

Sandra Blomqvist

EN JÄMFÖRELSE AV POTENTIELLA LEKOMRÅDEN FÖR ROVFISK I ÅLANDS SKÄRGÅRD

Sandra Blomqvist

2020

Pro gradu-avhandling

Åbo Akademi

Fakulteten för naturvetenskaper och teknik

Abstrakt

*Målsättningen med denna Pro Gradu-avhandling var att jämföra fyra utvalda vikar i den åländska skärgården och avgöra huruvida de var lämpliga lekområden för rovfisk, såsom gädda (*Esoc lucius*) och abborre (*Perca fluviatilis*), och ifall det fanns karaktäristiska skillnader mellan vikarna som påverkade deras lämplighet som lekområden. Skillnader i täckningsgrad av trådalger och artsammansättning av makrofyter förväntades noteras mellan vikarna så att de områden som bedömts vara potentiella lekområden hade lägre täckningsgrad av trådalger och mångfaldigare artsammansättning av makrofyter än de mindre lämpliga områdena. I de potentiellt lämpliga lekområdena förväntades lägre abundans av mesopredatorer, såsom storspigg, noteras än i de vikar som bedömdes vara mindre lämpliga lekområden.*

Syftet med avhandlingen var att ge en bättre inblick i mekanismerna bakom de minskade rovfiskbestånden i Östersjöns skärgård med fokus på de mer exponerade områdena i mellan- och ytterskärgården. Rovfiskbeståndens nedgång kan ha konsekvenser för hela Östersjöns ekosystem. Fyra områden i Ålands skärgård undersöktes, varav tre bedömdes vara ytterskärgård till sina karaktärsdrag, exempelvis exponeringsgrad, trots klassificeringen som mellanskärgård. Provtagningen av rovfiskbestånden utfördes med ryssja, samtliga individer mättes och släpptes sedan tillbaka i havet. Ryssjefisket inleddes i mitten av april och avslutades i början av maj. Efter lekperioden karterades abborrom genom snorkling längs med transekter. Fiskyngel samplades med "scoop and plate"-metoden under maj. I juni fiskades spigg med nät och fältarbetet avslutades med kartering av makrofyter och trådalger i slutet på juni.

Fångsten i ryssjorna var liten och provtagningen av yngel och karteringen av rom ledde inte till några signifikanta resultat. Fisket av storspigg visade att det fanns signifikanta skillnader i såväl antal fångade individer som längdfördelning av spigg mellan vikarna. Hög abundans av storspigg och löja noterades i två av vikarna. Artsammansättningen av markofyter skilde sig mellan vikarna, två av vikarna hade en större mångfald av makrofyterarter. Signifikanta skillnader i täckningsgrad av trådalger kunde också identifieras mellan vikarna. Områdena kunde inte konstateras vara produktiva lekområden för rovfisk eftersom fångsten i ryssja var bristfällig, rom och yngel var frånvarande och stora mängder storspigg och löja noterades i områdena.

Abstract

*The purpose of this master's thesis was to examine four selected bays in the archipelago of the Åland Islands and determine whether they were suitable spawning areas for predatory fish, such as pike (*Esox lucius*) and perch (*Perca fluviatilis*), and whether there were any crucial differences in the characteristics between bays determining their suitability.*

Differences in coverage of epiphytes and in macrophyte diversity between the bays were expected. The bays which were potentially suitable spawning areas were expected to have lower coverage of epiphyte and a more diverse macrophyte community. The potential spawning areas were also expected to have a lower abundance of mesopredators such as stickleback and bleak.

*This project was prompted to provide more insight into the decline of predatory fish stocks in the Baltic Sea, focusing mainly on more exposed areas of the intermediate- and outer archipelago. The areas studied in this thesis were situated in the archipelago of the Åland Islands, whereof three were considered as outer archipelago, because of their characteristics such as exposure despite that they were classified as intermediate archipelago, and one classified as intermediate archipelago. The sampling of predatory fish was performed using fyke nets between mid-April to end-May, the catch was measured and released. Post spawning, perch egg strains were mapped by snorkelling, along a transect from end-May to mid-June. Fish larvae were sampled in May by scoop and plate method. The fishing of sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) was performed with gillnets in June. Additionally, the macrophytes and the epiphytes in the bays were mapped.*

The catch from the fyke nets was sparse and the sampling of larvae and eggs did not lead to any significant results. The fishing of sticklebacks showed there were differences in both the number and the length distribution of sticklebacks between the bays. A high abundance of stickleback and bleak were noticed in two of the bays. There were differences in the macrophyte species composition, where two of the bays showed a more diverse composition of macrophyte species. Significant differences in epiphyte coverage between the bays could also be detected. The areas could not be considered as productive spawning areas for predatory fish since the catch in the fyke nets was inadequate, fish eggs and larvae were absent, and stickleback and bleak were abundant in great amounts in the areas.

Innehållsförteckning

1.	Inledning.....	1
1.1	Rovfiskbeståndens status i Östersjön	1
1.2	Rekryteringsstörningar hos abborre och gädda	1
1.3	Fiskarter i fokus.....	2
1.4	Eutrofiering och klimatförändring i Östersjön	3
1.5	Interaktioner i bentiska samhällen.....	5
1.6	Målsättning och hypoteser.....	7
2.	Material och metoder	7
2.1	Undersökningsområden.....	7
2.1.1	Sunnanpå.....	8
2.1.2	Listerbyviken	9
2.1.3	Fladan	10
2.1.4	Vadgrundsfladan.....	11
2.2	Hydrografiska analyser.....	12
2.3	Ryssjefiske.....	12
2.4	Kartering av abborrom och yngel.....	13
2.5	Provfiske av storspigg	14
2.6	Kartering av undervattensvegetation.....	15
2.7	Dataanalyser	15
3.	Resultat.....	16
3.1	Hydrografi	16
3.2	Ryssjefiske.....	17
3.3	Kartering av abborrom och yngel.....	18
3.4	Skillnader i förekomst av spigg.....	18
3.5	Kartering av växtlighet.....	19
3.6	Trådalger	20
4.	Diskussion	23
4.1	Jämförelser av havsvikarna i egenskap som lekområden.....	24
4.2	Makrofyter och trådalger samt dess inverkan på lekområden.....	26
4.3	Metodkritik och åtgärdsförslag.....	28
5.	Slutsatser	29
6.	Tackord.....	30
	Källor.....	31
	Bilagor.....	38

1. Inledning

1.1 Rovfiskbeståndens status i Östersjön

Rovfiskbestånden har under de senaste årtiondena minskat i Östersjön, orsakerna beskrivs som varierande och troligtvis ligger en kombination av många faktorer som påverka samtliga trofiska nivåerna bakom nedgången (Nilsson et al. 2004, Nilsson et al. 2006, Lappalainen et al. 2008). Ett regimskifte orsakat av överfiske av torsk (*Gadus morhua*) anses ha bidragit till en mängd vassbuk (*Sprattus sprattus*) i Östersjön (Casini et al. 2008). En kraftig ökning i mängden spigg (*Gasterosteus aculeatus*) har även noterats i Östersjön, mellan år 2003 och år 2007 ökade mängden spigg 20-falt (Sieben et al. 2011). Ljunggren et al. (2010) noterade en drastisk ökning i mängden spigg vid Sveriges ostkust. Den ökade mängden mesopredatorer, d.v.s. medelstora predatorer som löja (*Alburnus alburnus*), mört (*Rutilus rutilus*) och storspigg, har lett till ett ökat predationstryck på viktiga betare och djurplankton (Sieben et al. 2011). Ökat predationstryck på betare kan i kombination med eutrofiering leda till en ökning av påväxtalger och växtplankton (Nilsson et al. 2004, Casini et al. 2008, Eriksson et al. 2009, Ljunggren et al. 2010, Östman et al. 2016, Kraufvelin et al. 2018). En högre täckningsgrad av tråd- och påväxtalger kan i sin tur leda till förändringar i artsammansättningen bland makrofyter i Östersjön (Rosqvist et al. 2010). Detta påverkar i största grad rovfiskbestånden i och med att påväxtalger kan förändra leksubstrat och hydrologiska förhållanden till det sämre. Trådalger kan direkt påverka rekrytering av rovfisk i och med att stora mängder kan skapa syrefria och syrefattiga förhållanden och således kväva rommen samt utsöndra toxiska ämnen skadliga för rom (Nilsson et al. 2004, Nilsson et al. 2006, Rosqvist et al. 2010). Interaktioner mellan trofiska nivåer kan komma att förstärka eller försvaga effekterna av potentiella trofiska kaskader i ekosystemen i Östersjön (Donadi et al. 2017, Bergström et al. 2018). Fokuset i denna avhandling kommer att ligga på exponerade områden i mellan- och ytterskärgården, där effekterna av mesopredatorer såsom storspigg förmodas vara betydande (Byström et al 2015).

1.2 Rekryteringsstörningar hos abborre och gädda

Rekryteringsstörningar hos abborre (*Perca fluviatilis*) och gädda (*Esox lucius*) anses vara en av de största orsakerna till den noterade tillbakagången av rovfiskbeståndet (Kjellman et al. 2003, Nilsson et al. 2004, Ljunggren et al. 2005, Ljunggren et al. 2010, Byström et al. 2015).

Grumligare vatten i samband med eutrofiering försvårar lokalisering av byte för arter som är visuella jägare, så som exempelvis gädda, och kan möjligtvis ge fiskarter anpassade till grumligare förhållanden, exempelvis mört (*Rutilus rutilus*), fördel i detta sammanhang (Salonen et al. 2009, Salonen et al. 2013). Mesopredatorer som bland annat vassbuk och spigg konkurrerar med rovfiskyngel om djurplankton, vilket kan orsaka förändring i artsammansättningen av djurplankton då de olika fiskarterna har olika preferenser för arter av djurplankton (Nilsson et al. 2004, Ljunggren et al. 2005, Salonen et al. 2009, Lefébure et al. 2014). Detta påverkar rovfiskens yngelstadier i och med att en del arter av djurplankton är mer lämpliga och näringsrika byten för ynglen än andra, förändringar i förekomst och täthet av specifika arter av djurplankton kan således orsaka förändringar i tillväxt och överlevnad hos yngel (Nilsson et al. 2004). Rovfiskyngel är såväl föda som konkurrenter för mesopredatorerna ("Intraguild predation", IGP), och en ökning i mesopredatorer innebär ökat predationstryck på yngel (Werner & Gilliam 1984, Byström et al. 2015). De tidiga yngelstadierna är speciellt känsliga för predation och konkurrens, förändringar i mängden mesopredatorer och djurplankton samt en förändring i djurplanktonens artsammansättning kan således i kombination med bristfälliga lekrområden förklara rekryteringsstörningarna hos rovfisk i Östersjön (Nilsson et al. 2004, Nilsson et al. 2006, Ljunggren et al. 2010, Byström et al. 2015, Bergström et al. 2018). Utöver predation och konkurrens påverkas även rovfiskens lek, äggens kläckning och ynglens tillväxt av abiotiska förhållanden så som temperatur, syre och salinitet (Kjellman et al. 2003). Eutrofiering kan förändra dessa abiotiska faktorer och således direkt påverka rovfiskbestånden.

1.3 Fiskarter i fokus

Abborrens lek börjar vid vattentemperaturer kring 10 – 12 °C, men om temperaturen sjunker under 10 °C ökar risken för yngeldöd (Kjellman et al. 2003). Gädda leker tidigt under våren i vattentemperaturer kring 6 – 14 °C (Ljunggren et al. 2011). Leken sker bland annat i skyddade havsvikar, en del av såväl abborrar som gäddor lekvandrar även uppströms i bäckar och åar. Risvasar, kvistar, vass och fleråriga makrofyter är viktiga leksubstrat för abborren, som fäster sin romsträng vid substratet. Gäddans leksubstrat är företrädesvis översvämmade landväxter, vass eller fleråriga makrofyter där de enskilda romkornen fäster. Leksubstratets strukturer är av större betydelse än substratets material eftersom rommen och ynglen är mer skyddad i komplexa substrat (Gillet & Dubois 1995, Nilsson et al. 2006, Snickars et al. 2010).

Spigg migrerar under maj och juni till kustområden för att leka, eftersom spigg inte tar sig förbi vandringshinder eller starka strömmar har lättåtkomliga vikar i ytterskärgården oftast störst populationer av lekande storspigg (Lefébure et al. 2014, Byström et al. 2015). Spiggen blir lekmogen då den uppnår en storlek av ungefär 3cm (Dauod et al. 1985), således kan längdfördelningen av spigg ha en betydelse i spiggens roll i ekosystemet på ett visst område. En tydlig positiv korrelation mellan storspiggens storlek och antalet romkorn per lek har tidigare påvisats (Wootton 1973), således kan även mängden spigg och deras längdfördelning ge en indikation på hur produktivt ett område är i egenskap av lekområde för spigg. Effekterna av spigg på abborr- och gäddyngel är delvis beroende av timingen av rovfiskarnas lek och spiggens ankomst till kusten samt habitatets komplexitet, det vill säga tillgängliga gömställen i form av varierande undervattensvegetation och stenformationer. I tidiga yngelskeden och i mindre komplexa habitat är rovfiskynglen mer utsatta för predation av spigg och konkurrens om djurplankton, närvaro av spigg kan då med sannolikhet bidra till rekryteringsstörningar (Byström et al. 2015).

