

**FORSKNINGSRAPPORTER  
FRÅN  
HUSÖ BIOLOGISKA STATION**

**No 165 (2023)**



*Anna Ikonen*

**Vattenvegetationen i grunda havsvikar, ett återbesök till  
havsvikar karterade 2002**

*(The water vegetation in shallow bays, a revisit to shallow bays mapped in 2002)*



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](mailto:huso@abo.fi). (Även: Åbo Akademi, Miljö- och marinbiologi, Aurum, Henriksgatan 2, 20500 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](mailto:huso@abo.fi) (Also Åbo Akademi University, Environmental and Marine biology, Aurum, Henriksgatan 2, FIN-20500 Åbo, Finland)

Redaktör/Editor: Tony Cederberg

ISBN 978-952-12-4267-0

ISSN 2954-1468



Erkännande 4.0 Internationell (CC BY 4.0)

## Vattenvegetationen i grunda havsvikar, ett återbesök till havsvikar karterade 2002

*(The water vegetation in shallow bays, a revisit to shallow bays mapped in 2002)*

**Anna Ikonen**

Husö biologiska station, Åbo Akademi

22220 Emkarby, Åland, Finland

### **Abstract**

*During the summer and autumn of 2022, a vegetation mapping of 12 shallow bays around the Åland Islands was carried out as a request from the government of Åland and Åbo Akademi University. Most of the shallow bays had not been investigated since 2002. This vegetation mapping was a revisit to these areas to be able to investigate what had happened in 20 years. Some of these shallow bays are eutrophicated and others are not. The eutrophication level might also have changed in 20 years. Some species dominate eutrophicated areas and they can outcompete the less adaptable species. When the nutrient concentration increases the species that can fastest absorb and use these nutrients are favored. When investigating the water vegetation in shallow bays, there are some species that clearly indicate a healthy bay and others that indicate a bay in a bad shape. Charophytes, like Chara tomentosa, C. baltica and many others, are common species in non-eutrophicated and clear water. Filamentous algae and Myriophyllum sp. are common in eutrophicated areas. The mapping was done by diving to the bottom along a marked transect every 10 meters of the transect. The species found inside a 50 cm x 50 cm square were identified and the coverage of the different species was estimated. When comparing the data from the 2002 mapping with the 2022 mapping the state of most of the shallow bays have gotten worse. The coverage rate of charophytes in most of the shallow bays has decreased drastically since 2002. Instead, the coverage of for example Stuckenia pectinata has increased.*

# Innehåll

1 Inledning .....	1
2 Material och metoder .....	2
2.1 Undersökningsområde .....	2
2.2 Utförandet av karteringen samt vattenprovtagning .....	2
3 Resultat .....	3
3.1 Hydrografiska parametrar .....	3
3.1.1 Grumlighet .....	3
3.1.2 Salthalt .....	4
3.2 Resultat av karteringen av samtliga grunda havsvikar .....	5
3.2.1 Svanvik .....	5
3.2.2 Lisström .....	5
3.2.3 Notgrund .....	6
3.2.4 Andholmssund .....	7
3.2.5 Bågskär .....	8
3.2.6 Hemviken .....	9
3.2.7 Hamnfladan .....	10
3.2.8 Fladan .....	11
3.2.9 Gloet .....	12
3.2.10 Mjärdvik .....	12
3.2.11 Norrfladan .....	13
3.2.12 Nordanmellan .....	14
4 Diskussion .....	15
4.1 Grumlighet .....	15
4.2 Salthalt .....	16
4.3 Skillnader i artdiversiteten i samtliga havsvikar .....	16
4.3.1 <i>Chara tomentosa</i> .....	17
4.3.2 <i>Najas marina</i> .....	18
4.3.3 <i>Ceratophyllum demersum</i> .....	19
4.3.4 <i>Stuckenia pectinata</i> .....	19
4.4 Trådalgsförekomst .....	20
5 Konklusioner .....	21
6 Tillkännagivanden .....	21
7 Referenser .....	22

# 1 Inledning

Under sommaren och hösten 2022 utfördes vegetationskartering i 12 grunda havsvikar runtom Åland av uppdrag från Ålands Landskapsregering. Dessa grunda havsvikar med vissa undantag hade inte karterats sedan 2002. Havsvikarna var utspridda över hela Åland (se fig. 1) och storleken och djupet på havsviken varierade mycket från havsvik till havsvik.

En grundhavsvik är indelad i förstadie till flada, flada, gloflada eller glo beroende på hur mycket kontakt den har med vattnet runtom (APPELGREN & MATTILA 2005). Grunda havsvikar räknas som viktiga områden för ekologisk artdiversitet och vissa makrofyter som hittas i dessa miljöer är rödlistade. Grunda havsvikar är också viktiga lekområden för fisk (SNICKARS et al. 2009).

