

**FORSKNINGSRAPPORTER
FRÅN
HUSÖ BIOLOGISKA STATION
No 135 (2013)**



Suvi Kiviluoto

**Kartering och klassificering av undervattensmiljöer samt
tillämpning av informationen på den regionala planeringen**

NANNUT-projektet på Åland 2010-2012

*(Surveying and evaluating underwater nature values and applying the knowledge in
spatial planning processes)*

Project NANNUT in Åland 2010-2012

Åbo Akademi

I publikationsserien **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** rapporteras forskning utförd i anknytning till Husö biologiska station. Serien utgör en fortsättning på serierna **Husö biologiska station Meddelanden** och **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Utgivare är Husö biologiska station, Åbo Akademi. Författarna svarar själva för innehållet. Förfrågningar angående serien riktas till stationen under adress: Bergövägen 713, AX-22220 Emkarby; telefon: 018-37310; telefax: 018-37244; e-post huso@abo.fi. (Även: Åbo Akademi, Miljö- och marinbiologi, BioCity, Artillerigatan 6, 20520 Åbo).

The series **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** contains scientific results and processed data from research activities of Husö biological station, Biology, Åbo Akademi University. The authors have full responsibility for the contents of each issue. The series is a sequel to the publications **Husö biologiska station Meddelanden** and **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Inquiries should be addressed to Husö biological station, Åbo Akademi University. Address: Bergövägen 713, AX-22220 Emkarby, Finland; phone: +358-18-37310; telefax: +358-18-37244; e-mail: huso@abo.fi (Also Åbo Akademi University, Environmental and Marinebiology, BioCity, Artillerigatan 6, FIN-20520 Turku, Finland)

Redaktör/Editor: Tony Cederberg

Kartering och klassificering av undervattensmiljöer samt tillämpning av informationen på den regionala planeringen.

NANNUT-projektet på Åland 2010-2012

(Surveying and evaluating underwater nature values and applying the knowledge in spatial planning processes)

Project NANNUT in Åland 2010-2012

Suvi Kiviluoto

Husö biologiska station, Åbo Akademi
22220 Emkarby, Åland, Finland

Abstract

The Government of Åland, together with 9 other partners took part in the project NANNUT, funded by European Union Central Baltic Interreg IV. The main aim in the project was to develop tools for easier use of underwater information in the communal planning process and create a network for cooperation in the northern Baltic Sea, from Kotka to Stockholm. In Åland the goal was to gather all the information on the underwater vegetation from previous studies to a map database and during field work seasons 2010 and 2011 fill in the gaps in research. During summer 2010 the focus of the inventories was in shallow bays, mainly in eastern and northern parts of Åland. During 2011 fieldwork was carried out as drop-video-inventories around the sea areas of Kumlinge and Eckerö. Both methods were chosen to produce data that would be comparable to previously collected data in Finland and Sweden.

The inventories focused on the sea bottom substrates, vegetation and blue mussel colonies. The collected data were analyzed by a habitat classification model developed in the project. Furthermore, the effect of human influence on the condition of shallow bays was estimated. Within the 22 bays studied during 2010, eight were graded as good or excellent. Most of these bays were located in the Föglö area. Effects of human influence were estimated in 32 bays of which 14 were considered as unaffected or only slightly affected. All bays with high ecological value were either pristine or had only minor effects by human activities. The bays with lowest values in both classification systems were surrounded by fields and grazing areas and hosted small marinas. These closed bays were located in eastern coast of Lumparland, near the Långnäs harbor.

In the analysis of the video inventories good or high habitat value was graded to 13.7 % of the studied 489 video points. Most of the high value points were located in the sea area around Eckerö. In depths less than 8 meters bladderwrack communities were the most common as at deeper locations blue

mussel colonies took over. Dense vascular plant communities were common in both the Eckerö and Kumlinge study areas. Healthy red algae belts were found only around Eckerö, where bladderwrack communities were also much more common than in the Kumlinge area.

Both study methods were suitable for locating sea grass and stonewort meadows. Sea grass was found in 3 locations during both field work season, stonewort meadows only during shallow bay inventories. Considering these valuable habitats and other rare and protected species, a list with locations has been delivered to both conservation authorities in Åland and to the HELCOM database of red listed species.

All the data gathered within this project are available for public in the NANNUT internet portal. Furthermore, detailed maps and raw data from the Åland study areas can be required via the environmental office at the Government of Åland.

Innehåll

1 Introduktion	1
1.1 NANNUT-projektet - vad, vem, varför?	1
1.2 Varför behövs undervattensinformation?	2
1.2.1 Lagstiftning	2
1.2.2. Den röda boken	4
1.2.3 Habitatklassificeringar, värdet av ett habitat och de största hoten	6
1.3 Vad har gjorts på Åland under 2010-2011?	12
1.4 Till vad kan informationen användas och hur?	12
2 Material och metoder	14
2.1 Val av undersökningsområden år 2010.....	14
2.2 Val av undersökningsområden år 2011.....	15
2.4 Metodbeskrivning 2011 - Drop-video	18
2.5 Habitatklassificering	19
2.6 Numeriska analyser	20
3 Resultat	21
3.1 Var ligger habitat med hög status?	21
3.2 Exponeringsvärden och habitatklassificering.....	23
3.3 Grunda vikar	24
3.4 Drop-video data 2011	27
3.4.1 Miljö- och artfördelning	27
3.4.2 Samband mellan miljövariabler och enskilda habitat	27
3.4.3 Områdesspecifik analys av miljövariabler och olika habitat	29
4 Diskussion	34
4.1 Grunda vikar	34
4.2 Miljövariabler och arter/habitat	36
4.3 Skillnader mellan olika områden.....	39
5 Varifrån skaffar man mera information och hur kan den användas?	40
6 Litteratur	41
Bilagor	

1 Introduktion

1.1 NANNUT-projektet - vad, vem, varför?

Ålands landskapsregering deltog i Central Baltic INTERREG IV-programmet som samarbetspartner inom ramen för NANNUT-projektet (Nature and Nurture of the Northern Baltic Sea). Som bas för fältarbetet på Åland fungerade Husö biologiska station. Projektet hade sammanlagt tio deltagare som är verksamma vid norra Östersjöns kust. Projekttiden för NANNUT-projektet uppgick till tre år i sin helhet (oktober 2009 - augusti 2012), medan budgeten låg på 1 330 277 €. Projektet finansierades dels av Europeiska unionen och dels med nationella medel.

Projektet var uppdelat i tre delprojekt. För det första delprojektet ansvarade huvudpartnern, Yrkeshögskolan Novia, genom att planera och koordinera hela projektet. Stockholms universitet ansvarade för det andra delprojektet. Målet med det andra delprojektet var att skapa nya och bättre verktyg för kartering och klassificering av undervattensmiljöer. Nylands miljöcentral ansvarade för det tredje delprojektet. Målsättningen här var att tillämpa de resultat som delprojekt två hade genererat på den regionala planeringen. Samtliga delprojekt förlöpte enligt tidsplanerna och avslutades i tid. Åland var främst representerat i delprojekt två och tre. Den viktigaste delen av projektet var att sammanställa resultatet från tidigare vegetationskarteringar i så stor omfattning som möjligt från de berörda områden. Meningen var sedan att från det sammanställda materialet ta fram en karta som kan tillämpas på den regionala planeringen. På basis av denna karta valdes sedan undersökningsområden för fältsäsongerna 2010 och 2011.

Det fältarbete som utfördes på Åland under år 2010 koncentrerades på kartering av grunda och skyddade vikar. Denna typ av miljöer är relativt allmänt förekommande vid kustområdena och är ofta föremål för konflikter i.o.m. att dessa naturtyper ofta är populära rekreationsområden samtidigt som de erbjuder lämpliga livsmiljöer för skyddade arter och habitat. Grunda och skyddade vikar fungerar även som reproduktions- och uppväxtområden för många fiskarter (MUNSTERHJELM 1997, KARÅS 1999, RAUNIO et al. 2008, HANSEN 2012). Det insamlade materialet skickades tillsammans med äldre material till Stockholms universitet, där materialet användes för att ta fram en matematisk modell. Med denna modell försöktes effekterna av mänsklig verksamhet klassificeras. Modellen innefattade material från sammanlagt 350 vikar, av vilka största delen är belägna på den svenska kusten. Åland fanns representerat med 32 vikar medan fasta Finlands sydkust representerades med 20 vikar (HANSEN 2012). En noggrannare presentation av denna modell och resultaten som berör Åland ges i denna rapport.

Under sommaren 2011 utfördes omfattande bottenvideofilmning i vattenområdena kring Kumlinge och Eckerö. Metoden var den motsvarande som användes under år 2010 av samarbetspartners i

NANNUT-projektet i Skärgårdshavet, Bottenhavet och norra delarna av Finska viken. Det insamlade materialet behandlades av Forststyrelsen och Nylands miljöcentral för att inom ramarna för NANNUT-projektet skapa ett system för klassificering av undervattenshabitat. Både metodiken och de resultat som berör de åländska vattenområdena diskuteras senare i denna rapport.

Det material som samlades in under 2010-2011 matades även in i Finlands miljöcentrals nationella vattenväxtdatabas, där det är tillgängligt för vetenskaplig forskning och regional planering. Uppgifterna publicerades även i en komprimerad form på NANNUT-projektets internetportal (www.nannut.fi).

1.2 Varför behövs undervattensinformation?

Kunskapen om miljön under vattenytan är ännu mycket begränsad trots att Östersjön har varit föremål för en rad studier under de senaste decennierna. Metoderna för kartläggning av naturvärden under vattenytan har hittills varit mycket varierande och projektspecifika. Detta har medfört att jämförelser och sammanställningar har varit svåra att utföra. Resultaten har oftast presenterats i form av vetenskapliga artiklar, vilket har gjort att informationen har varit splittrad och i en nästintill oanvändbar form i hänseende på tillämpning inom regional planering. Behovet av att kunna jämföra olika undersökningar och utveckla provtagningsmetodiken har varit påtaglig, denna problematik är något som NANNUT-projektet har försökt ta fasta på. Hittills har den insamlade informationen förblivit på en akademisk nivå varvid lokala beslutsfattare inte har varit medvetna om vilka negativa effekter som planerad markanvändning kan ha på olika naturtyper. Verktyg för att få med information från undervattensmiljöer vid den allmänna planeringen av markanvändning har hittills saknats.

1.2.1 Lagstiftning

Beaktande av stränders och undervattenmiljöns naturvärden är lagstadgade enligt både nationella paragrafer och internationella avtal. För Ålands del finns paragrafer som berör miljön under vattenytan i Plan- och bygglag (2008:102), Plan- och byggförordning (2008:107), Landskapslag (2008:124) och Landskapsförordning (2008:130) om miljöskydd, Landskapslag (2006:82) och Landskapsförordning (2006:86) om miljökonsekvensbedömning, Vattenlag (1996:61), Landskapsförordning (2006:124) om hantering av jord- och muddermassor och Landskapslag (1998:82) om naturvård. Den Åländska lagsamlingen finns tillgänglig på <http://www.regeringen.ax/lag.pbs>.

Inom NANNUT-projektet användes i första hand naturskyddslagens första artikel vid fastställandet av karterings- och bedömningskriterier: "Syftet med denna lag är 1) att vårda naturen inklusive landskapsbilden, 2) att bevara naturens mångfald, samt 3) att stödja ett hållbart nyttjande av naturtillgångarna och naturmiljön. Vid tillämpningen av denna lag skall en gynnsam skyddsnivå eftersträvas för de arter och biotoper som förekommer i landskapet." (LL1998:82, 1 kap. 1§.) Även om efterföljandet av naturskyddslagen ligger i allas intresse (2§), ligger det slutliga ansvaret vid beslutstagandet och lagens förverkligande hos kommunerna och landskapsregeringen (4§). Inom

NANNUT-projektet försökte man identifiera och definiera enligt 5:e paragrafen i andra kapitlet i Landskapslag (1998:82) om naturvård: "Om det i ett område förekommer en art, en biotop eller ett ekosystem som är sällsynt eller om ett område är av särskild betydelse för kännedomen om landskapets natur eller representativ för en viss naturtyp kan området fredas genom att inrättas som naturreservat." (LL1998:82, 2 kap. 5§).

Enligt §7 i ovannämnda lag ligger ansvaret om underhållet och skyddandet av miljötyper med högt värde hos landskapsregeringen. Till skyddsåtgärder kan man förutom omvandlandet av områden till naturreservat även räkna klassificerandet av områden till "särskilt skyddsvärda" i enlighet med §15 och §16 i naturvårdslagen. Denna klassificering baserar sig på särskilda arters och/eller biotopers betydelse för miljön. "Biotoper som på grund av sin begränsade förekomst har betydelse för naturens mångfald skall förklaras som särskilt skyddsvärda - ... - En särskilt skyddsvärd biotop får inte utan landskapsregeringens tillstånd ändras så att den förlorar sin särart eller sin betydelse för bevarandet av den biologiska mångfalden." (LL1998:82. 3 kap.16 §). Dessa målsättningar i naturvårdslagen finns representerade i lagar som berör markanvändning, byggandet på stränder, farleders och marinors utvidgningar, utnyttjandet av vatten och vattendrag samt användandet av naturresurser för rekreation och i yrkesmässiga syften.

Linjedragningen hos samtliga lagar fastställer att man vid kartering och planering bör eftersträva att agera så att: "ekologiskt hållbar utveckling främjas" (LL2008:102, 1 kap. 1§) och "planläggningen ska värna om naturvärden" (LL2008:102, 1 kap. 19§) och "att platser som är värdefulla på grund av växtligheten eller säregna naturförhållanden skyddas och bevaras" (LF2008:107, 2 kap. 7§, 16 mom.). I miljöskyddslagen framställs det hela ännu tydligare: "främja en hållbar utveckling genom att undvika negativ miljöpåverkan samt genom att undanröja och begränsa skador av sådan påverkan" (LL2008:124, 1 kap. 1§).

I vattenlagen konstateras att: "skall ytvatten och grundvatten samt ekologiska förhållanden i våtmarker, sötvatten och saltsjön nyttjas, skyddas och vårdas så att en uthållig utveckling gagnas och så att där kan finnas sådana växt- och djursamhällen, som i huvudsak utgör naturliga inslag i dessa naturmiljöer" (LL1996:61, 1 kap. 1§) och vidare: "vattenföretag skall utföras och vattenfarlig verksamhet utövas så att ändamålet med företaget eller verksamheten nås med minsta skada och olägenhet för miljön - ... - Särskilt skall eftersträvas att grundvattnet och vattenmiljön skadas så litet som möjligt och hålls i ett så naturligt skick som möjligt." (LL 1996:61, 4 kap, 1§). Även i denna paragraf måste potentiella ekonomiska förluster tas i beaktande vid planeringen, de organ som övervakar planeringen (i sista hand landskapsregeringen), kan t.ex. rekommendera att en planerad utvidgning av en farled görs smalare än planerat eller att deponeringen av muddermassor görs på mindre känsliga naturområden.

I enlighet med vattenlagen: "landskapsregeringen kan bestämma att visst område skall vara vattenskyddsområde vilket innebär att området åtnjuter särskilt skydd till förebyggande av förorening

av vattenkvaliteten. Mer tydligt: "inom vattenskyddsområde får inte finnas cistern, upplag, dike, ledning eller annan anläggning som kan skada eller på annat sätt förorena vattnet." (LL2008:125, 5 kap. 3§). Det hör till landskapsregeringens ansvarsområde att utarbeta en: "särskild förteckning över vattenskyddsområden samt andra yt- och grundvattenområden vilka enligt lagstiftningen kräver ett särskilt skydd". Till denna typ av områden definierar lagen i första hand: "områden som har fastställts för skydd av ekonomiskt betydelsefulla vattenlevande djur- eller växtarter, "områden som är känsliga för näringsämnen (inklusive sårbara områden enligt direktiv 91/271/EEG)" och områden som har fastställts för skydd av livsmiljöer eller arter där bevarandet eller förbättrandet av vattnets status är en viktig faktor för deras skydd. Detta inkluderar även Natura 2000 områdena enligt direktiv 92/43/EEG om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter, och direktiv 79/409/EEG om bevarande av vilda fåglar.

Förutom i lagar om muddring och strandbebyggelse, föreskrivs det även i landskapsförordning (2006:124, 3§) gällande placering av mudd- och landmassor i vattendrag följande saker: "Andra massor än muddermassor får inte deponeras i vattenområde. Deponering av muddermassor i vattenområdet ska undvikas. Vid bedömning av plats för deponering av muddermassor i vattenområdet ska det eftersträvas att massorna sedimenteras så snabbt och koncentrerat som möjligt under icke syrefria förhållanden. Muddermassor får dock inte deponeras på mindre än 10 meters djup. Om möjligt ska deponering av muddermassor i vattenområden under perioden mellan 1 april och 30 september undvikas." (2008/134)

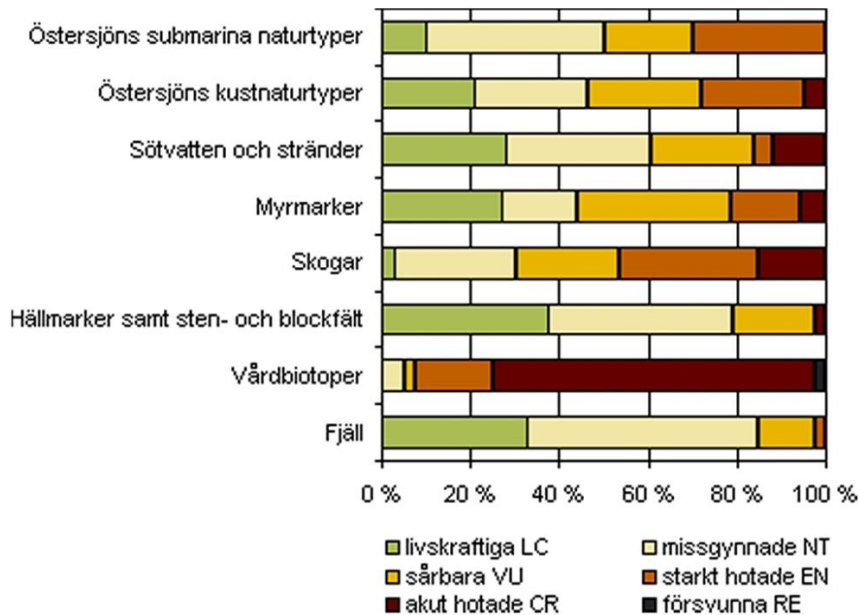
I Fågel- och habitatdirektivet som är en del av naturvårdslagen definieras det för Östersjön värdefulla undervattensmiljöer, vilkas skydd är av största vikt för artmångfalden och ekosystemets funktion i Östersjön. För att skydda dessa områden har man inrättat Natura 2000 -nätverket. I bilagorna 1 och 2 i direktivet för undervattensmiljötyper har man listat kärlväxtsamhällen på mjuka bottnar, bandtångsängar, kransalgs-, bandtångs- och blåmusselsamhällen. Dessutom tar man i denna undersökning i beaktande geologiska strukturer i form av flador och glon som enligt Finlands naturskyddslag automatiskt är skyddade ifall deras yta inte överstiger 10 hektar ("Det är förbjudet att äventyra de naturliga förhållandena i flador eller glon på högst tio hektar."). För att naturvärdena skall säkerställas föreskrivs det i direktivet att: "Om ett projekt eller en plan antingen i sig eller i samverkan med andra projekt eller planer sannolikt betydligt försämrar de naturvärden i ett område som statsrådet föreslagit för nätverket Natura 2000, krävs en bedömning av projekt och planer." Anvisningar och krav för dessa miljöbedömningar finns på Finlands miljöcentrals webbplats och experthjälp finns tillgänglig hos de kommunala miljömyndigheterna.

