

Ålands marina naturskyddsområden –  
planering och utveckling av  
skyddsområdesnätverket med hjälp av  
Marxan

Petra Arola, 1800627

Pro gradu-avhandling i miljö- och marinbiologi

Handledare: Henna Rinne och Sonja Salovius-Laurén

Fakulteten för naturvetenskaper och teknik

Åbo Akademi

2020

Petra Arola

ÅBO AKADEMI

Fakulteten för naturvetenskaper och teknik  
Miljö-och marinbiologi

Petra Arola  
2020

## **Ålands marina naturskyddsområden – planering och utveckling av skyddsområdesnätverket med hjälp av Marxan**

Pro gradu-avhandling, 51 s.

### **Abstrakt**

Världens hav lider av miljöförstörelse i samma utsträckning som terrestriska miljöer och åtgärder måste vidtas för att förhindra degraderingen av våra havsmiljöer. För att nå en hållbar användning av haven bör det införas restriktioner mot miljöskadliga antropogena aktiviteter, exempelvis genom striktare fiskekvoter, begränsning av avrinning och nedskräpning från land, och genom instiftande av marina naturskyddsområden (MPA, Marine Protected Area). Med hjälp av marina naturskyddsområden kan undervattensmiljöer och -habitat bevaras i deras naturliga tillstånd och den pågående förlusten av marin biodiversitet motverkas. Vid planering av MPA-nätverk bör valet av skyddsområden ske genom en systematisk metod så att ekologiskt viktiga områden prioriteras. På så sätt kan den ekologiska koherensen i MPA-nätverket höjas och skyddet av biodiversitet maximeras. Genom att använda beslutstödsverktyg för att göra områdesvalsanalyser kan man skapa effektiva MPA-nätverk som är samordnade med de antropogena aktiviteterna i området.

I den här undersökningen utfördes en områdesvalsanalys med hjälp av beslutstödsverktyget Marxan, och syftet är att identifiera sådana marina områden på Åland som borde skyddas för att maximera MPA-nätverkets effektivitet. Därtill utfördes en evaluering av MPA-nätverket på Åland för att bedöma hur väl det befintliga nätverket skyddar den marina biodiversiteten. Resultaten visade att det befintliga MPA-nätverket på Åland är bristfälligt då det motsvarar den marina biodiversitetens utbredning dåligt. Det uppfyller inte heller de lagstadgade kraven på marint naturskydd. Därtill nås inte de nuvarande målsättningarna där MPA-nätverket bör täcka åtminstone 10 % av havsområdena. Ålands MPA-nätverk är därmed i behov av förbättring. Genom att använda en systematisk och databaserad metod för att identifiera prioriterade områden för skydd kunde man på ett effektivt sätt välja nya områden att ansluta till det redan

Petra Arola

existerande MPA-nätverket. Alternativt kunde MPA-nätverket planeras på nytt från grunden med en mer effektiv rumslig layout, men detta är mindre sannolikt då de existerande naturskyddsområdena knappast skulle slopas. En anslutning av strategiskt valda områden till det befintliga MPA-nätverket skulle höja nätverkets effektivitet genom att ge ett bättre skydd av biodiversiteten, uppfylla lagstadgade krav samt ökar MPA-nätverkets täckningsgrad, samtidigt som intressekonflikter med övriga områdesanvändare minimeras.

Nyckelord: Naturvårdsplanering, marina naturskyddsområden, beslutstödsverktyg, MARXAN, Åland, ekologisk koherens

Petra Arola

ÅBO AKADEMI UNIVERSITY

Faculty of Science and Engineering

Environmental and Marine Biology

Petra Arola

2020

## **Marine protected areas on the Åland Islands – planning and development of the marine protected area network using Marxan**

M. Sc. Thesis, 51 pp.

### **Abstract**

The awareness of environmental destruction in the world's oceans caused by harmful anthropogenic activities is increasing as the negative effects become more evident, and action must be taken to halt the degradation of the marine environment. A sustainable use of the sea can be reached by introducing restrictions against harmful anthropogenic activities for example in the form of strict fishing quotas, reduction of land-based run-off and pollutions, and establishment of marine protected areas (MPAs). Inside the MPAs the marine ecosystems and habitats can be maintained in a natural state and therefore help counteract the loss of marine biodiversity. In conservation planning it is important to prioritise ecologically important areas for protection in order to maximise MPA network's efficiency and increase its ecological coherence. The use of decision support tools in spatial planning allows us to create MPA networks that maximise the protection for the biodiversity while minimising any conflicts of interest with anthropogenic activities in the area.

The main focus of this study was a spatial analysis in the coastal waters of the Åland Islands, using the decision support tool Marxan. The aim of the study was to identify important areas for conservation, and the protection of which would increase the efficiency of the MPA network. The current MPA network on Åland was also evaluated in order to assess how well it protects the marine biodiversity. The results showed that the existing MPA network is inadequate and only partly reflects the distribution of the marine biodiversity. It also does not meet the legal requirements for marine environmental protection, or the goals for areal protection, namely the Aichi target of 10 % MPA coverage. Therefore, the MPA network on Åland needs to be improved. This could be done by connecting prioritised areas for protection that were identified in the analysis to the existing network. Alternatively, a new MPA network

Petra Arola

could be created *de novo* using a more efficient spatial layout. The second approach is however less probable as it is unlikely that the already existing MPA network would be replaced. Connecting new MPAs to the existing network would increase the network's efficiency by providing better protection of the biodiversity, fulfilling legal requirements, and increasing the areal cover of the MPA network, while also taking into consideration the anthropogenic activities in the area.

Keywords: Conservation planning, marine protected area, decision support tool, MARXAN, Åland Islands, ecological coherence

## Innehållsförteckning

1. Introduktion.....	1
1.1. Planering och design av MPA-nätverk .....	4
1.2. Områdesvalsanalys och beslutstödsverktyg.....	5
1.3. Marint naturskydd i Östersjön.....	9
1.3.1. Lagstadgat marint naturskydd för Östersjöområdet.....	9
1.3.2. MPA-nätverk i Östersjön .....	11
1.4. Marint naturskydd på Åland .....	12
1.5. Målsättning och syfte .....	13
2. Material och metod.....	14
2.1. Undersökningsområdet och analysens omfattning.....	14
2.2. Utformning av ramverk för marint naturskydd.....	14
2.3. Insamling av data .....	19
2.4. Tekniskt genomförande av områdesvalsanalysen.....	21
2.4.1. Marxan analysens inställningar.....	21
2.4.2. Utförda scenarier i Marxan .....	25
2.5. Evaluering av MPA-nätverkets effektivitet.....	27
3. Resultat.....	27
3.1. Resultat av områdesvalsanalysen.....	27
3.2. Evaluering av det befintliga MPA-nätverket .....	30
3.3. Inställningar och deras effekt på resultatet.....	32
4. Diskussion .....	34
4.1. MPA-nätverket.....	34
4.2. Datas lämplighet för analysen .....	37
4.3. Marxan som verktyg för planering av naturskyddsområden.....	39
4.3.1. Inverkan av inställningar och parametrar på resultatet .....	39
4.3.2. Förbättringsförslag för analysen.....	40
4.4. Förvaltning av marina naturskyddsområden .....	41
5. Slutsatser .....	42
Tillkännagivanden.....	43
Referenser.....	44

## 1. Introduktion

Medvetenheten om havens allt sämre tillstånd ökar i takt med att de globala marina miljöproblemen blir allt mer allvarliga. I medierna hör vi om hur marina djur dör på grund av plastföroreningar bland annat genom förtäring eller intrassling, men mera sällan nämns det att en tredjedel av världens fiskbestånd är överfiskade, att fartygstrafiken har fyrdubblats under de två senaste årtiondena och att oljeborrningen och gruvdriften i havet blir mer utspridda i och med att landbaserade resurser tar slut (WWF 2015). Listan på antropogena faktorer som bidrar till att driva de marina ekosystemen mot en kollaps är lång och många av dem är svåra eller omöjliga att åtgärda snabbt, exempelvis kommer klimatförändringens effekter att vara påtagliga ännu länge i framtiden. Det är inte heller enbart marina aktiviteter som orsakar skada, utan många marina miljöproblem härstammar från land, exempelvis spolas stora mängder föroreningar ut i havet från källor på land (UNEP 2017). Det är uppenbart att den akvatiska miljön lider av förstörelse i samma utsträckning som den terrestra miljön och kombinerade effekter av miljöskadliga aktiviteter hotar att sätta de marina ekosystemen ur balans och förändra livsmiljöerna för många arter (Norse & Crowder 2005).

Biodiversiteten i ett område påverkar ekosystemets dynamik och funktioner, och en högre biodiversitet anses bidra till en högre stabilitet och resiliens i ekosystemet (Tilman & Downing 1994, McCann 2000, Pennekamp et al. 2018). Förlust av biodiversitet i och med arters utdöende, regimskiften och förändringar i ekosystemets funktioner har omfattande ekologiska konsekvenser som påverkar de ekosystemtjänster som havet kan erbjuda människor (Cardinale et al. 2012). Lägre biodiversitet har visats ha en negativ inverkan på återhämtningen, stabiliteten och vattnets kvalitet i området, medan restaurering av biodiversitet ökar produktiviteten och minskar variabiliteten (Worm et al. 2006).

Ett av de viktigaste verktygen för att motverka förlusten av marin biodiversitet är att inrätta marina naturskyddsområden (Claudet 2011). Marina skyddsområden är avgränsade havsområden som med stöd av lagstiftning skyddar de naturliga resurser som finns inom området och strävar efter att bevara dem på lång sikt (Claudet & Pelletier 2004). En viktig del av instiftandet av ett skyddsområde är uppgörandet av en förvaltningsplan för hur området ska förvaltas för att nå den ekologiska målsättningen (Pollnac et al. 2010). Ofta har områdena olika zoner som begränsar antropogena aktiviteter, såsom fiske och rekreation, för att bevara de skyddade naturvärdena så bra som möjligt (Claudet & Pelletier 2004). En striktare reglering

kring och minimering av mänskligt inflytande över skyddsområdet ökar skyddsområdets effektivitet (Edgar et al. 2014). Marina reservat är skyddsområden där all förstörelse eller utvinning av resurser är strikt förbjudet, och just dessa har visat sig vara speciellt framgångsrika som naturskyddsområden och ha en betydande påverkan på bland annat fiskpopulationernas återhämtning både inom skyddsområdet och i andra närbelägna områden (Edgar et al. 2014). Marina reservat fyller därmed en viktig ekonomisk funktion vid exempelvis beskyddandet av fiskarters lekområden, vilket försäkras framtida fiskefångster (Lester et al. 2009). Trots att naturskyddsområden har många positiva effekter kan de inte åtgärda alla de miljöproblem som ligger bakom förlusten av biodiversitet. Med hjälp av naturskyddsområden kan vissa antropogena aktiviteter såsom fiske och båttrafik begränsas, men exempelvis avrinning från land och den medföljande eutrofieringen kan inte påverkas (Allison et al. 1998). På lång sikt är sådana åtgärder viktiga där miljöproblemen motarbetas vid deras källa: utsläppen begränsas, fisket sker på en hållbar nivå och habitatförstörelsen stoppas, för att nämna några exempel (Norse & Crowder 2005).

Användningen av haven ökar ständigt och skyddsområden måste väljas med beaktande av det antropogena trycket och miljöstressen i området (Olsen et al. 2013). Fartygstrafiken förorenar luft och vatten, fungerar som spridningsvektor för främmande arter och orsakar turbulens som eroderar botten och stränder, vilket påverkar bottenvegetationen (Jägerbrand et al. 2019). Överfisket decimerar fiskpopulationer (Jackson et al. 2001), medan fiskodlingar utgör en föroreningskälla (Martinez-Porchas & Martinez-Cordova 2012). Byggverksamhet och muddring förstör fysiska livsmiljöer och grumlar om vattnet, vilket minskar tillgången till ljus (Manap & Voulvoulis 2016) och därmed påverkar livet under ytan. Avrinning av näringsämnen från exempelvis jordbruksområden orsakar eutrofiering i havsområdet och utgör en av de mest skadliga följderna av mänsklig verksamhet både i Östersjön och i många andra kustområden (Bonsdorff et al. 1997). Havsplaneringen har sitt ursprung i behovet av planering av områden avsedda för marint naturskydd, men används nuförtiden för att förvalta användningen av havsområden så att intressekonflikterna minimeras (Douvere 2008). I EU regleras havsplaneringen genom direktivet om marin områdesplanering (2014/89/EU) vars målsättning är att främja en hållbar användning av haven. Havsplanering är också ett viktigt verktyg för ekosystembaserad förvaltning, vilket innebär att användningen av havets resurser och ekosystemtjänster samordnas och planeras utgående från själva ekosystemet. Målet är att hitta det lämpligaste området för varje aktivitet så att både ekologiska och ekonomiska målsättningar nås (Christie et al. 2003). För att minimera den negativa påverkan och stressen från antropogena



aktiviteter bör naturskyddsområden placeras så att de inte överlappar med miljöförstörande aktiviteter (Jameson et al. 2002, Edgar et al. 2014). Detta kan åstadkommas genom att inkludera skyddsområden som en väsentlig del av havsplaneringen (Christie et al. 2003). All negativ antropogen aktivitet kan givetvis inte uteslutas, exempelvis kan föroreningar och skräp transporteras över stora områden via havsströmmar.

Skyddet av havsområden grundar sig på konventioner och internationella överenskommelser och det finns ett flertal ramverk som beskriver planeringen, inrättandet och upprätthållandet av marina MPA-nätverk (Marine Protected Area network). Det viktigaste ramverket för naturskydd är FN:s konvention om biologisk mångfald. Konventionen undertecknades år 1992 av 168 stater och den lägger globalt grunden för bevarandet av biodiversitet både i havet och på land. År 2010 vid FN:s konvention om biologisk mångfald i Nagoya i Japan antogs en ny strategisk plan för bevarandet av biodiversitet. Planen är känd som Aichimålen och utgör en del av FN:s SDG 14 (Sustainable Development Goals) om hållbart nyttjande av haven. Enligt mål nummer 11 bör 10 % av världens marina- och kustområden vara skyddade tills år 2020. Liknande men mer strikta målsättningar har getts av IUCN (International Union for Conservation of Nature). På IUCN:s kongress i Sydney 2014 rekommenderades att minst 30 % av haven borde vara marina reservat baserat på bästa tillgängliga kunskap från forskning, och i samband med Hawaii-kongressen 2016 godkändes ett globalt mål där 30 % av varje marint habitat skulle vara skyddat år 2030. En målsättning på 30 % täckningsgrad för marina naturskyddsområden som utesluter fiske förväntas också godkännas av EU i den nya strategin för biodiversitet till år 2030 (Europaparlamentet 2019). Denna målsättning stöds av många medlemsstater, däribland Finland (DEFRA 2019). I slutet av år 2019 var 7,8 % av världens hav skyddade (Gannon et al. 2019) och endast 2,2 % som marina reservat (Marine Conservation Institute 2020), men de skyddade områdenas yta ökar ständigt (Wood et al. 2008). I EU var 12,4 % av havsområdena skyddade men majoriteten av dem existerar endast på papper (så kallade ”paper parks”), eftersom de saknar förvaltningsplaner och inga praktiska åtgärder har vidtagits för att skydda dem (WWF 2019, EHN 2019). Därmed uppfylldes inte Aichimålet, men utvecklingen har gått i rätt riktning och de tidigare målsättningarna kommer att användas som grund för utvecklingen av framtida skyddsåtgärder (Gannon et al. 2019).

### 1.1. Planering och design av MPA-nätverk

För att naturskyddet ska vara så effektivt som möjligt och skyddsmålen ska uppfyllas är det viktigt att MPA-nätverket planeras noggrant och med områdets ekologiska egenskaper i åtanke (Halpern 2014). Hur ett marint MPA-nätverk borde planeras beror på vilka målsättningar man har, och parter med ekologiska, ekonomiska och sociala intressen har vitt skiljande åsikter. Med tanke på det grundläggande syftet med naturskyddsområden är det ändå de ekologiska kriterierna som är viktigast, och vid planering av miljöskyddsområden ska man först och främst uppfylla de ekologiska kriterierna för området och sedan avgöra om de också är socialt och ekonomiskt lämpliga, inte tvärt om (Roberts et al. 2003). Edgar et al. (2014) identifierade fem faktorer i skyddsområden som bidrar till skyddsområdets effektivitet, nämligen områdets storlek (större än 100 km<sup>2</sup>), ålder (mer än tio år), isolering från antropogena aktiviteter, fiskeförbud samt verkställande och övervakning av att skyddsområdets regleringar följs. Utöver dessa finns det olika rekommendationer och tillvägagångssätt som tillämpas beroende på geografiskt läge och områdets lagstadgade krav. I Östersjön följs exempelvis EU:s lagstiftning och HELCOM:s (Helsingforskommissionens) rekommendationer.

En allmänt tillämpad målsättning är att MPA-nätverket ska nå en så hög ekologisk koherens (enhetlighet) som möjligt. Enligt EU:s habitatdirektiv (92/43/EEG) innebär ett ekologiskt koherent nätverk en helhet som möjliggör att arter och habitat bevaras på en naturligt godtycklig nivå. För att uppnå ekologisk koherens i ett MPA-nätverk bör följande fyra faktorer beaktas (HELCOM 2016):

1. *Representation*: Skyddsområdena bör täcka en viss grad av alla biotoper och habitat som förekommer i området. För att bevara biodiversiteten bör så många olika aspekter som möjligt skyddas, exempelvis habitat och funktioner. En större omfattning på skyddet ökar chansen för att man lyckas inkludera ett större antal arter, speciellt om deras utbredning är okänd (Margules & Pressey 2000).
2. *Lämplighet*: Skyddsområdena bör fylla krav på storlek, form och kvalitet. Den rekommenderade storleken för varje enskilt skyddsområde varierar mellan 30 km<sup>2</sup> och 100 km<sup>2</sup> (Halpern 2014, HELCOM 2016), men ju större områden desto bättre bland annat för att undvika kanteffekter. Kanteffekten uppstår på gränsen mellan två områden, i det här fallet mellan skyddade och oskyddade områden, och ökar med kvoten för omkrets per area (Fonseca 2008). Därmed har större områden en mindre kanteffekt och likaså områden med regelbunden form och kortare total omkrets.

3. *Konnektivitet*: Skyddsområdena bör vara tillräckligt nära varandra för att möjliggöra arters förflyttning mellan olika metapopulationer. I metapopulationen fungerar vissa populationer som källa då de har ett högre födelsetal än dödlighet och individer migrerar till andra populationer, vilka fungerar som sänka, d.v.s. nya individer tillkommer. Om kopplingen mellan de olika populationerna bryts kan sänkan inte upprätthållas och populationen dör ut (Ross et al. 2017).
4. *Replikering*: Det bör finnas replikat av varje skyddad art eller habitat på lämpligt avstånd från varandra för att minska risken av förlust i fall av lokala katastrofer.

Även ekonomiska och sociala intressen i området bör i mån av möjlighet beaktas i planeringen av skyddsområden. Tendensen är att välja områden som är lätta att skydda och som inte skapar ekonomiska eller sociala intressekonflikter istället för att prioritera ekologisk nytta (Roberts 2000). Däremot är det förnuftigt att undvika intressekonflikter genom att inkludera alla berörda parter i planeringsprocessen och nå en överenskommelse så att den totala nyttan för alla parter i mån av möjlighet maximeras (HELCOM 2008, Christie et al. 2009). Om den lokala befolkningen och övriga intressenter stöder instiftandet av skyddsområden är sannolikheten för att skyddsåtgärderna lyckas större (Christie et al. 2003). För att bevara undervattensmiljön är det helt avgörande att vi når en hållbar användning av havet, och för att göra det måste vi ta i bruk en ekosystembaserad havsplanering.