Löja (*Alburnus alburnus*) leker i flera faser under maj till juni (Snickars et al. 2009). En hög abundans av löja kan möjligtvis bidra till en ökad mängd växtplankton och rikligare algbloomningar eftersom löjans huvudsakliga föda är djurplankton (Horppila et al. 1992). En ökad predation på djurplankton kan leda till brist på föda även för andra karpfiskar, exempelvis mört (*Rutilus rutilus*), som då ändrar sin föda exempelvis genom att istället äta betare, så som exempelvis olika arter av gråsuggor (*Isopoda sp.*) (Horppila et al. 1992). Det ökade predationstrycket på betare kan leda till större täckningsgrad av trådalger och mörtfiskarnas födosökande som förflyttats från vattenkolumnen till botten rör upp sediment och bidrar således även till ökad grumlighet (Horppila et al. 1992). Löjan orsakar även en snabbare cirkulation av fosfor och bidrar således till ökad eutrofiering (Horppila et al. 1992).

1.4 Eutrofiering och klimatförändring i Östersjön

Hela Östersjön är i princip påverkad av eutrofiering, övergödningen har under kort tid övergått från mindre, lokala påverkningar till omfattande regionala problem. De främsta eutrofieringskällorna består av direkta punktkällor vid kustområden, inflöde från flodmynningar och avrinning från diffusa källor längs med kusterna. Även näringsämnen lagrade i bottensedimentet bidrar till eutrofiering då de löses upp i vattenkolumnen (Bonsdorff et al. 1997, Voss et al. 2011, HELCOM 2014). I de åländska kustvattnen står fiskodlingar för

den största tillförseln av näringsämnen (Bonsdorff et al. 1997). Lokala punktkällor, exempelvis fiskodlingar, orsakar främst eutrofiering på lokal nivå men kan orsaka stora lokala förändringar och bör därför åtgärdas direkt på lokal nivå (Bonsdorff et al. 2002). Kustområdena kring Östersjön är naturligt mer näringsrika än de öppna vattnen i Östersjön på grund av begränsat vattenutbyte, högre ytvattentemperaturer och kusternas komplexa topografi. Effekterna av eutrofiering verkar också vara starkast kring kustområdena i Östersjön (Schulz et al. 1992, Bonsdorff et al. 2002) eftersom kustområdena är mer utsatta för avrinning av näringsämnen från diffusa källor så som odlingsmarker (Voss et al. 2011). Trots att tillförseln av näringsämnen till Östersjön generellt sett har minskat sedan 1980-talet, har koncentrationerna av näringsämnen i vattenkolumnen inte minskat i samma takt (HELCOM 2014). Att enbart minska på tillförseln av näringsämnen till Östersjön kommer således inte att leda till önskade resultat. Ytterligare åtgärder så som exempelvis begränsat fiske av toppredatorer, så kallad ”top-down”-kontroll (ett ekosystem där toppredatorerna kontrollerar mängd och abundans av de lägre trofiska nivåerna) av ekosystemen är viktigt för att minska effekterna av eutrofiering (Eriksson Klemens et al. 2009). Övergödning leder till direkta konsekvenser så som ökad primärproduktion, men även indirekta konsekvenser som syrebrist, förändringar i artsammansättning av makrofyter samt grumligare vatten och ökad sedimentering av dött material till följd av ökad primärproduktion (Salonen et al. 2013, HELCOM 2014). Eutrofiering drabbar dock inte alla arter negativt, en del arter drar nytta av en ökning i tillgängliga näringsämnen. Till exempel det effektiva näringsupptaget och den snabba tillväxten hos vass (*Phragmites australis*) gör den till en konkurrenskraftig art i eutrofa miljöer (till exempel Ulrich & Burton 1985, Kühl & Kohl 2003, Uddin et al. 2017). Utöver konkurrens om näringsämnen påverkar vassen andra makrofyter genom allelopati, det vill säga förmågan hos en del växter att avge ett ämne som inhiberar tillväxt hos andra arter i dess omgivning (Rudrappa et al. 2007, Uddin et al. 2017). Interaktionen mellan vass och trådalger påverkas även av tillgängligt solljus. Till en början har de kvarblivna vasstråna en positiv effekt på tillväxten av trådalger, eftersom de erbjuder substrat att växa på, men ju längre in i vassens tillväxtperiod under våren/sommaren desto mindre solljus når epifyterna på grund av vassens blad, och således hämmas deras tillväxt i områden som täcks av vass (Riber et al. 1984).

Klimatförändringen i Östersjön följer liknande mönster som den globala klimatförändringen, dock förväntas temperaturförändringarna kring Östersjöområdet bli större än de globala och den största temperaturökningen förväntas ske i norra Östersjön under vintrarna (HELCOM 2013). Även stigande botten temperaturer vid Östersjöns kustområden har noterats, vilket kan

bidra till att förändra och förflytta kustlevande arters habitat (Snickars et al. 2014). Under våren börjar temperaturen stiga tidigare, vilket kan orsaka en förändring i artsammansättningen av växtplankton och påverka längden och tidpunkten på algbloomingar samt påverka timingen av algbloomingar och förekomsten av djurplankton så att en ”temporal mismatch” uppstår mellan växt- och djurplankton (HELCOM 2013). Tidigare vårar kan även påverka vårlekande fisk såväl positivt som negativt. Förhöjda temperaturer tidigare under våren förlänger leksäsongen men risken för kallare perioder kvarstår, vilket kan orsaka mortalitet av rom och yngel (Kjellman et al. 2003, Nilsson et al. 2004). Effekterna av klimatförändringen på Östersjön verkar synergistiskt med exempelvis eutrofiering och/eller med koldioxidutsläpp så att ekosystemets resiliens försämras, d.v.s. ekosystemets förmåga att återhämta sig från störningar så som exempelvis orkaner, markbränder och föroreningar (Holling 1973), vilket gör ekosystemet mer sårbart för förändring (HELCOM 2013).

Effekterna av eutrofiering och klimatförändring på fisksamhällen varierar. Spigg anses ha en fördel vid högre temperaturer, eftersom arten inte är resursbegränsad (Lefébure et al. 2014). En ökning i primärproduktion och således även grumlighet har visats påverka spiggens beteende. Candolin et al. (2008) påvisade att spiggshonar uppvisade ett mindre aggressivt beteende under föräldrafasen i grumligt vatten, troligtvis på grund av sämre visibilitet, vilket förlängde den reproduktiva livslängden för hanar och gjorde det möjligt för dem att slutföra fler parningscykler. Den ökade primärproduktionen, därmed även vattnets syresättning, och grumligheten bidrog även till att hålla äggen syresätta samt minskade risken för intrång av andra hanar, vilket var en fördel för mindre hanar som i grumliga vatten hade lika stor reproduktionsframgång som stora hanar. Spiggens visuellt baserade parningsbeteende kan däremot förändras till följd av grumligare vatten. För att hanar i grumligt vatten skulle få lika mycket uppmärksamhet från honorna som i klart vatten under lekperioden krävdes ihärdigare uppvaktande och starkare färger av hanarna, således kan storspigghanar förväntas bli färggrannare och aktivare (Engström-Öst och Candolin 2007). Gagnon et al. (2017) kunde dock inte påvisa någon koppling mellan miljövariabler länkade till eutrofiering och reproduktiv framgång hos spigg.

1.5 Interaktioner i bentiska samhällen

Bentiska samhällen har en betydande roll i Östersjöns respons på eutrofiering och klimatförändring. I fungerande ekosystem ökar antalet betare i samband med att påväxtalger

ökar, och kan således minska effekterna av eutrofiering (Donadi et al. 2017). Dessvärre har de bentiska samhällena genomgått en förändring under de senaste 30 åren bland annat till följd av förändringar i fisksamhällen, salinitet och syrehalt samt temperaturförändringar. Arter känsliga för sådana förändringar tvingas då ge vika för arter mer anpassade för exempelvis lägre saliniteter och högre temperaturer, vilken innebär en förändring i artdominans (Olsson et al. 2013). Till exempel upptäckte Bonsdorff et al. (1992) en förändring i artdominans i nordvästra Åland, en signifikant minskning av den dominerande östersjömusslan *Macoma balthica* noterades som en följd av en ökning av drivande algmattor. En ökning i drivalger orsakar därför inte enbart förändringar i artsammansättningen och interaktioner mellan arter i de bentiska samhällena utan påverkar sannolikt även interaktioner mellan det bentiska samhället och den pelagiska näringsväven. Fiskarter som söker bentisk föda påverkar den bentiska infaunan, förändringar i fisksamhällen kommer därför även att synas i de bentiska samhällena (Mattila och Bonsdorff 1988, Sieben et al. 2011, Olsson et al. 2013, Snickars et al. 2014).

Enligt Snickars et al. (2014) reagerar bottenfaunan till en början positivt på eutrofiering i och med att det bidrar med mer föda för växtätare (betare), dock följt av en minskning i biomassa av betare senare. Klimatförändringen verkar påverka den bentiska faunan mer än eutrofiering. Högre bottentemperaturer kan tvinga arter att söka sig till djupare, kallare områden vilka i Östersjön ofta är syrefattiga (Snickars et al. 2014). Andra hydrografiska förändringar så som förändringar i salinitet stressar bottenfaunan ytterligare och i kombination med eutrofiering och klimatförändring blir bottenfaunan känsligare för framtida miljöförändringar (Snickars et al. 2014).

En större mängd mesopredatorer till följd av en minskning av toppredatorer leder till ökat predationstryck på betare, toppredatorer påverkar således indirekt infaunan (Eriksson Klemens et al. 2009, Sieben et al. 2011, Donadi et al. 2017). En ökning i mängden mesopredatorer förväntas också orsaka en förändring i betares beteende, som då blir mer inaktivt och på så sätt ytterligare bidrar till en ökning i påväxtalger (Donadi et al. 2017). De bentiska samhällena påverkas liksom resten av Östersjön av både klimatförändring och eutrofiering.

1.6 Målsättning och hypoteser

Målsättningen med denna pro-graduavhandling var att undersöka skillnader mellan områden i Ålands ytter- och mellanskärgård gällande täckningsgrad av trådalger, artsammansättning av makrofyter, mängd storspigg och mängd lekande rovfisk. Ytterligare var målsättningen att undersöka huruvida dessa skillnader mellan områdena var kopplade till områdenas potential som lekområde för vårlekande rovfisk, såsom abborre och gädda, och ifall det fanns andra skillnader mellan vikarna som påverkade deras funktion som lekområde, exempelvis exponering, vattenkvalité och temperatur.

Forskningshypoteserna löd som följande:

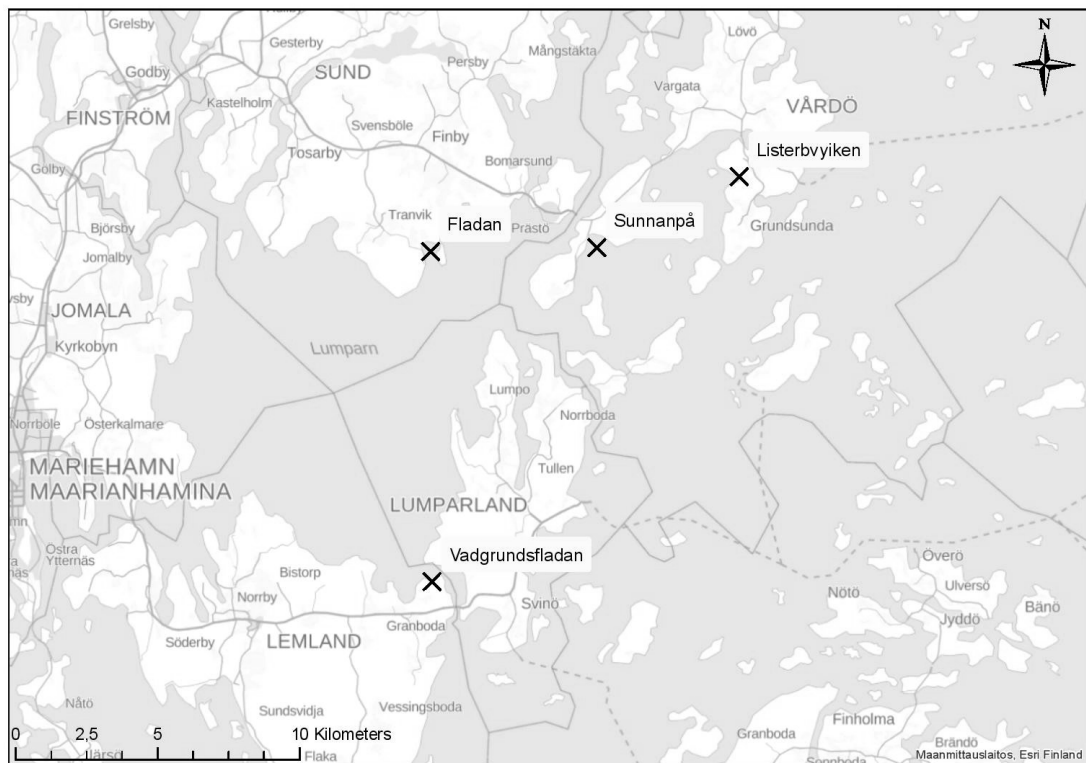
H1: Det finns skillnader mellan områdena i förekomst av rovfisk, rom och yngel beroende på täckningsgrad av trådalger samt vass, artsammansättning av makrofyter och täthet av spigg i områdena.