1.2.2. Den röda boken

Helsingforskommisionens (HELCOM) skyddsbestämmelser som gäller hela Östersjöregionen uppdateras vart tionde år. Den senaste listan ("Den röda boken") utkom år 2010 (RASSI et al. 2010), dvs. under den tid då NANNUT-projektet ännu var i gång. I denna lista har man ägnat särskild uppmärksamhet på de listade arterna när utformningen av skyddskartorna gjordes. Av den röda

boken framgår att hälften av Östersjöns submarina naturtyper är hotade (fig. 1) och hur begränsat med information det fortfarande finns att tillgå gällande arter och livsmiljöer. Algerna i den senaste listan representeras av endast kransalger p.g.a. brist på lämplig forskningsdata för övriga alggrupper. I den föregående listan från år 2000 fanns även rödalgerna representerade med sju stycken skyddsvärda eller nästan hotade arter (RASSI et al. 2001). Kransalgen *Chara horrida* bibehöll sin starkt hotade status i den senaste klassificeringen. För övriga marina arter ändrades statusklassificeringen för *Chara baltica* eftersom beståndet för denna art har blivit livskraftigare under de senaste tio åren. Förekomsten av *Chara tomentosa* har däremot minskat (MUNSTERHJELM et al. 2008). Trots det fick *C. tomentosa* ingen status på denna lista eftersom bredare forskning om artens utbredning saknas. En ny kransalgsart (*Chara connivens*) har tagits med på den senaste listan. Även om denna art endast förekommer sparsamt finns den inte på listan över utrotningshotade arter eftersom *C. connivens* idag klassificeras som en sannolikt främmande art.

Fördelning av naturtyperna i hotkategorierna



Figur 1. Fördelningen av naturtyperna enligt HELCOM:s röda bok.
 Figure 1. The distribution of endangered habitats according to HELCOM's red list.

Då det gäller listade kärlväxter som växer under vattenytan, påträffades det i de åländska kustvattnen endast två arter som klassificeras som missgynnade. De två arterna var bandtång (*Zostera marina*) och hårnating (*Ruppia maritima*). Hela listan över rödlistade arter kan hämtas från Finlands miljöcentrals webbsidor. Den röda boken finns tillgänglig på både finska och engelska som pdf-dokument på: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=123016&lan=fi> och <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=123017&lan=fi>

1.2.3 Habitatklassificeringar, värdet av ett habitat och de största hoten

För att definiera särskilt värdefulla livsmiljöer (i enlighet med naturvårdslagen), har man i NANNUT-projektet följt Finlands miljöcentralers guide över hotade miljötyper (RAUNIO et al. 2008). Guiden innefattar såväl undervattensmiljöer som strandzoner och helt terrestriska habitat. I detta projekt har man koncentrerat sig på endast akvatiska miljöer, en utförligare presentation av denna miljötyp ges i rapportens andra del "Östersjön och kusten" (MÄKINEN et al. 2008).

Vid förflyttning från stranden till djupare vatten sker emellanåt radikala förändringar i förekomst av vattenväxter och bottendjur p.g.a. förändrade omgivningsförhållanden. Olika arters förekomst styrs i haven främst av botten substrat, ljusmängd och -kvalitet, näringsförhållanden samt vind- och vågexponering (MÄKINEN et al. 2008). Växt- och bottendjurssamhällen hittas från strandlinjen ner till djup på t.o.m. 30 meter, artsammansättningen varierar dock kraftigt p.g.a. omgivningsförhållandena. Olika typer av livsmiljöer finns under olika omständigheter och djup. Man har försökt identifiera nyckelarterna och de allvarigaste hoten så att en tillräcklig skyddsnivå skall kunna uppnås.

Bottentypen i grunda och skyddade vikar består vanligtvis av mjukbotten och under gynnsamma förhållanden täcks botten av kärlväxtsamhällen. Kärlväxtsamhällen som byggs upp av många olika arter erbjuder tillsammans med kransalger som trivs under motsvarande betingelser en livsmiljö för många olika arter och djurgrupper, t.ex. fiskyngel, musslor, snäckor, ryggradslösa djur och insektlarver. Inom ett område kan ett flertal kärlväxter påträffas, till de allmännaste hör olika nateväxter (*Potamogeton* spp.), särväxter (*Ceratophyllum demersus*, *Myriophyllum* spp.), hårsärv (*Zannichellia palustris*), vitstjälksmöja (*Ranunculus baudotii*) och vass (*Phragmites australis*). En riklig och tät växtlighet skapar en skogslik, tredimensionell struktur under ytan och erbjuder föda och skydd för ett stort antal organismgrupper (HANSEN 2012).

Kärlväxter (fig. 2) behöver mycket solljus för att kunna assimilera, vilket effektivt begränsar deras djuputbredning. På grund av detta starka ljusberoende är växt- och algsamhällen i grunda vikar speciellt känsliga för eutrofiering. Vattenutbytet i skyddade vikar sker vanligtvis långsamt, varvid näring som ackumuleras i dessa vikar blir kvar istället för att spridas ut över större områden med strömmar. Muddringar och kustnära byggande orsakar en tillfällig förgrumling och urlakning av närsalter som belastar grunda vikars växt- och djursamhällen särskilt hårt (BLINDOW 2000, MUNSTERHJELM 2005, HENRICSON et al. 2006). För kärlväxtsamhällen i de åländska vattenområdena och Skärgårdshavet har Finlands miljöcentral inte gjort någon statusklassificering p.g.a. bristande information (MÄKINEN et al. 2008).



Figur 2. Kärlväxtsamhälle i en grund vik med mjuk botten.
 Figure 2. Vascular plant community in a shallow bay.

Kransalger (fig. 3) (*Chara*- och *Nitella*-arter) och havsnajas (*Najas marina*) trivs under samma förhållanden som kärlväxter, ibland även på ännu mer skyddade områden, t.ex. i de av habitatdirektivet skyddade fladorna och glona. Denna habitattyp är hotad i hela Östersjön, varvid det till Finlands ansvarsområde hör att bevara dessa hotade habitat. Kransalgerna var den enda alggruppen där tillräcklig information var tillgänglig för att kunna uppdatera statusklassificeringen i HELCOM:s senaste rödlista över hotade arter (den röda boken från år 2010). Denna uppdatering var inte särskilt uppmuntrande eftersom nästan hälften av de kransalgarter som påträffas vid Finlands kust bedöms som hotade eller utrotningshotade (RASSI et al. 2010). Trots landskapsregeringens *Chara*-karteringar på Åland åren 2005, 2008 och 2010, räckte inte det insamlade materialet för en regional klassificering för vattenområdena kring Åland eller i Skärgårdshavet (PUNTILA 2007, NYSTRÖM 2009). Det största hotet mot kransalgssamhällena är det samma som mot bottnar som domineras av undervattensvegetation, d.v.s. eutrofiering och strandnära byggande.



Figur 3. Ren och välmående kransalgsäng (foto: Kajsa Rosqvist).
 Figure 3. *Chara meadow in good condition* (photo: Kajsa Rosqvist).

Bandtångssamhällen (fig. 4) var det enda mjukbottensalgsamhället som kunde klassificeras för Ålands och Skärgårdshavets del. Den här typen av mjukbottenssamhällen, som ofta består av endast en art (*Zostera marina*) på öppna sandbottnar, har varit föremål för en rad studier under de senaste 15 åren. På Åland och i Skärgårdshavet har den omfattande forskningen kring bandtångsängarna bidragit till att denna habitattyp idag har kunnat klassificeras som starkt hotat (EN) i dessa områden. Gällande övriga områden i Östersjön har man ännu för bristfällig information för att en klassificering skall kunna göras (se RAUNIO et al. 2008). Bantången bildar omfattande, svajande ängar på bara sandbottnar, där endast ett fåtal arter trivs. Tack vare bantången uppnår annars karga bottnar en tredimensionell struktur. Bandtångsängarna (endera som enartshabitat eller blandhabitat av bandtång och övriga kärlväxter) erbjuder föda och skydd för otaliga fiskar och leddjur (BOSTRÖM & BONSDORFF 1997, GRANLUND 1999, BOSTRÖM 2001, BOSTRÖM et al. 2002). Det största hotet mot bantångsängarna är eutrofieringen med dess konsekvenser, bl.a. ökad grumlighet och drivande algmattor som kväver bantången (VAHTERI et al. 2000, BOSTRÖM et al. 2006).



Figur 4. Bandtångsäng i Enklinge.
Figure 4. Seagrassmeadow in Enklinge.

Artsammansättningen på hårda bottnar skiljer sig märkbart från artsammansättningen på mjuka bottnar. Över hela Östersjöns område utgör brunalger av *Fucus*-släktet den vanligaste och viktigaste livsmiljön på hårda bottnar, genom att året runt erbjuda ett tredimensionellt habitat som sträcker sig nästan från vattenytan ner till djup på upp till tio meter (tab. 1). Blåstång (*Fucus vesiculosus*) är beroende av hårda klipp- eller stenstrukturer att fästa till och om förhållandena är gynnsamma kan blåstången bilda omfattande och enhetliga bälten som upprätthåller ett rikt organismsamhälle. Blåstångssamhällena gagnar en mängd andra arter, allt från alger och epifyter till leddjur och fiskar. Därtill bildar blåstång som lossnat från botten ett habitat i sig själv i form av tångvallar på stränder (fig. 5). Dessa tångvallar är speciellt viktiga för ytterskärgårdens strandvegetation (RAUNIO et al. 2008).

Tabell 1. Djupfördelningen för de olika samhällena som observerades i Ålands vattenområde under NANNUT-projektet.

Table 1. Depth distribution of the observed communities in the coastal waters of Åland Islands during the NANNUT-project.

Art / Samhälle	Minimidjup (m)	Maximidjup (m)
Kransalger	0	2,1
Kärlväxter	0	6,5
Blåstång	0,7	9,5
Blåmussla	2,6	18,5
Rödalger	2,7	10,6
Bar botten	1,7	17,7



Figur 5. Hotad strandkål (*Crambe maritima*) som växer på en blåstångsvall (Seglinge klobben).

Figure 5. Endangered Crambe maritima growing on decomposing bladderwrack in Seglinge klobben.

Under de senaste decennierna har blåstångssamhällena (fig. 6) minskat dramatiskt, vilket är anledningen till varför Finlands miljöcentral nu har listat blåstångssamhällena som åtminstone sårbara i nästan hela Finland. Situationen är som värst i Skärgårdshavet p.g.a. den tydliga eutrofieringen. Enligt den gemensamma klassificeringen för Åland och Skärgårdshavet är blåstången idag akut hotad. De allvarligaste hoten mot blåstångssamhällena är eutrofiering och global uppvärmning, vilket resulterar i en utsötning av Östersjöns vatten (HELCOM 2007).



Figur 6. Blåstångbälte i Eckerö.

Figure 6. *Bladderwrack community in Eckerö.*

Blåmusslan är kanske den art som är den mest utspridda längs Östersjöns kuster. Blåmusslan kan dels påträffas fläckvis på grunda sand- och grusbottnar men även som täta kolonier på hårbottnar (fig. 8) på djup ner till 40 meter (WEIJOLA 2011). I Skärgårdshavets och Finska vikens yttre områden hittas de största och tätaste kolonierna. Blåmusslor påträffas även i skyddade vikar, t.o.m. som epifyter på kärlväxter. Dock tenderar blåmusslor som påträffas i skyddade områden att vara mindre än blåmusslor som påträffas i öppnare områden (WESTERBOM et al., 2002, WESTERBOM & JATTU 2006).

I grundare vatten förekommer blåmusslor ofta i samband med rödalger, blåstång och trådalger. I blåmusselkolonierna trivs även andra musslor och snäckor samt olika ryggradslösa leddjur. Både blåmusslorna själva och de bottenorganismer som lever i skydd av dem utgör en betydande del av fiskars och vattenfåglars föda vid Östersjöns kustområden (WESTERBOM et al., 2006). Blåmusslorna är även effektiva filtrerare. Årligen filtrerar en stor andel av Östersjöns vatten och har således även en betydande inverkan på näringsämnenas kretslopp. Även efter sin död kan blåmusslorna påverka bottenhabitatet genom att bilda en ny miljötyp i form av skal-grusbotten.



Figur 7. Blåmusselkoloni på hårbotten.

Figure 7. Blue mussel colony on hard-bottom substrate.

1.3 Vad har gjorts på Åland under 2010-2011?

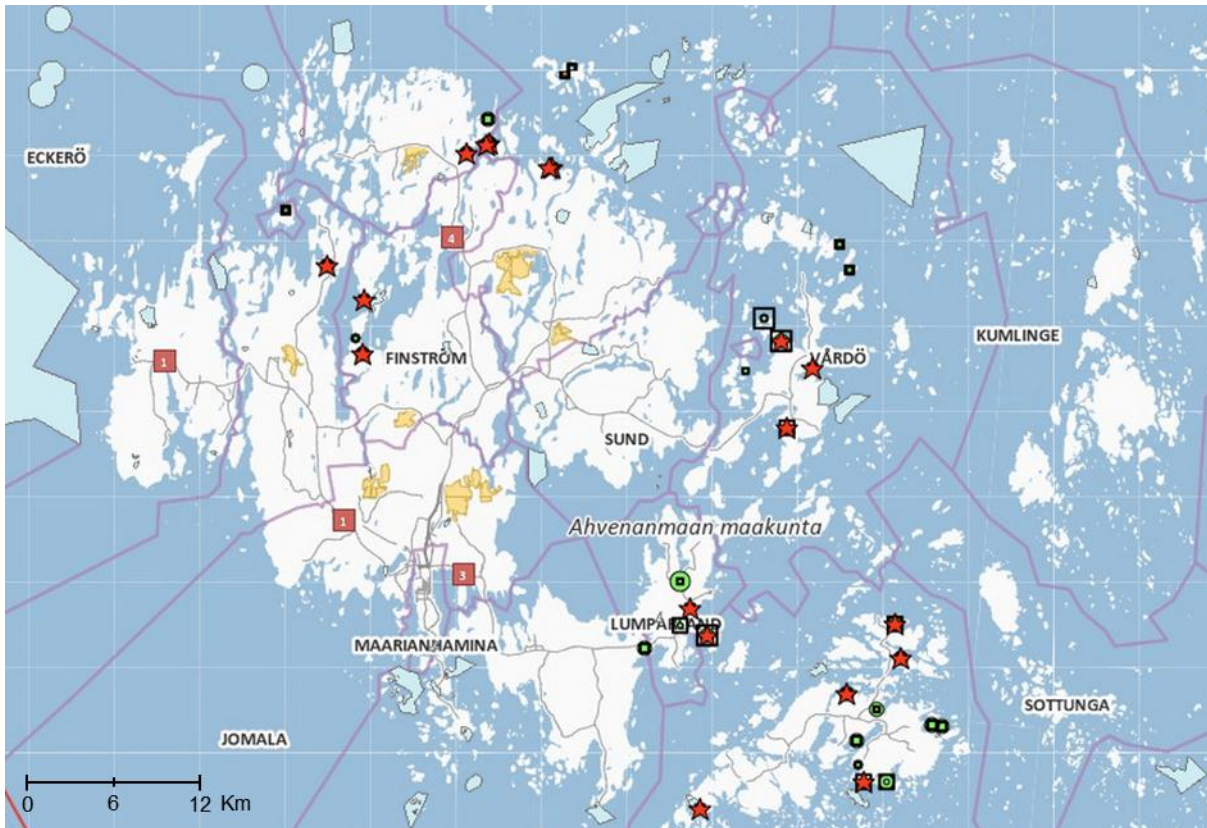
På Åland sammanställde NANNUT-projektet data från tidigare vegetationskarteringar som har utförts av Husö biologiska station och landskapsregeringen i form av en karta som sparades på landskapsregeringens interna nät för att vara tillgängligt vid regional planering och miljöskydd. Denna karta användes även vid val av områden för fältarbetet under somrarna 2010 och 2011. Målsättningen var att täcka Ålands kustområden så fullständigt som möjligt med hänseende på grundkartering. Under sommaren 2010 koncentrerades fältarbetet främst på grunda vikar på fasta Ålands östra delar i Lumparland, Vårdö och Föglö. Från dessa områden fanns sedan tidigare endast slumpmässigt insamlat material. Videokarteringen som utfördes under sommaren 2011 medförde att det var möjligt att täcka mera omfattande områden, varvid fokus sattes på de yttre områdena av den Åländska skärgården: i öst området kring Kumlinge, Seglinge och Enklinge och Eckerö i väst. Under vintersäsongen omvandlades både äldre och de under projektet insamlade data till kartor som enkelt skulle kunna användas som stöd vid politiska beslut och vid planeringen av nya undersökningar. Dessa kartor och noggrannare uppgifter finns att fås via miljöbyrån på landskapsregeringen och Husö biologiska station. Även bild- och filmmaterial från olika typer av undervattenshabitat som har samlats in under NANNUT-projektets gång finns tillgängligt på begäran.