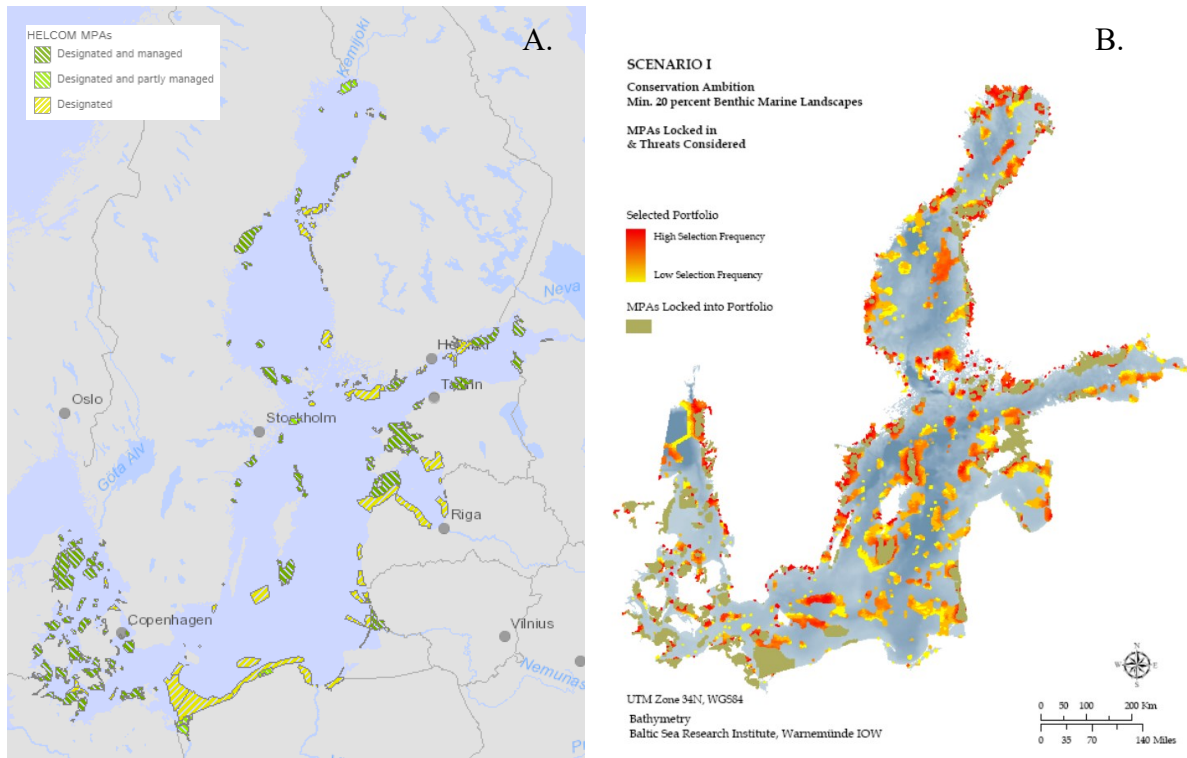
## 1.2.Områdesvalsanalys och beslutstödsverktyg

Planering av skyddsområden bör göras på en fakta- och kunskapsbaserad grund och det krävs en systematisk och standardiserad metod för urvalsprocessen (Ardron et al. 2010, Edgar 2011). Beslut som är transparenta, flexibla samt ekologiskt och vetenskapligt grundade har en större sannolikhet att lyckas nå de utsatta ekologiska målen och är lättare att försvara för övriga områdesanvändare (HELCOM 2006). I dag är det allmän praxis att använda beslutstödsverktyg i havsplanering. Beslutstödsverktyg är analytisk mjukvara som med hjälp av algoritmer kan ta ett flertal faktorer i beaktande och baserat på stora mängder data ge en överblick över hur ett optimalt nätverk av skyddsområden kunde se ut, och hur det samverkar med antropogena aktiviteter och övriga intressenter i området (Janssen et al. 2019, HELCOM 2006). De lösningar som erhålls är inte absoluta sanningar utan kan innehålla många olika alternativ för nätverkets utformning, vilka sedan kan användas som underlag för beslutsfattande.

Olika beslutsstödsverktyg som används som hjälpmedel i bevarandebiologiskt syfte är Marxan, Zonation, Altantis, Cumulative Impact Assessment, InVEST och MarineMap/SeaSketch (Janssen et al. 2019). Av dessa är Marxan, utvecklat av Hugh P. Possingham vid University of Queensland, och dess utvidgade version Marxan with Zones det globalt mest använda hjälpmedlet (Marxan 2019).

Marxan är ett beslutsstödsverktyg som beräknar hur naturskyddsområden borde placeras för att uppnå de skyddsmål man har satt upp för området och samtidigt minimera intressekonflikter och kostnaderna för skyddsområdet (Ball et al. 2011). Detta görs genom en process kallad ”simulated annealing”. Analysen görs i stora drag genom att dela in hela området i mindre områden (planeringsenheter) och för varje planeringsenhet definiera vilka naturvärden som förekommer och i hurdana mängder, exempelvis arters utbredning i kvadratmeter (Game & Grantham 2008). Den kostnad per planeringsenhet som skulle realiseras om området valdes som skyddsområde bör också inkluderas i analysen. Kostnaden kan representeras av det verkliga monetära värdet för att köpa området, förlust i alternativ områdesanvändning, arean på området eller ett vägt värde som inkluderar flera olika faktorer. Därtill måste önskat skyddsmål för varje naturvärde anges, exempelvis procentuellt skydd av artförekomster. Olika lösningar för nätverkets layout testas slumpmässigt och algoritmen identifierar den bästa lösningen som möter målen för skyddsnivån till den lägsta möjliga kostnaden (Ardron et al. 2010). Valet av planeringsenheter som testas är slumpmässigt och därför kommer varje körning av programmet att ge något olika resultat (Ardron et al. 2010).

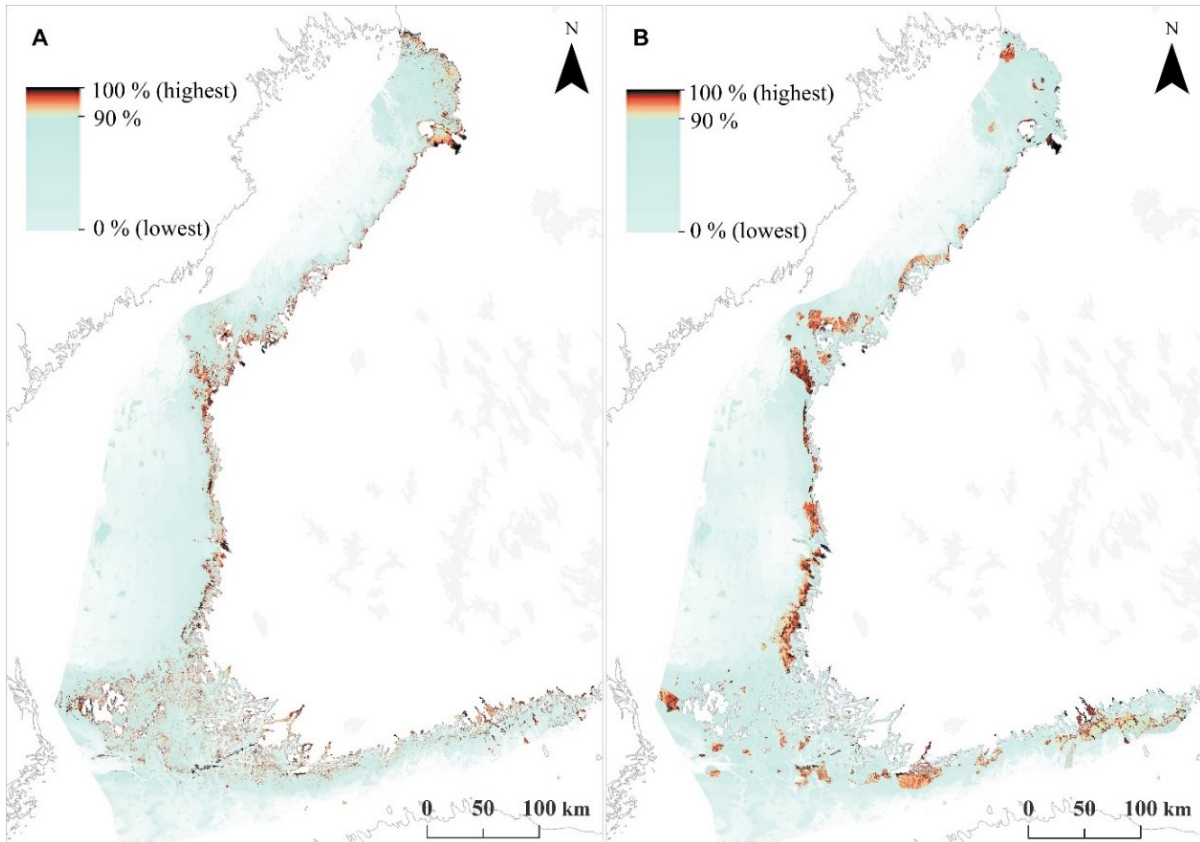
Marxan har använts bland annat för zoneringsen av Great Barrier Reef Marine Park i nordöstra Australien, vilken utgör ett av de största och mest komplexa nätverken av skyddsområden i världen (Fernandes et al. 2005). Ett resultat av zoneringsen var bland annat att områden med fiskeförbud utökades från 4,5 % till 33 % av hela området. Vid planeringen av området användes enorma mängder data med fokus främst på miljöskydd medan exempelvis ekonomiska intressen beaktades i andra hand (Fernandes et al. 2005). Andra exempel på användning av Marxan är planeringen av både terrestra och marina naturskyddsområden i Papua Nya Guinea som ämnar uppfylla nationella och internationella förpliktelser om skydd med speciellt fokus på Aichimålen om att skydda 17 % av landområden (Adams et al. 2018). Marxan har också använts i Östersjön bland annat av HELCOM för att identifiera områden med hög prioritering för skydd (**figur 1**) (HELCOM 2008). Målet var att utöka nätverket av HELCOM MPA:s i Östersjön genom att ansluta nya skyddsområden till nätverket på ett sådant sätt att kraven för ekologisk koherens uppfylls.



**Figur 1.** HELCOM MPA nätverket i början av 2020 (A) jämfört med resultat för områdesvalsanalys i Marxan (B). I figur B indikerar en mörkare röd färg en högre prioritering för skydd. Figur A från HELCOM 2019, figur B från HELCOM 2008.

Zonation är ett annat beslutstödsverktyg som utvecklats av Atte Moilanen vid Helsingfors Universitet och används för att analysera biodiversiteten i områden där man planerar skyddsområden (Minin 2014). I stället för att hitta det nätverk där skyddsmålen fylls till den lägsta kostnaden beräknar algoritmen i Zonation ut hur man kan maximera den skyddade arean med en viss kostnad som tak (Minin 2014). Resultatet skiljer sig något från de resultat som erhålls i Marxan-analysen men de prioriterade högdiversitetsområden som algoritmen identifierar är i stort sett de samma (Delavenne et al. 2012). Zonation har använts bland annat för att utvärdera Finlands marina MPA-nätverk baserat på data insamlad i VELMU-programmet (Virtanen et al. 2018), vilket är de mest heltäckande dataseten över marin biodiversitet i hela Östersjön (Viitasalo et al. 2017). Resultaten visade att trots att Finland uppfyller de kvantitativa kraven på att skydda 10 % av havsområdena är det skydd som nätverket ger endast måttligt och skyddsområdenas placering motsvarar den marina biodiversiteten endast delvis. MPA-nätverket kunde förbättras genom att ansluta nya områden till det redan existerande nätverket eller genom att planera det på nytt från grunden, och resultaten skulle se mycket olika ut (**figur**

2) (Virtanen et al. 2018). Genom att utöka MPA-nätverkets täckningsgrad med 1 % på strategiskt valda områden kunde skyddets effektivitet fördubblas (Virtanen et al. 2018).



**Figur 2.** Rumslig layout av Finlands marina MPA-nätverk om MPA-nätverket skulle planeras på nytt från grunden (A), jämfört med om nya områden skulle anslutas till det redan existerande MPA-nätverket (B). Figur från Virtanen et al. 2018.

Oberoende av beslutstödsverktyg spelar de data man använder i analysen en stor roll för analysens resultat (Ardron et al. 2010). Informationen om undervattensmiljön är ofta bristfällig eftersom det är svårt, dyrt och tidskrävande att inventera havsmiljön (Arnkil et al. 2019). Avsaknaden av tillförlitliga data om exempelvis arters utbredning och mänsklig påverkan vid beslutsskedet försvårar urvalsprocessen för skyddsområden, eftersom det är omöjligt att säga var det som borde skyddas finns och till vilken grad ett område lider av miljöförstöring. Ett annat problem är bristen på vetenskapligt baserad kunskap kring hurdana skyddsmål som krävs för att faktiskt skydda en art (Ardron et al. 2010). Enskilda skyddsområden som valts utan större insikt i ekosystemens funktioner skyddar antagligen fel områden, medan ett välutformat nätverk baserat på kvalitativa data kan både maximera det skydd som nätverket ger och effektivera

områdesanvändningen (Edgar et al. 2014). Därför är det viktigt att alltid använda bästa tillgängliga ekologiska och socio-ekonomiska data. I områdesvalsanalyser där empiriska data saknas kan de ersättas med data om djup, bottensediment och exponering (Ardron et al. 2010). Även om dessa faktorer inte representerar arters verkliga utbredning anses skydd av en andel av alla abiotiska faktorer ge ett tillräckligt heltäckande skydd för att försäkra arters överlevnad. Virtanen et al. (2018) visade dock att sådana modelleringar dåligt motsvarade den egentliga artrikedomen och biodiversiteten i Finlands kustvatten eftersom abiotisk likhet inte är en garanti för biologisk likhet. Bara för att de abiotiska förutsättningarna är rätt för en art behöver det inte betyda att den finns i området. Det är ovanligt att områdesvalsanalyser har tillgång till så detaljerade och exakta data som användes i analysen av Virtanen et al. (2018), vilken baserade sig på data från VELMU-karteringen.

### 1.3. Marint naturskydd i Östersjön

Östersjöns ekosystem är unikt på många sätt, och unika områden borde skyddas. På grund av en stor variation i salthalt och temperatur kan endast de bäst anpassade arterna överleva och föröka sig, vilket gör Östersjön och dess kustområden relativt artfattiga (Airaksinen & Karttunen 2001). Antropogena aktiviteter i kombination med ett mycket långsamt vattenutbyte orsakar stora miljöproblem i Östersjön och sänker de redan känsliga ekosystemens resiliens (HELCOM 2007). Marina naturskyddsområden kan spela en speciellt viktig roll i områden med hög antropogen stress för att motarbeta miljöförändringarna och ge naturliga populationer en chans att återhämta sig (Lester et al. 2009).

#### *1.3.1. Lagstadgat marint naturskydd för Östersjöområdet*

I Europa är det främst EU:s habitatdirektiv (92/43/EEG) och fågeldirektiv (2009/147/EG) som ställer krav på instiftandet av skyddsområden. Tillsammans lägger dessa två direktiv grunden för Natura 2000-nätverket som är det mest heltäckande MPA-nätverket i Europa både på land och i havet. Även övriga EU-direktiv såsom ramdirektivet om en marin strategi (2008/56/EG), vattenramdirektivet (2000/60/EG) och direktivet om marin områdesplanering är lagligt bindande och påverkar utformningen av det marina miljöskyddet. Därtill finns internationella konventioner som inte är lagligt bindande, varav den viktigaste är konventionen om biologisk mångfald från 1992.

Habitatdirektivet är utformat för att skydda naturtyper och arter. Fokus ligger på terrestriska naturtyper och arter, och de marina naturtyperna och arternas andel är låg. Habitatdirektivet är lagligt bindande för alla EU-länder och således måste skyddsområden inrättas för att ge ett tillräckligt skydd för de i direktivet nämnda naturtyperna och arterna. Enligt Annex 1 i Habitatdirektivet kräver följande i Finland förekommande undervattensnaturtyper skydd: sandbankar, estuarier, kustnära laguner, stora grunda vikar och sund, rev, rullstensåsar i Östersjön med litoral och sublitoral vegetation, boreala skär och småöar i Östersjön och smala vikar i boreal Östersjö kust. Beskrivningar av dessa naturtyper kan hittas bland annat i Natura 2000-naturtypsguiden för Finland (Airaksinen & Karttunen 2001).

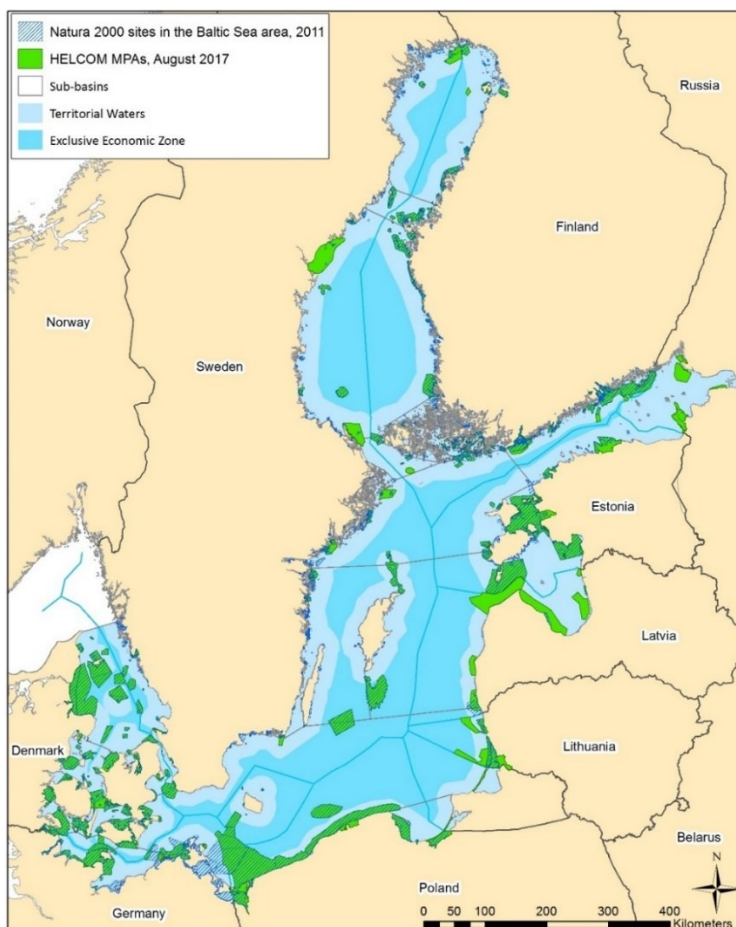
Enligt Annex 2 i Habitatdirektivet bör följande i Finland förekommande marina arter skyddas: gråsäl (*Halichoerus grypus*), östersjövikare (*Phoca hispida botnica*), stor natebock (*Macroplea pubipennis*), småsvalting (*Alisma wahlenbergii*), ishavshästsvans (*Hippuris tetraphylla*) och utter (*Lutra lutra*). Därtill finns det vissa arter i Annex 2 som Finland fått undantag för och inte behöver skyddas, exempelvis asp, nissöga, stensimpa, flodnejonöga, bäcknejonöga och lax. Flera av dessa arter, och även sik och siklöja, är enligt Annex 5 arter av särskilt intresse vars utnyttjande bör regleras. Tummlaren (*Phocoena phocoena*) är den enda arten av val som har etablerade populationer i Östersjön, och kräver därför enligt habitatdirektivet särskilt skydd. Även om tummlare sällan påträffas i de finska kustvattnen är de enligt lag fredade (Naturvårdslag 1996/1096, Lag om skydd av valar 1112/1982).

