringsstatus. Flera studier har även hittat mycket svaga korrelationer eller inga alls (Darr et al., 2014; Berthelsen et al., 2015; Voß & Schäfer, 2017) och en översiktsartikel av Schmera et al. (2017) visade att i 5 av 12

studier var funktionell diversitet inte känslig, eller påverkades endast lite av mänskliga stressfaktorer.

4.2 Skillnader i funktionell sammansättning

Det finns klarare skillnader i den funktionella sammansättningen mellan olika statusklasser. De multivariata analyserna indikerade att Helsingfors-Esbo (dålig status) skiljer sig mest från andra delområden vilket kan bero både på dess geografiska läge och dess eutrofieringsstatus. Delområdet ligger långt från de andra områdena, vilket kan göra lokalen annorlunda. Eftersom Helsingfors-Esbo är mycket eutrofierat kan detta även bidra till att den funktionella sammansättningen skiljer sig från de andra lokalerna.

Då delområden med dålig status jämfördes, bidrog underkategorierna mycket tolerant och känslig avsevärt till skillnaderna. Detta betyder att delområden med dålig status har arter med högre tolerans och färre arter som är mycket känsliga, eftersom arter måste vara toleranta för att leva i icke gynnsamma förhållanden. Enligt cirkeldiagrammen, som visar vilka egenskaper och underkategorier som dominerade i de olika delområdena, observerades inte mycket skillnader mellan delområdena. Det var oftast de samma underkategorierna som dominerade i alla egenskaper utom i födoval där det fanns mer karnivorer/omnivorer än detritusätare i dålig status och inte tvärtom som i de andra statusklasserna. Korpinen et al. (2010) fann däremot i en studie där den lokala eutrofieringen från en fiskodling undersöktes, att det fanns en ökad mängd suspensionsätare i mer eutrofierade lokaler. Enligt Veber et al. (2009) gynnades detritusätare främst av en måttlig eutrofiering, vilket stämmer överens med denna studie. I samma studie sågs att herbivorer gynnas av höga nivåer av näringsämnen, men i denna studie observerades få herbivorer i alla delområden. En ökning av herbivorer kunde ha betytt ökad betning av blåstången (Veber et al., 2009).

4.3 Jämförelse med förändringar i faunans taxonomiska diversitet och sammansättning

Salmela (2021) gjorde sin *pro gradu* avhandling på samma evertebratdata som denna avhandling är baserad på. I Salmelas avhandling undersöktes skillnader i artdiversiteten och artsammansättningen i blåstångens evertebratsamhälle längs med en

eutrofieringsgradient, till skillnad från denna *pro gradu* som fokuserade på de funktionella skillnaderna. En av de huvudsakliga slutsatserna var att det fanns mer skillnader i diversitet mellan geografiska områden än eutrofieringsstatus. Skillnader i artantal var signifikant olika mellan delområden men inte mellan statusklasserna. Därtill observerades lägre abundanser i områden med sämre vattenkvalitet, medan biomassan var högre i dessa områden. Det fanns ytterligare signifikanta skillnader i artsammansättningen mellan områden med olika eutrofieringsstatus, men delområden med dålig vattenkvalitet uppvisade en märkbart avvikande artsammansättning.

Mina resultat visade även att det fanns mer skillnad geografiskt än mellan eutrofieringsstatus. Det fanns även mer tydliga skillnader i sammansättningen av egenskaper mellan olika eutrofieringsklasser än det fanns skillnader i diversiteten av egenskaper. Överlag hittade Salmela (2021) ändå mer taxonomiska skillnader i både sammansättning och diversitet mellan de olika eutrofieringsklasserna än vad jag gjorde gällande funktionella skillnader. Den funktionella diversiteten följer ofta den taxonomiska diversiteten (Mouchet et al. 2010, Törnroos, 2014) men detta stämde inte beträffande mina resultat. Törnroos et al., 2013, observerade att de habitat de jämförde (bar sand, blåstång och sjögräs) var mer taxonomiskt olika än funktionellt. Det finns en viss konsensus om att fastän habitat skiljer sig taxonomiskt kan de vara funktionellt lika (ex. Hewitt et al., 2008; Berthelsen et al., 2015; Munari, 2013). Om det finns skillnad i arterna mellan olika delområden men inte i egenskaperna tyder det på funktionellt överflöde (redundancy) mellan samhällena, men om förändring i arterna också sammanföll med förändring i egenskaperna tyder det på större förändringar i ekologin.