Under de senaste åren har artdiversiteten hos vattenvegetationen ändrats. Den största orsaken till ändringen har visat sig vara den ökade mängden av kväve och fosfor i vattnet. En ökad näringsämneshalt orsakar övergödning, vilket gynnar vissa makrofyter och missgynnar andra. Arter som gynnas är snabbväxande trådalger, exempelvis grönslick (*Cladophora glomerata*), medan arter som blåstång (*Fucus vesiculosus*) missgynnas av en ökad näringsämnesmängd. På grund av övergödningen har också maximidjupet för makrofyternas distribution minskat (KRAUSE-JENSEN et al. 2008) detta som en följd av en ökad grumlighetsgrad av vattnet, vilket i sin tur leder till minskning i den eufotiska zonens djuputbredning (RINNE et al. 2011). Det har till exempel visat sig att om siktdjupet sjunker under 0,4 meter försvinner alla kransalger från området (BLINDOW 2000).

Också förändringar i vattentemperaturen och surheten av vattenmassan har visats inverka på artdiversiteten av makrofyter. Med en ökad temperatur och ökad mängd koldioxid i atmosfären utsätts vattenvegetationen för en ökad mängd stress vilket påverkar reproduktion och tillväxt (KOCH et al. 2013). Östersjön och alla andra vattenmassor fungerar som kolsänkor, vilket betyder att de lagrar koldioxid. Enligt beräkningar kan koldioxidhalten i atmosfären öka till 1000 ppm fram till år 2100 (FABRY et al. 2006). Idag (januari 2023) är koldioxidhalten i atmosfären ungefär 420 ppm (året innan var koldioxidhalten 419 ppm vid samma tidpunkt) (Earth's CO2 Home Page, <https://www.co2.earth/>). Som en konsekvens av en ökad koldioxidhalt i vattnet ökar, mängden av vätejoner (H<sup>+</sup>) vilket sänker vattnets pH. Ifall att förutsägelsen att koldioxidhalten i atmosfären skulle öka till 1000 ppm fram till år 2100 förväntas pH sjunka med 0,3–0,4 pH enheter fram till år 2100 (KOCH et al. 2013).

Också isen inverkar på vattenvegetationen genom att vattenvegetationen närmast ytan förstörs av isen när isen skrapar sönder dem. Vattentemperaturen i Östersjön förväntas höjas med 3–5 °C fram till 2100 (JONSSON et al. 2018). Som en följd av en ökande vattentemperatur förväntas istäcket att minska med 60–80 % fram till år 2100 (JONSSON et al. 2018).

Också den ökande mängden av vass, mestadels bladvass (*Phragmites australis*), och igenväxning av områden har påverkat vattenvegetationen i grunda havsvikar negativt. Bladvassen använder upp all

näring från vattnet och orsakar näringsämnesbrist för arter med en långsammare näringsämnesupptagning.

Syftet med denna rapport är att jämföra vattenvegetationen med den karteringen som utfördes 2002 i ett urval havsvikar. Detta för att kunna undersöka ifall vattenvegetationens utbredning och diversitet har förändrats på 20 år. Eftersom detta är ett återbesök, följs tidigare undersökningsmetoder, enhetligt genom hela karteringen.

## **2 Material och metoder**

### **2.1 Undersökningsområde**

De undersökta havsvikarna är Svanvik, Lisström, Notgrund, Andholmssund, Bågsjär, Hemviken, Hamnfladan, Fladan, Gloet, Mjärdvik, Norrfladan och Nordanmellan (fig. 1). Sunnanmellan lämnades bort på grund av väldigt små mängder av vegetation under undersökningen 2002. Alla dessa havsvikar förutom Andholmssund, Gloet, Hamnfladan, Mjärdvik, Norrfladan och Notgrund har senast karterats år 2002.

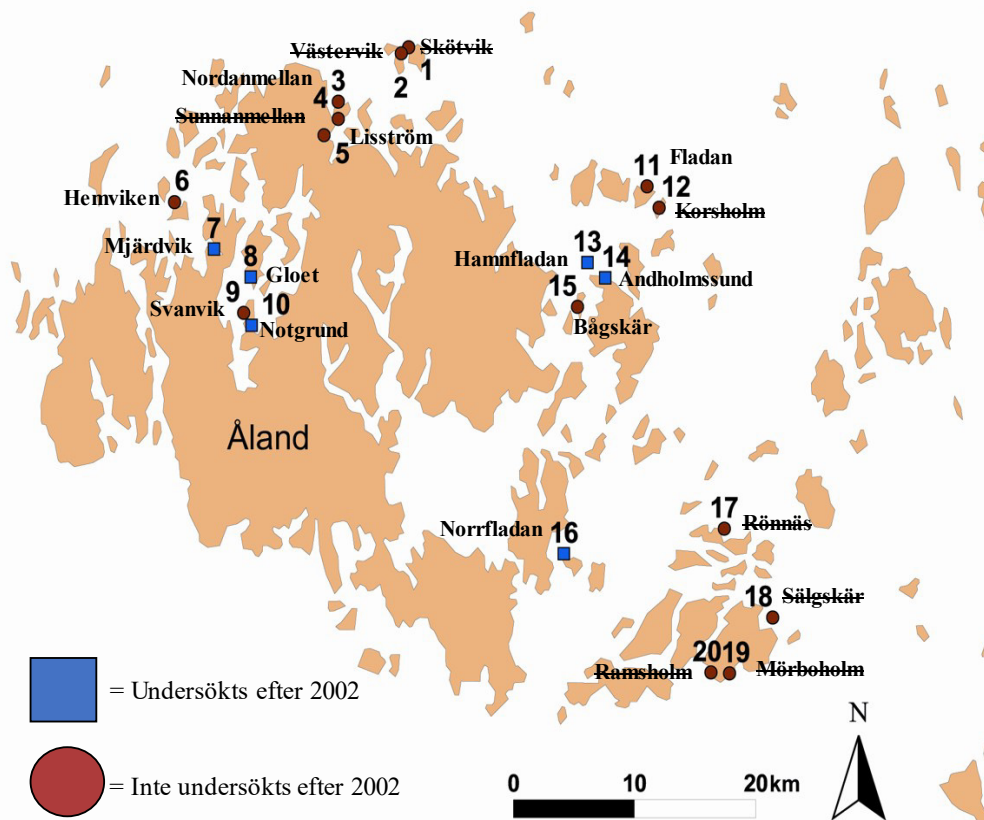
### **2.2 Utförandet av karteringen samt vattenprovtagning**