Fågeldirektivets målsättning är att skydda fågelarter genom bland annat skyddsåtgärder, skötsel av arter och reglering av utnyttjande av fågelområden. Direktivet gäller alla naturligt förekommande fåglar, deras livsmiljöer, ägg och bon. Också migrerande fågelarters olika levnadsområden och viloplatsen bör skyddas. Arter med marina livsmiljöer som enligt Fågeldirektivets Annex 1 kräver inrättande av skyddsområden är bland annat silvertärna (*Sterna paradisaea*), skräntärna (*Hydroprogne caspia*), fisktärna (*Sterna hirundo*), vitkindad gås (*Branta leucopsis*), alförrädare (*Polysticta stelleri*), fiskgjuse (*Pandion haliaetus*) och havsörn (*Haliaeetus albicilla*). En av de äldsta moderna naturskyddskonventionerna är Ramsarkonventionen från 1971 som ämnar skydda våtmarker och viktiga fågelområden, exempelvis häckningsområden i skärgården.



### 1.3.2. MPA-nätverk i Östersjön

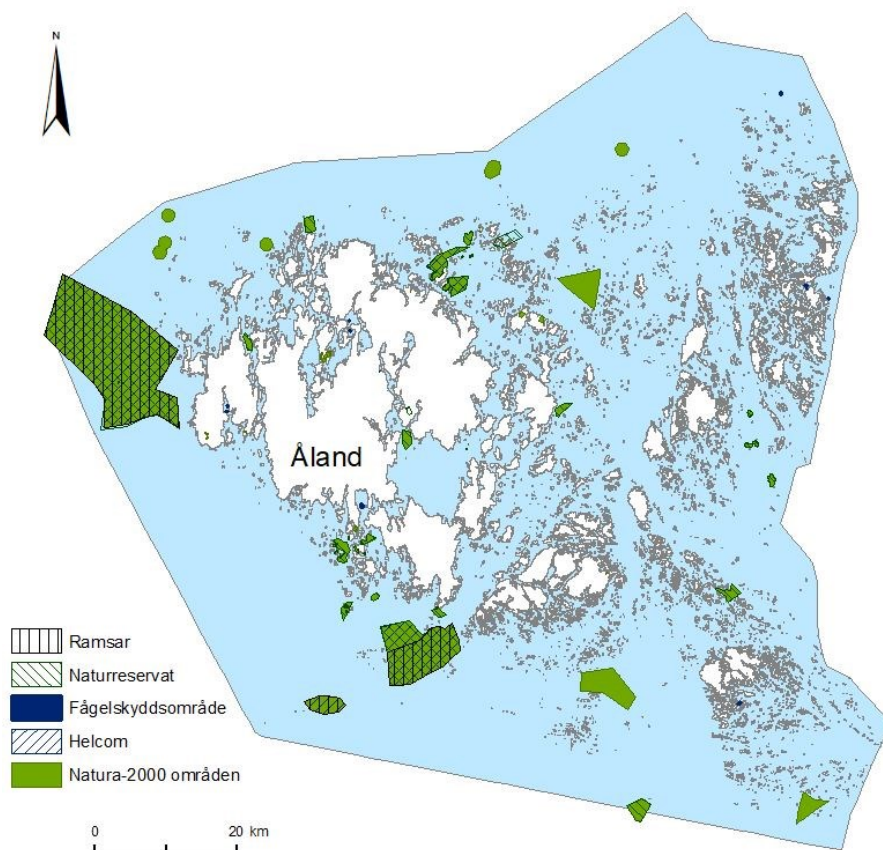
Natura 2000-nätverket baserar sig på skyddsområden som instiftats för lagligt skydd av de i habitatdirektivet och fågeldirektivet nämnda arterna och naturtyperna. Natura 2000 är det MPA-nätverk som har störst yta i Östersjön, och år 2018 hade Natura 2000-nätverket en täckningsgrad på 15,5 % i Östersjön (EEA 2018). Ett annat viktigt MPA-nätverk i Östersjön är HELCOM MPA:s, vilket har en täckningsgrad på 11,7 % (HELCOM 2016). Till skillnad från Natura 2000-nätverket har dock HELCOM MPA:s inget lagstadgat skydd. Vid planeringen av HELCOM:s MPA-nätverk tillämpas de tidigare beskrivna principerna för ekologisk koherens med syftet att upprätthålla och återställa naturliga habitat för att bevara den biologiska och genetiska mångfalden. Överlappningen mellan Natura 2000-nätverket och HELCOM:s MPA-nätverk är ställvis stor (**figur 3**). Marina naturskyddsområden är på grund av vattnets hydrologiska egenskaper svåra att definiera enligt nationella gränser och därför är det bra att planera MPA-nätverk i en internationell kontext (HELCOM 2008).



**Figur 3.** Överlappningen mellan Natura-2000 områden och HELCOM:s MPA-nätverk. Figur från HELCOM 2020.

#### 1.4. Marint naturskydd på Åland

Det marina MPA-nätverket på Åland består av 26 Natura 2000-områden (totalt 402 km<sup>2</sup>), 29 naturreservat (333 km<sup>2</sup>), sex HELCOM MPA:s (414 km<sup>2</sup>), två Ramsar-områden (282 km<sup>2</sup>) och 20 privata skyddsområden (69 km<sup>2</sup>) (Arnkil et al. 2019). Därtill finns det tretton internationella IBA-områden (Important Bird Area), tolv finländska IBA-områden och ett sälskyddsområde som inte ännu är instiftat (ÅLR 2018). Av dessa är HELCOM MPA:s och Natura 2000-nätverket störst till ytan men en stor del av MPA-nätverken överlappar varandra. I figur 4 visas en karta över Ålands alla marina naturskyddsområden där Natura 2000, HELCOM, Ramsar, naturreservat och fågelskyddsområdena finns markerade. De privata skyddsområdena ingår i nätverket för naturreservat. Planeringen av MPA-nätverket har inte gjorts systematiskt, vilket kan betyda att kraven på ekologisk koherens inte uppfylls och således erhålls inte det skydd som krävs enligt lag. Som helhet nådde Östersjön Aichimålet att skydda 10 % av marina och kustområden redan före år 2010, men spridningen av skyddsområdena är ojämn och exempelvis Ålands kustvatten har en låg skyddsgrad (HELCOM 2016). Största delen av nätverket består dessutom av små och oenhetliga områden (HELCOM 2019).



Figur 4. Karta över Ålands marina naturskyddsområden och dess olika nätverk.

Åland stiftar i och med självstyret sina egna miljövårdslagar i form av landskapslagar och sköter också själv om verkställandet av dem. Grunden för Ålands naturvård är Landskapsförordningen om naturvård (1998:113) som baserar sig på EU-direktiv och långt följer samma principer som den finländska Naturvårdslagen. Därmed faller det också på Ålands Landskapsregering att instifta naturskyddsområden. Resursmässiga brister i planeringen av skyddsområdena och skillnader i tolkningen av skyddskraven mellan Åland och Finland kan leda till minskad koherens i nätverket (se skyddsområdesanalys av Virtanen et al. 2018). Natura 2000-nätverket är det mest heltäckande MPA-nätverket i Finland, men eftersom det endast skyddar de i habitatdirektivet beskrivna arterna och naturtyperna, ger det inte ett heltäckande skydd av biodiversitet (Arnkil et al. 2019). Exempelvis skyddas sandbankar och deras ekosystem, men sandstränder som har hög biodiversitet skyddas inte eftersom de faller utanför den i habitatdirektivet givna definitionen på viktiga sandiga undervattenshabitat (d.v.s. sandbankar). De marina skyddsområdena på Åland behöver alltså ses över genom en systematisk analys av relevanta och korrekta data för att få fram realistiska förslag på hur nätverkets koherens och skyddets effektivitet kunde förbättras.

### 1.5. Målsättning och syfte

Syftet med den här avhandlingen är att identifiera vilka marina områden på Åland som borde skyddas för att maximera MPA-nätverkets effektivitet. Genom att utföra en områdesvalsanalys i Marxan kommer jag att identifiera sådana områden som borde prioriteras för skydd baserat på utbredningen av arter och naturtyper. Även antropogena aktiviteter kommer att beaktas för att kunna utesluta områden som på grund av miljödegradering inte lämpar sig som skyddsområden. Målsättningen är att uppfylla de krav som lagen ställer angående instiftandet av marina skyddsområden på Åland, öka nätverkets ekologiska koherens och långsiktigt bevara den biologiska mångfalden i havet kring Åland. Den övergripande forskningsfrågan är hur de marina skyddsområdena på Åland borde placeras så att de (1) bildar ett enhetligt och fungerande nätverk, (2) maximerar skyddet av undervattensmiljön med minimal negativ inverkan på övriga intressenter och (3) på lång sikt bevarar den biologiska mångfalden i Ålands kustvatten. Därefter evalueras det befintliga MPA-nätverket och jämförs med resultaten från analysen för att avgöra hur en utökning av MPA-nätverket skulle påverka skyddsnivån.

## 2. Material och metod

### 2.1. Undersökningsområdet och analysens omfattning

Analysen utfördes för Ålands kustvattenområde (**figur 4**). Åland ligger i norra delen av Östersjön och havsområdet angränsar till egentliga Östersjön i söder och Bottenhavet i norr. Närmare 90 % av Ålands totala areal är havsområden (ÅSUB 2015) och området karakteriseras av en vidsträckt skärgård med många öar och grunda vikar och fjärdar. Närmare bestämt finns det 6757 öar som är större än 0,25 hektar och ytterligare ca 20 000 mindre skär i området (ÅSUB 2020). Den totala ytan för landskapet Ålands havsområden är 11 700 km<sup>2</sup> (ÅSUB 2015), men i den här analysen begränsas området till det inre territorialvattnet, vilket har en areal på ca 7 600 km<sup>2</sup>. Vattnet är bräckt och i ytterskärgården har ytvattnet en salthalt på ca 5–6, medan inre vikar kan ha en lägre salthalt (Snoeijs-Leijonmalm et al. 2017). Den djupaste punkten är Ålandsdjupet på 301 m (Snoeijs-Leijonmalm 2017) men medeldjupet varierar mellan ca 70 m i Ålands hav till under 30 m i skärgården (Kuismanen et al. 2019). Liksom majoriteten av Östersjön påverkas Ålands havsområden inte av tidvatten, och havsområdet fryser delvis under vintern. Av Ålands befolkning bor ca 2 300 personer i skärgården året om, speciellt på Kökar, Sottunga och Brändö, men ställvis mångdubblas befolkningen under sommarmånaderna (Kuismanen et al. 2019). Det största hotet mot Ålands undervattensmiljö är övergödningen med syrefria förhållanden på botten som följd. Näringsämnesutsläppen härstammar främst från bosättning, jordbruk, fiskodling och trafik (Kuismanen et al. 2019). Övriga maritima aktiviteter med negativ miljöpåverkan är bland annat sjöfart, fiske och turism. Ålands marina naturskyddsområden har en total area på 403 km<sup>2</sup> vilket är ca 5 % av Ålands kustvattenområde.

### 2.2. Utformning av ramverk för marint naturskydd

Som grund för analysen utformades ett skyddsramverk som beskriver de i analysen använda naturvärdena samt deras skyddsmål. Valet av naturvärden motiverades utgående från lagstadgade krav på skydd samt målsättningar för skydd av biodiversitet. De lagstadgade kraven beaktades genom att inkludera de arter och naturtyper som beskrivs i habitatdirektivet och fågeldirektivet (se kapitel 1.3). Biodiversiteten beaktades genom att inkludera alla viktiga, hotade och sällsynta arter. De marina artgrupper som inkluderades i analysen är alger, kärlväxter, fiskar, bottenfauna, sälar och fåglar. De i habitatdirektivet beskrivna naturtyperna

inkluderades också. Bottenfaunan begränsades till arter som lever på bottensubstratet, exempelvis blåmusslor, och därmed utelämnades bentisk infauna. Helofyter inkluderades inte heller eftersom endast deras rotdelar är under vatten. Också de flesta rörliga arter som tillbringar majoriteten av tiden på land utelämnades, exempelvis uttern. Däremot inkluderades fåglar och sälar eftersom de är beroende av marina miljöer och de kräver lagligt skydd enligt habitatdirektivet och fågeldirektivet. I planeringsskedet användes alla naturvärden som kunde tänkas vara relevanta för området, men den slutliga användningen av naturvärden i analysen begränsades delvis av tillgången till data. Grunden för analysen utgjordes av naturvärdenas marina utbredningsområden, vilka för rörliga arter representeras av andra viktiga områden, exempelvis lekområden för fiskar eller havsområdet kring viktiga skär för sälar.

Till de viktiga arterna hör exempelvis habitatbildande arter i Östersjön såsom blåstång (*Fucus vesiculosus*) och blåmussla (*Mytilus edulis*) på hårbottenar, och ålgräsängar (*Zostera marina*) och kransalger på mjuka bottenar, exempelvis *Chara* spp. (Ojaveer et al. 2010). Dessa tredimensionella komplexa habitat erbjuder skydd och föda för många andra marina arter. De habitatbildande arternas utbredning håller dock på att minska och på grund av deras betydelse för biodiversiteten i den överlag artfattiga Östersjön borde de skyddas (HELCOM 2009, Johannesson et al. 2011). Även toppredatorer såsom säl och rovfiskar är viktiga för att bevara den ekologiska balansen genom top-down effekten, speciellt eftersom mängden stora rovfiskar minskar på grund av ökat fiske (Heck & Valentine 2007).

Sällsynta och hotade arter identifierades baserat på IUCN:s och HELCOM:s rödlistning. Arter och habitat ses som hotade om de minskar i mängd, har liten utbredning, den abiotiska miljön har försämrats, det förekommer störningar i biotiska processer eller växelverkan, eller sannolikheten för att arten eller habitatet fortsätter existera är låg. Till den röda listan hör arter som är nära hotade (NT, near threatened), sårbara (VU, vulnerable), starkt hotade (EN, endangered), akut hotade (CR, critically endangered), nationellt utdöda (RE, regionally extinct), eller data om förekomst är bristfällig (DD, data deficiency) (Kontula & Raunio 2018, Hyvärinen et al. 2019). Arter med bristfälliga data rödlistas eftersom det inte går att utesluta att de inte är hotade.

För varje naturvärde fastslogs ett avvägt skyddsmål baserat på naturvärdets utbredningsområde. Utgångspunkten var ett skydd på 20 % av varje naturvärde baserat på EU-direktivens lägsta rekommenderade nivå för skydd, samt tidigare områdesvalsanalyser i Östersjön (HELCOM 2008). Enligt samma EU-direktiv bör arter och naturtyper med särskilt skydd ha ett skyddsmål

på minst 60 %. Skyddsmålen diskuterades även med intressenter, här representerade av naturvårdsintendent Maija Häggblom på Ålands landskapsregering. De naturvärden som ingår i analysen samt deras skyddsmål, med motivering och information om datatillgång, presenteras i tabell 1. Skyddsmålen justerades vid behov beroende på hur allmänt naturvärdet är, dess rödlistning, sällsynthet, samt hur viktig arten är för andra arter (Ardron et al. 2010). Skyddsmålet sänktes till 10 % för naturvärden som är livskraftiga och mycket allmänna i undersökningsområdet, exempelvis natar, sudare och trådalger. Skyddsmålet sänktes också för naturvärden som hade oproportionerligt stor utbredning i jämförelse med övriga naturvärden för att minska skevhet i resultatet, såsom blåmusslor och naturtypen skär och småöar. För enskilda arter som var rödlistade eller sällsynta höjdes skyddsmålet till 50 %. Fiskarternas skyddsmål behölls på 20 % på grund av stort fisketryck, trots att arterna är relativt allmänt förekommande. Filen för kustnära laguner motsvarade dåligt naturtypens egentliga utbredning och därför sänktes skyddsmålet för laguner till 30 % istället för det krävda 60 % för naturtyper med särskilt skydd enligt habitatdirektivet. Eftersom data saknades för östersjövikare användes istället sälområden vilka inbegriper både östersjövikare och gråsäl. Skyddsmålet för gråsäl hade fastslagits till 10 % och för östersjövikare 30 %, men i stället användes i analysen ett medelvärde på 20 % för sälområden.

***Tabell 1.** Ramverk för skydd av naturvärden inklusive deras skyddsmål med motivering, samt varifrån data erhållits och i vilka format. Motiveringen för skyddsmål anger naturvärdets rödlistning enligt IUCN och HELCOM där EN = starkt hotad, VU = sårbar, NT = nära hotad, LC = Livskraftig och DD = otillräckligt data. Därtill nämns om naturvärdet är mycket sällsynt eller om det kräver särskilt skydd enligt habitatdirektivet vilket höjer skyddsmålet, eller om naturvärdet är mycket allmänt, vilket sänker skyddsmålet.*

Naturvärde	Skyddsmål	Motivering	Källa för data	Dataformat
<b>Habitatdirektivets naturtyper</b>				
Sublitorala sandbankar	20 %	VU	Kaskela 2019	Polygon
Kustnära laguner	30 %	Särskilt skydd, EN	Forststyrelsen	Polygon
Rev	20 %	VU	Kaskela & Rinne 2018	Polygon
Rullstensåsöar med sublitoral vegetation	20 %	NT	Kaskela 2019, Rinne et al. 2019	Polygon
Skär och småöar	10 %	NT, allmän	Forststyrelsen	Polygon
<b>Viktiga habitat</b>				
Blåstångsbottnar ( <i>Fucus vesiculosus</i> )	20 %	EN	Rinne et al. 2019 (gäller för alla habitater i rasterformat)	Raster, 20 x 20 m
Exponerade kransalgsbottnar ( <i>Chara aspera</i> )	20 %	NT		Raster, 20 x 20 m
Skyddade kransalgsbottnar ( <i>Chara</i> spp. utom <i>C. aspera</i> )	20 %	VU		Raster, 20 x 20 m
Ålgräsbottnar ( <i>Zostera marina</i> )	20 %	VU		Raster, 20 x 20 m
Rödalgbottnar	20 %	EN		Raster, 20 x 20 m
Gaffeltångsbottnar ( <i>Furcellaria lumbricalis</i> )	20 %	LC		Raster, 20 x 20 m
Blåmusselbottnar ( <i>Mytilus edulis</i> )	10 %	LC		Raster, 20 x 20 m
<b>Arter</b>				
Möjor ( <i>Ranunculus</i> spp.)	20 %	NT	Rinne et al. 2019 + ÅlandSeaMap 2019 + Valkonen 2020	Punkt
Hårsärvar, natingar ( <i>Zannichellia</i> spp. och <i>Ruppia</i> spp.)	20 %	NT		Punkt
Najasar ( <i>Najas</i> spp.)	20 %	NT		Punkt
Natar ( <i>Potamogeton</i> spp.)	10 %	LC		Punkt
Slingor ( <i>Myriophyllum</i> spp.)	10 %	LC		Punkt
Särvar ( <i>Ceratophyllum</i> spp.)	10 %	LC		Punkt
Trådalger (fleråriga)	10 %	LC		Punkt
Drivande blåstång	10 %	DD		Punkt
Havstulpaner ( <i>Balanus improvisus</i> )	10 %	DD		Punkt
Klubbpolyp ( <i>Cordylophra caspia</i> )	10 %	DD		Punkt
Slangalger ( <i>Vaucheria</i> spp.)	10 %	LC		Punkt
Sudare ( <i>Halosiphon</i> spp. och <i>Chorda</i> spp.)	10 %	LC		Punkt
Trådalger (ettåriga)	10 %	LC		Punkt
<b>Hotade och sällsynta arter</b>				
Tuvsträfsse ( <i>Chara connivens</i> )	50 %	Sällsynt	Rinne et al. 2019 + ÅlandSeaMap 2019 + Valkonen 2020	Punkt
Raggsträfsse ( <i>Chara horrida</i> )	50 %	EN, sällsynt		Punkt
Grovsläke ( <i>Ceramium virgatum</i> )	50 %	VU, sällsynt		Punkt
<b>Fiskarters lekområden</b>				
Abborre ( <i>Perca fluviatilis</i> )	20 %	LC, fiske	Ålands fiskeribyrå (gäller för alla polygoner för lekområden)	Polygon
Gös ( <i>Sander lucioperca</i> )	20 %	LC, fiske		Polygon
Gädda ( <i>Esox lucius</i> )	20 %	LC, fiske		Polygon
<b>Fågelområden</b>				
	20 %	Fågeldirektivet	<a href="https://www.birdlife.fi/suojelu/aluuet/finiba/">https://www.birdlife.fi/suojelu/aluuet/finiba/</a>	Polygon
<b>Sälområden</b>				
	20 %	Habitatdirektivet	Polygon ritad enligt punktdata från <a href="http://riistahavainnot.fi/hylkeet/tiheys">http://riistahavainnot.fi/hylkeet/tiheys</a>	Polygon

I analysen beaktades också sådana antropogena aktiviteter som utgör ett hot mot den marina undervattensmiljön. Baserat på HELCOM:s Baltic Sea Impact Index (BSII) identifierades antropogena aktiviteter på Åland som har en negativ inverkan på marina ekosystem, hur dessa aktiviteter påverkar miljön, samt hur stor buffertzonen borde omges av för att minimera den negativa miljöpåverkan (HELCOM 2018). Genom att utesluta områden där miljöskadliga aktiviteter idkas, inklusive deras buffertzoner, kan man bättre försäkra skyddsområdets goda naturliga tillstånd (HELCOM 2018). Listan på miljöskadliga antropogena aktiviteter som användes i analysen presenteras i tabell 2.