1.4 Till vad kan informationen användas och hur?

Miljön under vattenytan borde beaktas vid all planering som berör användandet av stränder, i såväl kommunala översikts-, general- och detaljplaner. De mest uppenbara aktiviteter som påverkar miljön under vattenytan är förmodligen muddringar och deponering av muddermassor eftersom dessa direkt ändrar botten och orsakar dramatiska effekter på vattenkolumnens närsaltshalter och

ljusförhållanden. Motsvarande effekter kan även större byggprojekt medföra, såsom anläggandet av farleder, hamnar och undervattenskablar och rör. I samband med muddringar förändras det berörda områdets djup- och bottenförhållanden samtidigt som vegetationen försvinner helt. Därtill frigör muddringar till bottnarna sedimenterade närsalter, vilket kan leda till en ökad belastning av närsalter på stora områden. Även fasta partiklar kommer i omsättning i samband med muddringar, vilket gör vattnet grumligare med sämre ljusförhållanden som följd. På motsvarande sätt kväver deponering av muddermassor lokalt all bottenväxtlighet och bottenfauna samtidigt som närsalterna ökar och vattnet grumlas till och med 4 km från själva deponeringsområdet. (BERGER et al. 2003, WITT et al. 2004, ILMARINEN & OULASVIRTA 2009, LINDFORS & KIIRIKKI 2009). Mindre uppenbara, indirekta effekter på undervattensmiljön orsakas även av byggandet på stränder, jordbruk, beteshållning (bl.a. strandbetning) och skogsbruk. Dessa verksamheter påverkar avrinningsområdets närsaltsbelastning vilket i sin tur påverkar speciellt grunda havsvikars fosforbelastning och grumlighet (HÅKANSSON 2008).

Från Ålands kustområden har det redan nu samlats in en hel del information som är tillgängligt för att kunna användas vid den regionala planeringen. Av de kartor som tagits fram framgår olika regioners skyddsvärda arter och habitat. För att illustrera en del av den tillgängliga informationen, presenteras det i figur 8 några skyddade områden och arter som klassificerats i samband med Natura 2000 (värdefulla livsmiljöer och fiskars reproduktionsområden, såväl som HELCOM-noterade arter och skyddade livsmiljöer). Före beviljandet av bygg- och/eller muddringslov samt innan åtgärder vidtas, borde det i samband med beslutsfattandet kontrolleras vilken information som finns att tillgå i hänseende till det berörda områdets undervattensmiljö. Vid behov borde det sedan utföras noggrannare karteringar så att bevarandet av naturvärden kan garanteras.



Figur 8. Skyddade områden och förekomsten av skyddade arter i åländska vatten. De blåa områdena anger Natura 2000-områden, stjärnorna och de gröna områdena anger skyddade livsmiljöer och förekomsten av HELCOM-noterade arter.

Figure 8. Protected areas and endangered species found in the coastal waters of Åland. Light blue indicates Natura 2000-areas and red stars stand for endangered species and habitats with special values.

2 Material och metoder

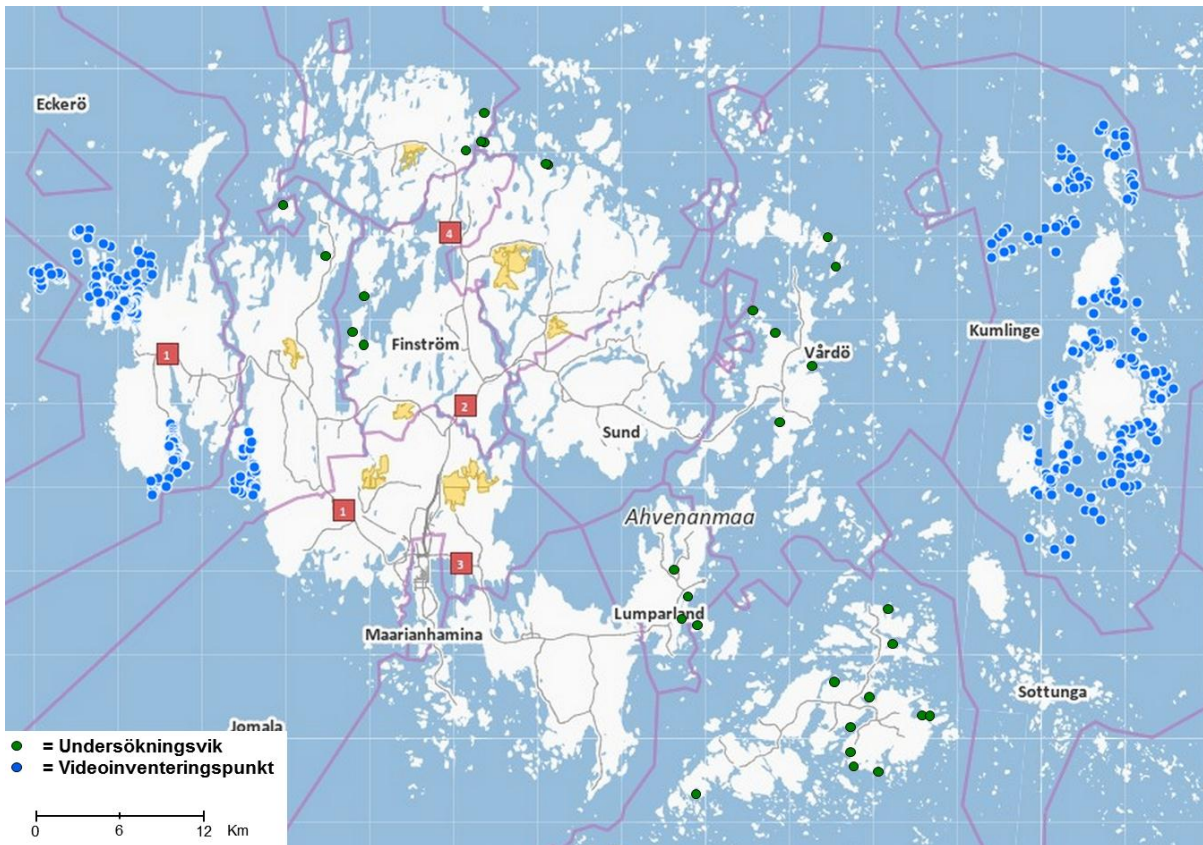
2.1 Val av undersökningsområden år 2010

Vid valet av undersökningsvikar under våren 2010 var det viktigaste kriteriet vikarnas exponeringsgrad. På basis av tidigare studier utförda på norra Åland (Geta och Saltvik) och Föglö valdes områden där det under tidigare år har påträffats antingen utrotningshotade arter eller *Chara*-habitat (MÄENSIVU 2006, PUNTILA 2007, NYSTRÖM 2009, ROSQVIST 2010). Utöver detta valdes områden där tidigare forskning helt saknas. Tyngdpunkten här låg på de östra delarna av Åland (Vårdö, Föglö och Lumparland). Samtliga vikar hade ett maximidjup på 4 m, botten typen bestod av mjukbotten och exponeringsgraden var låg. Så många glon och flador som möjligt togs med i denna undersökning. Successionsstadiet för dessa vikar registrerades och togs i beaktande vid en senare bearbetning av materialet (fig. 9).

2.2 Val av undersökningsområden år 2011

På Eckerös och Kumlinges vattenområden gjordes undersökningarna på basis av tidigare undersökningar utförda i Ålands kustvattenområden. Inom ramen för NANNUT-projektet, samlades data ihop till en ArcGIS-karta utifrån tidigare vegetationskarteringar utförda av landskapsregeringen. Sammanställningen av ArcGIS-kartan ägde rum under vintern 2010-2011. Denna karta låg som grund vid val av undersökningsområden för sommaren 2011. Meningen var att man skulle försöka täcka tidigare outforskade områden i så stor utsträckning som möjligt. Denna linjedragning är definierad i NANNUT:s projektplan med orden: "the locations for field studies should be chosen to fill in the gaps in existing survey information".

Sammanlagt slumpades det ut 1600 undersökningspunkter på de valda områdena. Undersökningspunkterna på Åland var fördelade enligt: Kumlinge vattenområde 239 punkter, norra Eckerö 147 punkter och södra Eckerö 103 punkter. Vid det slumpmässiga valet av punkter beaktades förutom läget även djup och exponeringsgrad. Dessa basdata baserade sig på Finlands miljöcentrals djupdata och modellerade exponeringsklassificeringar. Vid det slumpmässiga urvalet av punkter, även i samband med fältarbetet, försöktes en så jämn fördelning som möjligt uppnås utgående från de undersökta punkterna i hänseende på både djup och exponeringsgrad. Om den slumpmässigt valda punktens exakta placering i terrängen fanns på land eller hade fel djup eller exponeringsgrad, förflyttades punkten så att randvilkoren för punkten uppfylldes (fig. 9).



Figur 9. Undersökningsområdena under år 2010 och 2011. År 2010 låg grunda vikarna vid fasta Åland, Vårdö och Föglö och videoinventeringspunkterna från år 2011 runt Eckerö och Kumlinge.
Figure 9. Study areas for NANNUT-surveys during 2010 and 2011. Shallow bays from 2010 are located in mainland Åland, Vårdö and Föglö, videopoints from 2011 in Eckerö and Kumlinge.

2.3 Metodbeskrivning 2010 - Grunda vikar

Karteringen utfördes av Suvi Kiviluoto, Aleksandra Sjöblom och Tiina Salo genom att kombinera metodiken i Finlands miljöcentrals karteringsguide för miljötyper med undersökningsmetoder för grunda vikar som blivit publicerade i Sverige (PERSSON & JOHANSSON 2007). Denna metod möjliggör att den insamlade informationen kan tillämpas på båda ländernas växtdatabaser och modelleringsprogram (HANSEN 2012). Utifrån tidigare indelningar av botten typer utformades det för NANNUT-projektet en ny indelning som användes vid karteringen av grunda vikar, samt vid dykkartering och videoanalyser. Enligt detta system är botten typerna indelade i 12 olika typer, från mjuka sand- och grusbottenar till bottenar bestående av olika storlekar mobila och stationära stenblock till berggrund. För de grunda vikarna låg tyngdpunkten i denna undersökning främst på olika typer av mjukbottenar.

I fält påbörjades karteringen genom att dra en riktlinje från vikens mynning till vikens innersta del. De verkliga karteringstransekterna drogs tvärs över viken i 90 grader vinkel i förhållande till riktlinjen (fig. 10). Beroende på vikarnas storlek, drogs karteringstransekterna med 25-100 m mellanrum. Målsättningen var att få en så omfattande beskrivning av vikens växtlighet som möjligt. Karteringstransekterna placerades så nära stranden som möjligt. Ifall början av stranden inte kunde

nås p.g.a. hög täthet av vass eller andra hinder, påbörjades transekten vid kanten av öppet vatten och avståndet till stranden uppskattades så noggrant som möjligt. Vid varje karteringstransekt uppskattades respektive bottentyp i form av procentuella andelar. Med 10 meters mellanrum längs transekterna sänktes en karteringsruta (0,5 x 0,5 m) till botten och djupet noterades med 0,1 m noggrannhet vid karteringsrutorna (fig. 10). Växtlighetens täckningsgrad uppskattades med hjälp av artspecifika procentuella täckningsgrader. På grund av en skiktad struktur hos växtligheten kan den sammanlagda täckningsgraden för växtligheten överstiga 100 %. Vid karteringsrutorna uppskattades även de fintrådiga algernas täckningsgrad och andelen botten som helt saknade växtlighet. Mellan karteringsrutorna noterades de olika arternas förekomster enligt följande klasser: 1 = låg, 2 = vanlig, 3 = riklig och 4 = dominerande art.



Figur 10. Karteringmetodik i grunda vikar.
 Figure 10. Survey method for shallow bays.

Från samtliga vikar togs vattenprov från 0,5 m djup. Från de grundaste punkterna togs vattenprov strax under ytan. De parametrar som mättes var temperatur, pH, salthalt, syrehalt och totalhalterna för fosfor och kväve. Utöver detta togs det från varje vik tre grumlighetsprov. Medeltalet för dessa tre grumlighetsprov användes för att definiera vattnets ljusgenomtränglighet.

Vegetations- och bottentypkarteringen utfördes, beroende på vikens djup och bottentyp, endera från båt med vattenkikare eller genom snorkling och dykning. I fältprotokollen antecknades även eventuella observationer gällande fiskyngel, muddringar och vasbältets bredd.

Från det erhållna materialet gjordes en Excel-tabell som matades in i Finlands tillfälliga databas för vattenväxtlighet. Materialet användes av Stockholms Universitets NANNUT-projekt för att utveckla en modell med vilken grunda vikars ekologiska status skulle kunna klassificeras. Meningen var att man skulle försöka klargöra effekterna av mänsklig verksamhet på utvecklingen av grunda vikars

ekologiska status. Därtill användes materialet av Forststyrelsen inom ramen för utvecklandet av en modell för habitatutvärdering.

2.4 Metodbeskrivning 2011 - Drop-video

Fältarbetet på Åland sommaren 2011 utfördes av Suvi Kiviluoto, Charlotta Björklund och Tommi Turunen. Videopunkterna var placerade omkring Kumlinge och runt om norra och södra Eckerö. Fältarbetet utfördes mellan 11:e juli och 11:e september.

I Kumlingeområdet fanns punkterna (koordinaterna) både på västra och östra sidan om Kumlinge och Enklinge, och undersökningsområdet sträckte sig från Hättorna i söder till Yxskär i norr. För att effektivt kunna filma punkterna kring Kumlinge var fältarbetarna stationerade på Enklinge från 17.7 till 12.8. På Kumlinges och Enklinges västra strandlinje var djupet för stort vilket omöjliggjorde inspelning av videodata.

Kring norra Eckerö sträckte sig området från Kärringsundet runt Västerön och Simskär ända upp till Södra Rönnskär. I södra Eckerö sträckte sig området från södra spetsen av fasta Eckerö runt Granskär i öst och runt Borgö i norr. Under tiden som punkterna runt Eckerö filmades (13.8 – 11.9) var fältarbetarna stationerade på Husö biologiska station.

Koordinaterna, för videopunkterna (WGS84-format) beställdes från Finlands miljöcentral. Dessa hade slumpmässigt lottats ut i ArcGIS-programmet på utvalda lokaler. Lokalerna hade fem olika exponeringsgrader och tre olika djupkategorier (0-5 m, 6-10 m och 11-15 m). Punkterna hade fördelats jämt mellan dessa. Omkring Kumlinge fanns det 239 st. punkter, i norra Eckerö 147 st. och i södra Eckerö 103 st. Koordinaterna för punkterna överfördes från dator till GPS för att dessa skulle vara lättare att lokalisera ute i fält. I fält lokaliserades punkterna med GPS (Garmin Colorado 300) och sjökort.

För att ta sig fram från punkt till punkt användes en båt vid märket Nymar 610 RX. Till filmandet användes en kamerautrustning för drop-videometod. Kamerautrustningen bestod av en väska med Archos multimediasystem, två st. skärmar, två videokameror, bilackumulator som extern strömkälla samt tillhörande kablar och laddare. Kameran var en vanlig vattentät övervakningskamera skyddad av ett hölje. På kameran monterades en "fena" för att få den att simma i en 45° vinkel mot botten. På detta sätt fick man en bra bild både av botten nära kameran och lite längre fram.

Vid varje punkt mättes djupet med ekolod. Efter att djupet blivit mätt sänktes kameran med rep till botten. Inspelningen började när kameran var ca 30 cm från botten. De verkliga koordinaterna noterades när inspelningen började. Via skärmen granskades botten under hela inspelningen och intressanta observationer antecknades i fältprotokoll. Varje inspelad video var ca 1 minut lång. Detta för att täcka en tillräckligt stor yta och få en så bra bild av habitatet som möjligt. Beroende på strömmarna och hur båten drev blev videoerna inspelade mot olika riktningar från startkoordinaterna.

Därför antecknades koordinaterna även vid slutet av inspelningen. Det var dock möjligt att med hjälp av motorn lite påverka båtens drivningshastighet. I fältprotokollen antecknades: Punkt ID, videonummer, koordinater vid början och vid slutet av inspelningen, djupet, väderförhållanden samt intressanta observationer. Allt som allt filmades 489 st. punkter under två månader.

Under inspelningen fördes kameran enda ner på botten för att bättre kunna avgöra hurudan botten typ olika områden hade. Botten typ kunde avgöras med hjälp av mängden bottenmaterial som dammade upp när kameran rörde vid botten. Mycket dammande betydde att botten var mjuk och bestod av finkornigt material medan inget damm betydde att botten var hård och bestod av material med större korn.

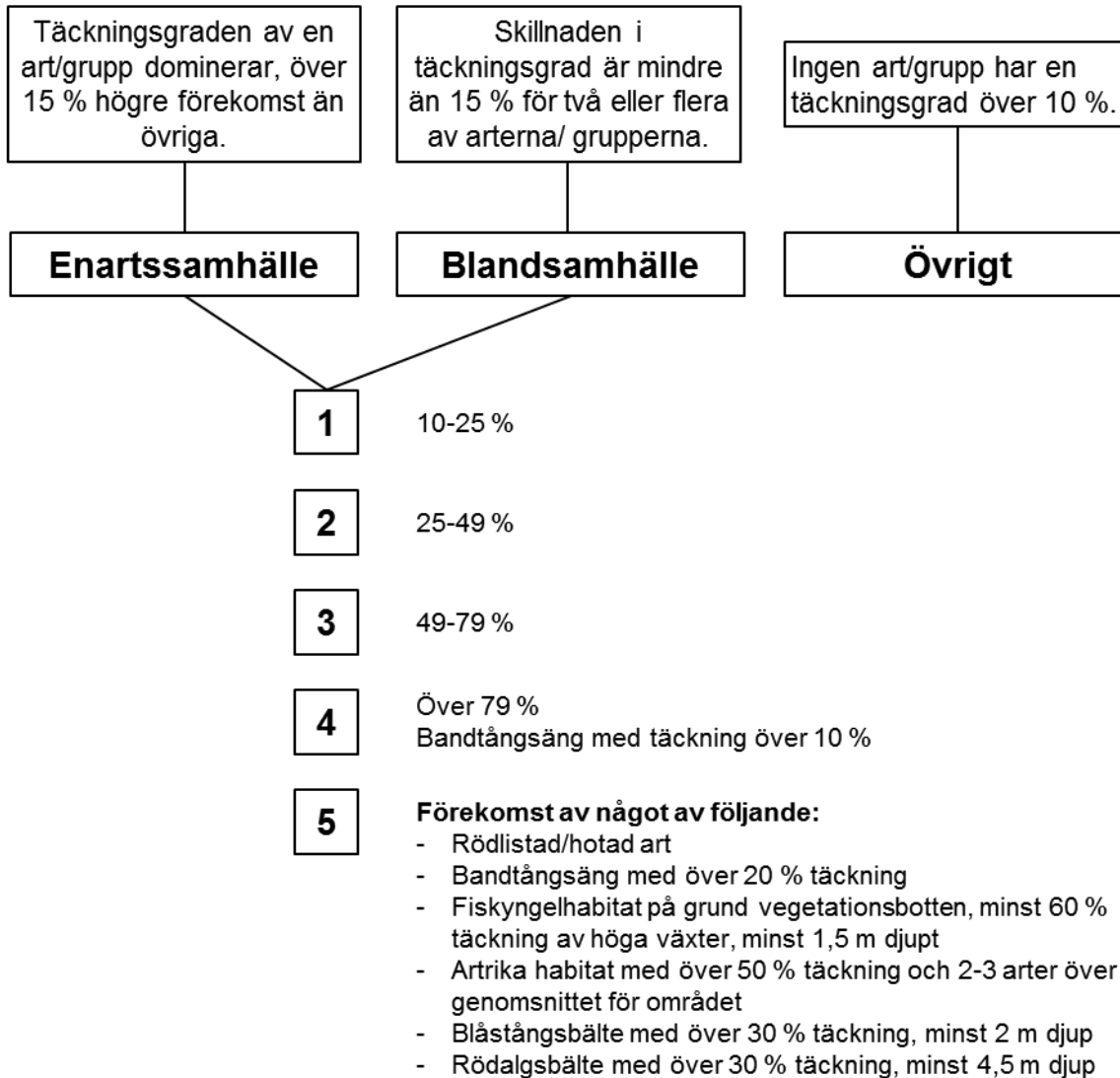
Analyseringen av de inspelade videorna gjordes av Suvi Kiviluoto och Charlotta Björklund under oktober och november månad. Varje film analyserades från början till slut. I analysen antecknades botten typ, arter och täckningsgrad för dessa. För botten gjordes en analys som berättar hur många procent av botten som bestod av t.ex. finkornigt material (silt) respektive grovkornigt material (sand, grus). Hos växter kan täckningsgraden överstiga 100 % eftersom växter kan växa i olika skikt. Växterna artbestämdes så noggrant som möjligt till artnivå men vid vissa tillfällen endast till närmaste släkte. Med drop-videometoden kan det ibland vara svårt att urskilja vissa arter och av den anledningen blir artantalet oftast mindre med denna metod än med flera andra metoder.