4.4 Invasiva arter och andra omgivningsvariablers påverkan på funktionell diversitet och sammansättning

Fastän vi med resultaten i denna studie inte med säkerhet kan säga att eutrofieringen påverkar egenskaper hos evertebratfaunan i dessa blåstångshabitat betyder det inte att eutrofieringen inte påverkar deras funktioner eller egenskaper. Det är också betydande att det fanns en skillnad mellan de olika områdena eftersom det betyder att det finns något som föranleder dessa skillnader. Det finns många olika andra omgivningsparametrar såsom salinitet, temperatur, exponering, invasiva arter och sedimentering som påverkar

både blåstången (Korpinen et al., 2007b) och dess evertebratsamhälle (Gammal et al., 2019). Dessa samspelar ofta och det är svårt att veta hur en viss parameter fungerar utan att exkludera de andra, vilket inte är rimligt i fält. Med hjälp av den provtagningsdesign försökte vi undvika stora skillnader i omgivningsparametrar. Alla provtagningslokaler var inom samma eutrofieringsgrad, blåstångsruskorna samlades in från samma djup vid varje lokal. Proverna samlades även inom samma tid, vilket möjliggjordes av att det var flera personer eller grupper som gjorde provtagningarna samtidigt. Salthalten varierade inte mycket mellan lokalerna.

En studie visade att den invasiva gammariden *Dikerogammarus haemobaphes* hade en negativ effekt på den funktionella diversiteten av faunan i brittiska åar (Guareschi et al., 2021). I denna studie hittades invasiva arter som är rätt så nya i våra vatten, nämligen *Sinelobus vanhaareni* och slamkrabban (*R. harrisii*). Flera studier har visat att artrikedomen och abundanserna av evertebrater har minskat i blåstångsbälten var slamkrabban förekommer (Jormalainen et al., 2016; Kotta et al., 2018). I en studie av Jormalainen et al. (2016) minskade gastropodernas och gammaridernas abundanser var slamkrabban förekom, vilket förändrade samhället till ett var musslor dominerade. Många betare försvann vilket ledde till att epifytiska trådalger gynnades vilket i sin tur påverkar blåstången negativt (Jormalainen et al., 2016). Det hittades ingen studie som behandlar hur slamkrabban påverkar arternas egenskaper, men en betydande förändring i artrikedomen och arternas abundanser kan påverka arternas egenskaper. Salmela (2021) fann även lägre abundanser av till exempel *Idotea*-arter i de delområden var slamkrabban var närvarande.

I en studie var man undersökte hur vågexponering påverkade både den taxonomin och egenskaperna i kalkalgsväxter hittade man svaga skillnader men den mer exponerade lokalen hade en större egenskapsdiversitet (Berthelsen et al., 2015). Flera studier har även funnit att en kombination av stressfaktorer kan ha en stor effekt på den funktionella diversiteten (Dolédec et al., 2006; Dolédec and Statzner, 2010; Mouillot et al., 2013). Det finns även bevis för att en omgivningsparameter inte påverkar den funktionella diversiteten avsevärt. Ett exempel på detta är en studie som undersökte om sedimentering påverkar den funktionella diversiteten och de kom fram till att det inte såg klara skillnader (Voß & Schäfer, (2017). Sammantaget visar detta att det finns många olika

omgivningsparametrar som kan påverka den funktionella diversiteten och dessa påverkningar sker på olika sätt.