**Tabell 2.** Ramverk för antropogena aktiviteter inklusive buffertzonen, hur aktiviteten påverkar miljön samt varifrån data erhållits och i vilka format.

Antropogen aktivitet	Buffert	Miljöpåverkan	Datatillgång	Dataformat
Hamnar	200 m	Trafik, föroreningar, ljud, erosion	HELCOM	Polygon
Farleder	500 m	Trafik, föroreningar, ljud, erosion	HELCOM / Trafikledsverket	Raster 1000 x 1000 m / Linje
Fiskodlingar	150 m	Punktbelastning av näringsämnen	HELCOM	Punkt
Tätorter	1000 m	Föroreningar, trafik, ljud,	HELCOM	Polygon
Muddring av farleder	500 m	Habitatförlust, sedimentering	Trafikledsverket	Polygon
Dumpning av muddermassor	500 m	Habitatförlust, sedimentering	Trafikledsverket	Polygon
BSPI	-	Kombinerat antropogent tryck	HELCOM	Raster 1000 x 1000 m

Från det tänkta ramverket uteslöts vissa naturvärden och antropogena aktiviteter på grund av exempelvis avsaknad av data eller bristfälliga data. En fullständig lista över naturvärden som utelämnats och orsaken bakom det finns i tabell 3. I analysen användes endast de antropogena aktiviteter som var minst 100 meter inklusive buffertzonen. Orsaken till detta var att allmänt förekommande aktiviteter med en buffertzonen på högst några tiotals meter, exempelvis kablar och rör, hade en oproportionerligt stor inverkan på analysen i jämförelse med deras bedömda miljöpåverkan då stora områden låstes ut (se kapitel 2.4.1).



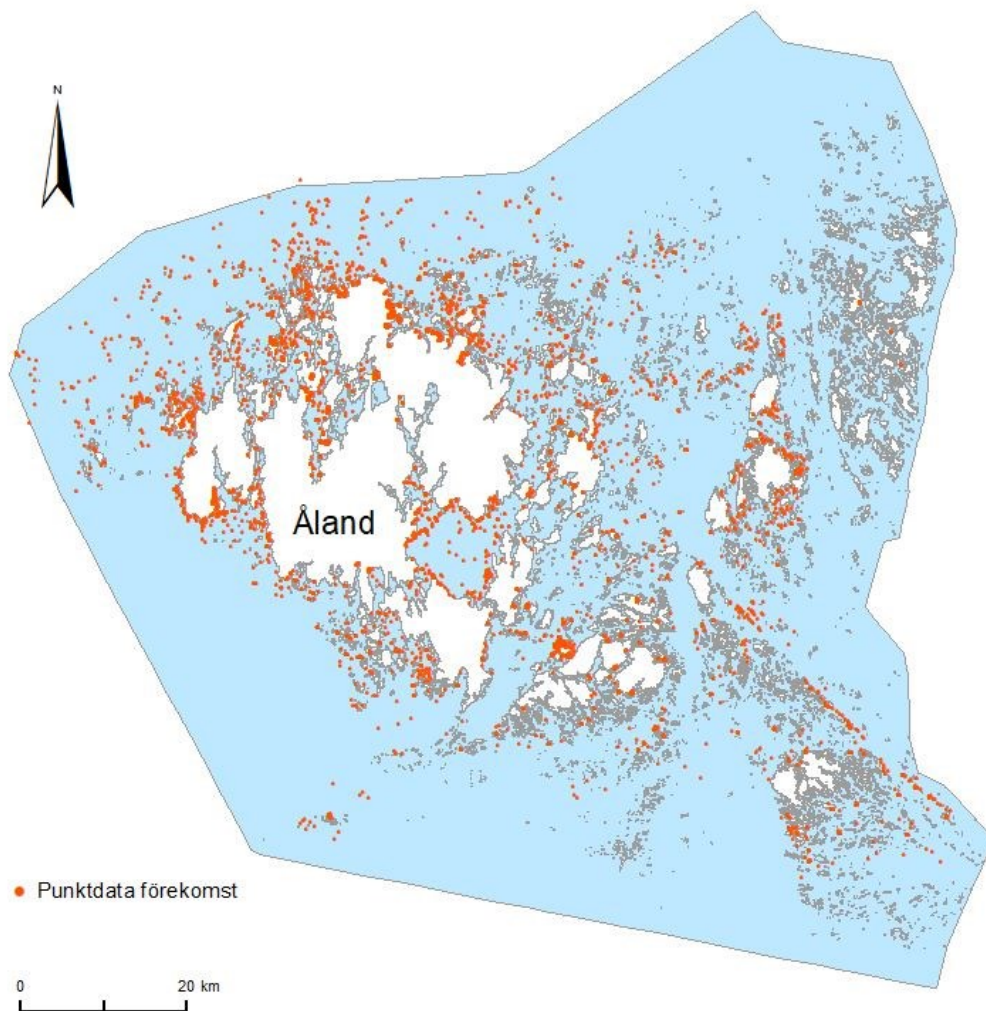
**Tabell 3.** Lista över sådana naturvärden och antropogena aktiviteter som skulle användas i analysen men som utslöts på grund av exempelvis avsaknad av eller bristfälliga data.

Naturvärde	Orsak
Estuarier (1130)	Finns ej på Åland
Stora grunda vikar och sund (1160)	Inga data
Smala vikar (1650)	Inga data
Vassbuk ( <i>Sprattus sprattus</i> )	Inga data
Sik ( <i>Coregonus lavaretus</i> )	Inga data
Strömming ( <i>Culpea harengus</i> )	Oproportionerligt stort lekområde
Ål ( <i>Anguilla anguilla</i> )	Kan ej skyddas genom områdesskydd
Lax ( <i>Salmo salar</i> )	Kan ej skyddas genom områdesskydd
Öring ( <i>Salmo trutta</i> )	Kan ej skyddas genom områdesskydd
Torsk ( <i>Gadus morhua</i> )	Kan ej skyddas genom områdesskydd
Barklöst sträfsse ( <i>Chara braunii</i> )	Inga data
Stor natebock ( <i>Macrolea pubipennis</i> )	Inga data
Småsvalting ( <i>Alisma wahlenbergii</i> )	Finns ej på Åland
Ishavshästsvans ( <i>Hippuris tetrphylla</i> )	Finns ej på Åland
Utter ( <i>Lutra lutra</i> )	Utanför analysens omfattning
Antropogena aktiviteter	Orsak
Kablar	Låg rumslig upplösning
Rör	Låg rumslig upplösning
Vindkraftverk	Låg rumslig upplösning
Simstränder	Låg rumslig upplösning
Vägar	Låg rumslig upplösning
Broar	Låg rumslig upplösning
Industri	Låg utbredning på Åland
Byggplatser	Låg utbredning på Åland
Muddring	Endast data tillgängligt om muddring av stora farleder
Dumpning av muddermassor	Endast data tillgängligt om muddring av stora farleder
Fiske	Stor upplösning på data
Småbåtstrafik	Oproportionerligt stor inverkan på resultatet
Utsläpp och avrinning	Inga data

### 2.3. Insamling av data

Data över naturvärden och antropogena aktiviteter samlades in från Åbo Akademi, HELCOM, Ålands Landskapsregering, Forststyrelsen, Ålands Fiskeribyrå, Naturresursinstitutet (Luke), Birdlife Finland och Trafikledsverket. För en fullständig lista över varifrån data samlats in se tabell 1 (naturvärden) och tabell 2 (antropogena aktiviteter). Användningen av bästa tillgängliga data prioriterades för att ge en god grund för ekosystembaserad planering. En stor del av de

data för naturvärden som användes härstammar från karteringar av undervattensmiljön på Åland från år 2000 framåt, och har alltså en empirisk grund. Data samlades in av Åbo Akademi inom olika projekt på Husö Biologiska Station och sammanställdes för ett karteringsprojekt (se Rinne et al. 2019 för beskrivning av data). Utöver detta användes även data insamlat år 2019 under projektet ÅlandSeaMap som är ett samarbete mellan Ålands landskapsregering och Åbo Akademi för inventering av undervattensmiljön på Åland. De data som användes i den här analysen består av ca 10 700 punktdataförekomster (**figur 5**) och på basis av dessa dataset har modeller skapats över vissa av habitatdirektivets naturtyper samt vissa artförekomster (Rinne et al. 2019). Filer för Ålands kustvattenområde och marina naturskyddsområden tillhandahålls av Ålands landskapsregering.



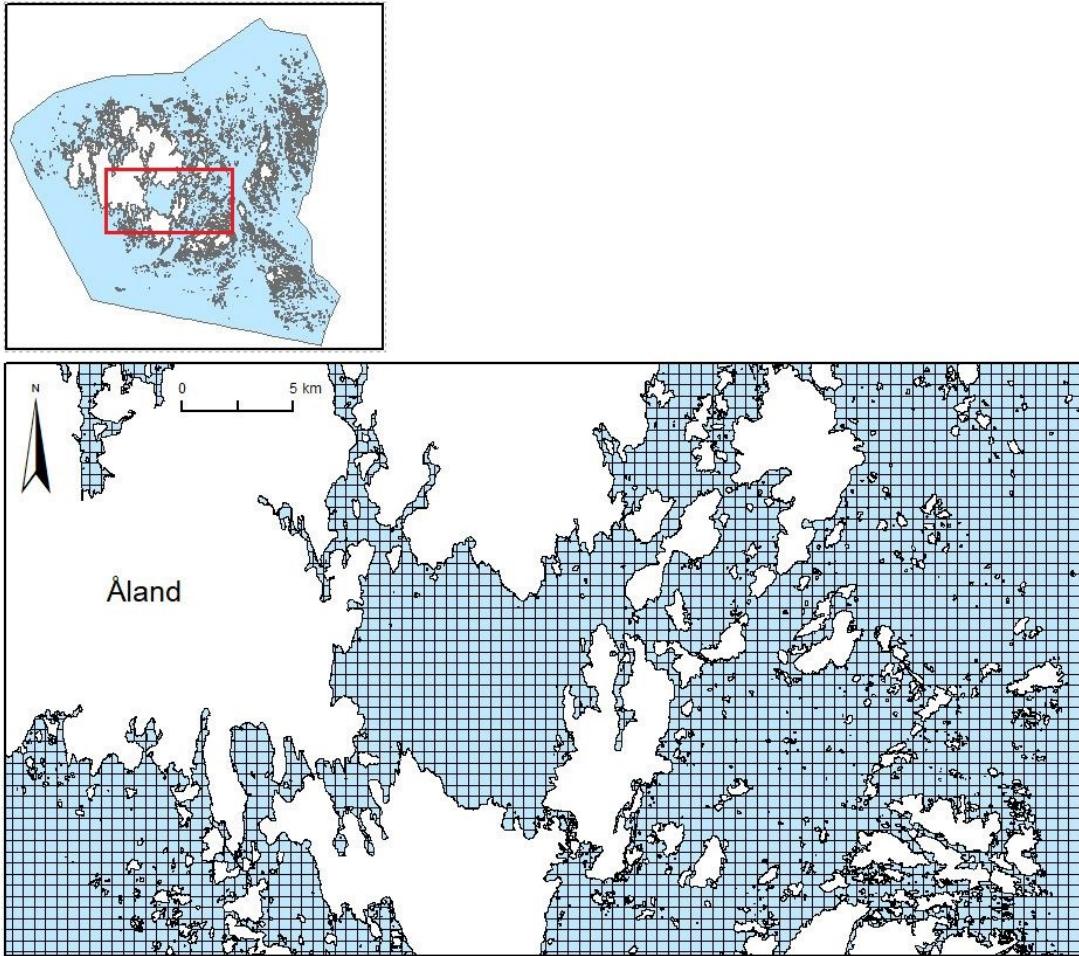
**Figur 5.** Karta över de ca 10 700 punktdataförekomster som användes i analysen. Området kring Brändö i nordöstra Åland samt Kökars och Föglös södra skärgård saknar långt karteringsuppgifter.

## 2.4. Tekniskt genomförande av områdesvalsanalysen

Det här kapitlet fokuserar på det tekniska genomförandet av områdesvalsanalysen och olika steg i processen. Först beskrivs de grundläggande funktionerna i Marxan, följt av den förberedande databehandlingen i ArcGIS applikationen ArcMap 10.5. Slutligen beskrivs hur själva analysen utfördes med upplägg av scenarier samt bestämningen av de parametrar som användes i analysen.

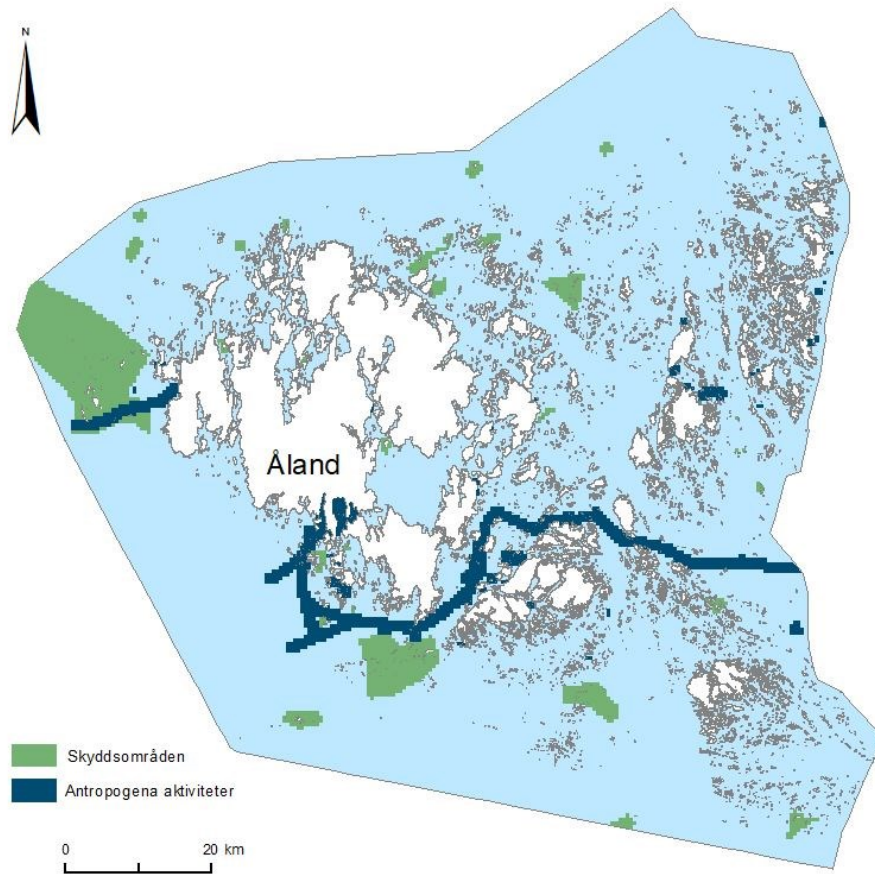
### 2.4.1. Marxan analysens inställningar

Områdesvalsanalysen i Marxan baserar sig på användningen av rumsliga data och deras fördelning i så kallade planeringsenheter (PE). I den här analysen används data om naturvärdenas utbredning, antropogena aktiviteter, existerande marina naturskyddsområden och kostnader. PE är en uppdelning av undersökningsområdet i mindre enheter och algoritmen väljer lösningsförslag bland alla PE. Mängden av varje naturvärde som finns inom respektive PE beräknas och algoritmen väljer PE för lösningen så att skyddsmålet för varje naturvärde ska nås, det vill säga den andel av varje naturvärde som skyddas i lösningsförslaget är större än eller lika med skyddsmålet. Formen på en PE kan vara kvadratisk, hexagonal eller oregelbundet formad beroende på vad som bäst motsvarar den lokala naturvärdesmosaik (Ardron et al. 2010). I den här analysen användes kvadratiska PE med sidan 500 m (**figur 6**) vilket gav knappt 34 000 PE totalt. Eftersom Ålands skärgård består av en detaljerad mosaik av habitat valdes en relativt liten storlek på PE:na så att de så bra som möjligt motsvarar den rumsliga utbredningen av naturvärdena (Ardron et al. 2010). På grund av det stora antalet öar och skär har Ålands skärgård en komplex kustlinje, detta beaktades genom att klippa PE:na enligt kustlinjen så att landområden inte inkluderas i analysen.



**Figur 6.** Planeringsenheterna (PE) i havsområdet sydost om fasta Åland (Lemland, Lumparland, och Föglö). Varje PE har sidan 500 m och är klippt enligt kustlinjen.

Varje PE i analysen tilldelas också en status beroende på om enheten skulle vara fritt valbar eller automatiskt väljas in eller ut. Statusen för respektive är 0, 2 eller 3, och varje PE kan endast ha en status. Som inlåsta områden i den här analysen användes befintliga skyddsområden, medan områden med antropogena aktiviteter som listas i skyddsramverket låstes ut. Alla marina naturskyddsområden och antropogena aktiviteter inklusive buffertzoner slogs samman i var sin polygon och även de klipptes enligt Ålands kustlinje. De PE där naturskyddsområden utgjorde mer än hälften av områdets area låstes in i MPA-nätverket (status = 2). De PE som överlappade med antropogena aktiviteter låstes ut ur MPA-nätverket (status = 3), även där överlappningen var minimal för att inte förminska buffertzonen. En karta över in- och utlåsta områden visas i figur 7.