Artbestämningen gjordes med hjälp av artböcker som "Alger vid Sveriges östersjökust" av Tolstoy (TOLSTOY & ÖSTERLUND 2003), "Aaltojen alla" av Jouni Leinikki (LEINIKKI 2004) och "Den nya nordiska floran" av Mossberg (MOSSBERG & STENBERG 2003).

2.5 Habitatklassificering

Inom ramen för NANNUT-projektet utarbetade Forststyrelsen en femgradig habitatklassificeringsmodell, som har tillämpats på materialet från denna undersökning (fig. 11). Klassificeringsmodellen tar förutom botten typen, djupet och vågexponeringsvärdet i beaktande även parametrar som växtlighetens och botten djurens totaltäckningsgrad, artrikedom och förekomsten av hotade och sällsynta arter (LUNDBERG et al. 2012). Klassificeringen grundar sig på Finlands miljöcentrals framställning över viktiga undervattenshabitat i Östersjön. Till dessa viktiga habitat räknas blåstångs- och blåmusselsamhällen, bandstångsängar, kransalgssamhällen, trådalgzonen i sublitoralen, kärlväxtsamhällen och rödalgzonerna (RAUNIO et al. 2008). Utöver detta tar klassificeringsmodellen i beaktande fiskars speciella krav på lekområden, vilket kan höja klassificeringen ifall de övriga parametrarna lutar mot en lägre statusklass.

För att ett habitat skall få en hög eller god status (värde 5 eller 4) måste det ha antingen hotade eller rödlistade arter, bandtång med en täckningsgrad större än 10 %, kransalger eller kärllväxter med täckningsgrad större än 50 %, antingen blåstång eller rödalger med täckningsgrad större än 30 % eller hög artdiversitet med täckningsgrad över 50 % (LUNDBERG et al. 2012).



Figur 11. Klassificering av habitat enligt arternas/gruppernas dominansförhållanden och täckningsgrader.

Figure 11. Classification of habitats according to the domination ratio of species/groups and coverage.

2.6 Numeriska analyser

De statistiska analyserna gjordes i SPSS och kontroll av normalfördelning och korrelation hos data gjordes. Logistiska regressioner för blåmusslor och blåstång utfördes med programmet SAS. Vid val av test användes boken "Choosing and using statistics" (DYTHAM 2011). Från det insamlade materialet valdes de viktigaste variablerna: blåstång, blåmussla, kransalger, trådalger och samhällen bestående

av rödalger och kärlväxter. Som förklarande (miljö)variabler användes djup, bottentyp och vågexponering. Det utfördes även en jämförelse av miljövariablerna mellan de tre undersökningsområdena (Kumlinge, norra och södra Eckerö) för att utreda eventuella skillnader mellan undersökningsområdena. Norra och södra Eckerö kommer att behandlas skilt i denna undersökning eftersom de båda undersökningsområdena skiljer sig förutom i rum även statistiskt i hänseende på ett flertal av de undersökta omgivningsparametrarna. Nämnvärt är dock att trots att dessa områden huvudsakligen behandlades skilt, gjordes ändå en jämförelse mellan Kumlinge och Eckerö (norra och södra Eckerö sammanslagna).

Normalfördelningen för de enskilda variablerna testades med Kolmogorov-Smirnovs test. Eftersom data inte var normalfördelade begränsades fortsatta analyser till användandet av icke-parametriska alternativ. Korrelationer mellan variablerna testades med Spearmans rank korrelationstest, och Kruskal-Wallis test och Mann-Whitney test användes för att testa skillnader mellan variablerna. Blåstång och blåmusslor testades även för samband med miljövariabler med miljövariablerna som förklarande parametrar. Dessa test utfördes med hjälp av logistisk regression med responsvariablernas gammadistributioner. Med hjälp av logistisk regression testades det vilka omgivningsfaktorer som bäst kunde förklara förekomsten av blåstång. Som förklarande variabler användes djup, bottentyp och exponering. På det ovannämnda materialet utfördes en logaritmisk transformering och residualerna konstaterades vara normalfördelade. Statistiska signifikanser mellan resultatvariabler testades med Tukeys test. Sambandet mellan miljövariablerna undersöktes med Kruskal-Wallis eller Spearmans rank- korrelations test. Samtliga variabler, för de enskilda arterna, testades med Kolmogorov-Smirnovs test för att avgöra vilken typ fördelningen var av. De arts specifika fördelningarna var snedställda p.g.a. en stor andel av nollvärden (avsaknad av art) (bil. 1). Fördelningarna testades även områdesspecifikt, och även här kunde en stark förskjutning mot nollvärden observeras.

3 Resultat

3.1 Var ligger habitat med hög status?

Utifrån de 489 punkter som videofilmades (tab. 2) fick 67 punkter (13,7 %) en god eller hög status (klass 4-5). I Skärgårdshavet var motsvarande andel 9,6 % på material som samlades in under åren 2005-2010 av Forststyrelsen. På material insamlat från Bromarvs vattenområden i norra Finska Viken under åren 2010-2011 konstaterades det att 9,1 % av de undersökta punkterna kunde klassificeras som goda eller bättre (LUNDBERG et al. 2012). I videoinventeringsdata från Åland förekom samtliga undervattenshabitat som Finlands miljöcentral har klassificerat som viktiga, även om kransalgernas andel var anmärkningsvärt låg. Bandtång (*Zostera marina*) observerades på endast tre undersökningspunkter. På Enklinges östsida påträffades en stor bandtångsäng utanför det undersökta området.

Tabell 2. Fördelning av videopunkter i olika exponeringsklasser och procentuell andel av punkter med hög status.

Table 2. Distribution of video points in different exposure classes and the percentage of high status points.

Exponeringsklass	Antal videopunkter (st.)	Andel hög status (%)
Mest skyddad	87	12,6
Välskyddad	177	7,5
Skyddad	123	10,6
Öppen	54	11,1
Mycket öppen	48	50,0
Totalt	489	13,7

De allmännaste av de viktiga undervattenshabitaten var blåstångssamhällena, i vilka det även påträffades varierande mängder av kärlväxter och blåmusslor (tab. 3). Medeldjupet för dessa habitat av god status var 4 m, och botten typen bestod nästan uteslutande av hårbotten. I de djupare habitaterna (8,5 m i medeltal), uppnåddes en god status främst av täta blåmusselsamhällen. Habitat med en måttlig status (3) befann sig i medeltal på djup över 8 m, och blåmusslan var den dominerande arten.

Tabell 3. Status, djup och vanligaste naturtyp.

Table 3. Status, depth and most common habitat type.

Status	Medeldjup (m)	Allmännaste habitat
Hög & God	4	Blåstång, blandat + blåstång
Hög & God	8,5	Blåmusslor
Måttlig	<8	Kärlväxter
Måttlig	>8	Blåmusslor
Otillfredsställande	<7	Kärlväxter, rödalger
Otillfredsställande	>7	Blåmusslor
Dålig	8	Bar botten

På grundare och mera skyddade platser blev kärlväxterna följande viktiga habitat typ. När djupet ökar till 7 meter ökar andelen kärlväxter och rödalger, samtidigt som statusklassificeringen av habitatet sjunker till en otillfredsställande status. Inom den sämsta statusklassen befinner sig djupfördelningens medelvärde på 8,2 meter, och botten utan växtlighet dominerar. Spridningen inom denna klass är dock stor. Den sämsta statusklassificeringsklassen finns representerad med sammanlagt 311 videopunkter, och djupet varierar från under en meter till nästan 20 meter. I grundare vatten är kärlväxter det näst vanligaste habitatet efter de växtfria bottenarna. När djupet ökar, tar blåstång över på hårbotten för att på djupare vatten övergå till rödalger och blåmusselkolonier av dålig kvalitet. Det bör dock poängteras att botten som saknar växtlighet dominerar klart på de områden som placerade sig i den sämsta statusklassen. Vid arternas djuputbredningar har både rena och blandhabitat tagits med så att den artspecifika djuputbredningen skall kunna åskådliggöras.

3.2 Exponeringsvärden och habitatklassificering

Undersökningspunkternas vågexponeringsvärden baserade sig på Finlands miljöcentrals modell som förutom det öppna vattenområdets storlek även tar i beaktande djup, väderstreck och strömningsriktning (ISAEUS 2004). För att underlätta fältarbetet och bearbetningen av materialet delades exponeringen in i fem klasser (1 = mest skyddad, 2 = välskyddad, 3 = skyddad, 4 = öppen och 5 = mycket öppen). De 489 punkterna var uppdelade i de olika exponeringsklasserna enligt följande: 87 mest skyddade punkter, 174 välskyddade, 123 skyddade punkter, 54 öppna punkter och 48 mycket öppna punkter. De observerade värdefulla habitaterna (67 st.) fördelade sig enligt följande: 12,6 % av de mest skyddade punkterna placerade sig i habitatklasserna 4 eller 5, medan motsvarande siffra för väl skyddade punkter var 7,5 % och för de öppna punkterna 11,1 %. Av de mycket öppna punkterna placerade sig hela 50 % i habitatklasserna 4 eller 5 (tab. 3).

Artfördelningen gick från en dominans av kärlväxter till en dominans av blåmusslor när exponeringsgraden ökade (tab. 4). Blåstångssamhällen av god kvalitet förekom i samtliga exponeringsklasser. Likaså förekom blåmusselkolonier av varierande kvalitet. Kärlväxter observerades inte på de mest exponerade punkterna, vilket uppvägs av att rödalger saknades helt från de mest skyddade punkterna. På de mest skyddade punkterna dominerades de habitat som var i gott skick av blåstångssamhällen, även om kärlväxter och kombinationer med dessa två växtsamhällen var allmänna. Dessa habitat fungerar även som förstklassiga reproduktionslokaler för fiskar, vilket ökar dessa habitats värde ytterligare. I habitat med en lägre status dominerade olika typer av kärlväxter och helt växtfria bottenar och även ett par blåmusselkolonier tillhörde dessa klasser.

På de välskyddade undersökningspunkterna som placerade sig i en god eller högre statusklass dominerade blåstångssamhällen, även om välmående blåmusselkolonier också förekom. De habitat som var av måttlig kvalitet dominerades främst av kärlväxter. Även ett par blåstångssamhällen med hög sedimenthalt kunde observeras. På punkter med sämsta status dominerade växtfria bottenar och bottenar med låg täckningsgrad av blåmusslor.

I den mellersta exponeringsklassen observerades habitat av god status inom samtliga habitat typer med undantag för rödalgssamhällen. På tre punkter observerades t.o.m. bandtång som enligt Finlands miljöcentrals lista hör till mycket värdefulla arter. Undersökningspunkterna som klassificerades som måttliga dominerades främst av olika arter av kärlväxter. Bara bottenar och blåmusselkolonier med hög sedimenthalt dominerade på de punkter som bedömdes vara av dålig kvalitet.

I de mera exponerade områdena saknades kärlväxterna nästan helt. De habitat som klassificerades som goda dominerades förutom av blåstång och blåmusslor även av rödalger. Samtliga observerade kärlväxtsamhällen var i dåligt skick. I anslutning till kärlväxtsamhällen var även bara bottenar vanliga. Samtliga habitat typer förekom i denna exponeringsklass, även om den ekologiska statusen tenderade att vara låg.

På de mest exponerade punkterna steg andelen av habitat med god status till 50 %. Den klart vanligaste habitat typen var blåmusselsamhällen, men även rödalger och blåstång förekom som starka och friska samhällen. Bara bottnar observerades endast sporadiskt i denna exponeringsklass och på de punkter där klassificeringen var sämre, dominerade blåmusselsamhällen.

Tabell 4. Exponeringsklasserna, habitat värdena och de vanligaste naturtyperna. Mest och väl skyddade områden är kombinerade för att de hade samma värden och naturtyper.

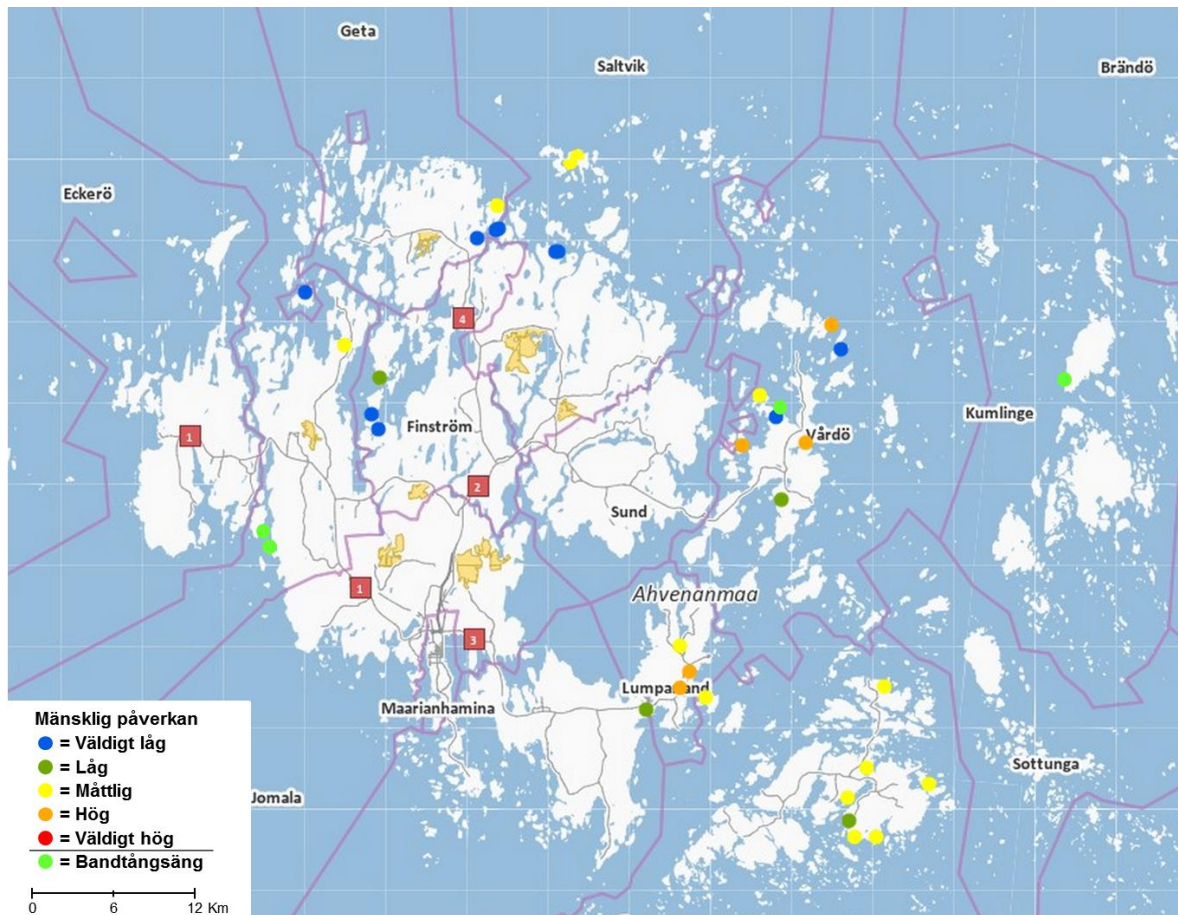
Table 4. Exposure classes, habitat values and the most common habitat types. Two least exposed classes are combined because they had same values and habitat types.

Exponering	Hög/God	Måttlig	Otillfredsställande	Dålig
Mest/väl-Skyddad	Blåstång/kärlväxter	Kärlväxter	Kärlväxter/blåmusslor	Bar botten
Skyddad	Kärlväxter/bandstång/ blåstång/blåmusslor	Kärlväxter/blåstång	Blåmusslor	Bar botten
Öppen	Blåstång/rödalger /blåmusslor	Blåstång/blåmusslor	Kärlväxter	Bar botten
Mycket öppen	Blåmusslor/blåstång/ rödalger	Blåstång/blåmusslor	Blåmusslor	Blåmusslor/bar botten

3.3 Grunda vikar

Sammanlagt utfördes karteringar i 22 vikar (fig 12). Efter fältperioden kombinerades två av vikarna p.g.a. närheten i deras geografiska läge och p.g.a. en likartad vegetation (Gölen N och Gölen S i Vårdö). Det insamlade materialet användes vid skapandet av en bedömningsmodell med vilken man kan utvärdera vilken ekologisk effekt den mänskliga verksamheten har på berörda vikar.