4.5 Möjliga felkällor och framtida studier

Denna studie visade inte entydiga funktionella skillnader i blåstångsfaunan mellan olika eutrofieringsklasser. Det är antagligen en kombination av flera saker som orsakade detta. Det kunde ha varit bättre att studera fullständiga gradienter bestående av samtliga tre statusklasser i olika geografiska områden, motsvarande den i Skärgårdshavet. Detta eftersom en del geografiska skillnader kunde ha eliminerats. Då delområden med samma grad av eutrofiering ligger geografiskt långt från varandra kan det vara svårt att avgöra om det är eutrofieringen eller någon annan variabel såsom temperatur, salinitet och exponering som bidrar till förändringen. Överlag har eutrofieringens effekter observerats variera, beroende på andra miljöförhållanden (Veber et al., 2009).

Tanken var att även analysera om det fanns en skillnad i den funktionella diversiteten mellan den exponerade och skyddade sidan i de olika delområdena i Skärgårdshavet. Detta gick inte att göra då det på många lokaler inte hittades någon blåstång på den exponerade sidan. Detta var ett oförväntat resultat då blåstången ofta trivs i mer exponerade områden (Bäck & Ruuskanen, 2000). Med detta kan man konstatera att havsmiljöer är komplexa och fältstudier inte alltid går som planerat.

Att använda sig av biologiska egenskaper i studier kan ge en bild av hur olika habitat fungerar (Van der Linden et al., 2012). Hur bra en studie med denna metod är beror bland annat på vilka egenskaper man väljer och hur man definierar dessa, vilket i sin tur påverkas av den information som finns att tillgå om habitatets arter och kvaliteten på den informationen (Usseglio-Polatera et al., 2000). För många marina habitat är denna information bristfällig eller saknas (Munari, 2013). Berthelsen et al. (2015) vill se mer arbete för att försäkra att informationen om olika arters egenskaper utvecklas för att egenskapsanalyser skall nå sin fulla potential. Eftersom informationen i olika databaser om olika arters egenskaper är bristfällig, och även väldigt generell, kunde det vara en bra idé att själv definiera de egenskaper som ska ingå i studien. Detta har gjorts till viss mån för marina makrofyter (e.g. Díaz and Cabido, 2001), men är svårt för egenskaper som ekologisk grupp, som kan vara svårt att definiera själv. Om flera miljövariabler skulle ha

tagits i beaktande i analyserna kunde man möjligtvis med större säkerhet konstatera ett mönster för funktionella skillnader och miljövariabler. Detta beror på att funktionaliteten i ett samhälle kan variera med olika kombinationer av miljövariabler (Veber et al., 2009; Zhong et al., 2020).

5. Slutsatser

Det gick att urskilja skillnader i den funktionella diversiteten och sammansättningen av blåstångsfaunan både mellan olika eutrofieringsklasser och geografiskt läge. Det är svårt att med säkerhet bevisa att dessa skillnader orsakas av variationer i eutrofieringsgrad, eller om det är något annat som ligger bakom. Det finns många olika faktorer såsom temperatur, salthalt, invasiva arter eller olika biologiska interaktioner (till exempel predation) som även bidrar till förändringar mellan dessa delområden. Det var förväntat att den funktionella diversiteten skulle vara högre i delområden med god status men i denna studie fanns endast ett klart exempel på detta; i Skärgårdshavets delområde blev den funktionella rikedom högre ju mindre eutrofierat området var. För den funktionella sammansättningen fanns det mer som tydde på att eutrofieringsgraden påverkade de olika delområdena. I NMDS ordinationen fanns grupperingar enligt eutrofieringsklass men de olika områdena överlappar vilket är logiskt eftersom det är frågan om blåstångshabitat med liknande arter med liknande egenskaper. Denna studie visade att det fanns variation i funktionalitet mellan de olika blåstångshabitaten i studieområdet vilket följer variationer i artsammansättningen och arternas egenskaper.