Karteringen gjordes genom att följa de transektkoordinater samt antal transekter som använts 2002 och placera ut en transektlinja från startkoordinat till slutkoordinat för varje transekt i samtliga havsvikar. Varje transekts start- och slutkoordinater bestämdes med GPS. Karteringen utfördes genom att snorkla ner till botten var 10:e meter längs den utplacerade transektlinan. En 50 cm x 50 cm metallruta placerades ut i botten var 10:e meter längs transektlinan. En metallruta placerades alltid ut i startpunkten av transekten och i slutet ifall avståndet till följande transektruta var mer än fem meter. Arterna innanför rutan artbestämdes och deras procentuella täckningsgrad uppskattades visuellt. I sådana fall att en makrofytt inte kunde artbestämmas i fält, togs ett sampel av arten med och undersöktes under mikroskop på Husö biologiska station. Djupet för transekten bestämdes med en tiondels meters noggrannhet med ett ekolod. I sådana fall att ekolodet inte gav ett trovärdigt resultat, till exempel på grund av för grunt vatten eller för mycket trådalger, uppskattades djupet manuellt med hjälp av lod.

Tidigare metoder för kartering och vattenprovtagning följdes så långt som möjligt. Vissa metoder uppdaterades ändå till bättre metoder så att arbetet skulle löpa fortare och enklare.

Ifrån tre slumpmässiga platser i varje havsviks centrala delar undersöktes grumligheten genom att fylla en 250 ml flaska med ytvatten ifrån varje punkt. Till detta användes en Limnos vattenhämtare. Flaskan var inlindad i svart plast för att undvika reaktioner med solljus. Ifrån samma positioner bestämdes också temperatur och salthalt samt siktdjupet. Temperaturen sågs direkt ifrån Limnos vattenhämtaren medan för analys av salthalt fylldes tre 250 ml glasflaskor för analys i labbet.

Salthalten och grumligheten analyserades direkt vid ankomst till Husö biologiska station. För analys av salthalt användes en konduktivitetsmätare och sedan ett program som räknade om konduktivitetsvärdet till Practical Salinity Units (PSU). För grumlighetsanalysen användes en grumlighetsmätare. För analysen användes en liten glaskyvet som fylldes med vatten från en av grumlighetsflaskorna i taget. Glaskyvetten sattes i grumlighetsmätaren och den gav grumlighetsgraden i enheten Nephelometric Turbidity Units (NTU).



Figur 1. Karta över de besökta grunda havsvikarna. De grunda havsvikar som är märkta med en blå fyrkant har karterats efter 2002 medan de som är märkta med en röd cirkel har inte karterats efter 2002.

Figure 1. A map with the visited shallow bays. If the shallow bay is marked with a blue square the bay has been visited after 2002 and if the shallow bay is marked with a red circle the bay has not been visited since 2002.