Bedömningsmodellen utvecklades vid Stockholms universitet. Det material som samlades in från Åland har även använts av Forststyrelsen för att ta fram en modell för klassificering av undervattenshabitat. I sammanlagt tio vikar påträffades arter som enligt Finlands miljöcentrals röda lista är endera hotade eller bör hållas under uppsikt. *Chara connivens* påträffades i Södersund på Föglö och på Andholmssund i Vårdö. *Chara horrida* observerades förutom i de två ovannämnda vikarna även i Rövarp i Geta, Mellanviken i Saltvik, Listerbyviken i Vårdö, Båthusgrundet i Lumparland och Fjärdet i Föglö. *Ruppia maritima* påträffades i Vårdö i Andholmssundet, Gölet och Listerbyviken. Därtill påträffades *R. maritima* i Båthusgrundet, Svinövik och Estviken i Lumparland. Förutom dessa observationer påträffades även *Zostera marina* i Andholmssundets norra del, dock utanför undersökningsområdet (fig. 12).



Figur 12. Klassificering av vikar på Åland enligt den mänskliga påverkan. De ljusgröna områdena anger bandtångsängar som påträffades under 2010 och 2011.

Figure 12. Evaluation of human activities in shallow bays on the Åland islands. The light green areas represent the eelgrass meadows observed in 2010 and 2011.

Enligt den av Stockholms universitet utvecklade modellen, som bedömer de ekologiska effekterna av mänsklig verksamhet genom att ta i beaktande en rad olika miljövariabler, fick nio vikar av 22, klassificeringen god eller hög. Dessa vikar är helt eller nästintill helt i naturligt tillstånd och den mänskliga påverkan i dessa vikar är av sekundär betydelse. Dessa nio vikar är Rövarp och Algrunden i Geta, Långö och Mellanvik i Saltvik, Andholmssundet och Listerbyviken i Vårdö, Skogbodaviken i Föglö och Gloet i Finström. Måttlig status fick Gäddviken, Lökholmssundet, Hästskärsundet, Rönnäsviken och Ramsholmsviken i Föglö och Kapellviken i Lumparland. En dålig status gavs åt Svinöviken och Båthusgrundet i Lumparland och Gölet på Vårdö. Modellen gick inte att tillämpa på Södersundet och Fjärdet i Föglö eller Estviken i Lumparland. Listan på alla klassificerade vikar och deras ekologiska status finns i tabell 1, bilaga 1. Klassificeringen beskriver inte värdet av habitatet i vikarna, utan ger istället ett mått på vikarnas naturliga tillstånd och på hur potentiella antropogena processer har inverkat på arternas riklighet och utbredning. Ju högre klassificering en vik har tilldelats, desto mindre inverkan har den mänskliga verksamheten i området haft på den berörda vikens ekologiska tillstånd.

Enligt den av Forststyrelsen utarbetade habitatklassificeringen fick åtta av de 22 undersökta vattenområdena en god eller hög status baserat på växtlighetens riklighet och höga täckningsgrad (tab. 5). Dessa vikar var, Delsvik och Kapellviken i Lumparland, Lökholmsviken, Ekholmsviken, Södersundet, Hästskärsundet och Rönnäsviken i Föglö samt Andholmssundet i Vårdö. Måttlig status på basen av växtlighetens täckningsgrad och förekomsten av Chara-arter tilldelades fem vikar: Rövarp och Algrunden i Geta, Gölen och Listerbyviken i Vårdö samt Skogbodaviken i Föglö. De resterande åtta vikarna fick en dålig status, vilket inte nödvändigtvis betyder att den egentliga statusen skulle vara så svag. De två föregående vintrarna var hårda, vilket har haft en stor inverkan på förekomsten av ettåriga kärlväxter och kransalger och kan förklara dessa växtgruppers tillfälliga frånvaro (ROSQVIST 2010). För samtliga grunda vikar rekommenderas att man utför utförligare karteringar innan muddrings- och/eller övriga handlingsplaner beviljas.

Tabell 5. Jämförelse av två olika klassificeringssystem på NANNUT-projektets material från Åland. Forststyrelsens klassificering (FS-status) beskriver habitat typerna och deras värden. Den ekologiska statusen beskriver effekterna av mänsklig verksamhet på de undersökta vikarnas artsammansättning. Båda klassificeringarna baserar sig på HELCOM:s röda bok från år 2000.

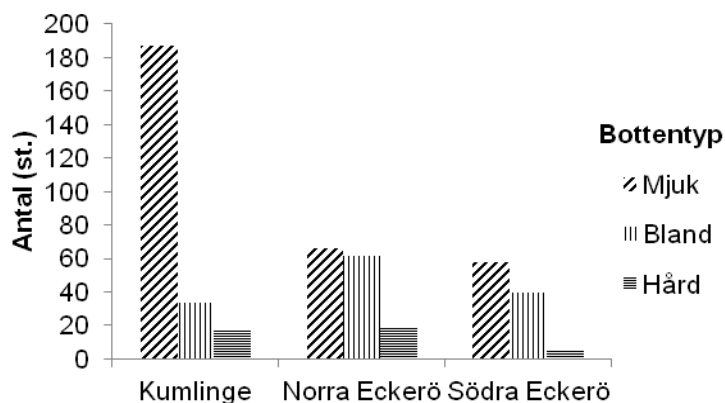
Table 5. Comparison between two classification systems on NANNUT data from Åland islands. Habitats and their values are based on Metsähallitus classification system (FS-status). Ecological status describes the human impact on the ecology of the bay. Both classification systems are based on HELCOMs Red List from 2000.

Lokal	Kommun	Habitattyp	FS-status	Ekologisk status
Delsvik	Lumparland	Riklig och tät vegetation	Hög	God
Lökholmsundet	Föglö	Riklig och tät vegetation	Hög	Måttlig
Ekholm	Föglö	Riklig och tät vegetation	Hög	Värden saknas
Södersundet	Föglö	Riklig och tät vegetation, C. conn.	Hög	Värden saknas
Hästskärsundet	Föglö	Riklig och tät vegetation	Hög	Måttlig
Rönnäsviken	Föglö	Riklig och tät vegetation	Hög	Måttlig
Andholmssundet	Vårdö	C. connivens	Hög	Hög
Kapellviken	Lumparland	Tät vegetation	God	Måttlig
Gäddviken	Föglö	Kärlväxter	Måttlig	Måttlig
Rövarp	Saltvik	Kransalger	Otillfredst.	Hög
Algrunden	Saltvik	Kransalger	Otillfredst.	Hög
Skogboda	Föglö	Kärlväxter och kransalger	Otillfredst.	God
Gölen	Vårdö	Kärlväxter	Otillfredst.	Otillfredst.
Listerbyviken	Vårdö	Kärlväxter	Otillfredst.	God
Gloet	Finström	Kransalger	Dålig	God
Långö	Saltvik	Kransalger	Dålig	Hög
Mellanvik	Saltvik	Kärlväxter och kransalger	Dålig	Hög
Ramsholmsviken	Föglö	Kärlväxter	Dålig	Måttlig
Fjärdet	Föglö	Kärlväxter	Dålig	Värden saknas
Etsvik	Lumparland	Kärlväxter	Dålig	Värden saknas
Svinö	Lumparland	Kärlväxter	Dålig	Otillfredst.
Båthusgrundet	Lumparland	Kärlväxter och kransalger	Dålig	Otillfredst.

3.4 Drop-video data 2011

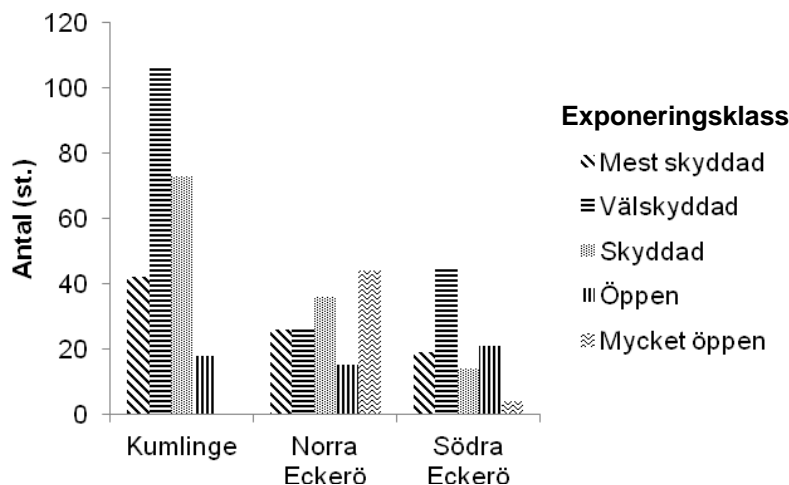
3.4.1 Miljö- och artfördelning

Av de förklarande miljöparametrarna (djup, exponeringsklass och bottentyp) kunde en normalfördelning fastställas endast för djup, även den var statistiskt sett endast riktgivande (Kolmogorov-Smirnov $p = 0.068$). De ovannämnda miljöparametrarnas inverkan undersöktes även områdesvis. Skyddade områden i exponeringsklasserna ett och två var överrepresenterade i jämförelse med mera exponerade platser. En motsvarande trend kunde också ses bland bottentyperna med betoning på mjuka bottnar (fig. 13 och 14).



Figur 13. Fördelning av bottentyperna på de olika undersökningsområdena.

Figure 13. Distribution of different bottom substrate classes in the study areas.



Figur 14. Fördelning av exponeringsklasserna på de olika undersökningsområdena.

Figure 14. Distribution of different exposure classes in the study areas.

3.4.2 Samband mellan miljövariabler och enskilda habitat

Statistiskt signifikanta korrelationer observerades mellan samtliga miljövariabler enligt följande: exponeringsgrad korrelerade positivt med både bottentyp och djup (Spearman's rho: 0,392, $p < 0,000$)

resp. Spearmans rho: 0,272, $p < 0,000$). En negativ korrelation observerades mellan bottentyp och djup (Spearmans rho: -0,275, $p < 0,000$). Mellan bottentyper och arternas förekomst hittades distinkta mönster: på mjuka botten saknades blåstång och rödalger helt medan blåmusslornas och trådalgeras förekomst var sparsammare än på hårda botten. Endast kärleväxter påträffades i någorlunda motsvarande mängder oavsett bottentyp, även om variansen här är betydande. Speciellt på mjuka botten var variansen stor, detta kan eventuellt förklaras med att det förekom stora fluktuationer mellan djupet. Eftersom skitdjupet har en stor betydelse på kärleväxternas förekomst kan variansen förklaras med djupet. Som förväntat förekom det minst kärleväxter på de hårda bottenarna.

En stor spridning till trots kunde vissa trender urskiljas mellan exponeringsklasserna och de enskilda arterna. De rikligaste förekomsterna av trådalger fanns på de mera skyddade undersökningspunkterna, där även spridningen för trådalger var störst (tab. 3, bil. 1). Låga exponeringsvärden passade även kärleväxter eftersom de saknades helt på de undersökningspunkter som befann sig i de högre exponeringsklasserna (klass 4 och 5). Starka positiva korrelationer observerades mellan exponeringsgrad och förekomst av både rödalger och blåmusslor (Spearmans rho: 0,483, $p < 0,000$ resp. Spearmans rho: 0,487, $p < 0,000$. Kruskal–Wallis test: $p < 0,000$). Något överraskande förekom blåstång i samtliga exponeringsklasser, mest i extremklasserna, d.v.s. både på skyddade och exponerade platser (Kruskal–Wallis test: $p < 0,000$).

De enskilda arternas fördelningar på de olika botten typerna uppvisade ingen normalfördelning (tab. 4, bil. 1). Bevis på allmänna rådande trender kunde emellertid observeras vid jämförelse av artutbredning och miljövariabler. Trenderna hänvisar till att förekomsten av blåstång, rödalger och blåmussla för det mesta kan observeras på hårda botten, medan kärleväxter observeras på mjuka botten. Som väntat kunde dessa trender i artutbredning jämfört med djup fastställas utgående från de utförda statistiska analyserna. Trådalger, som i denna analys omfattades av både drivande och växande alger, hade den rikligaste förekomsten på hård- och blandbotten. På mjukbotten förekom signifikant mindre trådalger än på hårbotten (Kruskal–Wallis test: $p < 0,000$).

Statistiskt signifikanta skillnader mellan djup och artsammansättningen observerades endast för kärleväxter och blåstång (Kruskal–Wallis test: $p = 0,002$ resp. Kruskal–Wallis test: $p = 0,012$). Förekomsten av både kärleväxter och blåstång sjönk signifikant med vattendjupet (Spearmans rho: -0,620, $p < 0,000$ resp. Spearmans rho: -0,449, $p < 0,000$). Mellan djupet och blåmusslan observerades en svag men statistiskt sett mycket stark korrelation (Spearmans rho: 0,240, $p = 0,000$).

Förekomsten av blåstång förklarades bäst med hjälp av djup ($p < 0,0001$), därefter bottentyp ($p = 0,0017$) och exponering ($p = 0,0075$). Eftersom det insamlade materialet innehöll en betydande mängd fall där blåstång helt saknades utfördes även en analys på endast de videopunkter där blåstång hade observerats. Resultaten avvek inte från de resultat som erhöles när hela det insamlade materialet analyserades. Vid fortsatt analys kring botten typerna kunde det konstateras att sannolikheten för förekomst av blåstång på mjukbotten var 15 %, på blandbotten 35 % och på

hårdbottnar 40 %. Skillnaderna mellan mjukbottnar och de två övriga bottentyperna var statistiskt signifikanta (Hård-bland, Tukey t: 1,18, p = 0,024; hård-mjuk, Tukey t: 2,74, p = 0,007; bland-mjuk Tukey t: 2,42, p = 0,01).

3.4.3 Områdesspecifik analys av miljövariabler och olika habitat

Utgående från de videofilmade punkterna kunde områdesspecifika skillnader konstateras. I proven tagna på Kumlinge var mjukbottnar betydligt allmännare än bland- och hårdbottnar. Området hade även låg exponeringsgrad, vilket möjliggör förekomsten av mjukbottnar (fig. 14). I norra Eckerö var fördelningen mellan de olika exponeringsklasserna jämnare och de öppna områdena var välrepresenterade. Fler mjuk- och blandbottnar än hårdbottnar filmades dock (fig. 13). I materialet från södra Eckerö var skyddade platser en aning mera representerade än öppna och mer exponerade platser. Samtidigt observerades det även mer mjukbotten i södra Eckerö än i norra Eckerö. Detta kan förklaras med ett mindre antal provpunkter (endast 103 punkter jämfört med 147 punkter i norra Eckerö och 239 punkter i Kumlinge). Skillnaden i mängden filmade provpunkter beror att insamlingen av material i södra Eckerö utfördes under september, vilket medförde försvårade väderförhållanden.

Kumlinge

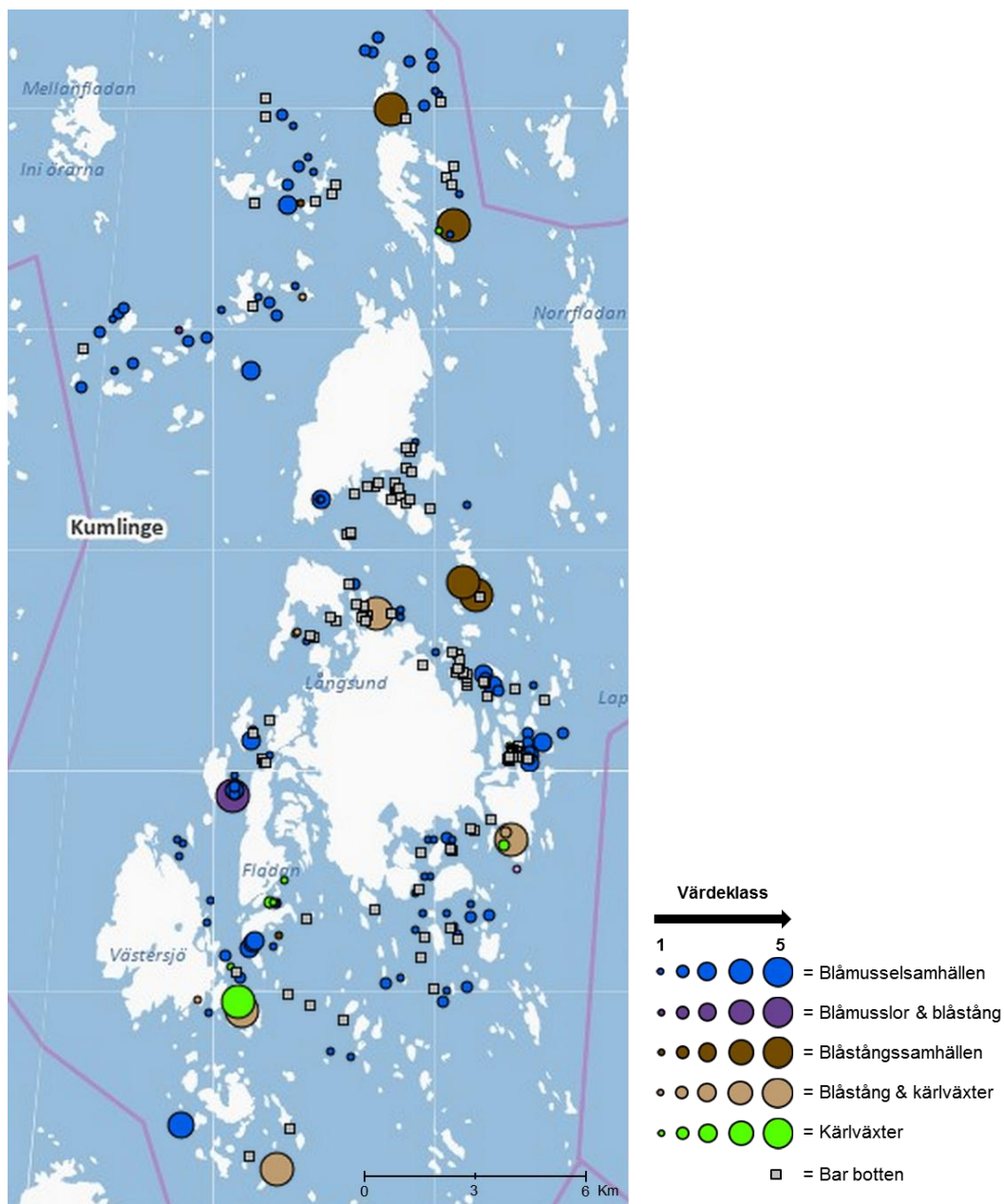
De 240 undersökningspunkterna i Kumlinge sträckte sig från Hättorna i Seglinge i söder till ön Lanto (norr om Enklinge) i norr (fig. 15). Undersökningspunkterna dominerades av mjukbottnar med låg exponeringsgrad. En positiv korrelation kunde fastställas mellan dessa två parametrar (Spearman's rho: 0,392, p < 0,000). Trots att många värdefulla habitat (t.ex. rödalgs-, blåmussle- och blåstångssamhällen) är beroende av hårda bottnar, var andelen habitat av god status överraskande låg, bara 4,6 % (tab. 6). De habitat som klassificerades som goda bestod nästan uteslutande av blåstångssamhällen medan bara bottnar och blåmusselkolonier utgjorde den dominerande habitattypen för de habitat som klassificerades som dåliga. Rödalgern saknades nästan helt på detta undersökningsområde. Kärleväxtsamhällen påträffades på hela undersökningsområdet och förekomsten var högst i skyddade och grunda vikar. Trots den höga förekomsten, var dessa samhällen mycket ofta täckta med sediment och döende. Även om dessa kärleväxtsamhällen inte kunde konstateras vara friska och välmående har de en viktig roll som reproduktionsområden för många fisk- och fågelarter. Inga syrefria bottnar observerades vid analyserna av videomaterialet, vilket indikerar att även bara mjukbottnar upprätthåller friska bottendjursamhällen. Inga skyddade arter observerades i videomaterialet från Kumlinge. Bandtång observerades dock i närheten av en undersökningspunkt på Enklinges västra sida.