6. Tillkännagivanden

Ett stort tack till mina handledare för all den hjälp ni har gett mig, och tack för att ni orkade jobba på denna gradu med mig i två år. Jag är mycket tacksam för möjligheten att jobba inom detta projekt, det gav mig väldigt mycket. Även Henna Rinne förtjänar ett stort tack för all planering, hjälp i fält och labb samt mycket mer. Det var fint att jobba med er alla tre. Jag vill även tacka Niilo Salmela, Niklas Niemi, Anniina Nieminen och Jean-Francois Blanc för det fältarbete som utfördes av er eller tillsammans med er och även för laboratoriet. Niilo och Niklas, vi hade mycket roliga stunder i fält. Det

fältarbete jag gjorde i Brändö skulle inte ha varit möjligt utan Åland SeaMap teamet för 2020: Linn Engström, Charlotta Björklund och Johan Malmberg. Min sambo Karl Weckström har hjälpt mig i alla skeden av denna process och har varit ett mycket viktigt stöd, tack så mycket Kalle. Tack även till övrig familj och vänner för stöd och diskussioner. Till slut vill jag tacka Svenska studiefonden, Konkordiaförbundet samt miljöministeriet för finansiering.

6.1 Information om projektet

Denna pro gradu utgör en del av projektet ”Variation i blåstångsbältets ryggradslösa faunas längs kustens miljögradienter” som varen del av VELMUs (Programmet för inventeringen av den marina undervattensmiljön) Havsnatur (Meriluonto) 2020/2021 – kampanj. Projektet leddes av FD Henna Rinne och finansiering har erhållits från miljöministeriet.

7. Referenser

- Anders, K., & Möller, H. (1983). Seasonal fluctuations in macrobenthic fauna of the Fucus belt in Kiel Fjord (western Baltic Sea). *Helgoländer Meeresuntersuchungen*. 36, 277–283.
- 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.
- Anderson M.J., Gorley R.N., & Clarke K.R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- Bamber, R. N. (2014). Two new species of *Sinelobus* Sieg, 1980 (Crustacea: Tanaidacea: Tanaididae), and a correction to the higher taxonomic nomenclature. *Journal of Natural History*. 48(33–34), 2049–2068.
- Berger, R., Henriksson, E., Kautsky, L., & Malm, T. (2003). Effects of filamentous algae and deposited matter on the survival of *Fucus vesiculosus* L. germlings in the Baltic Sea. *Aquatic Ecology*. 37(1), 1–11.
- Berthelsen, A. K., Hewitt, J. E., & Taylor, R. B. (2015). Biological traits and taxonomic composition of invertebrate assemblages associated with coralline turf along an environmental gradient. *Marine Ecology Progress Series*. 530, 15–27.
- Bertness, M., Leonard, G., Levine, J., Schmidt, P., & Ingraham, A. (1999). Testing the relative contribution of positive and negative interactions in rocky intertidal communities. *Ecological Society of America*. 80, 2711–2726.