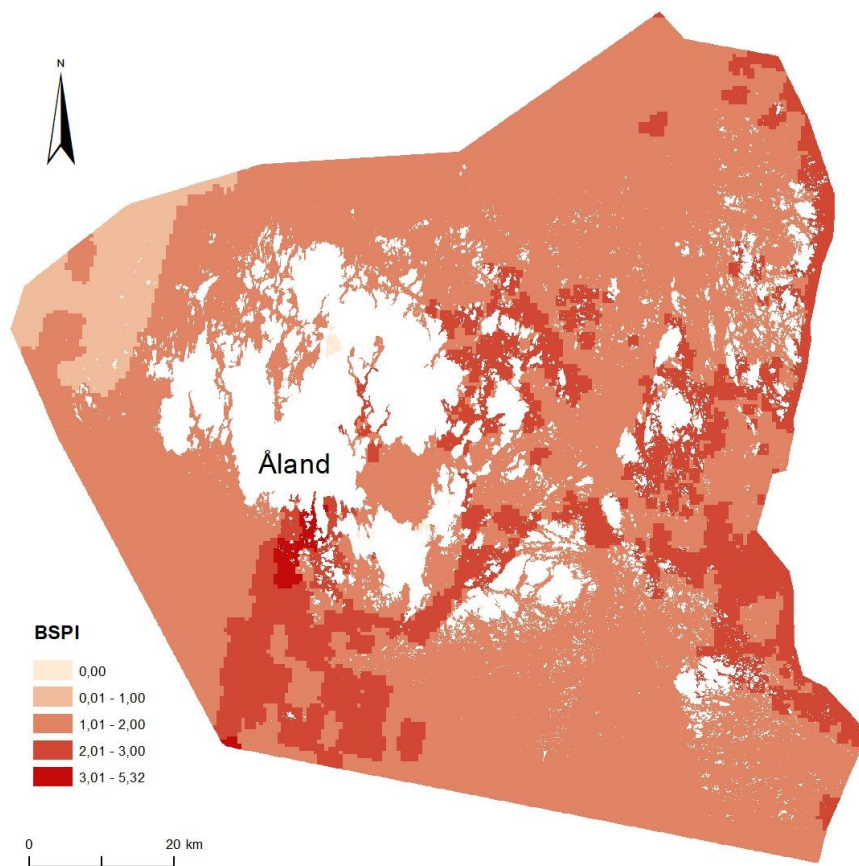


**Figur 7.** Karta över de områden som är inlåsta på grund av skyddsområden (grön), och de områden som är utlåsta på grund av antropogena aktiviteter (blå) såsom farleder, fiskodlingar och tätorter.

Därtill har varje PE också en kostnad som beräknas enligt det värde man valt för att representera kostnaden. Användning av faktiska ekonomiska värden är rekommenderat, men exempelvis area per PE eller antropogena intressen i området, såsom fiske, kan användas som substitut om monetära värden inte finns att tillgå (Game & Grantham 2008). Algoritmen i Marxan strävar efter att minimera den totala kostnaden i lösningsförslaget, och den bästa lösningen enligt algoritmen är det lösningsförslag där så många skyddsmål som möjligt uppfylls till lägsta kostnad (Game & Grantham 2008). Om då exempelvis arean används som kostnad betyder det att den totala arean för nätverket kommer att minimeras. I den här analysen användes BSPI (Baltic Sea Pressure Index) och area som kostnad. BSPI anger graden av mänsklig påverkan i varje PE (HELCOM 2018) och användes i analysen för att styra valet av skyddsområden mot mera orörda områden. BSPI per PE beräknades utgående från ett raster och fick värden mellan 0 och 5,32 (**figur 8**), och eftersom det är ett vägt värde saknar det enhet. Arean användes som

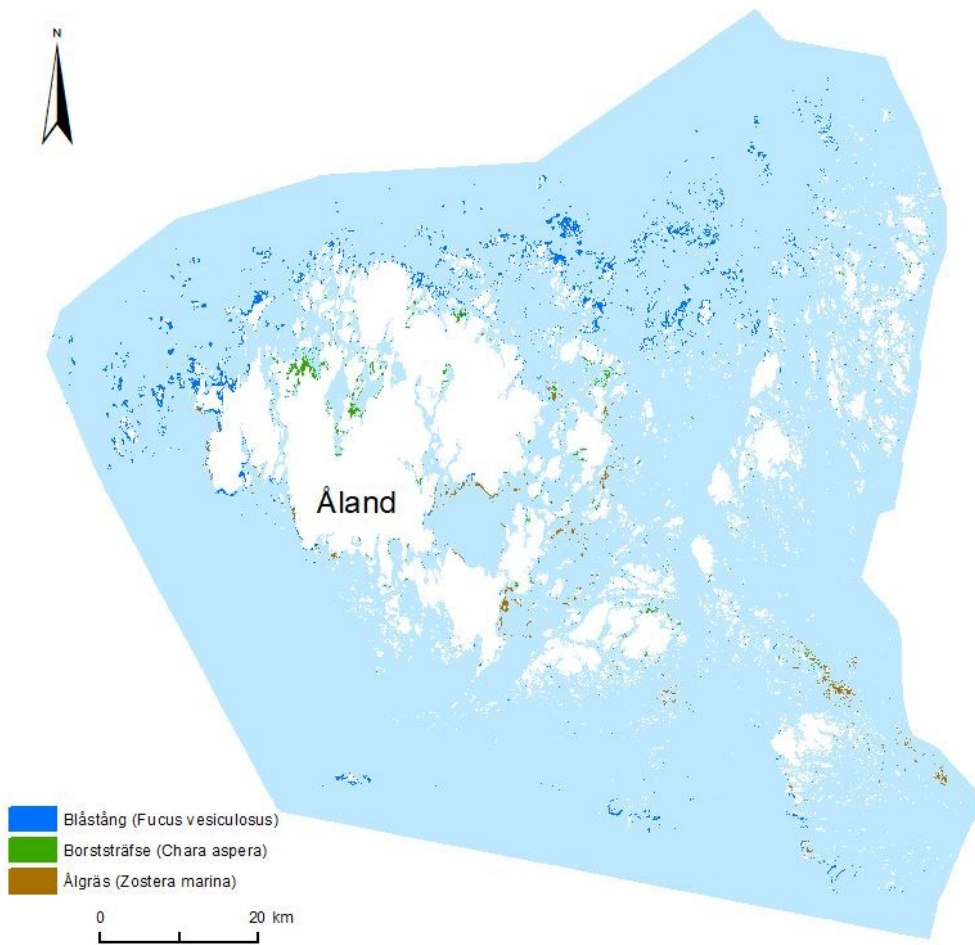


representation av kostnad i situationer där mänsklig påverkan inte beaktades. Värdet för arean beräknades som ytan per PE mätt i kvadratmeter.



**Figur 8.** Karta över BSPI (Baltic Sea Pressure Index) fördelat per PE. Värdet varierar mellan 0 och 5,32 och en starkare röd färg indikerar en starkare mänsklig påverkan i området. Området kring Mariehamn är mest påverkat men större farleder syns bland annat också som mörkare områden på kartan. Modifierad från HELCOM Maps and Data Service (2019).

Alla naturvärden omvandlades till raster med en upplösning av 20 x 20 m för att möjliggöra beräkning av naturvärdenas utbredning per PE. Upplösningen valdes eftersom den ansågs vara tillräckligt detaljerad för att motsvara verkligheten. Vegetationsmodellerna omklassificerades så att områden där sannolikheten för artens förekomst var över 30 % valdes in. För artdata i punktformat valdes i Excel områden där artens täckningsgrad var minst 5 %. Dessa fördes in i ArcGIS där de sedan omvandlades till raster. Data i polygonformat omvandlades till raster. Exempel på hur naturvärdenas utbredning ser ut visas i figur 9.



**Figur 9.** Områden med hög sannolikhet för blåstångsbottnar, exponerade charophytabottnar representerad av utbredningen av bortsträfsse, samt ålgräsbottnar.

#### 2.4.2. Utförda scenarier i Marxan

I analysen undersöktes huvudsakligen två olika scenarier. I det första scenariot beaktades endast naturvärden för att identifiera områden med hög biodiversitet som borde prioriteras som skyddsområden. I det här scenariot användes inga begränsande faktorer såsom antropogena aktiviteter, och för att ytterligare minska begränsningarna användes area som kostnad. Målet med det här scenariot var att visa hur MPA-nätverket skulle utformas om endast naturvärdenas utbredning beaktades utan några ytterligare begränsningar. I det andra scenariot inkluderades antropogena aktiviteter och befintliga skyddsområden för att få ett mer praktiskt tillämpbart resultat. I det här resultatet identifierades områden som kunde anslutas till det existerande MPA-nätverket för att uppfylla skydds målen. I det andra scenariot användes BSPI som kostnad.

Marxan kördes här med hundra upprepningar och  $10^7$  iterationer per körning. Resultatet för varje körning undersöktes för att kontrollera om alla skyddsmål hade nåtts och för att identifiera den bästa lösningen. Den bästa lösningen är den omgång där flest skyddsmål uppfylls till den lägsta kostnaden. Utgångspunkten var att 100 % av skyddsmålen skulle uppfyllas. Efter varje körning visualiserades resultatet i ArcGIS eftersom många brister i analysen är lättare att upptäcka genom visuell undersökning än vid genomgång av datafiler. Kartor framställdes över den bästa lösningen i varje körning och även för urvalsfrekvensen för densamma.

För att försäkra att skyddsmålet uppfylldes för varje naturvärde användes parametrarna BLM (Boundary Length Modifier, gränslängdsfaktor) och SPF (Species Penalty Factor, arters straffaktor). SPF är ett värde som används för att ställa striktare krav på att skyddsmålet uppfylls för varje naturvärde och värdet för SPF kalibreras i analysen. Genom kalibrering av BLM kan Marxan skapa en högre grad av anhopning (clustering) i systemet genom att öka summan av längden av de delade gränserna mellan de PE som valts in i lösningsförslaget. (Game & Grantham 2008)

I början uppfylldes inte alla skyddsmålen i lösningarna, men graden ökade i och med kalibreringen av BLM och SPF för att i det slutliga scenariot vara 100 %. Värdet på båda parametrarna är beroende av analysens upplägg och bör därför kalibreras skiljt för varje scenario. Kalibreringen gjordes i *Zonae Cogito*, ett program som kan användas för att enkelt justera värden i analysen och köra Marxan. BLM kalibrerades först för att prioritera utformningen av anhopningar av PE. För BLM testades först ett värde som motsvarade kostnad per PE dividerat med längden på en sida på en PE, och värdet höjdes stegvis tills önskad nivå av anhopning uppnåddes. Därefter höjdes SPF stegvis tills alla skyddsmål uppfylldes. SPF kan justeras skiljt för varje naturvärde om skyddsmålet för den är svårt att uppnå, men här användes samma SPF för alla naturvärden. I scenario 1 var BLM 1000 och i scenario 2 var BLM 0,0025, medan SPF var 4 i båda scenarierna.

Som tidigare nämndes har Marxan många inställningar och justerbara parametrar som samverkar, och det finns många olika möjligheter för uppställning av scenarier. I den här analysen testades speciellt användningen av olika värden för kostnaden, skyddsmålet samt parametern BLM. Resultatet för dessa test visas i ett skiljt kapitel i resultatet. På grund av den stora flexibilitet som Marxan ger möjlighet till, upprepas alla steg i analysen flera gånger och justeringar gjordes tills lösningen hade en passligt hög nivå av anhopning och en låg variation i resultatet vad gäller valda områden samt urvalsfrekvens. För varje lösning kördes Marxan



ytterligare två gånger med samma inställningar för att försäkra att resultatet var detsamma och analysen därmed var robust. Under analysens gång kördes Marxan totalt 43 gånger.

## 2.5. Evaluering av MPA-nätverkets effektivitet

De områden som valdes in de slutliga lösningförslagen för scenario 1 och scenario 2 jämfördes med det existerande MPA-nätverket på Åland för att analysera hur dessa områden bidrar till MPA-nätverkets effektivitet. Med effektivitet avses här hur stor andel av naturvärdena som skyddas. I jämförelsen beräknades i ArcMap den procentuella andelen av Ålands kustvatten som är skyddad i nuläget jämfört med de två scenarierna i analysen. Även andelen av varje naturvärde som skyddas i respektive nätverk beräknades i ArcMap.

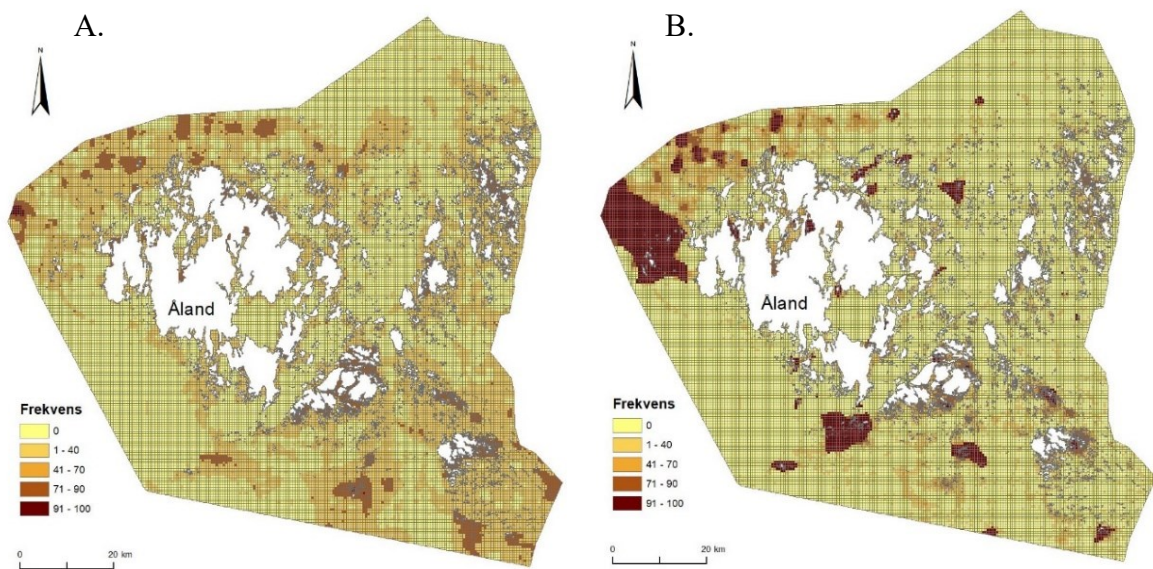
## 3. Resultat

Analysens resultat visar förslag på hur MPA-nätverket kan utformas för att uppfylla de skydds krav som ställts i skyddsramverket med hjälp av olika inställningar i Marxan-analysen. De huvudsakliga resultaten från analysen framställs i form av kartor över urvalsfrekvensen för scenario 1 och 2 (**figur 10**) samt deras respektive lösningsförslag för MPA-nätverkets rumsliga layout (**figur 11**), och en tabell över MPA-nätverkens effektivitet. Därtill presenteras några kartor vars uppgift främst är att förklara resultatet och hur olika inställningar påverkat resultatet.

### 3.1. Resultat av områdesvalsanalysen

I Marxan-analysen undersöktes huvudsakligen två olika scenarier och i figur 10 visas urvalsfrekvensen för PE:na i olika scenarier. Urvalsfrekvensen anger hur många gånger en PE valts in i ett lösningsförslag utav de 100 upprepningar som gjordes per körning. Värdet varierar alltså mellan 0 och 100, och ju flera gånger en PE väljs in desto viktigare är den för att uppfylla skyddsmålen. En hög urvalsfrekvens tyder på en hög nivå av oersättlighet för en PE i det slutliga

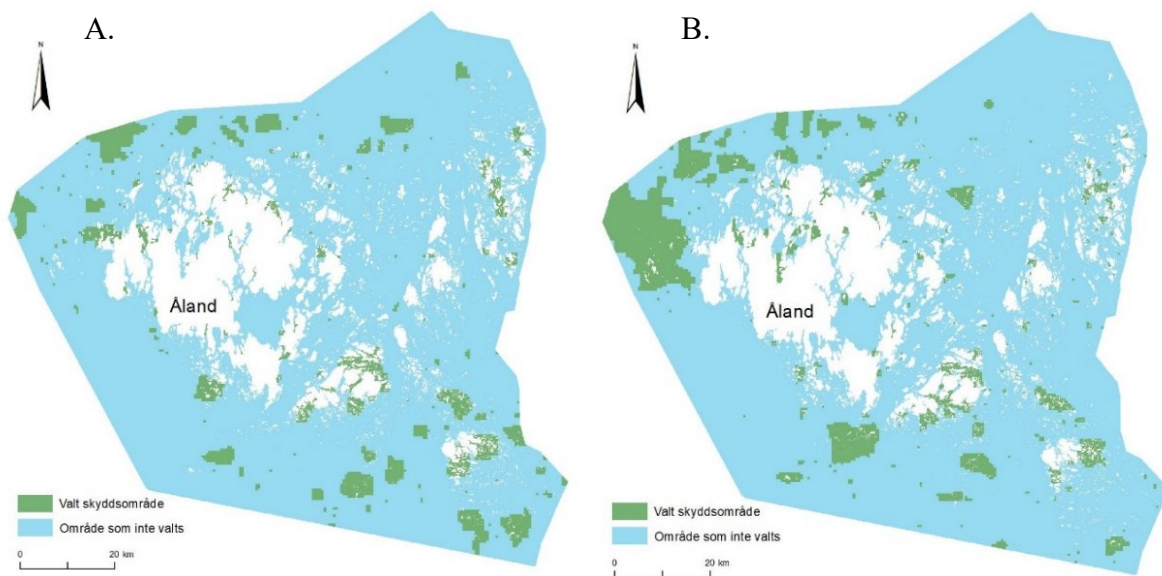
MPA-nätverket. På motsvarande sätt är områden som sällan eller aldrig väljs in i lösningsförslaget inte av lika stor betydelse för MPA-nätverkets effektivitet. Om bara naturvärdena tas i beaktande, som i scenario 1, placeras de prioriterade områdena för skydd i den nordvästra och sydöstra ytterskärgården samt i flera kustnära områden och vikar och sund i innerskärgården (**figur 10A**). I scenario 2 där det befintliga MPA-nätverket är inlåst och antropogena aktiviteter togs i beaktande blir urvalsfrekvensen 100 i de områden som överlappar med det befintliga MPA-nätverket. Ytterligare prioriterade områden för skydd i scenario 2 väljs i stort sett i anslutning till det existerande nätverket (**figur 10 B**).



**Figur 10.** Urvalsfrekvensen per PE för scenario 1 (A), och för scenario 2 (B). En högre urvalsfrekvens indikerar en högre grad av oersättlighet i analysens lösningsförslag.

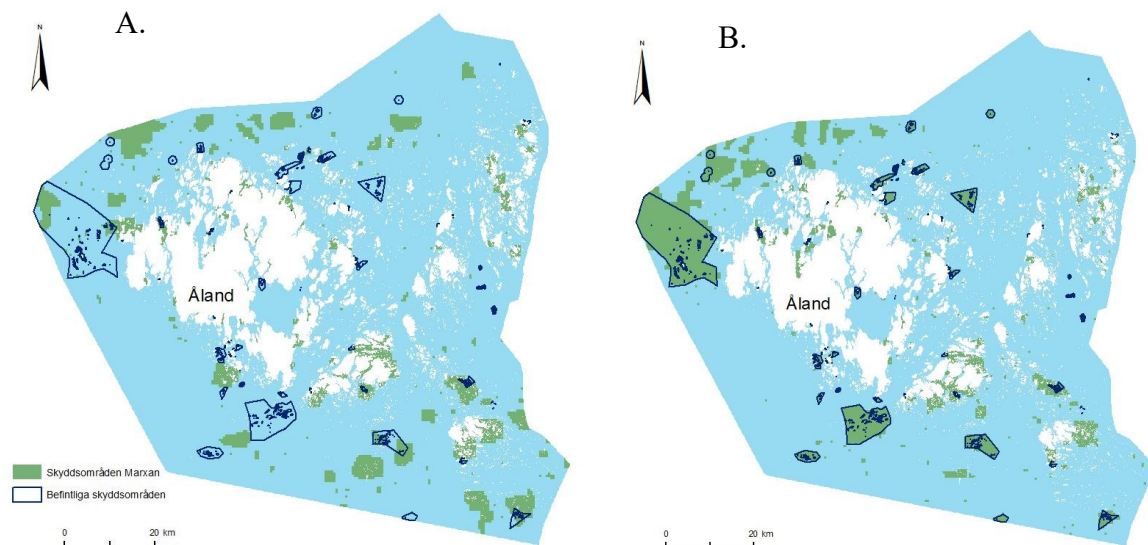
Baserat på urvalsfrekvensen och varje PE:s betydelse för MPA-nätverkets effektivitet, valdes det nätverk av PE som bäst uppfyller skyddsmålsättningen vägt mot kostnaden. Det bästa lösningsförslaget för scenario 1 visar områden med höga naturvärden, och därmed ett förslag på hur skyddsområden kunde placeras för att alla skyddsmål skulle uppnås om MPA-nätverket planerades på nytt från grunden och utan att beakta antropogen inverkan. De valda områdena finns spridda runt hela Åland, med fokus på de nordvästra och sydöstra delarna. Lösningsförslaget för scenario 2 visar en mer antropocentrisk lösning, eftersom olika antropogena aspekter tas i beaktande. Det befintliga MPA-nätverket är inlåst, vilket också reflekteras i resultatet. De bästa lösningsförslagen från Marxan-analysen för scenario 1 och för scenario 2 visas i figur 11. Dock bör det poängteras att de här lösningsförslagen endast är två

av många möjliga lösningar, men de är de mest effektiva för de krav som ställdes i den här analysen.