Tabell 6. Andelen (%) värdefulla habitat och habitattyp samt den procentuella andelen bara bottenar.

Table 6. The proportion (%) of valuable habitats and their types. The table also lists the percentage of bare bottoms.

Område	Hög/God (%)	Habitattyp	Bar botten (%)
Kumlinge	4,6	Blåmusslor	43,3
N Eckerö	23,8	Alla habitattyper	38,8
S Eckerö	18,4	Alla habitattyper	43,4

Förekomsten av blåstångssamhällen jämfördes mellan Eckerö och Kumlinge och konstaterades vara mycket låg. Trots att en betydande andel av de videofilmade punkterna i Kumlinge påvisade förekomsten av lämpliga habitat för blåstång, påträffades blåstångssamhällen med måttlig kvalitet sparsamt i Kumlinge (fig. 15) jämfört med Eckerö (fig. 16 och 17). Även vid Kumlinges yttersta ögrupper med steniga bottenar förblev blåstångens andel anmärkningsvärt låg. Blåmusslan förekom över hela undersökningsområdet vid Kumlinge. Även på skyddade områden med mjukbottenar kunde blåmusselkolonier observeras. Dessa kolonier var dock av måttlig, alternativt lägre kvalitet eller begravna i sediment eller trådalger (fig. 18). Ett välmående blåmusselbestånd är essentiellt för många fisk- och fågelarter och bidrar på detta sätt även till en högre biologisk mångfald även ovanför vattenytan.



Figur 15. De videofilmade habitaterna i Kumlinge. Punkternas storlek anger habitatets värdeklass enligt den använda klassificeringsmodellen (fig. 11).

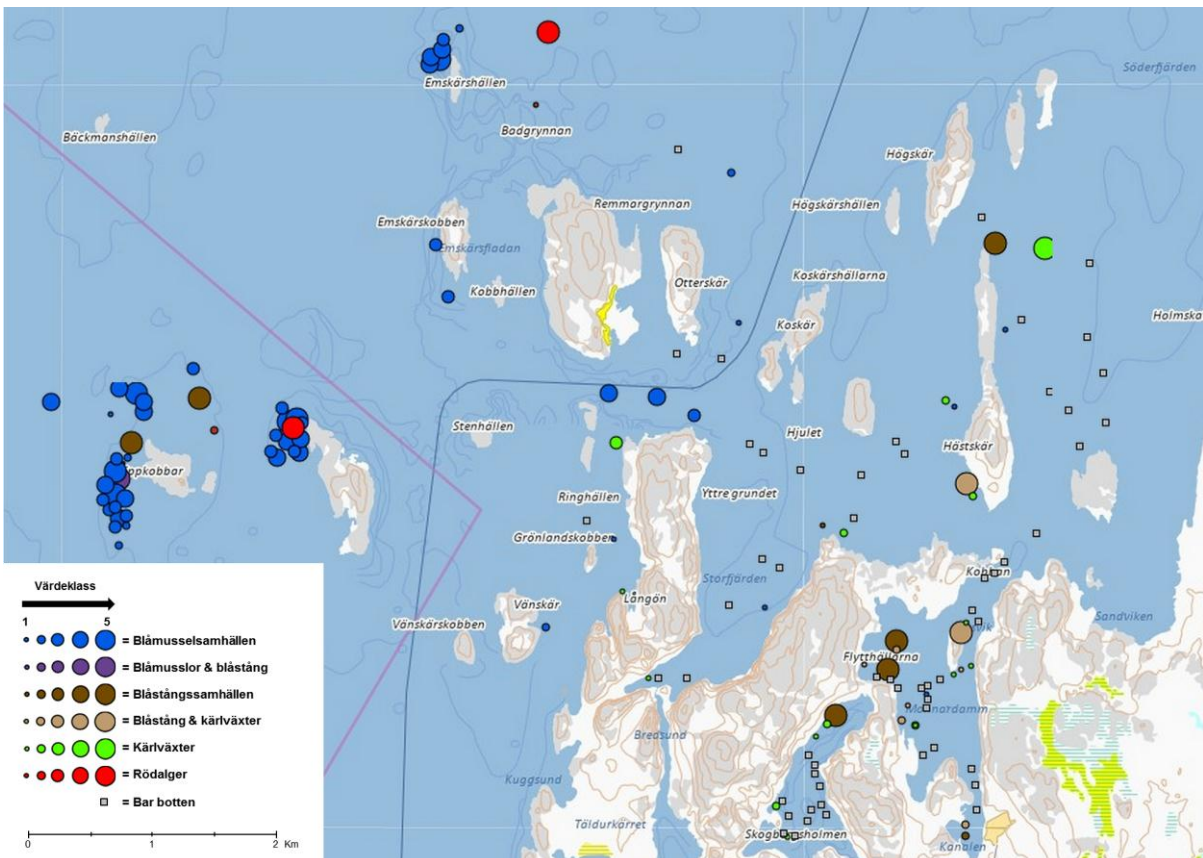
Figure 15. Video points and habitats from Kumlinge study area. The size of the point indicates the habitat class value according to the used classification model (fig. 11).

Vid jämförelse av Kumlinge med Eckerö (norra och södra Eckerö sammanslaget) kunde det konstateras att endast värdena för trådalger inte uppvisade signifikanta skillnader. I denna studie skiljdes inte drivande och fastsittande trådalger från varandra varvid tolkandet av resultaten som berör denna alggrupp har lämnats utanför resultatolokandet i denna rapport. Rådata berörande trådalger som insamlats inom ramen för NANNUT-projektet finns tillgängliga på Ålands landskapsregering.

Norra Eckerö

De 147 filmade punkterna på norra Eckerö fördelade sig relativt jämnt i hänseende på botten typ och exponeringsgrad. Även de mest exponerade områdena var väl representerade. Bland- och

mjukbottnar var dock de vanligaste botten typerna även på detta undersökningsområde. Av habitaterna i norra Eckerö fick nästan en fjärdedel (23,3 %) en hög klassificeringsstatus. Samtliga habitattyper fanns representerade med både god och dålig klassificeringsstatus. Endast kransalgerna saknades helt. De bara bottenarnas andel var hög, men dock betydligt lägre än i Kumlinge och södra Eckerö. I norra Eckerö filmades mest hårda och exponerade bottenar och i dessa områden var förekomsten av habitat av hög kvalitet betydlig. Förekomsten av dessa högt klassade habitat kan eventuellt förklaras med hög förekomst av hårda och exponerade bottenar, där värdefulla arter som blåstång, rödalger och blåmusslor trivs bäst. Största delen av de skyddade habitaterna kräver hårda bottenstrukturer. Det är även värt att notera att båttrafiken är mindre livlig i norra Eckerö än i södra Eckerö eller Kumlinge. De djupaste och livligaste farlederna går söder om Åland, och i de östra delarna av Åland sker den livligaste båttrafiken förbi Föglö och mellan Vårdö och Kumlinge. I norra Eckerö påträffades rikliga mängder av blåstångs-, blåmussel- och rödalgssamhällen. Största delen av de bara bottenarna påträffades i skyddade vikar. På detta undersökningsområde påträffades även de mest omfattande och tätbevuxna rödalgssamhällena, vilka nästan helt saknades i Kumlinge. En del kärlväxtsamhällen observerades också, varav vissa förekom på relativt exponerade ställen. Därtill kan det noteras att bandstångsängar dokumenterades på ett flertal områden inom Eckerös vattenområde. I det stora hela kan man konstatera att kvaliteten och mångfalden på habitatnivån var utmärkt i norra Eckerö. (fig. 16)

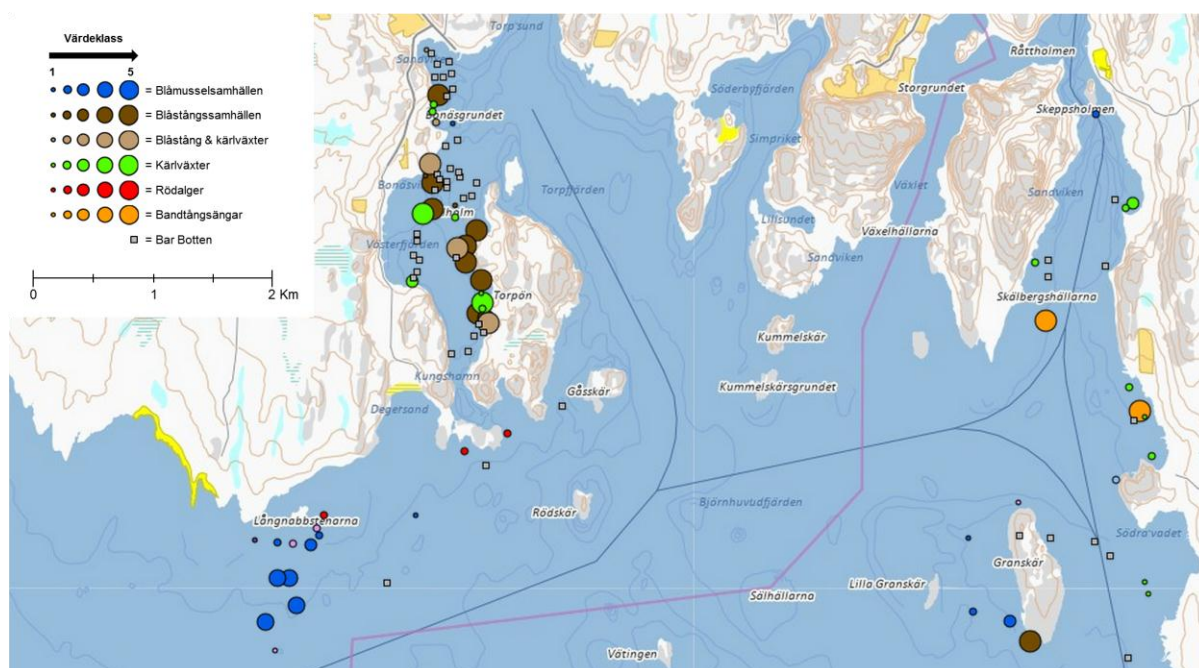


Figur 16. De videofilmade habitaterna i Norra Eckerö. Punkternas storlek anger habitatets värdeklass enligt den använda klassificeringsmodellen (fig. 11).

Figure 16. Video points and habitats from Northern Eckerö study area. The size of the point indicates the habitat class value according to the used classification model (fig. 11).

Södra Eckerö

Videofilmningen i södra Eckerö ägde rum i slutet av fältsäsongen, sista veckan i augusti och början av september. Hårda sydvästliga vindar medförde problem varvid endast 106 punkter kunde filmas. De mest öppna och djupaste punkterna förblev nästan helt odokumenterade men de mera skyddade och mjukbottnade områdena täcktes väl. Trots lägre antal undersökningspunkter än i de två andra områdena påträffades samtliga, enligt Finlands miljöcentral, hotade habitattyper med undantag av kransalger. Bandtång påträffades på tre undersökningspunkter, samtliga mellan Marsunds södra del och västra Hammarland. På endast en av punkterna räckte täckningsgraden av bandtång till habitatklassificering. En femtedel (19,8 %) av undersökningspunkterna i södra Eckerö fick en god eller hög klassificeringsstatus och på dessa 20 punkter noterades rikligt med friska blåstångs- och rödalgssamhällen. Blåmussla påträffades över hela södra Eckerö, här kunde de rikligaste förekomsterna observeras på de yttersta undersökningspunkterna. Miljöförhållandenas inverkan på artsammansättningen kunde ses tydligast på detta undersökningsområde: den rikligaste förekomsten av blåmusslor och rödalger fanns på de mera exponerade och djupare punkterna medan kärlväxterna trivdes bäst vid skyddade stränder, i närheten av fasta Åland. De starkaste bestånden av blåstång påträffades överraskande nog på lite mer skyddade områden (fig. 17).



Figur 17. De videofilmade habitaten i Södra Eckerö. Punkternas storlek anger habitatets värdeklass enligt den använda klassificeringsmodellen (fig. 11).

Figure 17. Video points and habitats from Southern Eckerö study area. The size of the point indicates the habitat class value according to the used classification model (fig. 11).

Den faktor som begränsade blåstångens utbredning mest var djupet. Ifall djupet utelämnades från ekvationen steg bottenarten till den viktigaste faktorn framom exponeringsgraden. Ingen statistisk signifikant skillnad i sannolikheten för förekomst av blåstång på hårda eller blandbotten kunde konstateras (hård- vs. blandad botten, Tukey t: 1,18, $p = 0,2403$). Däremot var sannolikheten

signifikant lägre för förekomst av blåstång på mjukbottnar (40 %, 35 % resp. 15 %) (hård- vs. mjukbotten Tukey t: 2,74, p = 0,007; blandad vs. mjukbotten Tukey t: 2,42, p = 0,0168). Av videomaterialet från södra Eckerö framgick det även att det ställvis förekom ett flertal unga blåstångssamhällen. Täckningsgraden för dessa unga blåstångssamhällen förblev mycket låg. I synnerhet på de exponerade områdena i de mest västliga områdena av södra Eckerö verkade den unga, ettåriga blåstången vara frisk, även om äldre blåstångssamhällen inte påträffades i området. Fenomenet kan endera indikera att vattenkvaliteten är på uppgång eller alternativt att blåstångens tillväxt begränsas av någon parameter som inte tagits med i denna undersökning. Det är även möjligt att de större, fleråriga individerna inte klarar av att hålla sig fast vid substratet p.g.a. kraftig påverkan av vågor och/eller is.

4 Diskussion

4.1 Grunda vikar

Grunda havsvikar är i allmänhet tydligt påverkade av aktiviteter i närområdet, varvid bibehållandet av naturvärden för denna naturtyp utgör en stor utmaning för den regionala planeringen. Skyddade vikar är attraktiva platser när det gäller byggandet av sommarstugor. Skyddade vikar används även ofta som naturhamnar. Detta i kombination med ett begränsat vattenutbyte gör denna miljötyp ytterst känslig för ansamling av näringsämnen och sedimentering. Å andra sidan erbjuder grunda, mjukbottnade vikar, livsmiljöer för ett flertal hotade arter samtidigt som denna miljö även fungerar som ett nyckelhabitat som upprätthåller en bred grupp av organismer, allt från fiskar och blötdjur till insekters larvstadier. Dessutom är dessa näringsrika miljöer även viktiga som häcknings- och viloområden för många fågelarter.

Flador och glosjöar som uppkommit genom landupphöjning och succession är enligt habitatdirektivet skyddade i Natura 2000-nätverket. Förutom dessa två miljötyper är även grunda mjukbottnade havsvikar medtagna i listan över skyddsvärda naturtyper och nyckelhabitat i Finland. Strandägare har ibland svårt att komma ihåg att uppskatta värdet av vattenvegetationen vid sin strand samtidigt som en biolog gärna skulle vilja skydda alla områden från mänsklig påverkan. En balans borde hittas i lagstiftningen gällande den regionala planeringen så att olika intressegrupper kunde nå en överenskommen.

Endast på basis av noggranna undersökningar kan man fatta beslut över vilka områden som är skyddsvärda och vilka som är mindre skyddsvärda. Genom planering kan man styra och sprida ut strandnära byggprojekt till områden som tål en högre grad av markanvändning och på så sätt garantera en hållbar användning av miljön och maximera den naturliga förnyelsen. Exempel på kompromisser mellan forskningsresultat och planering kan vara att muddra smalare kanaler än planerat eller att deponera muddringsmassorna på land istället för deponering i omkringliggande

vattenområden. En möjlighet kunde även vara att koncentrera båtplatser till områden så nära öppet vatten som möjligt och på så sätt minska på de negativa effekter som muddring och båttrafik medför. Markägaren har dock laga rätt att ändra på sin strand så att den passar markägarens egna intressen så länge som ändringarna inte leder till betydande skador i det omgivande vattenområdet. Dock skulle en koncentring av anläggandet av privata båtplatser som är tilltänkta för större båtar vara både ekologiskt försvarbart och ekonomiskt sett hållbarare.

Under NANNUT-projektet sammanställdes forskningsdata från 1970-talet till nutid. Detta material sammanställdes i en GIS-karta som fungerade som grund vid valet av undersökningsvikar. Kriteriet var att i de utvalda vikarna skulle det tidigare ha påträffats ovanliga eller hotade arter. Dessutom var meningen även att täcka områden där ingen tidigare forskning har utförts. Observationerna av vegetations- och bottenarterna från de 23 vikarna som undersöktes under år 2010 analyserades med hjälp av den habitatklassificeringsmodell som har tagits fram av Forststyrelsen för NANNUT-projektet. Av vikarna fick åtta stycken ett högt värde enligt modellen, vilket innebär att det är starkt motiverat att påbörja skyddsåtgärder i dessa vikar. Fem av vikarna befann sig på ett tidigare outforskat område i Föglö kommun, två fanns i Lumparland medan en vik fanns på Vårdö. Med undantag av en vik (Andholmsundet, *C. connivens*), baserades den höga klassificeringen på växtlighetens artrikedom och höga täckningsgrad. Ofta förekom det i dessa vikar både kärlväxter och kransalger. Dessa vegetationsgrupper kan endera tillsammans eller enskilt bilda tillräckligt täta bestånd för att kunna fungera som en gynnsam livsmiljö för både lekande fiskar och växande fiskyngel. För framtidens fiskbestånd är det därför av yttersta vikt att det goda tillståndet hos dessa skyddade områden bibehålls, samtidigt som vikarna även i framtiden måste vara tillgängliga för fiskar.