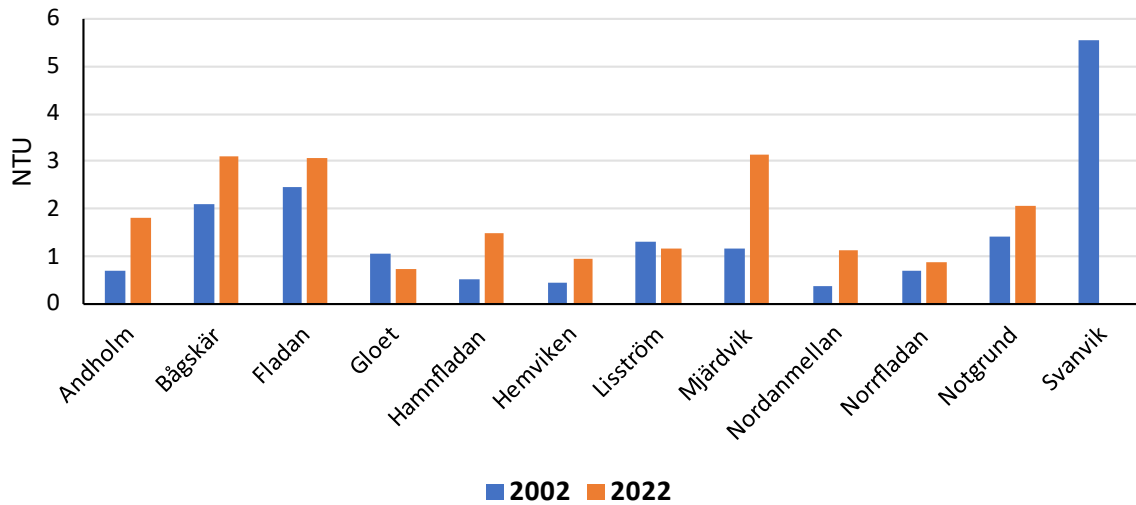
## 3 Resultat

### 3.1 Hydrografiska parametrar

#### 3.1.1 Grumlighet

Grumligheten i samtliga havsvikar har ökat på 20 år (fig. 2). Grumlighetsgraden i Svanvik 2022 mättes inte, vilket är orsaken till att Svanvik inte har en stapel för karteringen år 2022. Den största ökningen i grumlighetsgrad, borträknat Svanvik, hade skett i Mjärdvik. Den största uppmätta grumligheten 2022 fanns i Mjärdvik (3,15 NTU). Den lägsta uppmätta grumligheten 2022 fanns i Gloet (0,74 NTU).

## Grumlighet

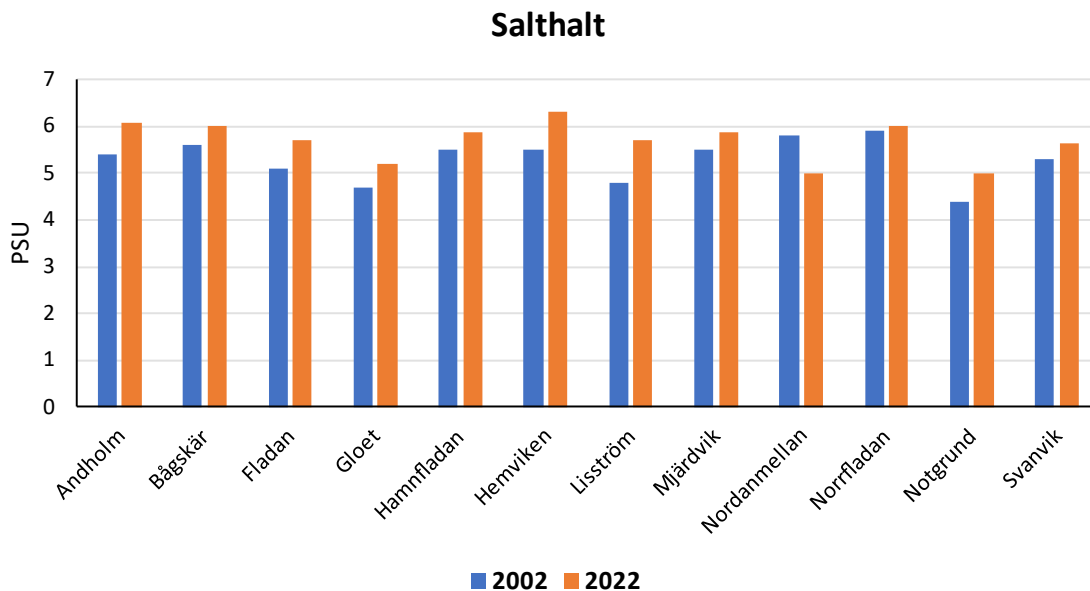


Figur 2. Grumligheten år 2002 och 2022 för samtliga karterade havsvikar. Dessa värden är medeltalet av de tre provpunkterna.

Figure 2. Turbidity in the years 2002 and 2022 for every mapped shallow bay. These values are the mean of the three sample points.

### 3.1.2 Salthalt

Salthalten i havsvikarna låg mellan 5 och 6 PSU år 2022 (fig. 3). Salthalten i alla andra karterade havsvikar förutom Nordanmellan hade ökat något sedan 2002. Den högsta uppmätta salthalten 2022 fanns i Andholmssund (6,07 PSU) och den lägsta uppmätta salthalten 2022 fanns i Nordanmellan (4.98 PSU).



Figur 3. Salthalten år 2002 och 2022 för samtliga karterade havsvikar. Dessa värden är medeltalet av de tre provpunkterna.

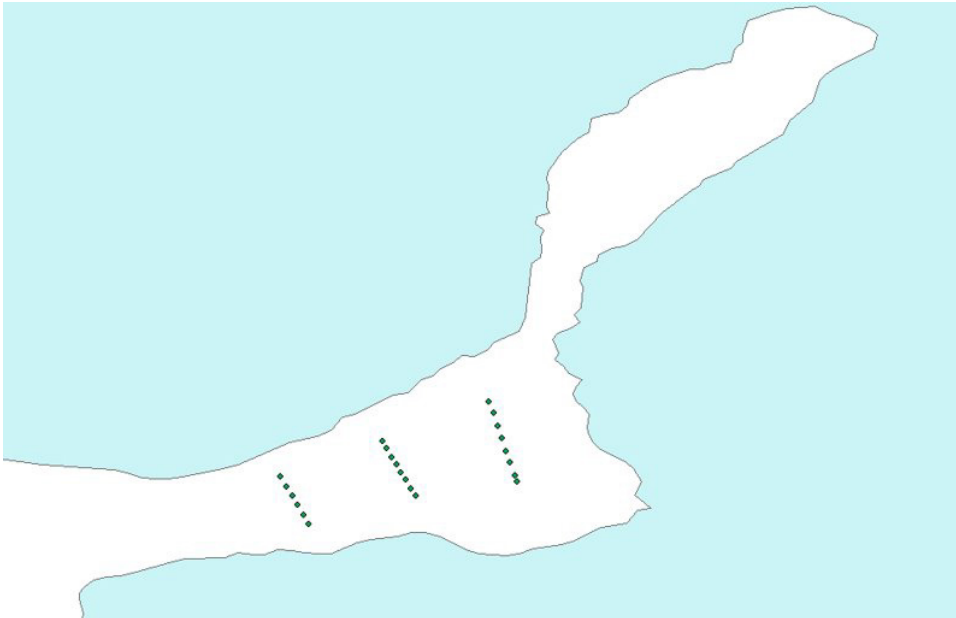
Figure 3. The salinity in the years 2002 and 2022 for every mapped shallow bay. These values are the mean of the three sample points.