- Bonsdorff, E., & Pearson, T. H. (1999). Variation in the sublittoral macrozoobenthos of the Baltic Sea along environmental gradients: A functional-group approach. *Australian Journal of Ecology*. 24(4), 312–326.
- 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.
- Bremner, J., Rogers, S.I., & Frid, C.L.J. (2003). Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress series*. 254, 11–25.
- Bustamante, M., Tajadura, J., Gorostiaga, J. M., & Saiz-Salinas, J. I. (2014). Response of rocky invertebrate diversity, structure and function to the vertical layering of vegetation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 147, 148–155.
- Bäck, S., & Ruuskanen, A. (2000). Distribution and maximum growth depth of *Fucus vesiculosus* along the Gulf of Finland. *Marine Biology*. 136(2), 303-307.
- Crowe, T. P., Cusson, M., Bulleri, F., Davoult, D., Arenas, F., Aspden, R., & Fraschetti, S. (2013). Large-scale variation in combined impacts of canopy loss and disturbance on community structure and ecosystem functioning. *PLoS One*. 8(6), e66238.
- Diaz, S., Cabido, M., & Casanoves, F. 1998. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science*. 9, 113–122.
- Díaz, S. & Cabido, M., 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*. 16, 646–655.
- Dolédec, S., & Statzner, B. (2010). Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. *Journal of the North American Benthological Society*. 29(1), 286-311.
- Dolédec, S., Phillips, N., Scarsbrook, M., Riley, R. H., & Townsend, C. R. (2006). Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society*. 25(1), 44-60.
- Fowler, A. E., Forsström, T., von Numers, M., & Vesakoski, O. (2013). The North American mud crab *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) in newly colonized Northern Baltic Sea: distribution and ecology. *Aquatic Invasions*. 8(1).
- Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E.M., Steffan-Dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S.G., Tschardtke, T., Weisser, W. & Bommarco, R. (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 282, 20142620.
- Gammal, J., Järnström, M., Bernard, G., Norkko, J., & Norkko, A. (2019). Environmental context mediates biodiversity–ecosystem functioning relationships in coastal soft-sediment habitats. *Ecosystems*. 22(1), 137-151.

- Guareschi, S., Laini, A., England, J., Johns, T., Winter, M., & Wood, P. J. (2021). Invasive species influence macroinvertebrate biomonitoring tools and functional diversity in British rivers. *Journal of Applied Ecology*. 58(1), 135-147.
- Gutt, J., Isla, E., Bertler, A.N., Bodeker, G.E., Bracegirdle, T. J., Cavanagh, R. D., Comiso, J. C., Convey, P., Cummings, V., De Conto, R., De Master, D., di Prisco, G., D'Ovidio, F., Griffiths, H. J., Khan, A. L., López-Martínez, J., Murray, A. E., Nielsen, U. N., Ott, S., Post, A., Ropert-Coudert, Y., Saucède, T., Scherer, R., Schiaparelli, S., Schloss, I. R., Smith, C. R., Stefels, J., Stevens, C., Strugnell, J. M., Trimborn, S., Verde, C., Verleyen, E., Wall, D. H., Wilson, N.G., & Xavier, J. C. (2017). Cross-disciplinarity in the advance of Antarctic ecosystem research. *Marine Genomics*. 37, 1–17.
- HELCOM (2013). Climate change in the Baltic Sea Area HELCOM thematic assessment in 2013. Baltic Sea Environment Proceedings No. 137
- HELCOM (2018). HELCOM Thematic assessment of eutrophication 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings No. 156
- Henseler, C., Nordström, M. C., Törnroos, A., Snickars, M., Pecuchet, L., Lindegren, M., & Bonsdorff, E. (2019). Coastal habitats and their importance for the diversity of benthic communities: A species-and trait-based approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 226, 106272.
- Hevia, V., Martín-López, B., Palomo, S., García-Llorente, M., de Bello, F., & González, J. A. (2017). Trait-based approaches to analyze links between the drivers of change and ecosystem services: Synthesizing existing evidence and future challenges. *Ecology and evolution*. 7(3), 831–844.
- Hewitt, J. E., Thrush, S. F., & Dayton, P. D. (2008). Habitat variation, species diversity and ecological functioning in a marine system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 366(1-2), 116-122.
- Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C., & Lough, J. M. (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*. 301(5635), 929–933.
- Isæus, M. (2004). Factors Structuring Fucus Communities at Open and Complex Coastlines in the Baltic Sea. Doktorsavhandling. Stockholms universitet.
- Jonsson, P. R., Kotta, J., Andersson, H. C., Herkül, K., Virtanen, E., Sandman, A. N., & Johannesson, K. (2018). High climate velocity and population fragmentation may constrain climate-driven range shift of the key habitat former *Fucus vesiculosus*. *Diversity and Distributions*. 24(7), 892–905.
- 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.
- Jueterbock, A., Tyberghein, L., Verbruggen, H., Coyer, J. A., Olsen, J. L., & Hoarau, G. (2013). Climate change impact on seaweed meadow distribution in the North Atlantic rocky intertidal. *Ecology and evolution*. 3(5), 1356–1373.