Förutom analysen med hjälp av Forststyrelsens habitatklassificeringsmodell analyserades materialet även av Stockholms universitet med en modell som skapats inom ramen för NANNUT-projektet. Denna modell beskriver den ekologiska statusen utifrån de mänskliga aktiviteternas effekt på vikarnas tillstånd. Modellen beskriver inte direkt tillståndet för en vik, utan snarare om mänskliga aktiviteter har medfört någon negativ inverkan på vikens ekologiska status. Den svenska modellen kunde inte tillämpas på alla vikar som undersöktes under sommaren 2010. Ett antal flador och glosjöar, där motsvarande undersökningsmetoder användes i samband med fiskyngelkarteringar utförda under 2002-2005 (J. Mattila, Husö biologiska station), kunde dock tas med i modellen. Sammanlagt bestämdes den ekologiska statusen för 32 vikar. Av dessa vikar fick 14 en hög eller god status medan 13 vikar fick en måttlig statusklassificering. Fem av vikarna fick en dålig ekologisk status. En komplett lista över vilka vikar som har klassificerats enligt den svenska modellen finns i bilaga 1. Vikarna och deras klassificeringar presenteras även i tabell 5 och figur 12. En jämförelse av klassificeringen enligt Forststyrelsens modell och den svenska klassificeringsmodellen var möjlig för 18 av de vikar som undersöktes under sommaren 2010 på Åland (tab. 5). Prioriteringen i de olika modellerna skiljer sig klart och detta belyser väl problematiken kring hur svårt det kan vara att bedöma den ekologiska betydelsen för ett område. Till exempel i Kapellviken finns det betydande tryck från mänskliga aktiviteter i form av simstrand, två småbåtshamnar, strandbete och

åretruntboende i Kapellbyn. Den stora viken klarar detta tryck ändå relativt bra, även om vegetationen är ensidig är den riklig och området fungerar som ett potentiellt reproduktionsområde för fiskar. Eftersom viken har tilldelats en "måttlig" ekologisk status, kan man anta att ifall trycket från de mänskliga aktiviteterna i området skulle minska skulle artsammansättningen vara ännu rikare och mångsidigare.

Vid jämförelsen av klassificeringsmodellerna är det värt att notera att samtliga vikar som klassificerades med högt habitatvärde enligt Forststyrelsen, hade även tilldelats minst en "måttlig" ekologisk status enligt Stockholms universitet. Detta indikerar att ett naturligt tillstånd har en stor inverkan på ett habitats välmående. Minst lika tydligt avspeglas effekterna av mänsklig aktivitet på förekomsten av kransalger, speciellt i de vikar där kransalger hade minst en "måttlig" ekologisk status. Ju mera bebyggelse, markanvändning och båttrafik som finns inom avrinningsområdet för en vik, ju mer sannolikt är det att kransalger inte trivs. Detta beror på att de skyddade kransalgshabitaten ställer höga miljökrav. Eftersom kransalgerna har en mycket låg tolerans för störningar som övergödning, ökad båttrafik och muddring verkar kärlväxterna i sådana fall ha en klar konkurrensfördel över kransalgerna. Därför är det motiverat att begränsa strandnära byggnadsprojekt och båttrafik i områden där kransalger förekommer. Kransalgerna hör, som tidigare nämnts, till Finlands särskilda ansvarsbiotoper.

På regional nivå utmärkte sig Föglö positivt i hänseende till habitatklassificeringen. Av de nio undersökta och klassificerade vikarna fick fem en hög klassificeringsstatus. Alla fyra undersökningsvikar i Saltvik konstaterades vara kransalgshabitat i naturligt tillstånd. Förekomsten av kransalger är noterbar och de områden där dessa påträffas har goda förutsättningar att utvecklas till rika nyckelhabitat. Kransalger, liksom övrig vegetation i grunda havsvikar, är känsliga för årliga variationer. Därför borde besluten gällande områdesplanering grunda sig på fleråriga studier och vikarnas potential istället för att blint gå efter förekomsten av enskilda arter. I Saltvik, norra Geta och Sund har det sedan tidigare på uppdrag av Ålands landskapsregering utförts karteringar (PUNTILA 2007, NYSTRÖM 2009) i vikar som ansetts vara potentiella förekomstområden för kransalger. En uppföljning av de områden där kransalger har hittats vore önskvärd.

Resultaten gällande Vårdö och Lumparland täckte en så bred skala att några tydliga trender inte kan påvisas. De två områdena med sämst statusklassificering i denna undersökning fanns i Lumparland (Svinövikens och Båthusgrund). Nämnvärt är att dessa två områden är belägna i närheten av hamnen i Långnäs. Utöver detta så används ständerna på dessa två områden som betesmark och i Svinövikens är speciellt båttrafiken livlig och muddringar har utförts i samband med anläggandet av en småbåtsfarled och småbåtshamn.

4.2 Miljövariabler och arter/habitat

Vid jämförelser på artnivå var spridningen påtaglig, men några allmänna riktlinjer kunde dock ses. I förhållande till exponeringsgrad var resultaten väntade: kärlväxterna förekom rikligare på mera

skyddade ställen, där även mjukbottnar dominerade. Vid ökande exponering minskade kärlväxterna och i exponeringsklasserna fyra och fem saknades de helt. Istället började rödalger och blåmusselkolonierna breda ut sig och förekomma allt oftare när exponeringsgraden steg. En intressant observation var att blåstång kunde hittas i samtliga exponeringsklasser. Av resultaten kan man därför dra slutsatsen att exponeringen inte är den enskilt viktigaste begränsande faktorn för utbredningen av blåstång. Av de statistiska analyserna framgick det att djupet var den faktor som hade störst inverkan på blåstången efterföljt av bottentypen. Exponeringsgraden hade inte ensam någon signifikant betydelse för förekomsten av blåstång, större inverkan på förekomsten kunde endast noteras i analyser där exponeringsgraden samverkade med djupet.

Blåstången förekommer inte på kustområdets djupare, ljusfattiga områden. För att få en mera pålitlig förklaring till blåstångens utbredningsmönster, utfördes en ny logistisk regression där endast material från de videopunkterna där blåstång påträffades togs med. Resultaten ändrades inte utan djupet förklarade blåstångens utbredning bäst medan bottentypens inverkan var större än exponeringsgraden. Detta resultat går även att utläsa av kartmaterialet i denna rapport, t.ex. i det att de rikligaste förekomsterna i södra Eckerö hittas på relativt skyddade vikar istället för exponerade klipptänder. Resultatet förklarar dock inte varför blåstångssamhällena i Kumlinge är så mycket svagare än de i Eckerö.

Statistiskt signifikanta samband mellan djup och arter/grupper fanns endast mellan kärlväxter och blåstång som båda minskade när djupet ökade. Blåmusslorna påverkades däremot positivt när djupet ökade, vilket antagligen kan förklaras med endera en avtagande predation eller konkurrens. På större djup räcker inte ljuset till för assimilerande växter och alger, vilket resulterar i ledigt utrymme som blåmusselkolonierna kan dra nytta av. Många sjöfåglar som äter blåmusslor kan endast dyka till ett visst djup och i synnerhet halvdykare lämnar blåmusselkolonierna på större djup i fred. Även den minskade påverkan av is kan förklara varför blåmusselkolonier på större djup ofta är friskare än kolonier på mindre djup. Exponeringsgraden var den omgivningsfaktor som hade den enskilt största betydelsen för blåmusslornas utbredning. Det är rimligt att anta att vattnets rörelse på speciellt skyddade områden är den viktigaste omgivningsfaktorn eftersom blåmusslan filtrerar föda ur den omgivande vattenmassan. Exponeringsgraden påverkar även ansamling av drivande trådalger. I kombination med sedimentering kan drivande trådalger som lägger sig direkt på blåmusslorna slå ut hela kolonier. Detta fenomen var tydligast i Kumlinges stora och relativt skyddade vikar (fig. 18).



Figur 18. Blåmusslor kvävda av drivande trådalger.

Figure 18. Blue mussels suffocated under drifting filamentous algae.

Kransalgerna i videomaterialet var så sällsynta att de statistiska analyserna förblev opålitliga. Kransalgshabitaten är sällsynta och ställer även stränga krav på miljön. Endast ett fåtal av videopunkterna var placerade i områden som kan tänkas vara lämpliga för kransalger. Insamlingen av materialet från vikarna utfördes i huvudsakligen på områden som kunde tänkas uppfylla de krav som kransalgerna har på sin omgivning. Dykning och snorkling längs transekter är en metod som lämpar sig väl vid kartering av kransalger, eftersom artbestämningen är utmanande. Från rörliga bilder är det omöjligt att definiera kransalgerna till artnivå, varvid risken att skyddade och skyddsvärda arter förblir oupptäckta är stor. Kransalgerna förekommer ofta i blandhabitat med kärlväxter, vilket kan medföra att de olika lagren i habitatet kan gömma mindre, men värdefulla kransalger. Kransalgshabitatets ovanlighet i videomaterialet visar tydligt hur viktigt en noggrann kartering av dessa sporadiska förekomster skulle vara. Ett systematiskt skydd av kransalgshabitaten i de åländska kustvattnen borde därför vara av högsta prioritet.

Rödalger observerades endast på de mest exponerade punkterna och samhällen av god kvalitet kunde ibland påträffas på djup över tio meter. Rödalger behöver hårda bottenstrukturer för festsättning men klarar sig med mindre ljus än t.ex. kransalger och kärlväxter. Rödalger påträffas ofta i blandhabitat (fig. 19) med endera blåstång eller vid större djup med blåmusslor (fig. 20). Avsaknaden av rena rödalgssamhällen betyder inte nödvändigtvis att rödalger saknas i undersökningsområdet, snarare var fallet i denna undersökning den att de rödalgssamhällen som påträffades inte fick ett tillräckligt högt värde för en habitatklassificering. Blandhabitatet var dock allmänna och kan t.o.m. upprätthålla en högre artdiversitet än habitat som domineras av en enskild art.



Figur 19. Rödalgs- och blåstångssamhällen var allmänna på hårbottenarna i norra Eckerö.

Figure 19. Red algae and bladderwrack formed a common, mixed habitat in hard bottoms of the northern Eckerö area.



Figur 20. Blandhabitat med blåmusslor och rödalger.

Figure 20. Blue mussels and red algae forming a mixed habitat.

4.3 Skillnader mellan olika områden

De mest påtagliga skillnaderna mellan de olika undersökningsområdena uppdagades vid en

jämförelse av förekomsten av blåstångs- och rödalgssamhällen på hårda bottenar. Det största hotet mot dessa två habitat är eutrofiering, och under de senaste årtiondena har man kunnat skönja en signifikant nedgång bland dessa två habitat. Effekterna av eutrofieringen går även att urskilja från resultaten för denna undersökning. Ålands östra delar påverkas i stor grad av Skärgårdshavet och närsaltsbelastningen från Finska fastlandet, vilket i sin tur förklarar den låga förekomsten av blåstång och rödalger på Kumlinges undersökningsområde. Eckerös vattenområde påverkas i sin tur av Ålands hav och i Eckerös ytterskärgård var blåstången och rödalgerna allmänna och friskare.

5 Varifrån skaffar man mera information och hur kan den användas?

Allt material som behandlas i denna rapport finns tillgängligt via Miljöbyrån på Ålands landskapsregering. Kartor över skyddsområden, skyddade arter och biotoper hittas i Husö biologiska stations tryckta rapporter och även i Ålands landskapsregerings egna kartmaterial. I NANNUT-portalen (www.nannut.fi) har man sammanställt de data som har samlats in under projektets gång. Sammanställningarna i NANNUT-portalen är utförda enligt de två modeller som har diskuterats tidigare i denna rapport. NANNUT-projektets material finns även med på Lounaispaikka.fi:s portal. Samtliga kartor som presenteras i denna rapport har klippts ut från Lounaispaikka.fi.

Kartering av undervattensmiljöer är dyrt, tar tid och kräver specialkunskaper p.g.a. svåra förhållanden och för många en främmande artsammansättning. I NANNUT-projektet jämfördes kostnadseffektiviteten och täckningsgraden för olika karteringsmetoder. Målsättningen var att hitta den effektivaste metoden för att på ett pålitligt sätt kunna bedöma naturvärdet för olika stora områden. Med videokarteringar kan man täcka relativt stora områden snabbt och billigt, dock är noggrannheten låg: alla arter kan inte identifieras till artnivå på basis av videomaterial. Med videofilmningen kan man fastställa botten typ och uppskatta bottenarnas kvalitet samt fastställa djuputbredning och status för blåstångs- och rödalgssamhällen. Därtill är det möjligt att med hjälp av videomaterial uppskatta täckningsgrad och omfattning av blåmusselkolonier. På grundare vatten och på artrikare platser (kransalgsängar och näringsrika kärlväxtsamhällen) är dykning/snorkling längs en transekt ett pålitligare alternativ när områdets naturvärde skall fastställas. I synnerhet när det gäller kransalger är det viktigt att karteringen kan göras på artnivå eftersom i denna grupp är nästan hälften av arterna klassificerade som hotade eller nästan hotade i Finland och på Åland. Val av karteringsmetod bör med andra ord ske på basis av områdets egenskaper och omfattning. De båda metoderna kan även kombineras om t.ex. det i videomaterialet förekommer det arter som är svåra att identifiera eller om det i området förekommer arter med högt naturvärde. I grunda och skyddade vikar är dock de noggrannare linjekarteringarna att föredra.

Det finns beklagligt nog inga klara riktlinjer för hur man skall värdesätta habitat. Likaså fattas klara riktlinjer när det gäller på vilken typ av information som skall ingå i beslutsprocessen gällande skyddsåtgärder. Varje beslut gällande markanvändning måste även behandlas individuellt efter att

olika utredningar har presenterats. Det material som har samlats in med de i rapporten beskrivna metoderna kan även tillämpas på de modeller som beskrivs i denna rapport. Ifall andra metoder används bör resultaten tolkas lite mindre systematiskt, men livsmiljöernas områdesspecifika betydelse kan fortfarande fastställas och beslut motiveras. Naturligtvis måste lagar, direktiv och internationella överenskommelser gällande skydd av arter och habitat efterföljas. På övriga områden kan dock kompromisser göras för att bevara naturvärden. Redan muddrade kanaler kan göras smalare, deponeringen av muddermassorna kan övervakas och själva tidpunkten för muddringar kan förflyttas till hösten istället för sommaren (vilket minskar på de negativa effekterna av muddringar). Deponering av muddermassor i slutna vattendrag eller grunda vikar bör undvikas p.g.a. stor lokal påverkan. Deponering på land är att föredra, gärna så långt som möjligt från stränder så att avrinningen av näringsämnen tillbaka till vattnet minimeras. Vid deponering av muddermassor i öppet hav vore det bra om man förutom bottentyp och syreförhållanden även kunde ta i beaktande vattenströmmar. Vattenströmmarna kan sprida grumlande partiklar och näringsämnen över stora områden. De kartor som tagits fram i detta projekt kan med fördel användas som preliminära bedömningar och som grund för fortsatta undersökningar samt som riktmärke vid markplanering och vid planerandet av karteringar som berör skyddsåtgärder.

6 Litteratur

BERGER, R., E. HENRIKSSON, L. KAUTSKY & T. MALM, 2003. Effects of filamentous algae and deposit matter on the survival of *Fucus vesiculosus* L. germlings in the Baltic Sea. *Aquat. Ecol.* 37: 1-11.

BLINDOW, I. 2000: Distribution of charophytes along the Swedish coast in relation to salinity and eutrofication. *Int. Rev. Hydrobiol.* 85: 707-717.

BOSTRÖM, C. 2001. Ecology of seagrass meadows in the Baltic Sea. Doktorsavhandling. Institutionen för biologi, Åbo Akademi, 47 s.

BOSTRÖM, C & E. BONSDORFF, 1997. Community structure and spatial variation of benthic invertebrates associated with *Zostera marina* (L.) beds in the northern Baltic Sea. *J. Sea Res.* 37: 153-166.

BOSTRÖM, C & E. BONSDORFF, 2000. Zoobenthic community establishment and habitat complexity - the importance of seagrass shoot density, morphology and physical disturbance for faunal recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 205: 123-138.

BOSTRÖM, C., E. JACKSON & C.A. SIMENSTAD, 2006. Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: A review. *Eustar. Coast. Shelf S.* 68: 383-403.

BOSTRÖM, C., E. BONSDORFF, P. KANGAS & A. NORKKO, 2002. Long-term changes in a brackish water *Zostera marina* community indicate effects of eutrophication. *Eustar. Coast. Shelf S.* 55: 795-804.

DYTHAM, C., 2011: Choosing and using statistics: a biologist's guide. Wiley-Blacksmith, Singapore, 298 s.

GRANLUND, A-L., 1999. Bandtång i samarbetsområdet för Skärgårdshavets nationalpark. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 104. 73 s.

HANSEN, J.P., 2012: Benthic vegetation in shallow inlets of the Baltic Sea. Analysis of human influences and proposal of a method for assesment of ecological status. *Plant Ecology* 2012/2. Botaniska institutionen, Stockholms universitet, 37 s.

HELCOM, 2007. Climate Change in the Baltic Sea Area – HELCOM Thematic Assessment in 2007 *Balt. Sea Environ. Proc. No. 111*, 49 s.

HENRICSON, C., E. SANDBERG-KILPI & R. MUNSTERHJELM, 2006. Experimental studies on the impact of turbulence, turbidity and sedimentation on *Chara tomentosa* L. *Cryptogamie Algol.* 27:419-434.

HÅKANSSON, L., 2008. Factors and criteria to quantify coastal area sensitivity/vulnerability to eutrofication: presentation of a sensitivity index based on morphometrical parameters. *Int. Rev. Hydrobiol.* 93: 372-388.

ILMARINEN, K. & P. OULASVIRTA, 2009. Silakan kutuseuranta. I: Vatanen, S. & Haikonen, A. (eds.) 2009: Vuosaaren satamahankkeen vesistö- ja kalatalousseuranta 2008. Vuosaaren satamahankkeen julkaisuja 1/ 2009. 108 s.