## 3.2 Resultat av karteringen av samtliga grunda havsvikar

### 3.2.1 Svanvik

Svanvik (fig. 4) undersöktes 11.07.2022. Området var mycket grunt (max 0,9 meter). Området hade inte karterats sedan 2002 och meningen var att använda exakt samma koordinater under återbesöket. På grund av en ökad mängd *P. australis* kunde inte exakt samma koordinater användas utan transekterna drogs så nära de ursprungliga koordinaterna som möjligt. Artsammansättningen hade ändrats drastiskt sedan 2002. År 2002 dominerades området av kransalger (mestadels rödsträse *Chara tomentosa*) medan inga kransalger kunde hittas under återbesöket. Området dominerades i stället av svartskinna (*Vaucheria dichotoma*), hornsärv (*Ceratophyllum demersum*) och borstnate (*Stuckenia pectinata*). I enstaka transektur hittades havsnajas (*Najas marina*) vilket är en art som trivs i grunt och bräckt vatten. Området innehöll också en hel del trådalger, till exempel grönslick (*Cladophora glomerata*), vilka har en tendens att kväva annan vegetation. Botten var täckt av ett tjockt lager av anoxisk gyttja (så kallat syrefri botten eller död botten) som till och med ställvis hade en svagt magentaskiftande färg.

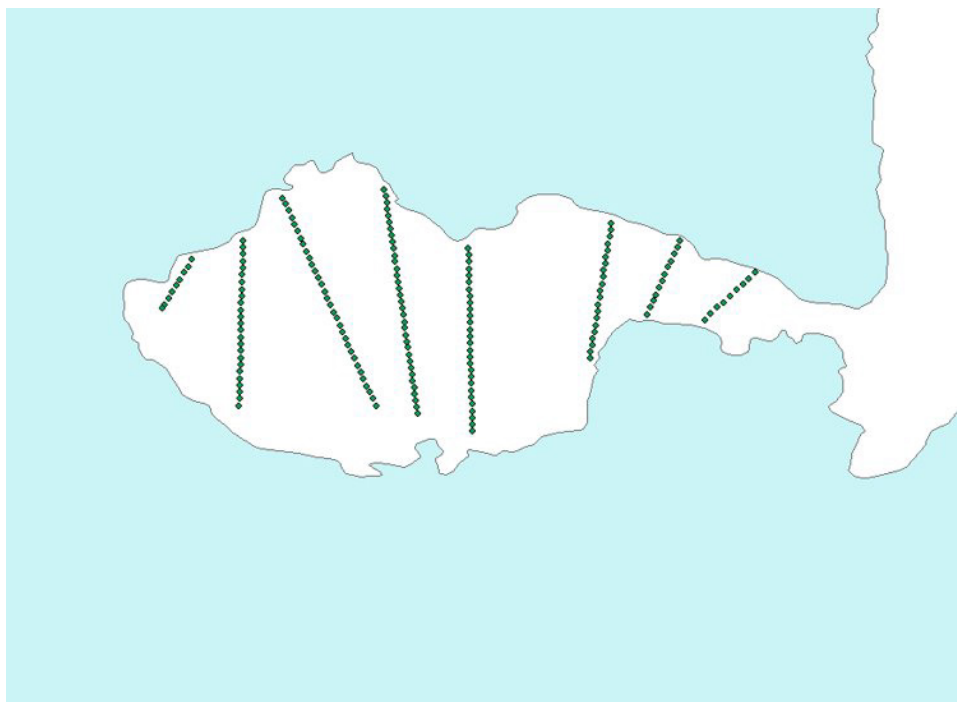


Figur 4. Karta över Svanvik där de karterade transekterna syns.  
Figure 4. Map over Svanvik where the mapped transects are shown.