- 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(1–2), 1–8.
- Kautsky, H., & Van der Maarel, E. (1990). Multivariate approaches to the variation in phytobenthic communities and environmental vectors in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 60, 169–184.
- Kautsky, H., Kautsky, L., Kautsky, N., Kautsky, U., & Lindblad, C. (1992). Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. *Acta Phytogeographica Suecica* (Sweden).
- 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*. 387–455.
- Kautsky, L., Qvarfordt, S., & Schagerström, E. (2020). Restaurering av blåstångssamhällen i Östersjön. 60 sidor. ISBN 978-91-982382-3-5
- Keddy, P. A. (1992). Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*. 3, 157–164.
- 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., Lopenen, 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. (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., & Pettay, E. (2010). Nutrient availability modifies species abundance and community structure of *Fucus*-associated littoral benthic fauna. *Marine Environmental Research*. 70, 283–292
- Kraufvelin, P., Christie, H., & Olsen, M. (2002). Littoral macrofauna(secondary) responses to experimental nutrient addition to rocky shore mesocosms and a coastal lagoon. *Hydrobiologia*. 484, 149–166.
- Kraufvelin, 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.
- Kraufvelin, P., Pekcan-Hekim, Z., Bergstrom, U., Florin, A., Lehikoinen, A., Mattila, J., Arula, T., Briekmane, L., Brown, E.J., Celmer, Z., Dainys, J., Jokinen, H., Kaaria, P., Kallasvuori, M., Lappalainen, A., Lozys, L., Moeller, P., Orio, A., Rohtla, M., Saks, L., Snickars, M., Stottrup, J., Sundblad, G., Taal, I., Ustups, D., Verliin, A., Vetemaa, M., Winkler, H., Wozniczka, A., & Olsson, J. (2018). Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 204, 14–30.

- Kiirikki, M. (1996). Mechanisms affecting macroalgal zonation in the northern Baltic Sea. *European Journal of Phycology*. 31(3), 225–232.
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*. 91(1), 299-305.
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., & Laliberté, M. E. (2014). Package ‘FD’. *Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology*. 1–0.
- Lappalainen, J., Virtanen, E., Kallio, K., Junttila, 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.
- Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*. 111(1), 112-118.
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*. 24(4), 867-876.
- Mouillot, D., Graham, N. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution*. 28(3), 167-177.
- Munari, C. (2013). Benthic community and biological trait composition in respect to artificial coastal defence structures: a study case in the northern Adriatic Sea. *Marine environmental research*. 90, 47-54.
- Nehring, D., Schulz, S., & Kaiser, W. (1984). Long-term phosphate and nitrate trends in the Baltic Proper and some biological consequences: A contribution to the discussion concerning the eutrophication of these waters. *Rapports et procès-verbaux des réunions*. 183, 193–203
- Pecuchet, L., Lindegren, M., Kortsch, S., Calkiewicz, J., Jurgensone, I., Margonski, P., & Nordström, M. C. (2020). Spatio-temporal dynamics of multi-trophic communities reveal ecosystem-wide functional reorganization. *Ecography*. 43(2), 197-208.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rindi, F., & Guiry, M. D. (2004). Composition and spatio temporal variability of the epiphytic macroalgal assemblage of *Fucus vesiculosus* Linnaeus at Clare Island, Mayo, western Ireland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 311(2), 233–252.
- Rinne, H., & Salovius-Laurén, S. (2020). The status of brown macroalgae *Fucus* spp. and its relation to environmental variation in the Finnish marine area, northern Baltic Sea. *Ambio*. 49(1), 118–129.