H2: Det finns en negativ korrelation mellan förekomst av rovfisk, rom och yngel och täckningsgrad av trådalger och täthet av mesopredatorer såsom spigg.

2. Material och metoder

2.1 Undersökningsområden

Totalt undersöktes fyra potentiella lekområden i Ålands skärgård. Sunnanpå och Listerbyviken ligger på Vårdö, Fladan ligger i norra Lumparn och Vadgrundsfladan ligger i södra Lumparn (Fig. 1). Tre av dessa vikar, Fladan, Sunnanpå och Listerbyviken, har i denna undersökning klassats som ytterskärgård utgående från karaktärsdrag så som exponering, exponering för dominerande vind och botten typ, trots att de enligt EU:s vattendirektiv (2000/60/EG) inte klassas som ytterskärgård. Vadgrundsfladan klassas som mellanskärgård. Det största avståndet fanns mellan Listerbyviken och Vadgrundsfladan (ca 18 km fågelvägen) och det minsta avståndet mellan Fladan och Sunnanpå (ca 4,5 km fågelvägen). Områdena valdes utifrån tidigare karteringar (ÅLR, opublicerat data) och enligt områdesspecifika krav (d.v.s. exponerad ytter- och mellanskärgård med potential som lekområde utgående från tidigare karteringar).



Figur 1 En översiktskarta av de områden som undersöktes år 2019.

2.1.1 Sunnanpå

Sunnanpå, i Töftö, är en öppen vik på Vårdö med inlopp mot Bussöfjärden. Bottensedimentet består främst av sand och blålera. Viken är ca 30 ha stor, varav 22 ha undersöktes. De områden som inte undersöktes bestod av tjocka vassbälten vid strandlinjen, varav en stor del av det tjocka vassbältet växte på land, samt djupområden som inte var lämpliga (d.v.s. områden djupare än 2,5 m). En stor del av området kring strandlinjen och utåt täcks av ett tjockt vassbälte, och har därför utelämnats i beräkningen av arean (Fig. 2). Viken är ställvis mycket långgrund vid strandlinjen och sluttar sedan brant neråt, vilket gör delar av viken otillgängliga såväl till fots som med båt. Medeldjupet för det undersökta området av viken var 1,36 m.



Figur 2 Översiktlig kartbild av Sunnanpå, Vårdö. Det streckade området är den area som tagits i beaktande i undersökningen.

2.1.2 Listerbyviken

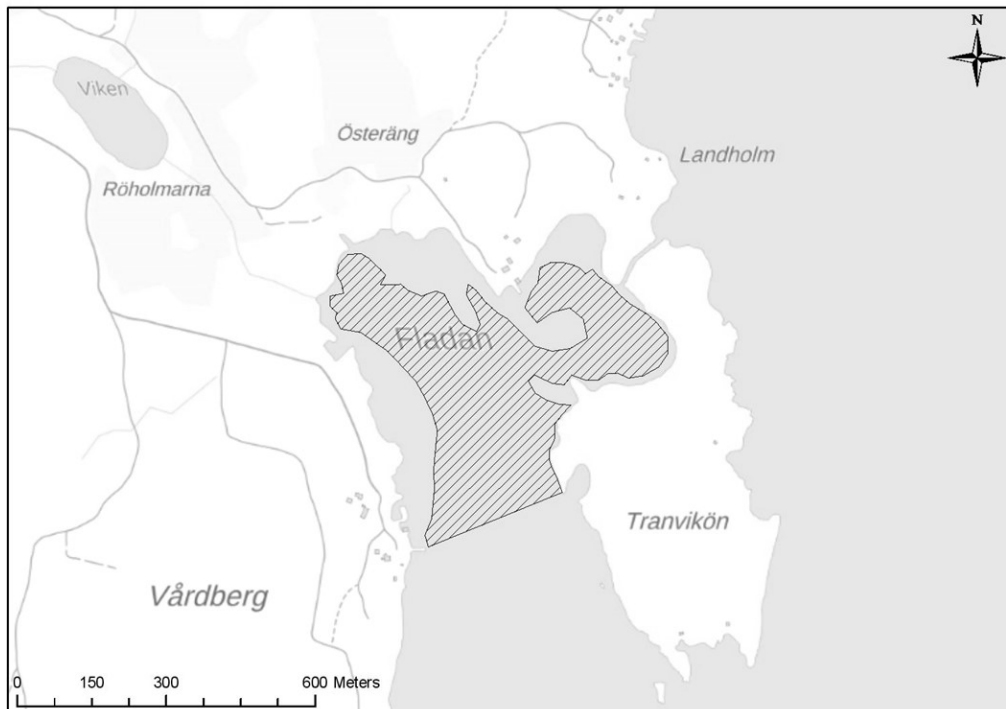
Listerbyviken, Vårdö, är en relativt exponerad vik i Grundsundafjärden. Bottensedimentet består främst av sand och blålera. Den inre viken är ca 13 ha stor, varav 11 ha togs med i undersökningen (Fig. 3). Den innersta delen av viken är mycket grund och otillgänglig med båt och områdena kring strandlinjen är långgrunda och har därför inte beaktats i projektet. Medeldjupet för det undersökta området var 0,57 m.



Figur 3 Översiktlig kartbild av Listerbyviken, Vårdö. Det streckade området är den area som tagits i beaktande i undersökningen.

2.1.3 Fladan

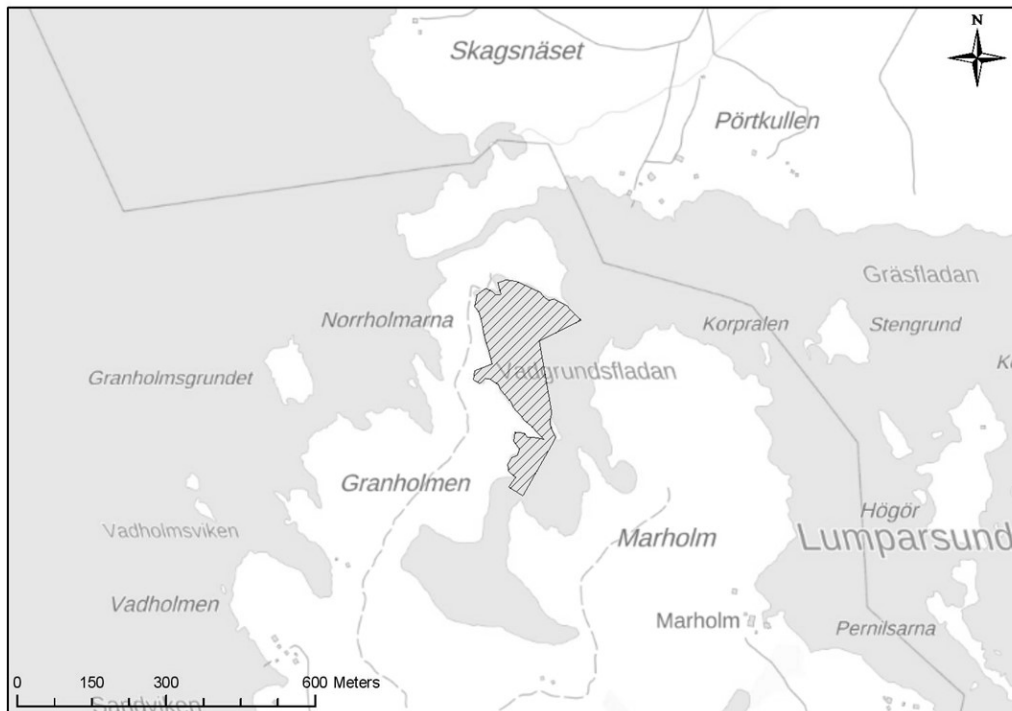
Fladan ligger i Tranvik, Sund, i området norra Lumparn. Viken är öppen och exponerad. Bottensedimentet består främst av sand och blålera, längs med strandlinjen finns ett tjockt vassbälte som sträcker sig långt ut mot viken. Vikens totala storlek är ca 27 ha, av vilket 18 ha räknades med i undersökningen (Fig. 4). Vid strandlinjen är viken till stor del långgrund, och vassbältet mycket tjockt vilket gör att viken delvis är otillgänglig såväl med båt som från land och har därför inte tagits i beaktande i undersökningen. Utöver det tjocka vassbältet finns även en sandbank och ett djupare område (>2,5 m djupt) som utelämnats i projektet. Medeldjupet för det undersökta området är 1,38 m. Från Fladan går en bäck upp till sjön Viken. Bäck och sjön Viken är potentiella lekområden för abborre och gädda (Blomqvist & Gripenberg 2018).



Figur 4 Översiktlig kartbild av Fladan, Tranvik (Sund). Det streckade området är den area som tagits i beaktande i undersökningen.

2.1.4 Vadgrundsfladan

Vadgrundsfladan, Lemland, är en skyddad vik i södra Lumparn. Bottensedimentet består främst av blålera, som ställvis visar tecken på låg syrehalt. Vikens totala area är ca 10 ha, varav 5 ha räknades med i detta projekt (Fig. 5). Eftersom ungefär halva viken är privatägd och tillstånd endast erhållits för denna del har uträkningar av area och transekter grundats på denna halva av viken. Den inre delen av viken är mycket grund, ställvis igenvuxen och otillgänglig med båt och har därför utelämnats i beräkningarna.



Figur 5 Översiktlig kartbild av Vadgrundsfladan, Lemland. Gränsen för vikens area har dragits vid den area som har varit tillåtet att användas under projektet, det streckade området är den area som tagits i beaktande vid uträkningar av exempelvis transektmetrar.

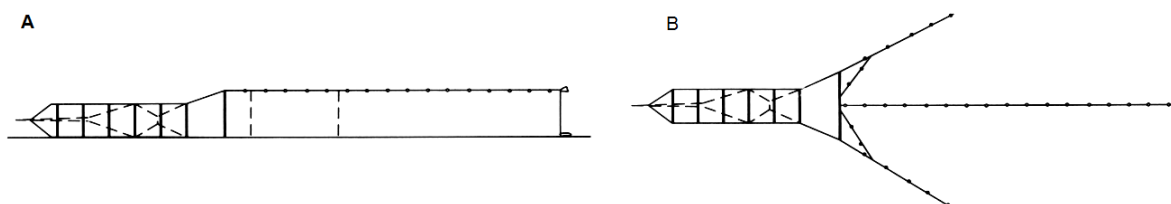
2.2 Hydrografiska analyser

Temploggers placerades ut i samtliga vikar för att registrera vattentemperaturen under hela perioden. Temploggers placerades ut den 16.4 och den 18.4 på ca 1,5 meters djup och togs upp den 25.6, 26.6 och 28.6. Under tiden mättes temperaturen varannan timme. Vid karteringen av växtligheten mättes siktdjup (Secchi) för respektive område. Kring månadsskiftet juni-juli togs vattenprover för att analysera kväve- och fosforhalter. Vattenprovernas totalfosfor och -kväve bestämdes genom persulfatoxidering i enlighet med Grasshoff et al. (1983).

2.3 Ryssjefiske

Ryssjefisket inleddes den 17:e april. För provfiske av lekmogen gädda och abborre användes fyra strandryssjor (Kivikangas rantarysä 12,5 m) eftersom ryssjefiske är en metod som tillåter selektivt fiske och frisläppning av levande fångst (Gripenberg 2015). Ryssjorna var totalt 12,5

m långa, fångstpåsen var 3,5 m lång med höjden 60 cm och bredden 1 m och ledarmen var 9 m lång och 90 cm hög (Fig. 6 A & B). De tre meter långa sidoarmarna bands ihop för att underlätta fisket.



Figur 6 **A**: Ryssjan från sidan. **B**: Ryssjan uppifrån (efter Gripenberg 2015).