**Figur 11.** Områdesvalsanalysens lösningsförslag för scenario 1 visar prioriterade områden för skydd utan att antropogen påverkan eller det befintliga MPA-nätverket medtagits (A), och scenario 2 där befintliga skyddsområden och antropogena aktiviteter tas i beaktande (B).

En jämförelse av överlappningen av det befintliga MPA-nätverket med scenario 1 respektive scenario 2 visas i figur 12. I scenario 2 var överlappningen fullständig eftersom skyddsområdena låsts in i analysen och nya områden har valts delvis som utvidgning av de befintliga områdena (**figur 12B**). Nya områden har också valts in, främst i den nordvästra ytterskärgården men även i den inre skärgården i Föglö, Kökar och Brändö samt fasta Ålands vikar och sund. För scenario 1 är valet av skyddsområden helt oberoende av det befintliga MPA-nätverket, och som visas i figur 12A är överlappningen mellan det befintliga nätverket och lösningsförslaget för scenario 1 väldigt liten. I scenario 1 har de invalda områdena en relativt jämn spridning över Ålands kustvatten, men fokus ligger mer på ytterskärgården. Nya skyddsområden som valts i båda scenarierna inkluderar områden i Föglös, Kökars och Brändös skärgård samt vissa områden i Ålands nordvästra ytterskärgård.



**Figur 12.** Nuvarande skyddsområden jämfört med resultatet för områdesvalsanalysen i scenario 1 (A) och scenario 2 (B). Överlappningen i scenario 1 är väldigt liten medan överlappningen i scenario 2 är fullständig eftersom MPA-nätverket låsts in.

### 3.2. Evaluering av det befintliga MPA-nätverket

Evalueringen av MPA-nätverket visar att det befintliga MPA-nätverket uppfyllde endast ett av de utsatta skyddsmålen, nämligen det för perenna trådalger, och ca hälften av naturvärdena hade en skydds nivå på endast 0 - 2 % (**tabell 4**). I scenario 1 och 2 uppfylldes alla skyddsmålen, vilket betyder att målsättningen enligt skyddsramverket för analysen uppfylldes. I scenario 1 omfattar de invalda områdena 622 km<sup>2</sup>, vilket är 219 km<sup>2</sup> mer än det nuvarande MPA-nätverket som skyddar 403 km<sup>2</sup>. I scenario 1 skyddas 8,2 % av Ålands kustvatten, medan det befintliga MPA-nätverket skyddar endast 5,3 %. I scenario 2 skyddas 806 km<sup>2</sup>, vilket är dubbelt mer än det befintliga MPA-nätverket och ökar skyddsprocenten till 10,6 %. Ytan av det befintliga MPA-nätverket borde alltså fördubblas med strategiskt valda ställen för att uppfylla de i analysen utsatta skyddsmålen. Om planeringen av MPA-nätverket däremot gjordes på nytt från grunden skulle en 184 km<sup>2</sup> mindre yta räcka för att uppnå målen (skillnaden mellan ytan i scenario 1 och 2). Analysen för MPA-nätverket samt de två scenariernas effektivitet visas i tabell 4.

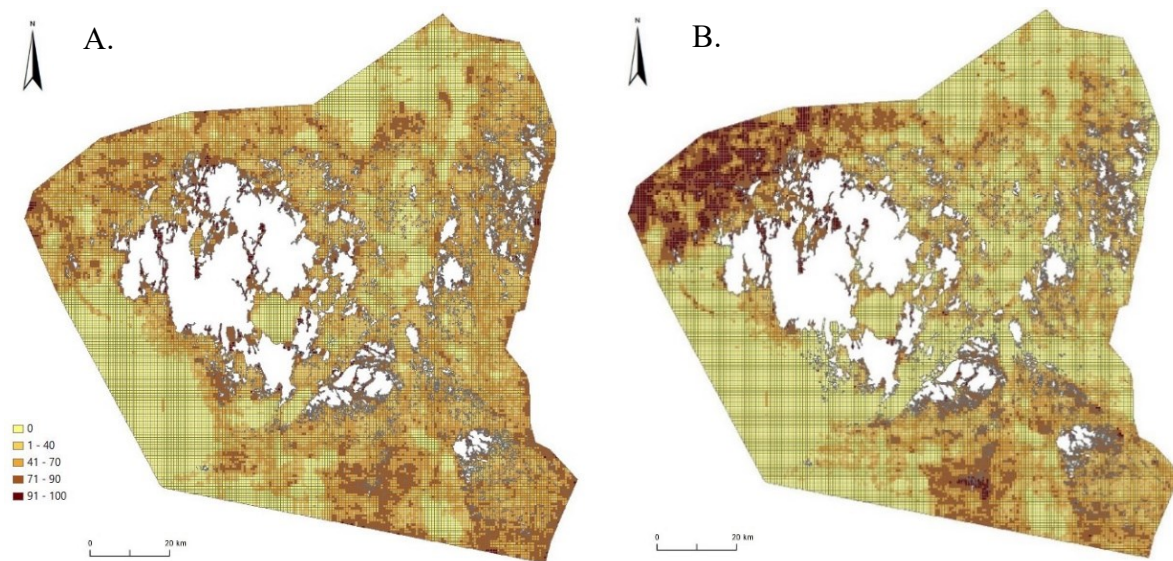
**Tabell 4.** Skyddsområdenas effektivitet i procent i det befintliga MPA-nätverket jämfört med i områdena i scenario 1 respektive scenario 2. Röd färg markerar skyddsmål som inte uppnås i det nuvarande nätverket och grön färg markerar skyddsmål som uppnås i scenario 1 och 2.

Naturvärde	Skyddsmål	Befintliga		
		skyddsområden	Scenario 1	Scenario 2
1 Sublitorala sandbankar	20 %	0 %	21 %	21 %
2 Kustnära laguner	30 %	2 %	31 %	32 %
3 Rev	20 %	7 %	20 %	20 %
4 Rullstensåsöar med sublitoral vegetation	20 %	12 %	25 %	19 %
5 Skär och småöar	20 %	5 %	20 %	20 %
6 Fågelområden	20 %	15 %	20 %	22 %
7 Blåstångsbottnar ( <i>Fucus vesiculosus</i> )	20 %	15 %	20 %	20 %
8 Exponerade kransalgsbottnar ( <i>Chara aspera</i> )	20 %	2 %	24 %	28 %
9 Skyddade kransalgsbottnar ( <i>Chara</i> spp. utom <i>C. aspera</i> )	20 %	5 %	33 %	38 %
10 Ålgräsbottnar ( <i>Zostera marina</i> )	20 %	3 %	20 %	20 %
11 Rödalsbottnar	20 %	11 %	22 %	20 %
12 Gaffeltångsbottnar ( <i>Furcellaria lumbricalis</i> )	20 %	13 %	21 %	20 %
13 Blåmusselbottnar ( <i>Mytilus edulis</i> )	10 %	8 %	10 %	13 %
14 Abborre ( <i>Perca fluviatilis</i> )	20 %	1 %	20 %	20 %
15 Gös ( <i>Sander lucioperca</i> )	20 %	1 %	25 %	25 %
16 Möjor ( <i>Ranunculus</i> spp.)	20 %	0 %	23 %	20 %
17 Hårsärvar, natingar ( <i>Zannichellia</i> spp. och <i>Ruppia</i> spp.)	20 %	1 %	20 %	22 %
18 Najasar ( <i>Najas</i> spp.)	20 %	0 %	28 %	31 %
19 Natar ( <i>Potamogeton</i> spp.)	10 %	1 %	21 %	18 %
20 Slingor ( <i>Myriophyllum</i> spp.)	10 %	1 %	26 %	22 %
21 Särvar ( <i>Ceratophyllum</i> spp.)	10 %	1 %	15 %	41 %
22 Trådalger (fleråriga)	10 %	10 %	25 %	24 %
23 Drivande blåstång	10 %	5 %	11 %	11 %
24 Havstulpaner ( <i>Balanus improvisus</i> )	10 %	7 %	10 %	16 %
25 Klubbpolyp ( <i>Cordylophora caspia</i> )	10 %	0 %	13 %	17 %
26 Slangalger ( <i>Vaucheria</i> spp.)	10 %	0 %	46 %	13 %
27 Sudare ( <i>Halosiphon</i> spp. och <i>Chorda</i> spp.)	10 %	5 %	15 %	17 %
28 Trådalger (ettåriga)	10 %	8 %	18 %	20 %
29 Sälområden	20 %	16 %	21 %	22 %
30 Tuvsträfsse ( <i>Chara connivens</i> )	50 %	0 %	67 %	67 %
31 Raggsträfsse ( <i>Chara horrida</i> )	50 %	0 %	57 %	57 %
32 Grovsläke ( <i>Ceramium virgatum</i> )	50 %	0 %	50 %	58 %
33 Gädda ( <i>Esox lucius</i> )	20 %	1 %	36 %	31 %
Skyddets medeltal		4,7 %	25,2 %	25,7 %



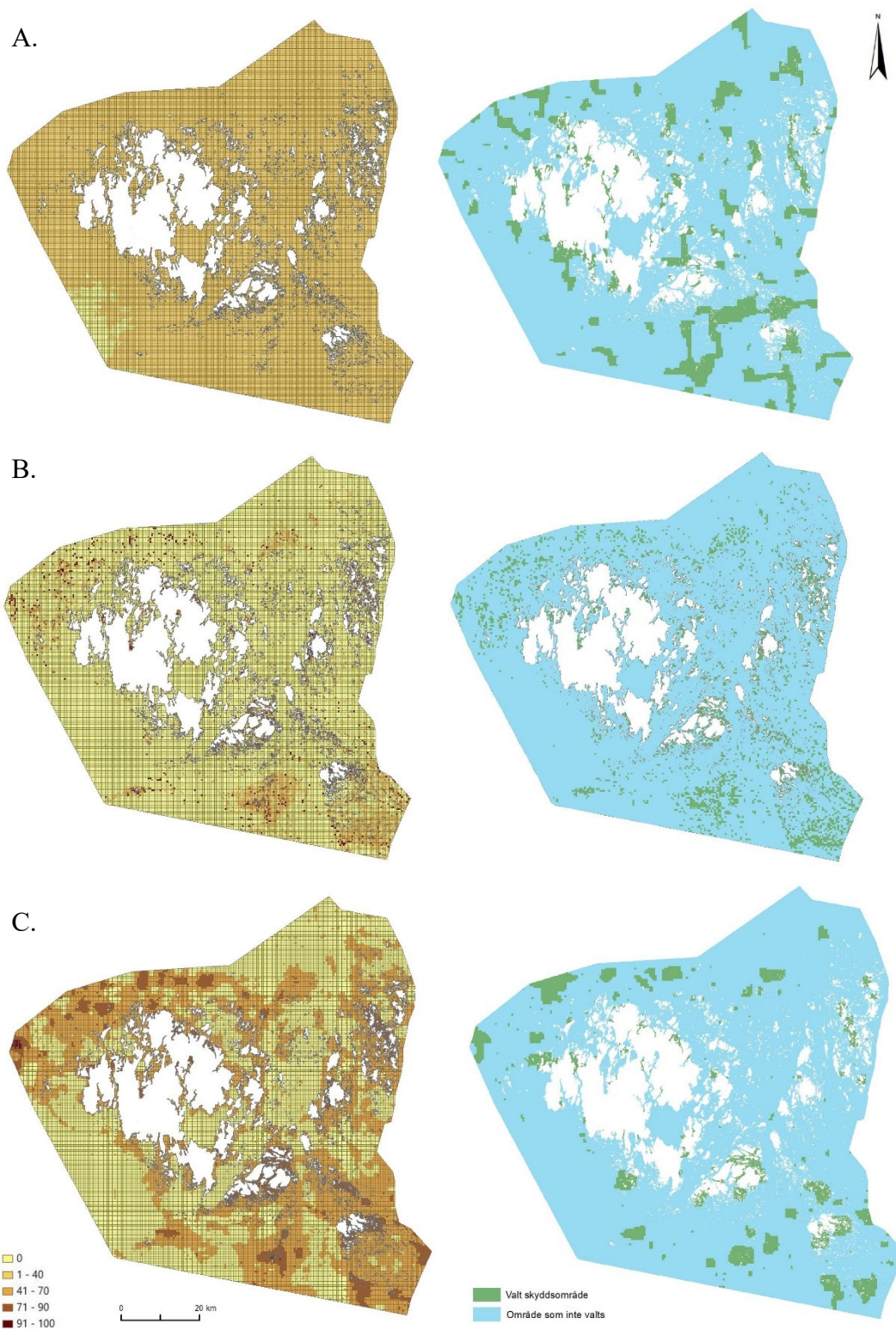
### 3.3. Inställningar och deras effekt på resultatet

Valet av kostnad konstaterades ha en märkbar effekt på resultatet för områdesvalsanalysen. I den här analysen valdes BSPI som ett substitut för vägda kostnader eller intressen för att styra placeringen av skyddsområden bort från antropogena aktiviteter mot mera ostörda områden. I analyser där man vill identifiera hotspots för biodiversitet är det ett bra alternativ att använda area som kostnad, eftersom det inte förskjuter preferensen mot eller bort från något särskilt område. Effekten av användning av area respektive BSPI som kostnad i analysen visas i figur 13.



**Figur 13.** Inverkan av användning av olika kostnader i analysen. I figur A användes arean som kostnad vilket inte förskjuter valet av PE till något särskilt område. I figur B användes BSPI som kostnad vilket gör att områdesvalet förskjuts bort från områden med högre antropogent tryck.

Valet av BLM påverkade också analysen i viss mån, men inte lika tydligt som kostnaden. Ett lågt BLM gjorde att skyddsområdena får en stor spridning och låg anhopning, medan ett för högt värde gjorde att variationen i valda områden blev stor. Resultaten för test av BLM visas i figur 14.



**Figur 14.** Analysens urvalsfrekvens (till vänster) och respektive lösningsförslag (till höger) då BLM är för högt (A), för lågt (B) och lämpligt (C).

## 4. Diskussion

### 4.1. MPA-nätverket

Analysens resultat visar att det befintliga MPA-nätverket inte erbjuder ett tillräckligt skydd för biodiversiteten i undersökningsområdet. Evalueringen visar att av de 33 naturvärden som används i analysen är det endast ett som uppnår analysens skyddsmål i det befintliga MPA-nätverket (**tabell 4**), nämligen fleråriga trådalger, vilka är allmänt förekommande. Därtill är överlappningen mellan det befintliga MPA-nätverket och lösningsförslaget i scenario 1 där prioriterade områden för skydd identifieras väldigt lågt (**figur 12**). Resultaten visar att det befintliga MPA-nätverket inte motsvarar naturvärdenas utbredning och endast ger ett lågt skydd åt de i analysen använda naturvärdena. Därmed finns det ett tydligt behov av en förbättring av Ålands MPA-nätverk. För att Ålands MPA-nätverk ska uppfylla skyddsmålsättningarna borde nätverkets yta fördubblas från de existerande 403 km<sup>2</sup> till 806 km<sup>2</sup> genom skydd av strategiskt valda områden. Alternativt kunde MPA-nätverket planeras *de novo* och då skulle det endast krävas en yta på 622 km<sup>2</sup> för att uppfylla skyddskraven. Likande resultat visades i en evaluering av det finländska MPA-nätverket gjord av Virtanen et al. (2018). Det finländska MPA-nätverkets täckningsgrad uppfyller visserligen Aichimålen på 10 %, men det motsvarar biodiversitetens utbredning dåligt då endast en liten andel (i medeltal 27 %) av de biologiskt mest värdefulla naturvärdena är skyddade. Virtanen et al. (2018) konstaterade också att en utvidgning av MPA-nätverkets area med 1 %, alltså ca 850 km<sup>2</sup>, baserat på områdesvalsanalysens resultat kunde mer än fördubbla skyddet av naturvärdena. På samma sätt skulle en utökning av Ålands MPA-nätverk enligt lösningsförslaget i scenario 2 mer än femdubbla skyddet av de i analysen använda naturvärdena, då skyddets medeltal ökar från 4,7 % till 25,7 %. Även HELCOM:s analyser av Natura 2000-nätverket och HELCOM MPA-nätverket i Östersjön visar att nätverken kunde förbättras genom skydd av systematiskt utvalda områden (HELCOM 2008, HELCOM 2016).

Det är osannolikt att MPA-nätverket skulle planeras *de novo* trots att effektiviteten av områdesanvändningen skulle öka (samma skydds nivå nås genom skydd av mindre area). Mer sannolikt kommer nya områden att anslutas till det befintliga MPA-nätverket, främst områden med hög oersättlighet, vilka identifierats i områdesvalsanalysen. Sådana områden kan identifieras utgående från kartan över urvalsfrekvenser, speciellt för det obegränsade scenario 1 (Ardron et al. 2010), och finns i det här fallet i Ålands ytterskärgård, främst i de sydöstra och



nordvästra delarna, samt i många vikar och sund i innerskärgården. Områden mellan öar är i allmänhet också högt prioriterade för skydd, exempelvis kring Föglö, Brändö och Kökar. Detta beror antagligen på att modeller över arters och miljöers utbredning överlappar varandra i de här områdena, exempelvis förekomster av fiskars lekområden, laguner och värdefull vegetation. Dessa områden utgör även viktiga knutpunkter för fast bosättning i skärgården (Kuismanen et al. 2019), vilket kan göra det svårt att instifta skyddsområden där trots att områdena är ekologiskt viktiga. Om man ville undvika bosättningsområden vore det bra att också inkludera andra bostadsområden än tätorter i analysen. De prioriterade områdena för skydd som identifierades av Virtanen et al. (2018) sammanfaller långt med de prioriterade områdena för den här analysen, medan resultatet från HELCOM:s Marxan analys (2008) lägger större fokus på områden i Ålands nordöstra skärgård. HELCOM:s analys baserade sig dock på marina landskap, vilket grundar sig på grova data om substrat och miljövariabler såsom salthalt och ljus (Al-Hamdani & Reker 2007), i stället för arters utbredning. Därmed är resultaten inte helt jämförbara. Skydd av prioriterade områden enligt scenario 1 respektive scenario 2 skulle betyda att alla skyddsmålen uppfylls, vilket i sin tur innebär en markant ökning av skyddsnivån för alla naturvärden. Den största förbättringen i skyddet är för sällsynta arter såsom tuvsträffe, raggsträffe och grovsläke, vilkas skydd ökar från 0 % till över 50 %. Även skyddet för makrofyter och fiskar förbättras markant.