### 3.2.2 Lisström

Lisström (fig. 5) karterades 18.07.2022, 19.07.2022 och 21.07.2022. Lisström hade ett djup som varierade mellan 0,3 meter och 2,9 meter. Lisström såg delvis mycket välmående ut medan det ställvis fanns helt bara bottnar. De arter som dominerade Lisström i de välmående delarna var kransalger. Den kransalgen som hade den största utbredningen var grönsträse (*Chara baltica*). Det fanns ett cirka 100 meter långt område som var helt täckt av *C. baltica*. När denna information jämförs med karteringen 2002 såg det ungefär lika ut idag. Det djupaste *C. baltica* kunde hittas på 2,6 meter, vilket är positivt. Ställvis fanns det också stora mängder av *C. tomentosa* samt *N. marina*. Ställvis dominerade istället *S. pectinata* och också rikligt av *C. demersum* kunde hittas ställvis. Mängden trådalger i området varierade mycket från inga (0) till en kvävande mängd (4). Dessa resultat tyder att Lisström till stora delar mår

mycket bra medan den ställvis mår dåligt. Det att välmående kransalger hittades i stora delar av Lisström tyder på en god vattenkvalitet. I de sämsta områdena fanns det nästan ingen växtlighet alls och på ett ställe kunde också några döda fiskar noteras. Om fiskarna har dött på grund av syrebrist eller av annan orsak kunde inte avgöras. Vattnet i Lisström har en kontakt med havet på östra sidan men annars är den omringad av land. Mängden *P. australis* hade ökat i Lisström vilket gjorde att precis samma koordinater som använts 2002 inte kunde följas.

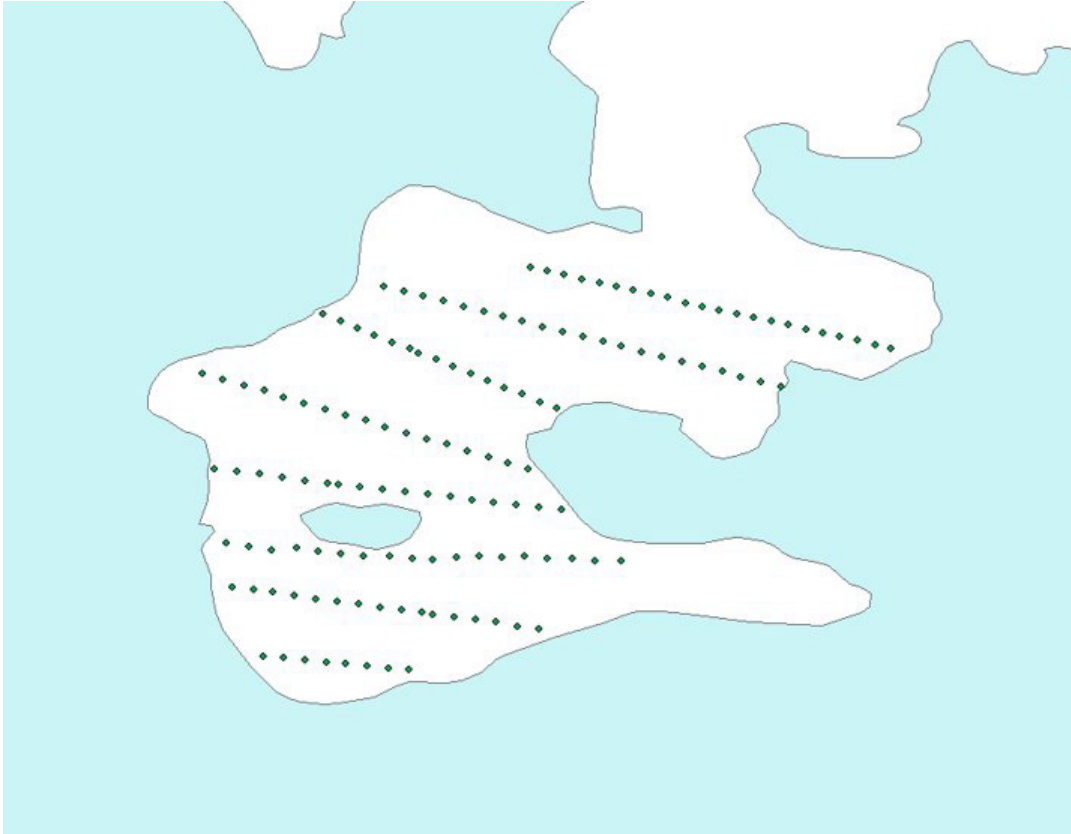


Figur 5. Karta över Lisström där de karterade transekterna syns.

Figure 5. Map over Lisström where the mapped transects are shown.