Ryssjan spändes upp med hjälp av en tyngd och ett flöte i var ände. Ändan av ledarmen fästes så nära intill strandlinjen som möjligt och ryssjan spändes upp ut mot mitten av viken. Två ryssjor per vik användes, vikarna fiskades således i par och ryssjorna vittjades efter en natt. Fisket skedde i fyra omgångar fram till den 1: a maj. Således fiskades varje vik med två ryssjor i fyra omgångar, totalt åtta ryssjor per vik (Tab. 1). Då ryssjorna vittjades artbestämdes och mättes fångsten med hjälp av en mätbräda och en mätpåse och därefter släpptes fångsten ut. Om möjligt könsbestämdes även fångsten och eventuella lekmogna individer noterades. Under fisket registrerades även vattenstånd och vattentemperatur.

Tabell 1 Antal ryssjor, nät och transektmeter per vik (uträknat enligt undersökt area).

Område	Ryssjor	Nät	Transekt (m)
Sunnanpå	8	4	810
Listerbyviken	8	3	450
Fladan	8	4	740
Vadgrundsfladan	8	2	250

2.4 Kartering av abborrom och yngel

Rom- och yngelkarteringen inleddes den 6.5 och avslutades den 28.5 Karteringen av abborromen skedde enligt samma metod som Snickars et al. (2010). Eftersom vikarna var av olika storlek anpassades transekternas längd enligt vikens storlek. Tre till fyra transekter per vik karterades och transekterna var 50 – 200 m långa. Transekterna placerades ut i de delar av viken som ansågs vara potentiellt lämpliga för lekande fisk, det vill säga områden med flerårig växtlighet som passar som leksubstrat, exempelvis vass eller kransalger (Gillet & Dubois 1995,

Nilsson et al. 2006). Kartering längs med transekterna utfördes därefter enligt tillgänglighet, exempelvis tjocka vassbälten ansågs i vissa fall vara otillgängliga. Visuella observationer av abborrom gjordes genom att snorkla längs med transekten och räkna antalet romsträngar inom en meters radie från transekten.

Yngelkarteringen skedde längs med transekter i vassbältet. Metoden är i grunden samma som Lappalainen et al. (2010) använde, dock modifierad för att passa tidschemat och områdena bättre. I varje vik karterades minst 100 m av strandlinjen. Ett öskar och en vit bunke användes för att identifiera yngel. Provtagningen gjordes längs med transekten så att två skopor togs var 5:e meter och yngel samt annan bifångst noterades. Transekterna placerades från strandlinjen snett utåt för att få en djupgradient och utfördes enligt tillgänglighet, d.v.s. tjocka vassbälten och områden djupare än ca 1 – 1,2 m utelämnades, och enligt lämplighet, d.v.s. transekterna placerades i delar av viken som utgående från lämplig vegetation, d.v.s. rikligt med lämplig växtlighet så som vass och makrofyter som ansågs kunna fungera som lekområde.

2.5 Provfiske av storspigg

Spigg provfiskades med Nordic-nät för insjöar av storleken 30 m x 1,5 m, med 12st paneler av varierande maskstorlek (5 mm, 6,25 mm, 8 mm, 10 mm, 12,5 mm, 15,5 mm, 19 mm, 24 mm, 29 mm, 35 mm, 43 mm och 55 mm), endast paneler av storlek 5 mm, 6,25 mm och 8 mm användes vid provfisket. För att undvika fångst av andra arter knöts maskor av större storlek (>8 mm) ihop. Åtta nät modifierades, den totala längden på respektive nät blev 15 m. Näten skarvades ihop två och två för att få längre och mer täckande nät, totalt således fyra 30 m långa nät. Eftersom vikarna var av olika storlek anpassades antalet nät per vik till vikens storlek, så att fångsten trots storleksskillnaden skulle bli jämförbar mellan vikarna. I de stora vikarna, Sunnanpå och Fladan, sattes fyra nät ut per fiske. I Listerbyviken sattes tre nät ut och i Vadgrundsfladan sattes två nät ut per fiske (Tab. 1). Respektive vik fiskades under en natt (ca 12 h), näten sattes ut på eftermiddagen och togs upp på morgonen. Näten vittjades så fort som möjligt efter att de tagits upp, bifångsten artbestämdes och räknades och antalet storspigg samt deras längd fastställdes. För samtliga vikar räknades CPUE (Eng: Catch Per Unit Effort, det vill säga fångst per ansträngning) för spigg och löja.

2.6 Kartering av undervattensvegetation

Karteringen av undervattensvegetationen utfördes genom att placera en 1x1 m ruta var 10:e meter längs med en transektlina. Inom rutan identifierades arter av makrofyter och täckningsgrad (0–4) av respektive art bestämdes. Täckningsgraden av trådalger klassificerades samtidigt enligt samma metod. Eftersom vikarna var av olika storlek räknades antalet transektmeter ut per vik enligt formeln $40 \text{ m} \times 1 \text{ ha}$ så att resultaten skulle bli jämförbart mellan vikarna (Tab. 1). Transekterna var 50 – 200 m långa och placerades ut enligt tillgänglighet, det vill säga i områden möjliga att kartera genom snorkling och visuella observationer (exempelvis tjocka vassbälten ansågs vara områden otillgängliga för snorkling), och enligt lämplighet, vilket innebär sådana delar av viken som kunde tänkas vara lämpliga lekområden för rovfisk samt representativa för vikens dominerande vegetation. Dominerande vegetation räknades ut så att ett medeltal för varje transekt för respektive art räknades ut, medeltalen för artens täckningsgrad i samtliga transekter adderades ihop och summan av medeltalen divideras med antalet transekter per vik. Resultatet blev ett medeltal för täckningsgraden för respektive art per vik.

2.7 Dataanalyser

Samtliga statistiska analyser utfördes i programvaran R Studio. Kartbilder skapades i ArcMap 10.1.

För samtliga vikar räknades CPUE (Catch Per Unit Effort, det vill säga fångst per ansträngning) för spigg och löja. Kovarians och korrelation testades för den totala mängden spigg och löja fångad i de olika vikarna. Eftersom datas storlek (5538 observationer) hindrade test av normalfördelning med Shapiro-Wiik test identifierades normalfördelningen med hjälp av en Q - Q plot. Eftersom datat kunde anses vara normalfördelat analyserades skillnaderna mellan vikarna i längdfördelning av spigg med en envägs ANOVA. För att identifiera vilka områden som skilde sig från varandra användes ytterligare Tukey's post-hoc test.

För att få en överblick av interaktioner mellan flera olika faktorer skapades en korrelationsmatris av siktdjup (Secchi), totalkväve och -fosfor, CPUE för storspigg och löja, medelvärde för täckningsgrad av trådalger och täckningsgrad av vass samt medellängd av storspigg och analyserades. Tröskelvärdet för svag korrelation låg vid 0,2 och värden mellan 0,2 och 0,4 räknades som svagt korrelerade. Värden mellan 0,4 och 0,7 räknades som måttligt korrelerade och värden högre än 0,7 räknades som starkt korrelerade.

För att jämföra förekomsten av olika täckningsgrader inom viken utfördes en så kallad korstabulering. Denna metod användes även för att jämföra förekomsten och spridningen av olika täckningsgrader inom och mellan vikarna (Michael 2001). Eftersom värdena av täckningsgrad värderades mellan 0 och 4 där 0 < 4 identifierades datat som ordinalt. För att testa huruvida datat var normalfördelat användes Shapiro-Wiik test. Eftersom det ordinala datat inte kunde anses vara normalfördelat ansågs den lämpligaste modellen för att analysera och identifiera signifikanta skillnader i täckningsgrad av trådalger mellan vikarna vara cumulative link models (CLM) (Christensen 2015). En envägs ordinal regression utfördes med CLM för att identifiera skillnader i täckningsgrad av trådalger mellan de olika vikarna. En tvåvägs ordinal regression utfördes med CLM för att identifiera skillnader i täckningsgrad av trådalger mellan de olika vikarna samt inverkan av täckningsgrad av vass på förekomst av trådalger.

3. Resultat

3.1 Hydrografi

En överblick av de analyserade faktorerna (Tab. 2) i korrelationsmatrisen. Analyserna av totalfosfor och -kväve påvisade en liten skillnad mellan vikarna, även siktdjupet skilde sig något mellan några av områdena.

Tabell 2 Secchidjup, totalkväve och -fosfor, CPUE (fångst per ansträngning) för storspigg, täckningsgrad av trådalger och vass (medeltal) samt medellängd för storspigg i de undersökta vikarna.

Område	Secchi (m)	TotN (µg/l)	TotP (µg/l)	Storspigg (CPUE)	Trådalger	Vass	Storspigg (cm)
Sunnanpå	2,5	444	43	881	0,98	1,96	6,31
Listerbyviken	2	389	39	282,3	1,39	0,07	6,43
Fladan	1,5	568	61	30,8	1,34	1,93	6,3
Vadgrundsfladan	2	794	33	506,5	0,92	0,24	6,13

I Sunnanpå låg temperaturerna den 16:e april kring 6 grader Celsius och steg gradvis upp till 20 grader Celsius som högst (Bilaga 1.). Några kraftigare fluktuationer förekom under tiden men inga avvikande resultat uppmättes. Medeltemperaturen var 11,9 grader Celsius.

Temperaturen i Listerbyviken låg den 18:e april strax över 6 grader Celsius och steg upp till 22 grader Celsius som högst (Bilaga 2.). Ökningen var gradvis med en kraftigare fluktuation i mitten av juni (12 - 16.6) där temperaturen under två dygn hastigt sjönk med ungefär fem grader Celsius. Medeltemperaturen var 12,2 grader Celsius. Temperaturerna i Fladan kring den 18:e april låg kring 6 grader Celsius (Bilaga 3.). Därefter steg temperaturen gradvis, det högsta uppmätta värdet var strax under 22 grader Celsius. En större fluktuation skedde den mellan den 12:e och 16:e juni, där temperaturen sjönk med ungefär fyra grader Celsius inom ett dygn. Medeltemperaturen var 12,5 grader Celsius. Den 18:e april var temperaturen ungefär 8 grader Celsius i Vadgrundsfladan och steg som högst upp till 23 grader Celsius (Bilaga 4.). Några mindre fluktuationer förekom, den största i början av maj (2.5) då temperaturen under två dygn sjönk med fyra grader. Medeltemperaturen var 15,2 grader Celsius.

3.2 Ryssjefiske

Totalt 44 fiskar fångades i ryssja. Av dessa var tre gäddor (*E. lucius*) och nio abborrar (*P. fluviatilis*). Alla tre gäddor fångades i olika vikar, den första fångades den 22:a april i Listerbyviken, den andra fångades samma dag i Sunnanpå och den sista fångades den 30:e april i Vadgrundsfladan. CPUE för abborre var högst i Vadgrundsfladan och lägst i Listerbyviken. Mört var den mest vanligt förekommande fångsten följt av abborre och braxen (Tab. 3).

Tabell 3 CPUE (Catch Per Unit Effort) för fiskarter fångade i ryssja.

Område	Gädda	Abborre	Mört	Braxen	Sarv
Sunnanpå	0,125	0,375	0,25	0,75	0
Listerbyviken	0,125	0	0,25	0	0
Fladan	0	0,25	0,125	0,625	0
Vadgrundsfladan	0,125	0,625	1,125	0,5	0,25

3.3 Kartering av abborrom och yngel

Då karteringen inleddes var temperaturen i vikarna mellan 8 °C och 12 °C, då karteringen avslutades var temperaturen mellan 9 °C och 15 °C. I Tranvik hamn noterades abborrom 1 maj. Därefter lyste abborrommen med sin frånvaro i samtliga vikar, således finns inget resultat att presentera på denna punkt. Däremot upptäcktes abborrom i maj i bäcken som går från Fladan (Tranvik hamn) till sjön Viken. Inga yngel kunde fångas eller identifieras med hjälp av skopa och yngelskiva. Yngel av mörtfisk noterades under kartering av växtlighet i juni.