KARÅS, P., 1999. Recruitment areas for stocks of perch, pike and pikeperch in the Baltic. *Swe. Board Fish., Report 1999:6*, s 31-65.

LEINIKKI, J., 2004. Aaltojen alla: Itämeren vedenalaisen luonnon opas. Like, Helsingfors, 144 s.

LINDFORS, A. & M. KIIRIKKI, 2009. Arvio läjitystoiminnan aiheuttamasta veden saamenemisesta Pohjankurun väylätyön läjitysalueiden L0, L2 ja L4 ympäristössä. *Luode Consulting Oy* 20.12.2009. 24 s.

LUNDBERG, C., J. ÖGÅRD, M. EK & M. SNICKARS, 2012. Undervattensmiljö i norra Östersjön. Viktigt att tänka på vid havsnära planering. Rapporter 70/2012. Närings- trafik- och miljöcentralen i Nyland, 54 s.

MOSSBERG, B & L. STENBERG, 2003. Den nya nordiska floran. Wahlström & Widstrand. PDC Tangen. Norge. 928 s.

MUNSTERHJELM, R., 1997. The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. Acta Bot. Fenn. 157: 1-68.

MUNSTERHJELM, R., 2005. Natural succession and human induced changes in the soft-bottom macrovegetation of shallow brackish bays on the southern coast of Finland. Walter and Andréa Nottbeck Foundation Scientific Reports 26: 1-54. Doktorsavhandling. Biovetenskapliga fakulteten, institutionen för bio- och miljövetenskaper, Helsingfors universitet, 54 s.

MUNSTERHJELM, R., C. HENRICSON & E. SANDBERG-KILPI, 2008. The decline of a charophyte - occurrence dynamics of *Chara tomentosa* L. at the southern coast of Finland. Memo. Soc. Fauna Flora Fenn. 84: 56-80.

MÄENSIVU, M., 2006: Testning av parametrar (klorofyll a och djuputbredning av blåstång, *Fucus vesiculosus*) för beskrivning av biologiskakvalitetsfaktorer enligt EU:s ramdirektiv för vatten. Forskn. rapp. från Husö biol.stat. No 115.

MÄKINEN, A., P. TALLBERG, S. ANTTILA, C. BOSTRÖM, M. BOSTRÖM, S. BÄCK, J. EKEBOM, J. FLINKMAN, C. HENRICSON, M. KOISTINEN, P. KORPINEN, A. KOTILAINEN, A. LAINE, H-G. LAX, E. LESKINEN, R. MUNSTERHJELM, A. NORKKO, M. NYMAN, K. O'BRIEN, P. OULASVIRTA, A. RUUSKANEN, P. VAHTERI & M. WESTERBOM, 2008. Itämeri ja rannikko. I: Raunio, A. Schulman, A. & Kontula, T. (eds.). Suomen luontotyypien uhanalaisuus - Osa 2. Itämeren vedenalaiset luontotyypit. Finlands miljöcentral, Helsingfors. Suomen ympäristö 8/2008. s. 19-34.

NYSTRÖM, J., 2009. Basinventering av potentiella *Chara*-vikar i NE Åland. Forskn. rapp. från Husö biol. stat. No 124, 56 s.

PERSSON, J & G. JOHANSSON, 2007. Manual för basinventering av marina habitat (1150, 1160 och 1650). Metoder för kartering av undervattensvegetation, version 5. Naturvårdsverket. 29 s.

PUNTILA, R., 2007. Basinventering av potentiella *Chara*-vikar i N och NE Åland. Forsk.rapp. från Husö biol. stat. No 119, 68 s.

RASSI, P., A. ALANEN, T. KANERVA & I. MANNERKOSKI (eds.), 2001. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2001. Miljöministeriet & Finlands miljöcentral, Helsingfors, 432 s.

RASSI, P., A. ALANEN, T. KANERVA & I. MANNERKOSKI (eds.), 2010. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Miljöministeriet & Finlands miljöcentral, Helsingfors, 685 s.

RAUNIO, A., A. SCHULMAN & T. KONTULA (eds.), 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Finlands miljöcentral, Helsingfors. Suomen ympäristö 8/2008. Del 1 & 2, 264 + 572 s.

ROSQVIST, K., 2010. Distribution and role of macrophytes in coastal lagoons: implication of critical shifts. Institutionen för biovetenskaper, Husö biologiska station, miljö- och marinbiologi, Åbo Akademi, 39 s.

VAHTERI, P., A. MÄKINEN, S. SALOVIUS & I. VUORINEN, 2000. Are drifting algal mats conquering the bottom of the Archipelago Sea, SW Finland? *Ambio* 29: 338-343.

WEIJOLA, V., 2011. Litteraturöversikt av blåmusslans biologi och ekologi i Östersjön. Forskn. rapp. från Husö biol. stat. No 131, 31 s.

WESTERBOM, M & S. JATTU, 2006. Effects of wave exposure on the sublittoral distribution of blue mussels (*Mytilus edulis*) in a heterogeneous archipelago. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 306: 191-200.

WESTERBOM, M., M. KILPI & O. MUSTONEN, 2002. Blue mussels, *Mytilus edulis*, at the edge of the range: population structure, growth and biomass along a salinity gradient in the north-eastern Baltic Sea. *Mar. Biol.* 140: 991-999.

WESTERBOM, M., A. LAPPALAINEN & O. MUSTONEN, 2006. Invariant size selection of blue mussels by roach despite variable prey size distributions? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 328: 161-170.

WITT, J., A. SCHROEDER, R. KNUST & W.E. ARNTZ, 2004. The impact of harbour sludge disposal on benthic macrofauna communities in the Weser estuary. *Helgol. Mar. Res.* 58:117-128.

Bilagor

Bilaga 1. Jämförelse av två olika klassificeringssystem på NANNUT-projektets material från Åland. Forststyrelsens klassificering (FS-status) beskriver habitattyperna och deras värden. Den ekologiska statusen beskriver effekterna av mänsklig verksamhet på de undersökta vikarnas artsammansättning. I bilagan anges även den ekologiska statusen för de vikar som inte har tilldelats någon FS-status. Båda klassificeringarna baserar sig på HELCOM:s röda bok från år 2000.

Appendix 1. Comparison between two classification systems on NANNUT data from the Åland islands. Habitats and their values are based on Metsähallitus classification system (FS-status). Ecological status describes the human impact on the ecology of the bay. The appendix also lists the bays that haven't got a FS-status. Both classification systems are based on HELCOMs Red List from 2000.

Vik	Kommun	Habitattyp	FS-status	Ekologisk status
Delsvik	Lumparland	Riklig och tät vegetation	Hög	God
Lökholmsundet	Föglö	Riklig och tät vegetation	Hög	Måttlig
Ekholm	Föglö	Riklig och tät vegetation	Hög	Värden saknas
Södersundet	Föglö	Riklig och tät vegetation, C. conn.	Hög	Värden saknas
Hästkärsundet	Föglö	Riklig och tät vegetation	Hög	Måttlig
Rönnäsviken	Föglö	Riklig och tät vegetation	Hög	Måttlig
Andholmsundet	Vårdö	C. connivens	Hög	Hög
Kapellviken	Lumparland	Tät vegetation	God	Måttlig
Gäddviken	Föglö	Kärlväxter	Måttlig	Måttlig
Rövarp	Saltvik	Kransalger	Otillfredst.	Hög
Algrunden	Saltvik	Kransalger	Otillfredst.	Hög
Skogboda	Föglö	Kärlväxter och kransalger	Otillfredst.	God
Gölen	Vårdö	Kärlväxter	Otillfredst.	Dålig
Listerbyviken	Vårdö	Kärlväxter	Otillfredst.	God
Gloet	Finström	Kransalger	Dålig	God
Långö	Saltvik	Kransalger	Dålig	Hög
Mellanvik	Saltvik	Kärlväxter och kransalger	Dålig	Hög
Ramsholmsviken	Föglö	Kärlväxter	Dålig	Måttlig
Fjärdet	Föglö	Kärlväxter	Dålig	Värden saknas
Etsvik	Lumparland	Kärlväxter	Dålig	Värden saknas
Svinö	Lumparland	Kärlväxter	Dålig	Dålig
Båthusgrundet	Lumparland	Kärlväxter och kransalger	Dålig	Dålig
Skötviken	Saltvik			Måttlig
Västervik	Saltvik			Måttlig
Nordanmellan	Geta			Måttlig
Fladan	Geta			Hög
Korsholmsfladan	Geta			Hög
Hemviken	Geta			Hög
Mjärdvik	Geta			Måttlig
Hamnfladan	Simskåla			Måttlig
Bågskärsören	Simskåla			Dålig
Svanvik	Finström			Hög
Notgrundsgloet	Finström			Hög
Lisström	Saltvik			Hög
Sälgskärsfladan	Sund			Måttlig
Mörboholm	Sund			Måttlig

Bilaga 2. Den områdesvisa normalfördelningen hos arter/samhällen. Signifikant avvikande normalfördelningar (Sig. $p < 0,05$) är indikerade med asterisk (*).

Appendix 2. The distribution of species/communities by area. Significantly aberrant normal distributions (Sig. $p < 0.05$) are indicated with an asterisk ().*

Område		Kolmogorov-Smirnov		
		Statistic	df	Sig.
Trådalger	Kumlunge	0,331	239	0,000*
	Norra Eckerö	0,336	147	0,000*
	Södra Eckerö	0,388	103	0,000*
Kransalger	Kumlunge	0,522	239	0,000*
	Norra Eckerö	0,534	147	0,000*
Kärlväxter	Kumlunge	0,366	239	0,000*
	Norra Eckerö	0,399	147	0,000*
	Södra Eckerö	0,329	103	0,000*
Blåstång	Kumlunge	0,426	239	0,000*
	Norra Eckerö	0,326	147	0,000*
	Södra Eckerö	0,389	103	0,000*
Rödalger	Kumlunge	0,515	239	0,000*
	Norra Eckerö	0,376	147	0,000*
	Södra Eckerö	0,412	103	0,000*
Blåmusslor	Kumlunge	0,223	239	0,000*
	Norra Eckerö	0,318	147	0,000*
	Södra Eckerö	0,372	103	0,000*

Bilaga 3. Normalfördelningen hos arter/samhällen enligt exponeringsgraden. Signifikant avvikande normalfördelningar (Sig. $p < 0,05$) är indikerade med asterisk (*).

Appendix 3. The distribution of species/communities by exposure class. Significantly aberrant normal distributions (Sig. $p < 0.05$) are indicated with an asterisk ().*

Exponeringsklass		Kolmogorov-Smirnov		
		Statistic	df	Sig.
Trådalger	Väldigt skyddad	0,322	87	0,000*
	Ganska skyddad	0,360	177	0,000*
	Skyddad	0,314	123	0,000*
	Ganska öppen	0,352	54	0,000*
	Väldigt öppen	0,300	48	0,000*
Kransalger	Väldigt skyddad	0,533	87	0,000*
	Ganska skyddad	0,532	177	0,000*
Kärlväxter	Väldigt skyddad	0,243	87	0,000*
	Ganska skyddad	0,372	177	0,000*
	Skyddad	0,350	123	0,000*
	Ganska öppen	0,511	54	0,000*
Blåstång	Väldigt skyddad	0,393	87	0,000*
	Ganska skyddad	0,429	177	0,000*
	Skyddad	0,421	123	0,000*
	Ganska öppen	0,406	54	0,000*
	Väldigt öppen	0,305	48	0,000*
Rödalger	Väldigt skyddad	0,538	87	0,000*
	Ganska skyddad	0,502	177	0,000*
	Skyddad	0,496	123	0,000*
	Ganska öppen	0,300	54	0,000*
	Väldigt öppen	0,242	48	0,000*
Blåmusslor	Väldigt skyddad	0,393	87	0,000*
	Ganska skyddad	0,295	177	0,000*
	Skyddad	0,251	123	0,000*
	Ganska öppen	0,198	54	0,000*
	Väldigt öppen	0,185	48	0,000*

Bilaga 4. Normalfördelningen hos arter/samhällen enligt bottenotyp. Signifikant avvikande normalfördelningar (Sig. $p < 0,05$) är indikerade med asterisk (*).

Apendix 4. The distribution of species/communities by bottom substrate class. Significantly aberrant normal distributions (Sig. $p < 0.05$) are indicated with an asterisk ().*

Bottenotyp		Kolmogorov-Smirnov		
		Statistic	df	Sig.
Trådalger	Mjuk	0,379	310	0,000*
	Bland	0,265	136	0,000*
	Hård	0,270	42	0,000*
Kransalger	Mjuk	0,519	310	0,000*
	Bland	0,536	136	0,000*
Kärlväxter	Mjuk	0,391	310	0,000*
	Bland	0,323	136	0,000*
	Hård	0,366	42	0,000*
Blåstång	Mjuk	0,419	310	0,000*
	Bland	0,351	136	0,000*
	Hård	0,322	42	0,000*
Rödalger	Mjuk	0,523	310	0,000*
	Bland	0,318	136	0,000*
	Hård	0,325	42	0,000*
Blåmusslor	Mjuk	0,279	310	0,000*
	Bland	0,227	136	0,000*
	Hård	0,215	42	0,000*

De senaste Forskningsrapporterna från Husö biologiska station:

No 119 2007 PUNTILA, R. Basinventering av potentiellt viktiga *Chara*-vikar på norra Åland. (*Fundamental research of potentially important Chara-bays in northern Åland*).

No 120 2007 MUSTAMÄKI, N. & I. AHLBECK. Fisk- och kräftbestånden i fem åländska sjöar sommaren 2007. Vargsundet, Markusbölefjärden, Långsjön, Östra Kyrksundet och Västra Kyrksundet. (*Fish and crayfish stocks in five lakes in the Åland Islands in the summer of 2007*).

No 121 2008 SÖDERSTRÖM, S. Test av klassificeringsmetoder för Ålands kustvatten enligt EU:s ramdirektiv för vatten – Klorofyll-a och mjukbottenvegetation. (*Testing of classification methods for coastal waters at Åland Islands according to the EU Water Framework Directive – Chlorophyll-a and soft-bottom vegetation*).

No 122 2009 AARNIO, K. Kvalitetsfaktorer för EU:s vattendirektiv i kustområden: bottenfauna. Jämförelse av olika sållstorlek och provtagningsdesign i beskrivandet av bottenfaunasamhällen. (*Quality elements for EU Water Framework Directive in coastal areas: zoobenthos. Comparing different sieve sizes and sampling designs in characterizing the zoobenthic assemblages*).

No 123 2009 PERSSON, J. Uppföljning av kräftbestånden i fyra Åländska sjöar 2008. (*A follow up study of the crayfish populations in four lakes in Åland 2008*).

No 124 2009 NYSTRÖM, J. Basinventering av bottenvegetationen i grunda havsvikar med potentiell förekomst av kransalger i Saltvik, Sund och Föglö, Åland (*An inventory of the underwater vegetation in coastal lagoons with a potential presence of stoneworts in Saltvik, Sund and Föglö, Åland Islands*).

No 125 2009 HÄGGQVIST, K. & J. PERSSON. Uppföljning av fiskbestånden i Vargsundet, Markusbölefjärden, Långsjön, Östra Kyrksundet och västra Kyrksundet, samt kräftpopulationen i Vargsundet. (*A follow-up study of the fish population in lakes Vargsundet, Markusbölefjärden, Långsjön, Östra Kyrksundet and västra Kyrksundet, as well as crayfish population in lake Vargsundet*).

No 126 2010 KIVILUOTO, S. Basinventering av potentiella lekplatser för abborre (*Perca fluviatilis*) och gädda (*Esox lucius*) i grunda vikar på västra och södra Åland. (*Basic survey of shallow bays as potential spawning places and nursery areas for perch (Perca fluviatilis) and pike (Esox lucius) in western and southern Åland*).

No 127 2010 SALO, T.: Kartering av potentiella lekplatser för abborre (*Perca fluviatilis* L.) och gädda (*Esox lucius* L.) i Geta, Sund och Lemland, Åland (*Mapping of possible spawning grounds for perch (Perca fluviatilis L.) and pike (Esox lucius L.) in Geta, Sund and Lemland, Åland Islands*).

No 128 2011 BYSTEDT, S. Kartering av vattenvegetation och klassificering av sjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk enligt EU:s ramdirektiv för vatten. (*Survey of aquatic vegetation and classification of the lakes Markusbölefjärden, Långsjön and Lavsböle träsk according to the EU Water Framework Directive*)

No 129 2011 GREN, M. Makrofyntinventering och klassificering av sjöarna Vargsundet, Östra Kyrksundet, Västra Kyrksundet och Dalkarby träsk enligt EU:s ramdirektiv för vatten. (*Survey of macrophytes and classification of the lakes Vargsundet, Östra Kyrksundet, Västra Kyrksundet and Dalkarby träsk according to the EU Water Framework Directive*)

No 130 2011 KAUPPI, L. Kartering av undervattenvegetation i kustområden i NV och SÖ Åland. (*Mapping of underwater vegetation in coastal areas of NW and SE Åland*).

No 131 2011 Litteraturoversikt av blåmusslans biologi och ekologi i Östersjön. (*A review of the biology and ecology of the blue mussel (Mytilus edulis L.) in the Baltic Sea*).

No 132 2012 ABRAHAMSSON, D. Gösens (*Sander lucioperca* (L.)) förekomst i Ivarskärsfjärden (*The occurrence of pikeperch (Sander lucioperca (L.)) in Ivarskärsfjärden*)

No 133 2013 GRIPENBERG, F. En fältkartering av potentiella yngelområden för gös (*Sander lucioperca* L.) - mätningar av grumlighet och andra miljöparametrar. (*A field survey of potential spawning sites for pikeperch (Sander lucioperca L.) - measurements of turbidity and other environmental parameters*)

No 134 2013 HOLGERSSON, E. Kartering av makrofyter, framtagandet av en klassificeringsmetod för att kunna beräkna ekologisk status för Ålands skärgård och skapandet av miljöövervakningsprogram. (*Survey of macrophytes, the creation of classification methods for calculation of ecological status in archipelago of Åland and creation of an environmental monitoring program*)

No 135 2013 KIVILUOTO, S. Kartering och klassificering av undervattensmiljöer samt tillämpning av informationen på den regionala planeringen. NANNUT-projektet på Åland 2010-2012. (*Surveying and evaluating underwater nature values and applying the knowledge in spatial planning processes. Project NANNUT in Åland 2010-2012*).

(detta nummer, present no)

ISSN: 0787-5460

ISBN: 978-952-12-2946-6

Åbo 2013

Juvenes print