### 3.2.3 Notgrund

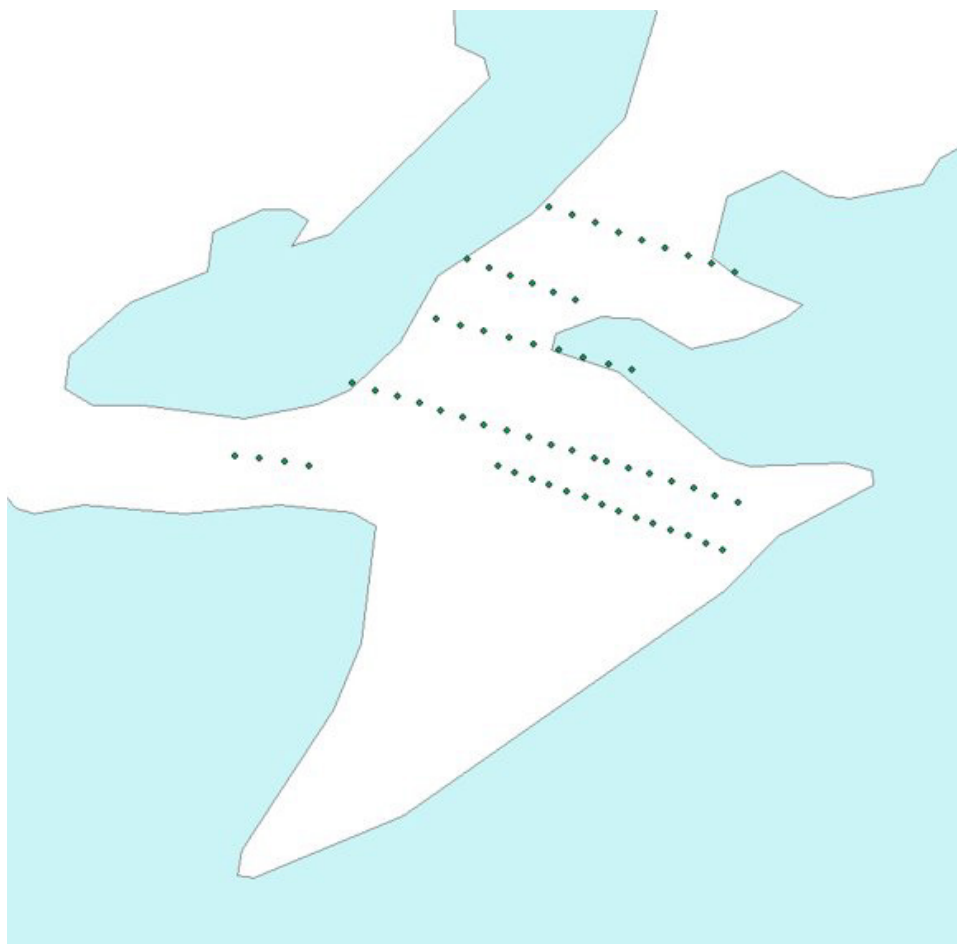
Notgrund (fig. 6) karterades 28.07.2022 och 29.07.2022. Den största skillnaden mellan 2002 och 2022 var att mängden *C. tomentosa* hade minskat drastiskt. Utbredningen i en ruta 2002 av *C. tomentosa* kunde vara upptill 90 % medan 2022 var utbredningen i en ruta högst 30 % men oftast 5–10 %. Medeltalet av *C. tomentos* utbredning 2002 var cirka 60 % medan 2022 var medeltalet av utbredningen under 10 %. Utbredningen av kransalger hade överlag minskat med över hälften sedan 2002. Området hade förändrats från *C. tomentosa* dominerat till *N. marina* dominerat. *N. marina* är dock en art som är väldigt oförutsägbar och dess utbredning kan variera mycket från år till år. Också mängden *S. pectinata* hade ökat drastiskt. Allt detta tyder på en sämre vattenkvalitet och syrefria bottnar. *P. australis* hade inte tagit över stora delar av havsviken och transekterna var ungefär lika långa som 2002. Sikt djupet var cirka 1,6 meter och maximidjupet i Notgrund var 2,0 meter. I Notgrund hittades också enstaka individer av raggsträffe (*C. horrida*), vilket är en rödlistad art.



Figur 6. Karta över Notgrund där de karterade transekterna syns.  
 Figure 6. Map over Notgrund where the mapped transects are shown.

### 3.2.4 Andholmssund

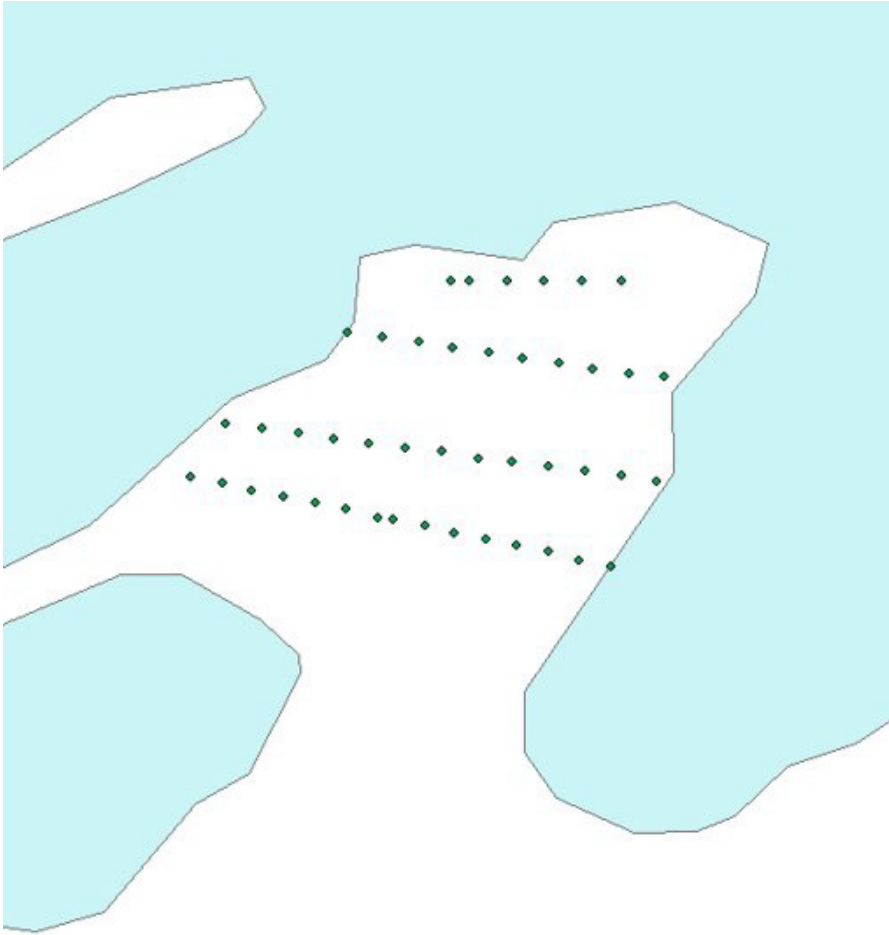
Andholmssund (fig. 7) karterades 03.08.2022. Andholmssund var grunt med maximidjup på 2,0 meter. Botten var delvis sandbotten medan en del var gyttja. Minskningen av *C. tomentosa* mellan 2002 och 2022 är drastisk. *C. tomentosa* dominerade största delen av transekterna och rutorna 2002 medan 2022 fanns det enstaka transekrutor med en täckningsgrad på mellan 5 och 15 %. Mängden *N. marina* i sin tur har ökat i ungefär den mängden som *C. tomentosa* minskat. *S. pectinata* har ungefär hållit samma utbredning sedan 2002. Mängden *C. demersum* hade ökat en hel del sedan 2002. Trådalgsförekomsten ställvis var på kvävande nivå medan det fanns ställen utan någon trådalgsförekomst. 2002 hittades havsrufse (*Tolypella nidifica*) i enstaka karteringsrutor medan 2022 kunde den inte hittas alls. Siktdjupet i Andholmssund var mellan 1,5 och 0,8 meter.