3.4 Skillnader i förekomst av spigg

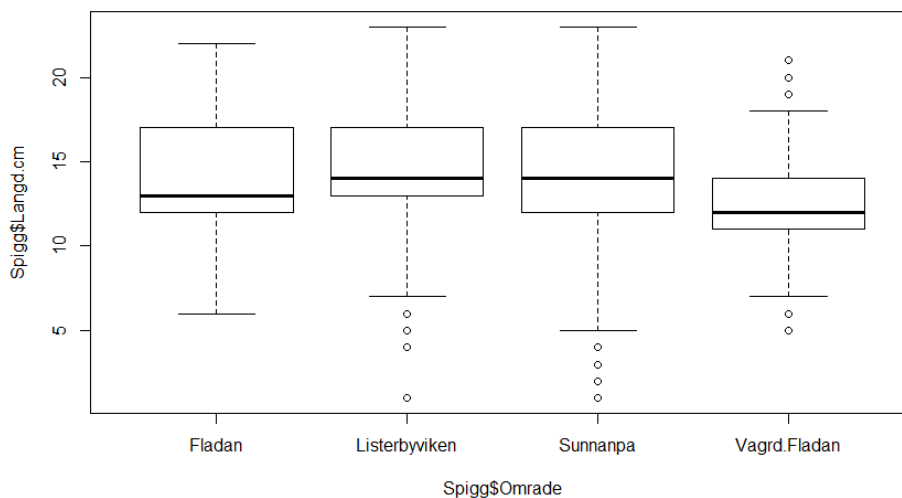
Totalt fångades 5540 storspigg (varav två var småspigg *Pungitius pungitius*) under tiden 11 – 19 juni. Fångsten varierande något mellan vikarna (Tab. 4). Storspiggfångsten i Sunnanpå var rikligast, fångsten i Listerbyviken och Vadgrundsfladan var mindre än i Sunnanpå och i Fladan var den totala fångsten betydligt mindre än i övriga områden. CPUE för spigg var högst i Sunnanpå, CPUE var lägst i Fladan och värdet var betydligt lägre än i övriga vikar. Fångsten bestod till största del av löja (*A. alburnus*) och spigg (*G. aculeatus*), andra vanligt förekommande arter var abborre (*P. fluviatilis*) och gärs (*Gymnocephalus cernuus*) (Tab. 4).

Tabell 4 CPUE (Catch Per Unit Effort, fångst per ansträngning) för samtliga fångade fiskarter i nät i de respektive vikarna.

	Sunnanpå	Listerbyviken	Fladan	Vadgrundsfladan
Spigg	881	282,3	30,8	506,5
Löja	445,5	528	243,3	817
Abborre	0,75	0,33	7,5	1
Gärs	0	1,33	5,5	0
Mört	0	0	0,25	1
Björkna	0	0,33	0	0
Svart smörbult	0,25	0	0	0
Tångsnälla	0,25	0	0	0

Eftersom Shapiro-Wiik normalfördelningstest inte var signifikant för varken den totala mängden spigg eller löja kunde datat anses vara normalfördelat. Därför utfördes endast en korrelation mellan mängden löja och spigg.

Resultatet av den ANOVA som utförts på längdfördelningen mellan vikarna var signifikant ($p < 0,01$), således kunde skillnad i längdfördelning av spigg mellan vikarna konstateras. Tukey's post hoc test visade att det fanns signifikanta skillnader i längdfördelning av spigg mellan Vadgrundsfladan och Sunnanpå ($p < 0,01$), mellan Vadgrundsfladan och Listerbyviken ($p < 0,01$), mellan Sunnanpå och Listerbyviken ($p < 0,01$) och mellan Vadgrundsfladan och Fladan ($p = 0,01$). De minsta spiggarna fanns i Vadgrundsfladan och de största i Listerbyviken och Sunnanpå (Fig. 7).

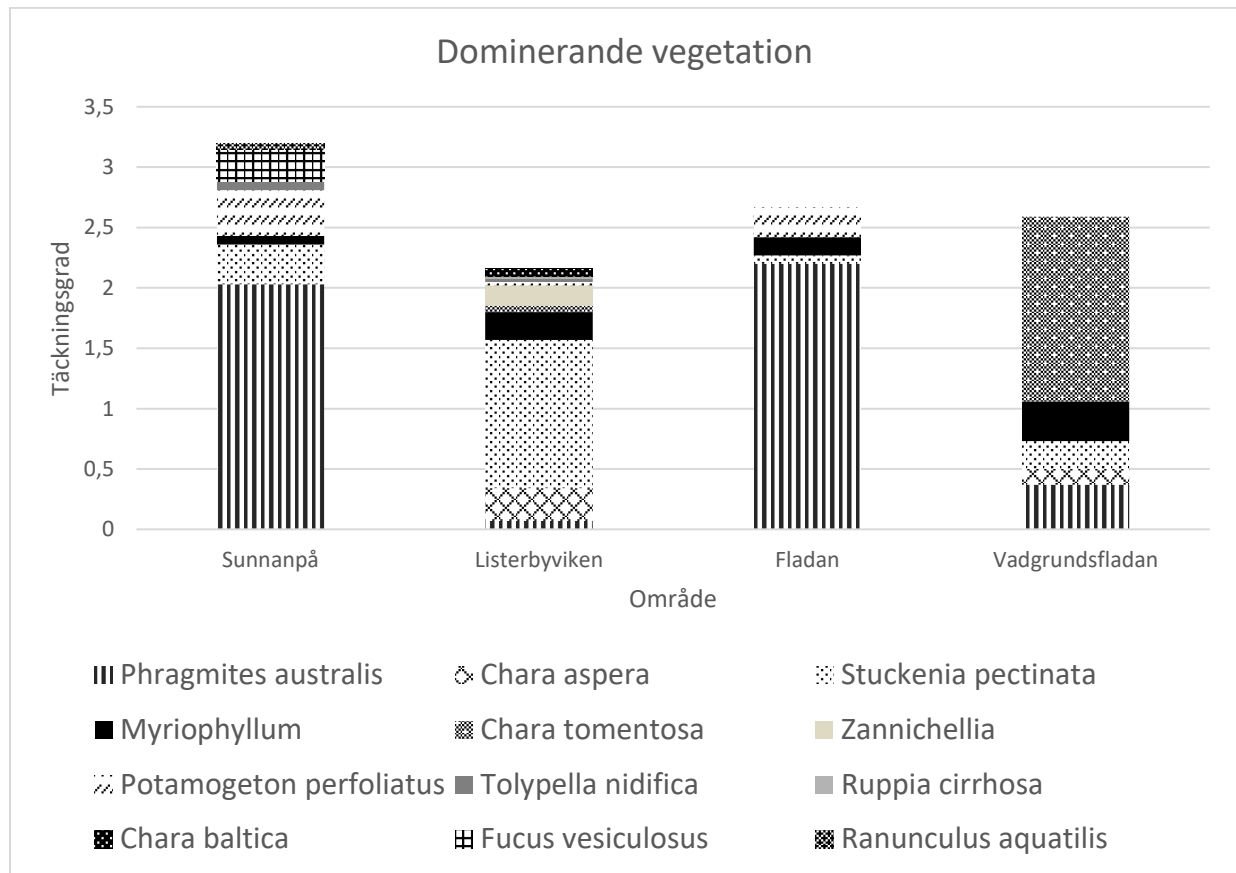


Figur 7 Längdfördelningen av spigg i de fyra vikarna. Strecket i mitten av boxen står för medianvärdet, de två sträckan från själva boxen (s.k. "whiskers") står för maximum- och minimumvärdet och punkterna representerar s.k. "outliers", d.v.s. avvikande värden.

3.5 Kartering av växtlighet

Totalt identifierades tolv arter av makrofyter (Fig. 8). Listerbyviken hade störst artrikedom av de karterade vikarna, totalt noterades tio av tolv arter. I Sunnanpå noterades sju av tolv arter och i Fladan och Vadgrundsfladan noterades fyra arter. Vass (*Phragmites australis*), borstnate (*Stuckenia pectinata*) och slingor (*Myriophyllum spp.*) påträffades i samtliga vikar, ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) saknades endast i Vadgrundsfladan. *Zannichellia spp.*, grönsträfsse (*Chara baltica*) och skruvning (*Ruppia cirrhosa*) påträffades endast i Listerbyviken och blåstång (*Fucus vesiculosus*) samt vitstjälksmöja (*Ranunculus baudotii*) fanns endast i Sunnanpå. I Listerbyviken påträffades även drivande ålgräs (*Zostera marina*) och blåstång. Den dominerande vegetationen i Sunnanpå och Fladan var vass (*Phragmites australis*), i Listerbyviken dominerade borstnate (*Stuckenia pectinata*) och i Vadgrundsfladan röststräfsse

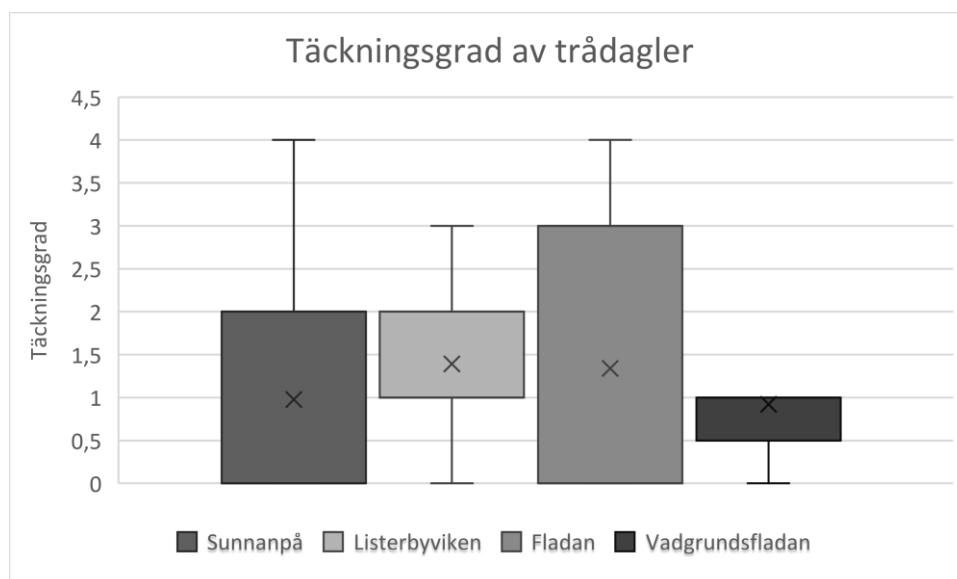
(*Chara tomentosa*). Borstnate och slingor (*Myriophyllum*) var vanligt förekommande i samtliga vikar (Fig. 8).



Figur 8 Artsammansättning av makrofyter samt dominerande vegetation i de undersökta vikarna

3.6 Trådalger

Förekomsten av trådalger varierade mellan vikarna (Fig. 9). Vadgrundsfladan hade i medeltal lägst täckningsgrad av trådalger. De högsta medeltalen av täckningsgrader av trådalger fanns i Fladan och Listerbyviken, som urskilde sig något från Sunnanpå. I Sunnanpå var täckningsgraden av trådalger aningen högre än i Listerbyviken. Den största variationen av täckningsgrad fanns i Fladan och Sunnanpå.



Figur 9 Täckningsgrad av trådalger: en jämförelse mellan vikarna. Själva boxen representerar kvartilvärdet, strecken från boxen (s.k. "whiskers") står för maximum- och minimum-värden och X står för medelvärde av täckningsgrad av trådalger för respektive vik.

Resultaten av korstabellerna visar att den största andelen av höga täckningsgrader av trådalger fanns i Fladan (Tab. 5). I Fladan och Sunnanpå fanns också en stor andel låga täckningsgrader.

Tabell 5 Korstabell av täckningsgraden (%) av trådalger: en jämförelse av täckningsgrader mellan vikarna

Område	0	1	2	3	4
Sunnanpå	55	11	18	13	2
Listerbyviken	24	35	22	17	2
Fladan	54	12	4	11	20
Vadgrundsfladan	24	60	16	0	0

Resultaten av envägs-CLM för täckningsgrad av trådalger var icke-signifikant och således kunde ingen tydlig skillnad i mellan vikarna identifieras. Resultaten av tvåvägs-CLM visade att det inte fanns en signifikant samverkan mellan täckningsgrad av vass och område, däremot kunde en signifikant skillnad i såväl täckningsgrad av vass ($p < 0.05$) som täckningsgrad av trådalger ($p < 0.05$) identifieras mellan vikarna (Tab. 6).

Tabell 6 Resultat av Cumulative Link Models (CLM) för täckningsgrad av trådalger och täckningsgrad av vass samt område.