- Rinne, H., Salovius-Laurén, S., & Mattila, J. (2011). The occurrence and depth penetration of macroalgae along environmental gradients in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 94(2), 182–191.
- Råberg, S., & Kautsky, L. (2007). A comparative biodiversity study of the associated fauna of perennial fucoids and filamentous algae. *Estuarine, coastal and shelf science*. 73(1–2), 249–258.
- Rönneberg, 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.
- Salmela, N., (2021). Diversitet, abundans och variation i evertibratsamhällen i Fucus-bälten längs eutrofieringsgradienter.
- Schmera, D., Heino, J., Podani, J., Erős, T., & Dolédec, S. (2017). Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*. 787(1), 27–44.
- Statzner, B., Resh, V. H., & ROUX, A. L. (1994). The synthesis of long-term ecological research in the context of concurrently developed ecological theory: design of a research strategy for the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater biology*. 31(3), 253–263.
- Svensson, F. (2015). *Effects of warming on the ecology of algal-dominated phytoplankton communities in the Baltic Sea* (Doctoral dissertation, Department of Ecology, Environment and Plant Sciences, Stockholm University).
- Symstad, A. J., F. S. Chapin, III, D. H. Wall, K. L. Gross, L. F. Huenneke, G. G. Mittelbach, D. P. C. Peters, & D. Tilman (2003). Long-term and large-scale perspectives on the relationship between biodiversity and ecosystem functioning. *BioScience*. 53, 89–98.
- Takolander, A., Cabeza, M., & Leskinen, E. (2017). Climate change can cause complex responses in Baltic Sea macroalgae: A systematic review. *Journal of Sea research*. 123, 16–29.
- Telkäranta, H. (2006). The Baltic Sea, Discovering the sea of life. Helsinki Commission.
- Törnroos, A. (2014). Interpreting marine benthic ecosystem functioning in coastal waters: validating the biological trait concept.
- Törnroos, A., & Bonsdorff, E. (2012). Developing the multitrait concept for functional diversity: lessons from a system rich in functions but poor in species. *Ecological Applications*. 22(8), 2221–2236.
- Törnroos, A., Nordström, M. C., & Bonsdorff, E. (2013). Coastal habitats as surrogates for taxonomic, functional and trophic structures of benthic faunal communities. *PLoS One*. 8(10), e78910.

- Törnroos, A., Pecuchet, L., Olsson, J., Gårdmark, A., Blomqvist, M., Lindegren, M., & Bonsdorff, E. (2019). Four decades of functional community change reveals gradual trends and low interlinkage across trophic groups in a large marine ecosystem. *Global change biology*. 25(4), 1235–1246.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux P, & Tachet, H. (2000) Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: How to use species trait databases? *Hydrobiologia*. 422/423, 153–162
- Van der Linden P., Patricio J., Marchini A., Cid N., Neto J., M., & Marques J., C. (2012). A biological trait approach to assess the functional composition of subtidal benthic communities in an estuarine ecosystem. *Ecol Indic*. 20, 121–133.
- Veber, T., Kotta, J., Lauringson, V., & Kotta, I. (2009). Influence of the local abiotic environment, weather and regional nutrient loading on macrobenthic invertebrate feeding groups in a shallow brackish water ecosystem. *Oceanologia*. 51(4).
- Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*. 89(8), 2290-2301.
- Voß, K., & Schäfer, R. B. (2017). Taxonomic and functional diversity of stream invertebrates along an environmental stress gradient. *Ecological Indicators*. 81, 235-242.
- 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.
- Yachi, S., & Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 96(4), 1463–1468.
- Zhong, X., Qiu, B., & Liu, X. (2020). Functional diversity patterns of macrofauna in the adjacent waters of the Yangtze River Estuary. *Marine Pollution Bulletin*. 154, 111 032.