Aichimålen uppfylls endast i scenario 2 där 10,6 % av den totala havsytan skyddas. Det motsvarande värdet för scenario 1 är 8,2 %, vilket betyder att lösningsförslaget är så effektivt att inte Aichimålen nås. Det befintliga MPA-nätverket har en täckningsgrad på endast 5,3 % vilket är långt ifrån att nå målet på 10 %. Även tidigare analyser visar av MPA-nätverkets täckningsgrad på Åland inte uppfyller skyddsmålen (HELCOM 2016). Ytan av det befintliga MPA-nätverket borde fördubblas för att nå upp till den rekommenderade täckningsgraden, exempelvis genom anslutning av områden enligt lösningsförslaget i scenario 2. Trots att en täckningsgrad på 10,6 % räcker för att nå Aichimålen kanske detta inte räcker i framtiden med tanke på de existerande målsättningarna om att 30 % av haven borde vara strikt skyddade (IUCN 2017). I Marxan finns ingen inställning som garanterar att en viss andel av havsområdet skyddas, utan det måste göras med hjälp av extern mjukvara.

I lösningsförslagen förstärktes den ekologiska koherensen genom att beakta kraven på representation och lämplighet, men det gjordes ingen bedömning av hur väl lösningsförslagen uppfyllde kraven på konnektivitet och replikering. Kravet på representation uppfylldes genom att skydda en andel av alla naturvärden i området och genom att försöka nå ett totalt

områdesskydd på 10 % i enlighet med Aichimålen. Lämpligheten beaktades genom att öka områdenas storlek genom anhopning och utesluta områden med hög antropogen påverkan. Lösningförslagen uppfyller inte fullständigt de rekommendationer som finns angående skyddsområdenas storlek på minst 10 km<sup>2</sup> (Jonsson et al. 2020) eller 30 km<sup>2</sup> (HELCOM 2016). I lösningförslaget för scenario 1 är 7 % av områdena över 10 km<sup>2</sup> stora, och endast 1,5 % är över 30 km<sup>2</sup> varav det största är 55 km<sup>2</sup>. I scenario 2 är endast 5 % av områdena större än 10 km<sup>2</sup> varav 1 % är större än 30 km<sup>2</sup>, men det största området är hela 261 km<sup>2</sup>. I det befintliga MPA-nätverket har 11 % av områdena en yta på mer än 10 km<sup>2</sup> och 5,5 % är över 30 km<sup>2</sup>. Dock är variationen i antalet enskilda skyddsområden mellan lösningförslagen (247 respektive 294 områden för scenario 1 och 2) och det befintliga MPA-nätverket (endast 37 områden) mycket stor, så antalet stora skyddsområden i det befintliga MPA-nätverket är egentligen mycket lägre än i lösningförslagen. Här bör även poängteras att majoriteten av områdena i lösningförslagen för scenario 1 och 2 var väldigt små, och endast kring en fjärdedel av alla enskilda skyddsområden var över 1 km<sup>2</sup> stora. Detta beror delvis på att PE:na klippts enligt kustens former, vilket gjorde att väldigt små fragment kunde väljas som skyddsområden.

Enligt studien gjord av Jonsson et al. (2020) är den kritiska storleken som krävs för att arter ska bevaras inom ett skyddsområde i Östersjön ca 10 km<sup>2</sup>. I områden som är mindre än detta bibehålls arter dåligt. I samma studie visades också att endast 15 % av de enskilda områdena i HELCOM MPA-nätverket är tillräckligt stora för att arterna lokalt ska kunna bevaras. Jonsson et al. (2020) identifierade också betydande brister i HELCOM MPA-nätverkets konnektivitet bland annat i Skärgårdshavet, i vilket Ålands skärgård ingår. Detta beror på att arternas spridningsdistans är mycket kortare i skärgårdsmiljö än i öppna havsområden (Jonsson et al. 2020). Trots att detta säkert stämmer är konnektiviteten antagligen bättre än analysen visar, eftersom Skärgårdshavet också har andra betydande MPA-nätverk än HELCOM:s, exempelvis Natura 2000-områdena. I de bedömningar som gjorts av HELCOM MPA-nätverkets ekologiska koherens möttes bara kraven på replikering fullständigt, medan kraven på representation och konnektivitet uppnåddes endast delvis (HELCOM 2010, HELCOM 2016). Kravet på lämplighet möttes inte alls, eftersom fiske och sjöfart pågår inom många HELCOM MPA:s (HELCOM 2016). Liknande analyser utförda på Natura 2000-nätverket visar att inte heller det uppfyller kraven för ekologisk koherens, åtminstone vad gäller lämplighet och representation (Piekäinen & Korpinen 2007). Då Natura 2000-nätverket och HELCOM MPA-nätverket analyseras tillsammans förbättras representationen, replikeringen och konnektiviteten (HELCOM 2016).

Den här analysen lägger grunden för en systematisk planering av MPA-nätverket på Åland, men resultaten bör vidareutvecklas och diskuteras med experter och intressenter före de kan tillämpas (HELCOM 2008). Praktisk tillämpbarhet är viktig och bör tas i beaktande genomgående i hela processen, vilket också är orsaken till att intressenter och övriga parter bör vara involverade i analysens olika skeden. Då skyddsramverket görs upp bör det föras en aktiv diskussion med intressenter för att försäkra att alla delaktiga parter önskemål hörs (Christie et al. 2009).

#### 4.2. Datas lämplighet för analysen

Den låga skyddsnivån i det befintliga MPA-nätverket på Åland är i sig inte förvånande eftersom utformningen av nätverket har gjorts utan tillgång till information om naturvärdenas rumsliga utbredning under vattenytan. Planering av skyddsområden har historiskt sett ofta gjorts baserat på relativt små mängder data eftersom heltäckande information om undervattensmiljöerna helt enkelt saknats (HELCOM 2006). I områdesvalsanalyser där data om naturvärdenas utbredning inte funnits att tillgå har exempelvis marina landskap eller bioregioner använts i stället (HELCOM 2006, Fernandes et al. 2005). Detta medför problem eftersom ersättande data inte direkt motsvarar arters utbredning. I analysen av Virtanen et al. (2018) konstaterades att habitatens utbredning endast delvis fungerar som substitut för arters utbredning och att ca hälften av arternas utbredning går förlorad då endast data om habitat används. Däremot fungerar arters utbredning bra som substitut för habitat (Virtanen et al. 2018). Områdesvalsanalysens resultat är helt beroende av data och användning av bristfälliga data kan leda till lösningar som inte motsvarar skyddsbehoven. Därför är det ytterst viktigt att använda bästa tillgängliga data, och en större mängd empiriska data i analysen skulle i många fall bidra till mer entydiga lösningsförslag (Kurjala et al. 2018). Mängden data angående marina arters utbredning har ökat avsevärt under de senaste årtiondena, vilket minskar behovet av att använda ersättande data (Virtanen et al. 2018).

Tack vare datainsamling i undersökningsområdet under de senaste åren finns det nu tillgång till punktdata över arters utbredning från stora delar av Åland, vilket är exceptionellt bra på en global skala (Rinne et al. 2019). På basis av punktdata har art- och habitatmodeller skapats för nyckelarters utbredning i området, och både punktdata och modellerna utnyttjades i den här analysen. Användningen av empiriska data i Marxan-analysen ökar resultatets robusthet

(Kujala et al. 2018), men det är inte alltid idealiskt eftersom det leder till att väl karterade områden prioriteras. Områden som saknar karteringsuppgifter, exempelvis i den här analysen området kring Brändö samt skärgården söder om Kökar och Föglö, kommer därmed att prioriteras lägre i lösningsförslaget fastän där finns viktiga naturvärden. Artmodellerna visar sannolika förekomster för naturvärden och täcker hela undersökningsområdet, och därmed löser de problemet med punktdatas utbredning. Fastän modellerna inte fullständigt motsvarar naturvärdets faktiska utbredning är de mycket användbara substitut i och med att de också täcker områden som inte ännu karterats (Porfirio et al. 2014). Även data om habitatens tillstånd är användbara eftersom det är bättre att skydda områden med högre ekologisk status. I Östersjön är exempelvis mått på syrebrist ett av de viktigaste kvalitetsmåten eftersom utbredningen av syrebrist på botten är stor (HELCOM 2008).

Det är också viktigt att analysen är baserad på vetenskaplig kunskap om arters ekologi såväl som omgivningens miljöförhållanden (HELCOM 2016). I den här analysen användes bästa tillgängliga vetenskapliga kunskap genomgående. Skyddsramverkets naturvärden och skyddsmål samt antropogena aktiviteter och deras buffertzoner valdes baserat på vetenskapliga rekommendationer, och de utbredningskartor som användes har skapats baserat på empiriska data och omgivningsparametrar. Vetenskaplig kunskap är över lag essentiellt för att kunna skapa ett ekologiskt koherent MPA-nätverk. För att kunna bedöma exempelvis MPA-nätverkets konnektivitet krävs korrekt information om arters spridning och undersökningsområdets hydrologi (HELCOM 2016).

Det finns en viss problematik i definieringen av vad exakt det är som borde skyddas för att bevara vissa naturvärden. För vegetation och fastsittande bottenfauna är det logiskt att skydda en andel av deras kända utbredningsområden. För mobila arter såsom fisk, säl och fåglar som kan röra sig över stora områden är det mycket svårare att rikta skyddet så att det har önskad effekt. För fiskarter valdes deras lekområden som grund för skydd av naturvärdets utbredning, eftersom förökningen är en kritisk och livsviktig tid för artens fortlevnad. Vissa fiskarter såsom ål, lax, öring och torsk borde skyddas, men inkluderades inte i analysen eftersom de inte leker i Ålands kustvattenområden.

### 4.3. Marxan som verktyg för planering av naturskyddsområden

#### 4.3.1. Inverkan av inställningar och parametrar på resultatet

Marxan-analysen inbegriper stora mängder data i kombination med ett flertal justerbara parametrar, vilket ger analysen en hög grad av flexibilitet. Detta är en stor fördel eftersom det gör att analysen lämpar sig för användning i en mängd olika situationer. Förutom användning i naturvårdssyften har Marxan exempelvis också använts inom havsplanering för att identifiera lämpliga områden för vindfarmer i södra Östersjön (Göke et al. 2018). Det finns ett flertal olika inställningar och parametrar som kan användas för att nå de utsatta målen, och därför är det mycket viktigt att på förhand noga definiera målet, kriterierna och gränsdragningarna för analysen.

Genom upprepade körningar av Marxan där värdet på någon parameter justeras stegvis och förändringarna i lösningsförslaget undersöks visuellt mellan varje körning, kan man se hur resultatet påverkas. Här framställdes resultaten visuellt efter varje körning för att identifiera variationer i resultaten, och speciellt effekten av kostnad och BLM på MPA-nätverkets layout bedömdes genom visuell framställning (**figur 13**, **figur 14**). En visuell framställning och undersökning av resultatet är en viktig del av Marxan-analysen eftersom det är det enda sättet att identifiera olika parametrars effekt på resultatet, och på så sätt kan man försäkra en robust analys där varje parameter har den önskade effekten (Ardron et al. 2010).

När det gäller kostnaden per PE är avsikten att ett verkligt monetärt värde skulle användas, alltså den kostnad som skulle förverkligas om området anslöts till MPA-nätverket. Exempel på sådana värden är inköpspris eller administrativ kostnad. Alternativt kan flera olika kostnadsaspekter beaktas genom användning av ett vägt värde för kostnaden. Genom att identifiera de relevanta direkta eller indirekta kostnaderna i området och ge dem ett proportionellt värde beroende på deras relevans i varje PE kan man smidigt beakta både monetära värden och ekonomiska och sociala intressen. I den här analysen användes BSPI för att representera en vägd kostnad för alternativ områdesanvändning eftersom monetära värden inte fanns tillgängliga. Figur 13 visualiserar den effekt som användning av BSPI respektive area som kostnad hade på analysen. Då BSPI användes försköts de prioriterade områdena för skydd bort från områden med högre antropogen inverkan.

BLM är en bra metod för att prioritera större skyddsområden framom små områden med stor spridning. Ett alltför högt BLM-värde kan också påverka analysen negativt, vilket visas i figur

14. Anhopningen av PE i MPA-nätverket i den här analysen blir visserligen större med ett högre BLM, men ett alltför högt BLM ökar variationen i urvalsfrekvensen så att inga områden prioriteras. Ett alltför lågt BLM å andra sidan gör att anhopningen blir obefintlig. Användning av BLM i scenario 2 gör dessutom att de prioriterade områdena koncentreras kring de redan inlåsta områdena (Ardron et al. 2010).

#### *4.3.2. Förbättringsförslag för analysen*

Ett flertal av de ovan diskuterade aspekterna i analysen kunde ha gjorts annorlunda, men det betyder inte nödvändigtvis att analysens resultat skulle ha förbättrats. Mer relevanta och tillförlitliga resultat kunde däremot fås genom att använda kompletterande mjukvara för att förbättra MPA-nätverkets ekologiska koherens. Förutom den grundläggande Marxan-mjukvaran finns det även andra program i samma serie som utvecklats enligt naturvårdsplanerarens behov. Marxan with Zones är en version av mjukvaran som tillåter zonerings av undersökningsområdet för olika användningsändamål, medan Marxan Connect kan användas för att försäkra konnektiviteten i MPA-nätverket. MPA-nätverkets ekologiska koherens kunde också ökas genom användning av mjukvara som försäkrar skyddsområdenas minimistorlek eller genom användning av parametrar som försäkrar antalet replikat av naturvärden i Marxan.

Något som inte heller beaktades i den här analysen är framtidsscenarioer för klimatförändringen i Östersjön. De största framtida förändringarna förväntas vara en höjning av ytvattentemperaturen och havsnivån, lägre salthalt, en större utbredning av syrebrist på botten och tilltagande försurning av havet, vilka alla kommer att bidra till regimskiften för Östersjöns artsamhällen (BACC I 2008, BACC II 2015). Bland annat förväntas arters utbredningsområden förflyttas som följd av förändringar i temperatur och salthalt, vilket kunde leda till att de arter som är tänkta att skyddas inom ett naturskyddsområde drivs ut ur det (HELCOM 2013). Det enda sättet att upptäcka dylika förändringar och åtgärda dem är genom uppföljning. Marina skyddsområden har visats ha en positiv inverkan på det lokala ekosystemets resiliens mot effekterna av klimatförändringen genom att öka resistansen och försnabba återhämtningen (Micheli 2012).

Resultatet för den här analysen är inte tillämpligt som sådant eftersom analysen utfördes som en pro gradu-avhandling. Den hade en mindre omfattning och resursanvändning än en analys som en officiell del av planeringen av MPA-nätverket skulle ha haft. Den här analysen utfördes med relativt lättillgängliga data på grund av tidsrestriktioner och därför samlades ingen

information in från intressenterna i området. Under arbetets gång fördes däremot en givande diskussion med myndigheterna på Åland vilket gav insikt i de lokala förhållandena och skyddsönskemålen.

#### 4.4. Förvaltning av marina naturskyddsområden

Instiftandet av naturskyddsområden innebär en direkt eller indirekt begränsning av tillåtna aktiviteter i området. Direkta begränsningar är exempelvis förbud mot muddring, fiske eller landstigning, medan indirekta begränsningar kan ges exempelvis genom förbud mot försämring av det skyddade naturvärdets tillstånd (Arnkil et al. 2019). Vilka aktiviteter som begränsas beror på vilken skyddsstatus som området i fråga har, och de områden som skyddas enligt lag såsom nationalparker, salskyddsområden och privata skyddsområden har det starkaste skyddet (Arnkil et al. 2019). En orsak till att skyddsområden inte instiftas på alla föreslagna områden är motstånd från människor och företag som har sociala eller ekonomiska intressen i området (Wolfenden et al. 1994). Ofta sammanfaller områdena med viktiga ekologiska, ekonomiska och kulturella värden, exempelvis i kustnära områden där tät undervattensvegetation som stöder ekosystem med hög biodiversitet finns sida vid sida med stränder, farleder och bosättning. Både ekonomiska och sociala intressen är lika viktiga för samhället som de ekologiska motiven, och i slutändan handlar det om en vägning av nytta och prioritering av områden för vissa ändamål. Områden som är oersättliga som skyddsområden borde självfallet skyddas medan mindre viktiga områden kan användas för andra ändamål, men det är sällan så enkelt. Historiskt sett har den upplevda största antropogena nyttan - ofta i form av ekonomiska termer - prioriterats, medan naturskyddet placerats där det finns utrymme för det (Roberts 2000). Skyddsområden vars placering avgjorts enligt ekonomiska och sociala kriterier istället för strikta ekologiska kriterier uppfyller sällan kraven för ekologisk koherens (Sundblad et al. 2011). För att planeringen av områdesanvändning ska tjäna sitt syfte borde antropogena aktiviteter undvikas i områden som är oersättliga för skyddsområdesnätverket på samma sätt som skyddsområden inte placeras i de ekonomiskt mest viktiga områdena.

I samband med att marina naturskyddsområden instiftas borde det också göras upp en förvaltningsplan: naturskyddsområden som har en förvaltningsplan har visats vara mer framgångsrika än områden utan en plan (Franco 2016). Förvaltningsplanen är viktig eftersom den beskriver bland annat förbjudna aktiviteter, vilken sorts uppföljning som ska göras i



området och vilka åtgärder som ska vidtas för att försäkra att biodiversiteten och ekosystemet inte förfaller, exempelvis restaureringsåtgärder (Thomas & Middleton 2003). Trots att förvaltning är en essentiell del av MPA-nätverkets framgång saknas förvaltningsplaner för en stor del av Östersjöns marina naturskyddsområden (HELCOM 2010). Utan förvaltning är ett naturskyddsområde bara ett havsområde som har en speciell status, och det i sig gör inte mycket för att skydda biodiversiteten (Jameson et al. 2002). Till förvaltningsåtgärderna inom MPA-nätverket hör begränsning av antropogena aktiviteter och övervakning för att se till att dessa begränsningar följs. Ett exempel på aktiviteter som ännu kräver striktare förvaltningsåtgärder är begränsning av fiske inom naturskyddsområden. I Östersjön utövas både yrkesfiske och fritidsfiske intensivt, också inom marina naturskyddsområden (Wikström 2016). Väldigt få havsområden i Östersjön har någon form av fiskeförbud och där de finns är de dåligt övervakade (Wikström 2016). Samtidigt har marina reservat med fiskeförbud visat sig vara en av de mest effektiva metoderna för bevarande av biodiversitet och förstärkning av de naturliga ekosystemen (Edgar et al. 2014, Lester & Halpern 2008). Därför borde speciellt områden med metapopulationer som fungerar som källa för närbelägna fiskpopulationer ges extra skydd genom införande av fiskeförbud, och resurser borde användas för att försäkra att restriktionerna följs (Jennings 2000, Jonsson et al. 2020).