	Df	Chi square
Område	3	p <0,001
P.australis	4	p <0,001
Område:P.australis	12	p = 0,141

Korrelationsmatrisen (Tab. 7) demonstrerar att det fanns en måttlig negativ korrelation mellan siktdjup (Secchi) och totalfosfor samt täckningsgrad av trådalger och en svag negativ korrelation mellan siktdjup och totalkväve. En stark positiv korrelation mellan siktdjup och CPUE för spigg kunde även påvisas. Det fanns en svag negativ korrelation mellan totalkväve och täckningsgrad av vass. En måttlig negativ korrelation mellan totalkväve och täckningsgrad av trådalger noterades. En stark negativ korrelation mellan totalkväve och medellängd på spigg kunde också urskiljas. Det fanns även en svag negativ korrelation mellan totalkväve och totalfosfor och en stark positiv korrelation mellan totalfosfor och täckningsgrad av vass. En svag positiv korrelation mellan CPUE för löja och siktdjup noterades. Det fanns en måttlig positiv korrelation mellan CPUE för löja och totalkväve och en stark negativ korrelation mellan totalfosfor och CPUE för löja. En måttlig negativ korrelation mellan totalfosfor och CPUE för spigg kunde urskiljas. Mellan CPUE för löja och CPUE för storspigg fanns en svag positiv korrelation. Mellan CPUE för löja och täckningsgrad av trådalger samt medellängd för spigg fanns måttliga negativa korrelationer och mellan CPUE för löja och täckningsgrad av vass fanns en stark negativ korrelation. En stark negativ korrelation mellan CPUE för spigg och täckningsgrad av trådalger påvisades, en svag negativ korrelation mellan CPUE för spigg och medellängden på spigg kunde även urskiljas. Mellan trådalger och medellängd för spigg fanns en stark positiv korrelation och mellan totalfosfor och medellängd för spigg fanns en svag positiv korrelation.

Tabell 7 Korrelationsmatris av Secchidjup, totalkväve och -fosfor, CPUE (fångst per ansträngning) för storspigg, täckningsgrad av trådalger och vass (medeltal) samt medellängd för storspigg. Positiva värden anger en positiv korrelation mellan två faktorer, ju högre värde desto starkare korrelation. Negativa värden anger en negativ korrelation, ju lägre värden desto starkare korrelation.

	Secchi (m)	Kväve (tot)	Fosfor (tot)	Löja CPUE	Storspigg CPUE	Trådalger	Vass	Storspigg medellängd (cm)
Secchi(m)	1.00	-0.28	-0.61	0.35	0.96	-0.61	0.01	0.03
Kväve (tot)	-0.28	1.00	-0.23	0.55	-0.07	-0.56	-0.22	-0.95
Fosfor (tot)	-0.61	-0.23	1.00	-0.92	-0.56	0.54	0.74	0.27
Löja CPUE	0.35	0.58	-0.92	1.00	0.38	-0.61	-0.76	-0.57
Storspigg CPUE	0.96	-0.07	-0.56	0.38	1.00	-0.79	0.13	-0.21
Trådalger	-0.61	-0.56	0.54	-0.61	-0.79	1.00	-0.05	0.77
Vass	0.01	-0.22	0.74	-0.76	0.13	-0.05	1.00	0.05
Storspigg medellängd (cm)	0.03	-0.95	0.27	-0.57	-0.21	0.77	0.05	1.00

4. Diskussion

Samtliga områden som undersöks i denna pro gradu-avhandling bestod av havsvikar som till sin karaktär kunde liknas vid ytterskärgård och undersöktes av den anledning att detta arbete fokuserar på lämpliga lekområden i ytterskärgården och deras karakteristika. Eftersom lekområden i ytterskärgården inte är direkt jämförbara med lekområden i innerskärgården på grund av deras olikheter i exponeringsgrad, temperatur, vattenkvalitet, grumlighet och makrofytsamhälle (Lappalainen et al. 2008, Rosqvist et al. 2010, Rinne et al. 2011) valdes inga områden i innerskärgården som referens. Bedömningen av huruvida dessa områden var potentiellt lämpliga lekområden grundade sig främst på områdets geografiska läge, exponeringsgrad och lämplig flerårig växtlighet som exempelvis vass och kransalger (Gillet &

Dubois 1995, Nilsson et al. 2006). Dessa bedömningar är utförda på basen av tidigare karteringar utförda av Ålands Landskapsregering (opublicerat data).

4.1 Jämförelser av havsvikarna i egenskap som lekområden

De undersökta områdena kan inte på basen av förekomsten av vuxen rovfisk under ryssjefisket konstateras vara vare sig produktiva eller oproduktiva lekområden eftersom CPUE för samtliga fiskarter i alla områden var mycket lågt och resultatet därmed knappast är tillförlitligt. Endast ett fåtal fiskarter fångades i ryssja. Frånvaron av abborrom, gädd- och abborryngel i samtliga områden kan bero på flera olika faktorer. Få, näst intill inga, områden i ytterskärgården har tidigare påvisats vara lämpliga lekområden för gädda och abborre (Lappalainen et al. 2008, Kallasvuo et al. 2010, Snickars et al. 2010, Kallasvuo et al. 2011). De områden som undersöktes liknar till sin karaktär ytterskärgårdsområden trots att de inte tillhör den klassificeringen. Att ytterskärgård inte är reproduktionsområden för lekande rovfisk trots lämplig vegetation kan bero på bristfällig föda för gäddyngel samt kallare temperaturer under våren (Kjellman et al. 2003, Nilsson et al. 2004). Ynglens första föda består främst av djurplankton och i exponerade vikar i ytterskärgården är vattenomsättningen hög och vattnet byts ut regelbundet, vilket bidrar till en minskad mängd djurplankton (Scheinin & Mattila 2010). Grumligheten och mängden hoppkräftor är ofta lägre i ytterskärgården, vilket kan försämra förhållanden för växande gäddyngel (Lappalainen et al. 2008, Kallasvuo et al. 2010). Under lektiden var vattenståndet ca 20 cm lägre än vanligt. Stora fluktuationer i vattenstånd kan även påverka lekframgång hos rovfisk, eftersom potentiella lekområden då blir torrlagda (Kallasvuo et al. 2010). Eftersom stora mängder storspigg noterades i vikarna kan även detta tänkas ha en inverkan på reproduktionen av rovfisk och fisksamhällets komposition, då spigg tidigare noterats påverka rekryteringsframgången hos rovfisk (Byström et al. 2015, Gagnon et al. 2017). Att abborrom hittades i en tillrinnande bäck tyder på att abborre kan använda dylika områden för reproduktion, men då föredrar de mer skyddade delarna av annars öppna och exponerade havsvikar.

Tidigare studier tyder på en storspiggdominerad ytterskärgård (Kallasvuo et al. 2011, Byström et al. 2015) och resultaten i denna undersökning understryker påståendet. Förekomsten av storspigg var hög i synnerhet i de mer exponerade vikarna där rovfiskabundansen också var låg. Även höga CPUE-värden för löja förekom i områdena och den svagt positiva korrelationen

mellan löja och spigg tyder på att det finns en interaktion mellan arterna. Dock kan korrelationen potentiellt bero på spiggens och löjans liknande habitat och födoval (Horppila et al. 1992, Lefébure et al. 2014, Gagnon et al. 2017). Den höga abundansen av spigg och löja i områdena kan bidra till att låsa systemet i ett s.k. mesopredatordominerat samhälle, där mesopredatorer, såsom storspigg och mört, kontrollerar abundansen av toppredatorer, så som abborre och gädda, genom att förhindra eller försämra rekryteringen av toppredatorer via predation på yngel och rom (Nilsson et al. 2019). Något överraskande var den stora mängden storspigg i de mindre exponerade och grundare undersökningsområdena, samt den ytterst låga abundansen av storspigg i Fladan; en relativt exponerad havsvik som till sin karaktär torde vara lämplig för spigg. En stor del av storspiggarna var lekmogna, vilket kan ha påverkat resultaten. Storspiggens lek är visuellt baserad och vattnets grumlighet kan spela en avgörande roll för förekomsten av storspigg under lektid (Eriksson-Öst & Candolin 2007). Den starka positiva korrelationen mellan siktdjup och CPUE för spigg understöder påståendet att vattnets grumlighet påverkar förekomsten av spigg i havsvikar och kan således förklara den begränsade mängden spigg i de områden som enligt övriga karaktärsdrag torde vara produktiva lekområden för spigg. Den starkt negativa korrelationen mellan trådalger och CPUE för spigg och den måttligt negativa korrelationen mellan totalfosfor och CPUE för spigg understryker ytterligare vikten av det visuella beteendemönstret hos spigg på dess val av lekområde samt att eutrofiering kan ha en inverkan på spiggens förekomst (Gagnon et al. 2017). Den svagt negativa korrelationen mellan CPUE för spigg och medellängd av spigg indikerar dock att högre tätheter av spigg främjar individer av mindre storlek. Andra orsaker som exempelvis variationer i predationstryck mellan områdena kan också förklara variationer i storleksfördelning och den svaga korrelationen mellan storlek och antal (Zeller et al. 2012), således bör denna korrelation tolkas med försiktighet.

Att det fanns en signifikant skillnad i längdfördelning av spigg mellan vikarna kan även bero på vikarnas abiotiska egenskaper. Individer av spigg var generellt större i de mer exponerade vikarna på Vårdö. Den starkt negativa korrelationen mellan totalkväve och medellängd på spigg tyder på att eutrofiering kan påverka storleksfördelningen av spigg så att högre halter av kväve resulterar i sett till storleken mindre individer. Förvånansvärt nog kunde en starkt positiv korrelation mellan medellängd på spigg och täckningsgrad av trådalger och en svagt positiv korrelation mellan medellängd och totalfosfor urskiljas, orsaken till detta samband förblir dessvärre oklart. Dock verkar det inte finnas någon korrelation mellan siktdjup och individers storlek. Samtliga individer av spigg i undersökningen var över 3 cm, således kan skillnaden i

längdfördelning mellan vikarna i denna undersökning inte förklaras av mängden lekmogna individer. Dock finns det en risk vid nätfiske att individer mindre än 3 cm inte är lika benägna att fastna i nät som större individer.

Utöver spigg och löja fångades små individer av abborre i sparsamma mängder. Betydligt högre CPUE för abborrar uppvisades i den vik som hade ett tillrinnande vattendrag, vilket understöder antagandet att abborre potentiellt leker i området. Dessutom fångades gers (*G. cernuus*) sparsamt i tre av vikarna, men förekom också i större mängder i samma vik med tillrinnande vattendrag.

4.2 Makrofyter och trådalger samt dess inverkan på lekområden

Artsammansättningen av makrofyter var mångfaldigast i de två yttersta vikarna på Vårdö. Detta kan eventuellt förklaras av siktdjupet, som för dessa områden var också de högsta, eftersom förekomsten och artrikedomen av makrofyterarter kan påverkas av vattnets grumlighet (Salonen et al. 2013, HELCOM 2014). I en av dessa vikar noterades flera arter av kransalger, bland annat *Chara baltica*, *C. aspera* och *Tolypella nidifica*, vilket tyder på att vattenkvalitén i området är relativt god trots de höga täckningsgraderna av trådalger. Något överraskande var den stora mängd blåstång (*Fucus vesiculosus*) som upphittades i en av vikarna på Vårdö, vars botten främst bestod av blålera och sand. Blåstång växer främst på hårt underlag så som klipphällar (Lobban & Harrison 1994), vilket gör denna upptäckt förvånande. Det är möjligt att det fann små områden av hårbotten bland det annars fina bottensedimentet. Blåstång har spekulerats kunna fungera som lekområde för gädda (Lehtonen 1986), teorin har dock inte bekräftats. Fleråriga kransalger som bland annat *C. tomentosa* var dominerande vegetation och förekom i höga täckningsgrader i en av vikarna, *C. tomentosa* kan fungera som leksubstrat för rovfisk eftersom den är en flerårig makrofyter (Gillet & Dubois 1995, Nilsson et al. 2006). *C. tomentosa* är således en viktig komponent i artsammansättningen av makrofyter.

I de undersökningsområden som hade störst totalarea var vassen en dominerande art, vilket delvis kan förklaras av strandens omfattning och lutning, vilket ger vassen mer lämplig yta att växa på, och av vassens förmåga att utnyttja näringsämnen (Urlich & Burton 1985) eftersom halten av totalfosfor var högre i de vassdominerade områdena. Den starkt positiva korrelationen mellan vass och totalfosfor stöder antagandet, dock är den svagt negativa korrelationen mellan täckningsgrad av vass och totalkväve motsägelsefull sett till vassens kapacitet att utnyttja

näringsämnen. Eftersom vass kan fungera som leksubstrat för rovfisk (Gillet & Dubois 1995, Nilsson et al. 2006) har artsammansättningen av makrofyter inte nödvändigtvis en avgörande betydelse för områdenas lämplighet som lekområde för rovfisk, dock kan makrofytsamhället påverka andra faktorer som är avgörande för leken. Fleråriga kransalger (*Chara sp.*) kan påverka artsammansättningen av makrofyter i hela samhället samt påverka förekomsten av trådalger eftersom svavelkomponenter (Ditiolan och tritian) har isolerats från flera arter av släktet. Dessa komponenter har negativa allelopatiska effekter på andra autotrofa arter eftersom de inhiberar fotosyntesen (Wium-Andersen et al. 1982, Forsberg et al. 1990). Dock kan en del makrofyter vara resistent mot de inhiberande ämnena som kransalger avger (Berger et al. 2003).

Resultaten av CLM tvåvägs analysen tyder på att det fanns en skillnad i täckningsgrad av vass och trådalger mellan områdena men ingen interaktion mellan de två faktorerna. Att det inte fanns någon interaktion mellan täckningsgrad av vass och täckningsgrad av trådalger understöds av korrelationsmatrisen eftersom det inte fanns någon korrelation mellan faktorerna. Korrelationstabellen baserar sig dock enbart på medelvärde per vik och en del information uteblir därmed. Förekomsten av höga täckningsgrader av trådalger var relativt sällan förekommande, förutom i en av vikarna. Denna vik hade även höga värden av näringsämnen och lågt siktdjup, vilket tyder på att området är mer eutrofierat än de övriga områdena. Detta kan bero på att vikens närliggande områden består av odlingsmark, betesmark och fritids- och heltidsbostäder vilket kan orsaka större urlakning av näringsämnen. I denna vik fanns endast ett fåtal makrofyterarter och artsammansättningen bestod främst av ettåriga arter och den dominerande arten var vass, vilket ytterligare indikerar att viken är övergödd. Täckningsgrad av trådalger är dock nödvändigtvis inte avgörande för områdets välmående, eftersom höga täckningsgrader av trådalger registrerades även i områden med hög artrikedom av makrofyter. Utgående från korstabellen kan det även konstateras att de vikar med jämnare fördelning av täckningsgrader var också medeldjupet lägre, vilket kan förklaras av att trådalger liksom andra fotosyntetiserande arter begränsas av ljus och inte förekommer på djupa områden.

Faktorer så som övergödning, exponering, medeldjup och variationer i temperatur kan bidra till de signifikanta skillnaderna i täckningsgrad av vass och trådalger mellan områdena. Det förekom inga kraftiga fluktuationer i temperaturen i vikarna, dock fanns en skillnad i medeltemperatur mellan vikarna (bilaga 1 - 4). Den tre grader högre medeltemperaturen i en av vikarna jämfört med övriga områden kan förklaras av vikens karaktär. Medeldjupet i den viken

var lägre än de övriga vikarnas och exponeringsgraden mindre, således var viken mer skyddad från kraftiga förändringar i väderförhållanden och vattenutbytet mindre jämför med de övriga områdena.

4.3 Metodkritik och åtgärdsförslag

Ryssjorna som användes i undersökningen var relativt små men dessvärre inte lika effektiva som större, kommersiellt använda ryssjor. Orsakerna till den låga fångsten kan bero på metodiken, även om ryssjorna tillåter selektivt fiske finns det brister i fångstmetoden. Gripenberg (2015) konstaterade att områden i Eckerö med liknande egenskaper som undersökningsområdena i denna avhandling skulle kräva betydligt större ryssjor för att få önskat resultat eftersom de områden som undersöktes var mycket djupa, detta kan också konstateras gällande denna avhandling. Placeringen av ryssjorna kan vara avgörande för resultatet. I början av april då fisket inleddes var vattenståndet 30cm lägre än normalt vilket påverkade utförandet av fisket eftersom ryssjorna inte kunde placeras så nära strandlinjen som önskat. Flera av vikarna var mycket långgrundna, vilket också gjorde det utmanande att placera ryssjan tillräckligt nära strandlinjen för att garantera att fisket utfördes korrekt. Temperaturena steg stabilt och fluktuerade inte mycket under fisket, således var temperatur knappast en avgörande faktor vid ryssjefisket. Ryssja är en passiv fiskemetod, för rovfiskar så som gädda och abborre kan aktiva metoder så som exempelvis spöfiske lämpa sig bättre. Dock är ryssjefiske en passande icke-invasiv ("non-invasive") metod för selektivt fiske och medför mycket lite skada på fångsten samt har visat sig vara effektiv för fiske av gädda och abborre i innerskärgården (Gripenberg 2015). Detta innebär att resultatet nog kan vara en representation av det verkliga fisksamhället, vilket då tyder på att områdena inte är lämpliga lekområden för rovfisk. Karteringen av abborrom och -yngel utfördes genom visuella observationer, vilket kan medföra en risk för "type II-error" (alternativt "false negative results"), det vill säga att inga observationer av rom och yngel gjordes trots att det fanns rom och yngel i viken. I de vassdominerade vikarna var strandlinjen ställvis inte tillgänglig varken till fots eller med båt, och transekterna drogs därför enligt tillgänglighet, vilket kan bidra till missvisande resultat. I framtida studier bör alternativa metoder så som exempelvis yngelfällor även övervägas (Nilsson et al. 2019).

Höga täckningsgrader av trådalger och vass samt lågt siktdjup kan åtminstone delvis antas vara resultat av övergödning i områdena. Trots att tillförseln av näringsämnen till Östersjön generellt

sett har minskat sedan 1980-talet, har koncentrationerna av näringsämnen i vattenkolumnen inte minskat i samma takt (HELCOM 2014). Att enbart minska på tillförseln av näringsämnen till Östersjön kommer således inte att leda till önskade resultat. Ytterligare åtgärder så som exempelvis begränsat fiske av toppredatorer, så kallad ”top-down” (ett ekosystem där toppredatorerna kontrollerar mängd och abundans av de lägre trofiska nivåerna) kontroll av ekosystemen är viktigt för att förminska effekterna av eutrofiering (Eriksson Klemens et al. 2009). Övergödning har konstaterats leda till direkta konsekvenser så som ökad primärproduktion, men även indirekta konsekvenser som syrebrist, förändringar i artsammansättning av makrofyter samt grumligare vatten och ökad sedimentering av dött material till följd av ökad primärproduktion är tydliga i Östersjön (Salonen et al. 2013, HELCOM 2014).

För att förbättra lekområden för rovfisk i ytterskärgården och därmed främja ”top-down” kontroll av ekosystemen kunde fokus främst läggas på mer skyddade områden så som bäckar, våtmarksområden och inre vikar. Åtgärder för att förbättra lekområden för rovfisk har visat sig ha effekt på lokal skala (Ahlbeck et al. 2016), men förändringar i exempelvis kustnära rovfiskbestånd kan även påverka rovfiskpopulationer i havsmiljö eftersom lekvandrande fisk kan fungera som en länk mellan ekosystem vid kusten och till havs (Byström et al. 2015). Migration hos bland annat gädda sker även mellan länder i Östersjön, och Åland kan anses fungera som en rastplats (”stepping stone”) för gädda som migrerar mellan Sverige och Finland (Wennerström et al. 2016). Rovfiskbestånden på Åland interagerar således möjligtvis med rovfiskbestånden i Finland och Sverige, även om majoriteten gädda rör sig inom ett begränsat område under sin livstid (Ahlbeck et al. 2016). Till exempel i Fladan kunde åtgärder med fokus på bäcken och sjön Viken bidra till förbättrade lekområden i området.

5. Slutsatser

Utgående från denna gro gradu-avhandling kan endast begränsade slutsatser dras om vikarnas egenskaper som lekområden för rovfisk i exponerad skärgård. Provfiske med ryssja gav liten fångst och resultatet kan inte användas som argument vare sig för eller emot vikarnas funktion som lekområde. Bristen på iakttagelser av rom och yngel kan bero på många olika faktorer och betyder inte nödvändigtvis att rovfisk inte leker i vikarna. Nollhypotesen att det inte fanns skillnader i mängden rovfisk mellan områdena kan således inte förkastas. Den generellt stora

mängden storspigg och löja samt den ställvis höga täckningsgraden av trådalger understryker dock att vikarna i sitt nuvarande skick troligtvis inte är välfungerande lekområden. En hög förekomst av både storspigg och löja tyder på att ekosystemen är dominerade av mesopredatorer. Skillnaderna i längdfördelning av spigg mellan områdena är korrelerade med CPUE för spigg och löja, vilket tyder på att högre tätheter av spigg främjar till storleken mindre individer. Stora skillnader i täckningsgrad av trådalger kunde identifieras mellan vikarna som kan förklaras av vikarnas karakteristiska drag samt eutrofiering i vikarna. Artsammansättningen av makrofyter i två av vikarna är dock i sig värdefull och värd att skyddas. Nollhypotesen att det inte fanns skillnader i mängden storspigg, täckningsgrad av trådalger och i artsammansättningen av makrofyter kan således förkastas. För att kunna göra en noggrannare bedömning av vikarnas funktion som potentiella lekområden bör utförligare karteringar genomföras företrädesvis under flera år.

6. Tackord

Jag vill främst tacka min kollega Linda Sundström för ett gott samarbete och många fina minnen, det underlättade verkligen arbetet och gjorde projektet till en lärorik och rolig erfarenhet. Jag vill även tacka min handledare Martin Snickars för goda råd, Floriaan Everleens Maarse, Louise Forsblom och Niklas Paulin för hjälp med hantering av data och Lucinda Kraufvelin för fältassistans och ett outtröttligt lappande av våra provfiskanät. Ett stort tack till Tony Cederberg vid Husö Biologiska station som utförde analyser av kväve och fosfor. Till sist vill jag även tacka personalen samt boenden på Husö Biologiska Station, ni gjorde denna erfarenhet mycket trevligare!

Källor

Ahlbeck Bergendahl I., Holliland P. B., Hansson S., Karlöf O. (2016) Feeding range of age 1+ year Eurasian perch *Perca fluviatilis* in the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology* 90, 2060-2072

Bergström L., Kalrsson M., Bergström U., Pihl L., Kraufvelin P. (2018) Relative impacts of fishing and eutrophication on coastal fish assessed by comparing no-take area with an environmental gradient. *Ambio* 47, 1-15

Blomqvist S., Gripenberg F., (2018) Kartering av vandringsleder för fisk på Åland. *Forskningsrapporter från Husö biologiska station*

Bonsdorff E. (1992) Drifting algae and zoobenthos – Effects on settling and community structure. *Netherlands Journal of Sea Research* 30, 57-62

Bonsdorff E., Blomqvist E.M., Mattila J., Norkko A. (1997) Long-term changes and coastal eutrophication. Examples from the Åland Islands and the Archipelago Sea, northern Baltic Sea. *Oceanologia Acta* 20, 319-329

Byström P., Bergström U., Hjalten A., Ståhl S., Jonsson D., Olsson J. (2015) Declining coastal piscivore populations in the Baltic Sea: Where and when do sticklebacks matter? *Ambio* 44, 462-471

Candolin U., Engström-Öst J., Salesto T. (2008) Human-induced eutrophication enhances reproductive success through effects on parenting ability in sticklebacks. *Oikos* 117, 459-465

Casini M., Lövgren J., Hjelm J., Cardinale M., Molinero J-C., Kornilovs G. (2008) Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proceedings of the royal society B* 275, 1793-1801

Christensen R.H.B (2015) Analysis of ordinal data with cumulative link models – estimation with the R-package ordinal.

Sandra Blomqvist

Daoud H. A., Bolger T., Bracken J.J. (1985) Studies on the Three-Spined Stickleback *Gasterosteus aculeatus* L. from an Upland Irish Reservoir System. *Irish Fisheries Investigation* 27, 1-17

Direktiv 2000/60/EG – En ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område

Engström-Öst J., Candolin U. (2007) Human-induced water turbidity alters selection on sexual displays in sticklebacks. *Behavioural Ecology* 18, 393-398

Eriksson Klemens B., Ljunggren L., Sandström A., Johansson G., Mattila J., Rubach A., Råberg S., Snickars M. (2009) Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecological Applications* 19(8), 1975-1988

Eriksson-Öst J., Candolin U., (2007) Human-induced water turbidity alters selection on sexual displays in sticklebacks. *Behavioural Ecology* 18(2), 393-398

Gagnon K., Gräfnings M., Boström C. (2017) Shifts in coastal fish communities: Is eutrophication always beneficial for sticklebacks? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 198, 193-203

Gillet C., Dubois J.P. (1995) A survey of the spawning of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox Lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes. *Hydrobiologia* 300, 1, 409-415

Grasshoff, K., Ehrhardt M. & Kremling K. (Eds). 1983. Methods of seawater analysis. 2d ed. Verlag Chemie, 317

Gripenberg F. (2015) Provfiske med ryssja – är det möjligt att fiska på rena karpfiskbestånd (*Cyprinidae*) på Åland? *Forskningsrapporter från Husö Biologiska Station*, 139

HELCOM (2013) Climate change in the Baltic Sea Area: HELCOM thematic assessment in 2013. *Baltic Sea Environment Proceedings* 137

Sandra Blomqvist

HELCOM (2014) Eutrophication status of the Baltic Sea 2007-2011 – A concise thematic assessment. *Baltic Sea Environment Proceedings* 143

HELCOM (2015) Updated Fifth Baltic Sea pollution load compilation (PLC-5.5). *Baltic Sea Environment Proceedings* 145

Holling C.S. (1973) Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 1-23

Horppila J., Kairesalo T. (1992) Impacts of bleak (*Alburnus alburnus*) and roach (*Rutilus rutilus*) on water quality, sedimentation and internal nutrient loading. *Hydrobiologia* 243/244 323-331