## 5. Slutsatser

Analysens resultat visar att det befintliga MPA-nätverket på Åland är bristfälligt och behöver förbättras. MPA-nätverket uppfyller inte de lagstadgade skyddskraven som ställs via direktiv och förordningar, och det motsvarar naturvärdenas utbredning dåligt. Nätverkets täckningsgrad når inte upp till Aichimålen, dvs. 10% av det totala havsområdet, och storleken på de flesta av skyddsområdena är för liten. Därmed uppfylls inte kraven på MPA-nätverkets representation och lämplighet. För att MPA-nätverket ska uppfylla skyddsmålen och Aichimålen borde nätverket utvidgas med exempelvis de områden som identifierades i scenario 2, så att områdenas areal fördubblas. Om MPA-nätverket planerades på nytt från grunden skulle det räckas med en mindre area, eftersom skyddet skulle göras mera effektivt, men täckningsgraden i scenario 1 skulle inte uppfylla Aichimålen. Därtill är det osannolikt att det befintliga MPA-nätverket skulle slopas. I båda lösningsförslagen som presenteras i resultaten uppfylls analysens målsättningar bland annat genom att uppnå högre skyddsmål för naturvärdena, utöka den

skyddade arean och bättre beakta miljöskadliga antropogena aktiviteter i området. Därtill baserar sig analysen på empiriska data om naturvärdenas utbredning, vilket betyder att lösningsförslagets MPA-nätverk bättre motsvarar naturvärdenas verkliga utbredning. Båda lösningsförslagen utgör därför bra alternativ för hur det marina naturskyddet på Åland kunde förbättras. Resultatet av den här analysen ger en bra grund för planering av marint naturskydd på Åland och visar att ett beslutstödsverktyg såsom Marxan är ett effektivt hjälpmedel för framtida skyddsområdesplanering på Åland.

## Tillkännagivanden

Först och främst vill jag tacka mina handledare Henna Rinne och Sonja Salovius-Laurén för att ni gav mig idén och möjligheten att jobba med ett så intressant projekt, och för all den tid och energi ni satt på handledningen. Våra diskussioner och er fortlöpande respons underlättade arbetsprocessen och hjälpte mig att hålla fokus i skrivandet. Ett särskilt tack går också till Henna för all den hjälp jag fick med insamlingen av data och databehandlingen i ArcGIS. Jag vill också tacka Maija Häggblom på miljöbyrån vid Ålands landskapsregering för givande diskussioner om det marina naturskyddet på Åland, samt Johanna Kollin på Ålands landskapsregering och Linda Sundström på Ålands fiskeribyrå för hjälp med GIS-filer för analysen. Därtill vill jag tacka Norma Serra vid PacMARA, Kanada för tillgång till träningsmaterial för användning av Marxan, utan vilket arbetet skulle ha förflutit mycket långsammare. Slutligen vill jag tacka min partner Chris, min familj och mina vänner för det outtömliga moraliska stöd ni gett mig under arbetets gång.

## Referenser

Adams, V. M., Tulloch, V. J. & Possingham, H. P. (2018). Land-sea conservation assessment for Papua New Guinea.

Airaksinen, O. & Karttunen K. (2001). Natura 2000-luontotyyppiopas. Finlands miljöcentral, Helsingfors.

Al-Hamdani, Z. & Reker, J. (2007). Towards marine landscapes in the Baltic Sea. BALANCE interim report No. 10.

Allison, G., Lubchenco, J., & Carr, M. (1998). Marine Reserves are Necessary but not Sufficient for Marine Conservation. *Ecological Applications*, 8(1), s. 79-92.

Ardron, J.A., Possingham, H.P., & Klein, C.J. (2010). *Marxan Good Practices Handbook, Version 2*. Pacific Marine Analysis and Research Association, Victoria, BC, Kanada.

Arnkil, A., Hoikkala, J., & Sahla, M. (2019). Suojelualueet merialuesuunnittelussa – suositus suojelualueiden huomioimiseksi. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*. Sarja A 231.

BACC I author team. 2008. Assessment of climate change for the Baltic Sea basin. *Regional climate studies*. Berlin: Springer.

BACC II author team. 2015. Second assessment of climate change for the Baltic Sea basin. *Regional climate studies*. Berlin: Springer.

Ball, I.R., Possingham, H. P. & Watts, M. E. (2011). *Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritization*. *Spatial Conservation Prioritisation: Quantitative Methods and Computational Tools*.

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(S1), s. 63-72.

Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., . . . Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), s. 59.

Christie, P., McCay, B. J., Miller, M. L., Lowe, C., White, A. T., Stoffle, R. W., ... Pollnac C, R. B. (2003). Toward developing a complete understanding: A social science research agenda for marine protected areas. *Fisheries*, 28(12), s. 22-26.

Christie, P., Pollnac, R., Oracion, E., Sabonsolin, A., Diaz, R., & Pietri, D. (2009). Back to Basics: An Empirical Study Demonstrating the Importance of Local-Level Dynamics for the Success of Tropical Marine Ecosystem-Based Management. *Coastal Management*, 37(3/4), s. 349–373.

Claudet, J. (2011). *Marine protected areas: A multidisciplinary approach*. Cambridge University Press, Cambridge, Storbritannien.

Claudet, J. & Pelletier, D. (2004). Marine protected areas and artificial reefs: a review of the interactions between management and scientific studies. *Aquatic Living Resources*, vol. 17, s. 129-138.

Convention on Biological Diversity of 5 June 1992 (1760 U.N.T.S. 69).

Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat. Ramsar (Iran), 2 February 1971. UN Treaty Series No. 14583.

DEFRA, Department for Environment, Food & Rural Affairs (2019). UK creates global alliance to help protect the world's ocean. URL: <https://www.gov.uk/government/news/uk-creates-global-alliance-to-help-protect-the-worlds-ocean> (hämtad 9.4.2020).

Delavenne, J., Metcalfe, K., Smith, R. J., Vaz, S., Martin, C. S., Dupuis, L., Coppin, F., & Carpentier, A. (2012). Systematic conservation planning in the eastern English Channel: comparing the Marxan and Zonation decision-support tools. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 69(1), s. 75–83.

Douvere, F. (2008). The importance of marine spatial planning in advancing ecosystem-based sea use management. *Marine Policy*, 32(5), s. 762-771.

Edgar, G. J. (2011). Does the global network of marine protected areas provide an adequate safety net for marine biodiversity? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 21(4), s. 313-316.

Edgar, G. J., Stuart-Smith, R. D., Willis, T. J., Kininmonth, S., Baker, S. C., Banks, S., ... Thomson, R. J. (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506(7487), s. 216 – 220.

EHB, European Habitats Forum (2019). The implementation of the EU 2020 Biodiversity Strategy and recommendations for the post 2020 Biodiversity Strategy.

Europaparlamentet (2019). More ambitious targets for Highly Protected Marine Areas. Parliamentary questions 5 September 2019. URL: [https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/E-9-2019-002659\\_EN.html](https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/E-9-2019-002659_EN.html) / (hämtad 4.3.2020).

Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (Vattenramdirektiv, 2000). OJ L 327, 22.12.2000, s. 1–73.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi, 2008). OJ L 164, 25.6.2008, s. 19–40.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/147/EG av den 30 november 2009 om bevarande av vilda fåglar (Fågeldirektivet, 1979). OJ L 20, 26.1.2010.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2014/89/EU av den 23 juli 2014 om upprättandet av en ram för havsplanering (Direktiv om marin områdesplanering, 2014). OJ L 257, 28.8.2014, s. 135–145.

EEA, European Environment Agency (2018). Natura 2000 coverage in Europe's seas.

Fernandes, L., Day, J., Lewis, A., Slegers, S., Kerrigan, B., Breen, D., Cameron, D. & Jago, B. (2005). Establishing Representative No-Take Areas in the Great Barrier Reef: Large-Scale Implementation of Theory on Marine Protected Areas. *Conservation Biology*, vol. 19(6), s.1733 – 1744.

Fonseca, M. S. (2008). Edge Effect. Reference Module in earth Systems and Environmental Science. Elsevier BV.

Franco, A. D., Thiriet, P., Carlo, G. D., Dimitriadis, C., Francour, P., Gutiérrez, N. L., . . . Guidetti, P. (2016). Five key attributes can increase marine protected areas performance for small-scale fisheries management. *Scientific Reports*, 6(1).

Game, E. T. & H. S. Grantham. (2008). Marxan User Manual: For Marxan version 1.8.10. University of Queensland, St. Lucia, Queensland, Australia, and Pacific Marine Analysis and Research Association, Vancouver, British Columbia, Kanada.

Gannon, P., Dubois, G., Dudley, N., Ervin, J., Ferrier, S., Gidda, S., ... Shestakov, A. (2019). Editorial essay - Updated progress on Aichi Target 11.

Göke, C., Dahl, K. & Mohn, C. (2018). Maritime Spatial Planning supported by systematic site selection: Applying Marxan for offshore wind power in the western Baltic Sea. *PLoS ONE*, 13(3).

Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., ... Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), s. 948–952.

Halpern, B. S. (2014). Conservation: Making marine protected areas work. *Nature*, 506(7487), s. 167.

Heck, K. & Valentine, J. (2007). The primacy of top-down effects in shallow benthic ecosystems. *Estuaries and Coasts*, 30(3), s. 371-381.

HELCOM (2006). Development of a methodology for selection and assessment of a representative MPA network in the Baltic Sea: An interim strategy. BALANCE Interim Report No. 2.

HELCOM (2007). Baltic Sea Action Plan.

HELCOM (2008). Towards a representative network of marine protected areas in the Baltic Sea. BALANCE Interim Report No. 24.

HELCOM (2009). Biodiversity in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment on biodiversity and nature conservation in the Baltic Sea. Balt Sea Environ Proc No 116B.

HELCOM (2010). Towards an ecologically coherent network of well-managed Marine Protected Areas – Implementation report on the status and ecological coherence of the HELCOM BSPA network. Baltic Sea Environmental Proceedings No. 124B.

HELCOM (2013). HELCOM PROTECT- Overview of the status of the network of Baltic Sea marine protected areas.

HELCOM (2016). Ecological coherence assessment of the Marine Protected Area network in the Baltic. Baltic Sea Environment Proceeding No. 148.

HELCOM (2018). State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. Balt Sea Environ Proc 155.

HELCOM (2018): Thematic assessment of cumulative impacts on the Baltic Sea 2011-2016.

HELCOM (2019). HELCOM Map and Data Service.  
<http://maps.helcom.fi/website/mapservice/index.html>.

HELCOM (2020). HELCOM MPAs and Natura 2000 areas. URL: <https://helcom.fi/action-areas/marine-protected-areas/helcom-mpas-and-natura-2000-areas/> (hämtad 13.3.2020).

Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U.-M. (2019). Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019. Finlands miljöcentral och miljöministeriet, Helsingfors.

IUCN, International Union for Conservation of Nature (2017). Marine protected areas and climate change. IUCN, Gland, Schweiz.

Jackson, J. B., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., . . . Warner, R. R. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293(5530), s. 629-637.

Jameson, S. C., Tupper, M. H. & Ridley, J. M. (2002). The three screen doors: Can marine "protected" areas be effective? *Marine Pollution Bulletin*, 44(11), s. 1177-1183.

Janssen, H., Göke, C. & Luttmann, A. (2019). Knowledge integration in Marine Spatial Planning: A practitioners' view on decision support tools with special focus on Marxan. *Ocean & Coastal Management* vol. 168, s. 130-138.

Jennings, S. (2000). Patterns and prediction of population recovery in marine reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10(2), s. 209-231.

Johannesson, K., Smolarz, K., Grahn, M. & André, C. (2011). The Future of Baltic Sea Populations: Local Extinction or Evolutionary Rescue? *AMBIO*, 40(2), s. 179-190.

- Jonsson, P. R., Moksnes, P., Corell, H., Bonsdorff, E. & Nilsson Jacobi, M. (2020). Ecological coherence of Marine Protected Areas: New tools applied to the Baltic Sea network. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, s. 1-18.
- Jägerbrand, A. K., Brutemark, A., Barthel Svedén, J. & Gren, I. (2019). A review on the environmental impacts of shipping on aquatic and nearshore ecosystems. *Science of the Total Environment*, 695.
- Kaskela, A. & Rinne, H. 2018. Vedenalaisten Natura-luontotyyppien mallinnus Suomen merialueella. GTK:n tutkimustyöraportti 6/2018. Geologiska forskningscentralen.
- Kontula, T. & Raunio, A. (2018). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Finlands miljöcentral och miljöministeriet, Helsingfors.
- Kuismanen, L., Husa, S. M. & Wennström, M. (2019). Karakteristik för planeringsområdet Åland. Ålands Landskapsregering.
- Kujala, H., Moilanen, A. & Gordon, A. (2018). Spatial characteristics of species distributions as drivers in conservation prioritization. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(4), s. 1121–1132.
- Lag om skydd av valar (1112/1982). Finlex. URL: <https://www.finlex.fi/sv/laki/alkup/1982/19821112> (hämtat 5.2.2020).
- Landskapsförordningen om naturvård (1998:113). Ålands landskapsregering. URL: [https://www.regeringen.ax/sites/www.regeringen.ax/files/attachments/page/lf\\_1998\\_113\\_lagskyddade\\_arter\\_och\\_biotoper.pdf](https://www.regeringen.ax/sites/www.regeringen.ax/files/attachments/page/lf_1998_113_lagskyddade_arter_och_biotoper.pdf) (hämtad 13.3.2020).
- Lester, S. & Halpern, B. (2008). Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Marine Ecology Progress Series*, 367, s. 49-56.
- Lester, S. E., Halpern, B. S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B. I., Gaines, S. D., Airamé, S. & Warner, R. R. (2009). Biological effects within no-take marine reserves: A global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* vol. 384, s. 33-46.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405, s. 243-253.
- Marine Conservation Institute (2020). Atlas of Marine Protection. URL: <http://www.mpatlas.org/map/mpas/> (hämtad 5.2.2020)
- Martinez-Porchas, M. & Martinez-Cordova, L. R. (2012). World Aquaculture: Environmental Impacts and Troubleshooting Alternatives. *The Scientific World Journal*, 2012.
- Manap, N. & Voulvoulis, N. (2016). Data analysis for environmental impact of dredging. *Journal of Cleaner Production*, 137(C), s. 394-404.
- Marxan (2019). About Marxan. URL: <http://marxan.org/about.html> (hämtad 22.10.2019)



- McCann, K. S. (2000). The diversity–stability debate. *Nature*, 405(6783), s. 228-233.
- Micheli, F., Saenz-Arroyo, A., Greenley, A., Vazquez, L., Espinoza Montes, J. A., Rossetto, M. & De Leo, G. A. (2012). Evidence That Marine Reserves Enhance Resilience to Climatic Impacts (Resilience in Marine Reserves). *PLoS ONE*, 7(7).
- Minin, E., Veach, V., Lehtomäki, J., Pouzols, F. M. & Moilanen, A. (2014). A quick introduction to Zonation.
- Naturvårdslag 20.12.1996/1096. Finlex. URL:  
<https://www.finlex.fi/sv/laki/ajantasa/1996/19961096> (hämtat 5.2.2020).
- Norse, E. A. & Crowder, L. B. (2005). *Marine Conservation Biology – The science of maintaining the sea’s biodiversity*. Island Press, Washington, USA.
- Ojaveer, H., Ropert-Coudert, Y., Jaanus, A., Mackenzie, B. R., Martin, G., Olenin, S., ... Zaiko, A. (2010). Status of Biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS ONE*, 5(9).
- Olsen, E. M., Johnson, D., Weaver, P., Goñi, R., Ribeiro, M. C., Rabaut, M., ... Zaharia, T. (2013). Achieving Ecologically Coherent MPA Networks in Europe: Science Needs and Priorities. Marine Board Position Paper 18. European Marine Board, Ostend, Belgium.
- Pennekamp, F., Pontarp, M., Tabi, A., Altermatt, F., Alther, R., Choffat, Y., ... Petchey, O. L. (2018). Biodiversity increases and decreases ecosystem stability. *Nature*, 563(7729), s. 109-112.
- Piekäinen H. & Korpinen S. (2007). Towards an Assessment of Ecological Coherence of the Marine Protected Areas Network in the Baltic Sea Region. BALANCE Interim Report 25.
- Pimm, S. (1984). The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307, s. 321–326.
- Porfirio, L. L., Harris, R. M. B., Lefroy, E. C., Hugh, S., Gould, S. F., Lee, G., ... Mackey, B. (2014). Improving the use of species distribution models in conservation planning and management under climate change. *PLoS ONE*, 9(11).
- Rinne, H., Björklund, C., Hämäläinen, J. & Salovius-Laurén, S. (2019). Mapping Marine Natura 2000 habitats in Åland - Final report. Husö Rapport No 153.
- Pollnac, R., Christie, P., Cinner, J. E., Dalton, T., Daw, T. M., Forrester, G. E., ... Mcclanahan, T. R. (2010). Marine reserves as linked social-ecological systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(43), s. 18262-18265.
- Roberts, C. M. (2000). Selecting marine reserve locations: Optimality versus opportunism. *Bulletin of Marine Science*, 66(3), s. 581-592.
- Roberts, C. M., Bustmante, R. H., Dugan, J., Ruckelshaus, M., Warner, R. R., Branch, G., ... Mcardle, D. (2003). Application of ecological criteria in selecting marine reserves and developing reserve networks. *Ecological Applications*, 13(1), s. 215-228.

Ross, R. E., Nimmo-Smith, W. A. M. & Howell, K. L. (2017). Towards 'ecological coherence': Assessing larval dispersal within a network of existing Marine Protected Areas. *Deep-Sea Research Part I*, 126, s. 128–138.

Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (Habitatdirektiv, 1992). OJ L 206, 22.7.1992, s. 7–50.

Snoejis-Leijonmalm, P., Shubert, H. & Radziejewska, T. (2017). *Biological Oceanography of the Baltic Sea*. Springer, Dordrecht, Nederländerna.

Sundblad, G., Bergström, U. & Sandström, A. (2011). Ecological coherence of marine protected area networks: A spatial assessment using species distribution models. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), s. 112-120.

Thomas, L. & Middleton, J. (2003). *Guidelines for Management Planning of Protected Areas*. IUCN. Gland, Schweiz och Cambridge, Storbritannien.

Tilman, D. & Downing, J. (1994). Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367, s. 363–365.

Trafikledsverket (2019). Avoimet vesiväyläaineistot. URL: <https://vayla.fi/avoindata/vesivaylat#.XkJfeOgzaUk> (hämtad 9.10.2019)

UNEP, UN Environment Programme (2017). *Towards a Pollution-Free Planet Background Report*. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.

Valkonen, L. (2020). Kartering och habitatsklassificering av undervattensmiljön i Geta. Husö Rapport No 155.

Virtanen, E. A., Viitasalo, M., Lappalainen, J. & Moilanen, A. (2018). Evaluation, gap analysis, and potential expansion of the Finnish marine protected area network. *Frontiers in Marine Science*, November 2018.

Wikström, S. (2016). Raising quality of marine protection – the next step in preserving common assets. Policy brief. Baltic Sea Centre, Stockholm University.

Wolfenden, J., Cram, F. & Kirkwood, B. (1994). Marine reserves in New Zealand: A survey of community reactions. *Ocean and Coastal Management*, 25(1), s. 31-51.

Wood, L., Fish, L., Laughren, J. & Pauly, D. (2008). Assessing progress towards global marine protection targets: Shortfalls in information and action. *ORYX*, 42(3), s. 340-351.

Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., . . . Watson, R. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science (New York, N.Y.)*, 314(5800), s. 787-790.

WWF, World Wildlife Fund (2015). *Living Blue Planet Report. Species, habitats and human well-being*. WWF, Gland, Schweiz.

WWF, World Wildlife Fund (2019). Protecting our ocean, Europe's challenges to meet the 2020 deadlines. WWF, Bryssel, Belgien.

ÅLR, Ålands landskapsregering (2018). Fredad natur. URL: <https://www.regeringen.ax/miljo-natur/fredad-natur> (hämtad 6.2.2020).

ÅSUB, Ålands statistik- och utredningsbyrå (2015). Arealen 1.1.2015. URL: <https://www.asub.ax/sv/statistik/arealen-112015> (hämtad 13.3.2020).

ÅSUB, Ålands statistik- och utredningsbyrå (2020). Vanliga frågor om Åland. URL: <https://www.asub.ax/sv/vanliga-fragor-om-aland> (hämtad 13.3.2020).