Kallasvuo M., Salonen M., Lappalainen A. (2010) Does the zooplankton prey availability limit the larval habitats of pike in the Baltic Sea? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86, 148-156

Kallasvuo M., Lappalainen A., Urho L. (2011) Coastal reed belts as fish reproduction habitats. *Boreal Environment Research* 16, 1-14

Kiviluoto S. (2010) Basinventering av potentiella lekplatser för abborre (*Perca fluviatilis*) och gädda (*Esox lucius*) i grunda vikar på västra och södra Åland. *Forskningsrapporter från Husö Biologiska Station* 126

Kjellman J., Lappalainen J., Urho L., Hudd R. (2003): Early determination of perch and pikeperch recruitment in the northern Baltic Sea. *Hydrobiologia* 495, 183-191

Kraufvelin P., Pekcan-Hekim Z., Bergström U., Florin A-B., Lehikoinen A., Mattila J., Arula T., Briekmane L., Brown E. J., Celmer Z., Dainys J., Jokinen H., Kääriä P., Kallasvuo M., Lappalainen A., Lozys L., Möller P., Orio A., Rothla M., Saks L., Snickars M., Stottrup J., Sundblad G., Taal I., Ustups D., Verliin A., Vetemaa M., Winkler H., Wozniczka A., Olsson A. (2018) Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 204, 14-30

Sandra Blomqvist

Kühl H., Kohl J-G. (1993) Seasonal nitrogen dynamics in reed beds (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex. Steudel) in relation to productivity. *Hydrobiologia* 251, 1-12

Lappalainen A., Härmä M., Kuningas S., Urho L. (2008) Reproduction of pike (*Esox lucius*) in reed belt shores of the SW coast of Finland, Baltic Sea: a new survey approach. *Boreal Environment Research* 13, 370-380

Lefébure R., Larsson S., Byström P. (2014) Temperature and size-dependent attack rates of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*); are sticklebacks in the Baltic Sea resource-limited? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 451, 82-90

Lehtonen H. (1986) Fluctuations and long-term trends in the pike *Esox Lucius* (L.), populations in Nothamn, western Gulf of Finland. *Aqua Fennica* 16, 3-9

Ljunggren L., Sandström A., Johansson G., Sundblad G., Karås P. (2005) Rekryteringsproblem hos Östersjöns kustfiskbestånd. *Fiskeriverket informerar* 5

Ljunggren L., Sandström A., Bergström U., Mattila J., Lappalainen A., Johansson G., Sundblad G., Casini M., Kaljuste O., Klemens Eriksson B. (2010) Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift. *ICES Journal of Marine Science* 67, 8, 1587-1595

Ljunggren L., Olsson J., Nilsson J., Stenroth P., Larsson P., Engstedt O., Border T., Sandström O. (2011) Våtmarker som rekryteringsområden för gädda i Östersjön. *Finfo* 1

Lobban C.S., Harrison P.J., (1994) Seaweed Ecology and Physiology. *Cambridge University Press*

Michael, R. S. (2001). Crosstabulation & chi square. *Indiana University, Bloomington, IN*. URL http://www.indiana.edu/~educy520/sec5982/we_ek_12/chi_sq_summary011020.pdf (Visited 2010, June 15)

Sandra Blomqvist

Nilsson J., Andersson J., Karås P., Sandström O. (2004) Recruitment failure and decreasing catches of perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in the coastal waters of southeastern Sweden. *Boreal Environment Research* 9, 295-306

Nilsson J. (2006) Predation of northern pike (*Esox lucius* L.) eggs: a possible cause of regionally poor recruitment in the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 553, 161-169

Nilsson J., Flink H., Tibblin P. (2019) Predator-prey role reversal may impair the recovery of declining pike populations. *Journal of Animal Ecology* 1-13

Riber H.H., Sorensen J.P., Schierup H-E. (1984) Primary Productivity and Biomass of Epiphytes on *Phragmites australis* in a Eutrophic Danish Lake. *Holarctic Ecology* 7 vol. 2, 202-210

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, 182-191

Rosqvist K., Mattila J., Sandström A., Snickars M., Westerbom M. (2010) Regime shifts in vegetation composition of Baltic Sea coastal lagoons. *Aquatic Botany* 93, 39-46

Rudrappa T., Bonsall J., Gallagher J.L., Seliskar D.M., Bais H.P. (2007) Root-secreted Allelochemical in the Noxious Weed *Phragmites Australis* Deploys a Reactive Oxygen Species Response and Microtubule Assembly Disruption to Execute Rhizotoxicity. *Journal of Chemical Ecology* 33, 1898-1918

Salonen M., Engström-Öst J., (2013) Growth of pike larvae: effects of prey, turbidity and food quality. *Hydrobiologia* 717, 169-175

Scheinin M. & Mattila J. 2010. The structure and dynamics of zooplankton communities in shallow bays in the northern Baltic Sea during a single growing season. *Boreal Environment Research* 15, 397-412

Sieben K., Ljunggren L., Bergström U., Klemens Eriksson B. (2011) A meso-predator release of stickleback promotes recruitment of macroalgae in the Baltic Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 397, 78-84

Snickars, M., Sandström, A., Lappalainen, A., Mattila, J., Rosqvist, K., Urho, L., 2009. Fish assemblages in coastal lagoons in land-uplift succession: The relative importance of local and regional environmental gradients. *Estuarine Coastal Shelf Science* 81, 247–256

Snickars M., Sundblad G., Sandström A., Ljunggren L., Bergström U., Johansson G., Mattila J. (2010) Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian Perch *Perca fluviatilis*. *Marine Ecology Progress Series* 398, 235-243

Snickars M., Weigel B., Bonsdorff E. (2014) Impact of eutrophication and climate change on fish and zoobenthos in coastal waters of the Baltic Sea. *Marine Biology* 162, 141-151

Zeller M., Lucek K., Haesler M. P., Seehausen O., Sivasundar A. (2012) Signals of predator-induced directional and disruptive selection in three spine stickleback. *Evolutionary Ecology Research* 193-205

Uddin N., Robinson R.W. (2017) Allelopathy and resource competition: the effects of *Phragmites australis* invasion in plant communities. *Botanical Studies* 58 vol. 29, 1-12

Ulrich K.E., Burton T.M. (1985) The effect of nitrate, phosphate and potassium fertilization on growth and nutrient uptake patterns of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel. *Aquatic Botany* 1, vol 21, 53-62

Wootton R.J. (1973) Fecundity of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) (L.). *Journal of Fish Biology* 5(6), 683-688

Wennerström L., Olsson J., Ryman N., Laikre L. (2016) Temporally stable, weak genetic structuring in brackish water pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea indicates a contrasting divergence pattern relative to freshwater populations. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* 74, 562-571

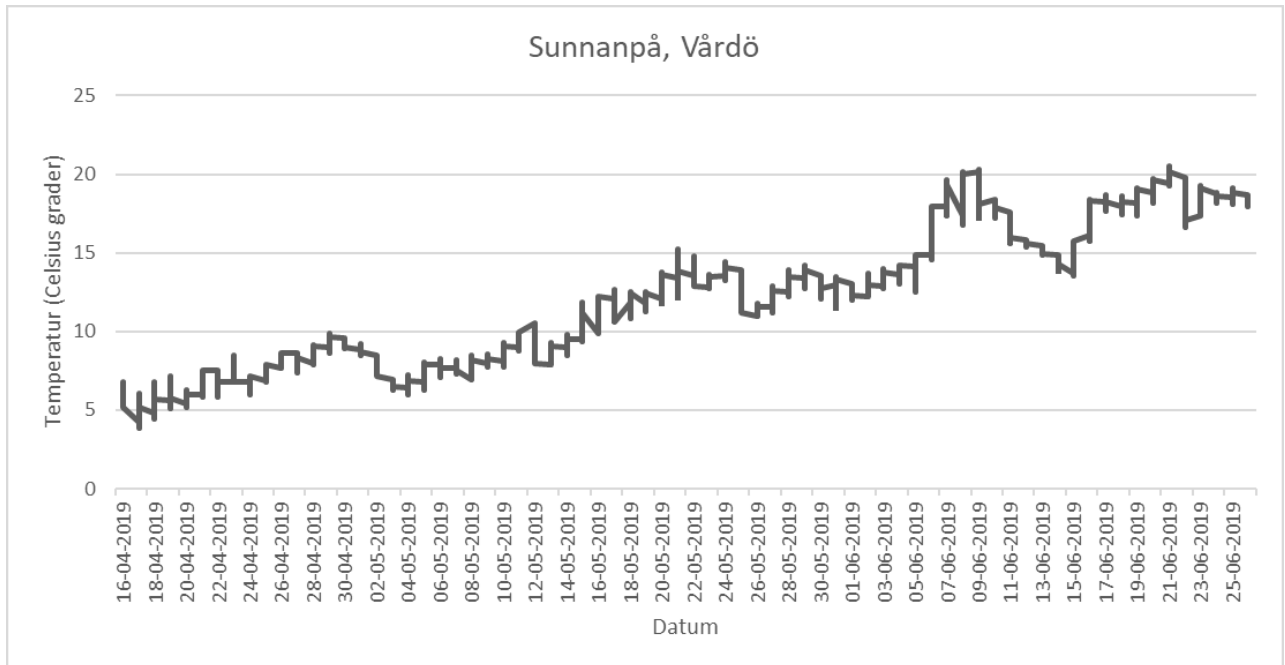
Werner E., Gilliam J. (1984) The ontogenetic niche and species interactions in size structured population. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15, 393-424

Ålands Landskapsregering ÅLR (2019) Klassificeringsmanual för Ålands kustvatten och sjöar åren 2012-2018

Östman Ö., Eklöf J., Klemens Eriksson B., Olsson J., Moksnes P-O., Bergström U. (2016) Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 53, 1138-1147

Bilagor

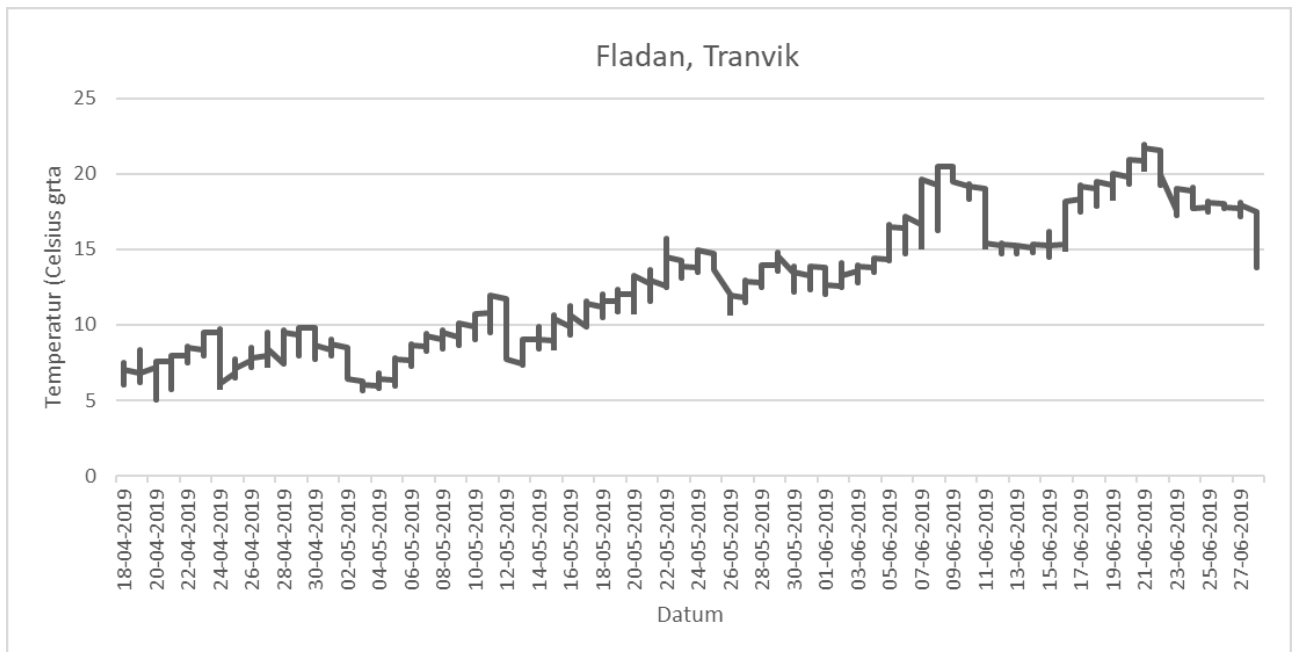
Bilaga 1. Temperaturförändringar i Sunnanpå.



Bilaga 2. Temperaturförändringar i Listerbyviken.



Bilaga 3. Temperaturförändringar i Fladan.



Bilaga 4. Temperaturförändringar i Listerbyviken.