Figur 7. Karta över Andholmssund där de karterade transekterna syns.  
 Figure 7. Map over Andholmssund where the mapped transects are shown.

### 3.2.5 Bågskär

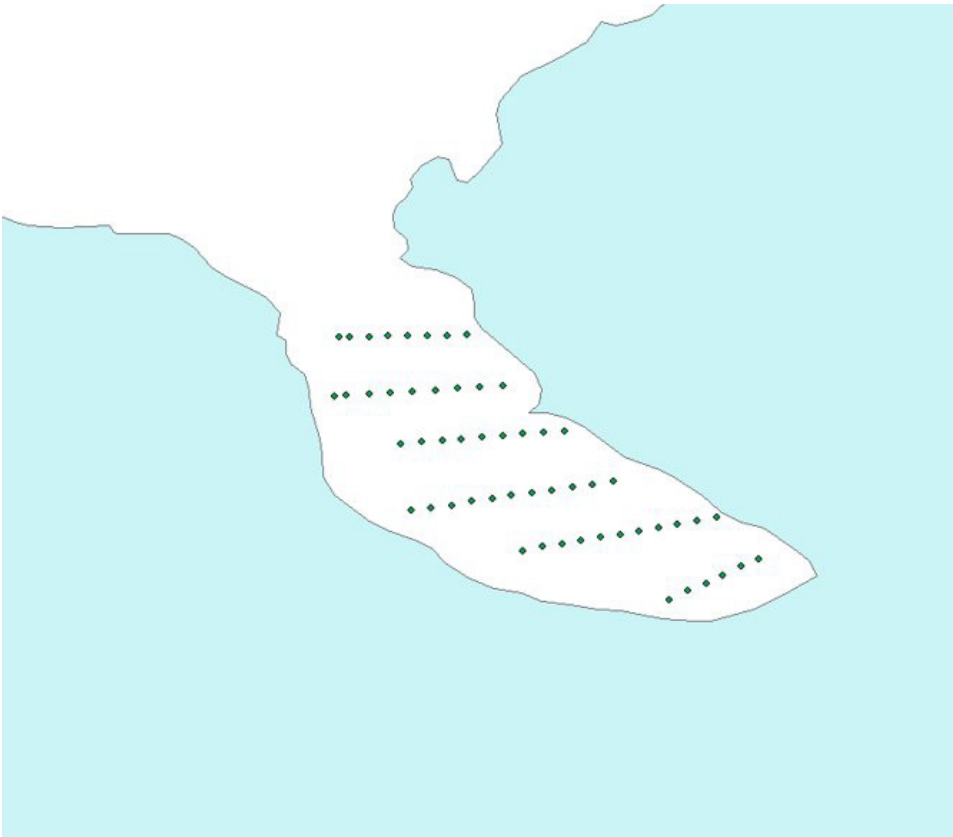
Bågskär (fig. 8) karterades 04.08.2022. Maximidjupet i Bågskär var 1,6 meter och siktdjupet var 0,5 meter. På grund av det dåliga siktdjupet var det lite problematiskt att se botten utan att gå helt fast i botten. Detta gjorde att gyttjan i botten blandades och ytterligare försvårade sikten. År 2002 fanns det inte ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) i havsviken medan 2022 innehöll vissa transekturor en täckningsgrad av *P. perfoliatus* på över 50 %. År 2002 fanns det absolut ingen knoppslinga (*Myriophyllum sibiricum*) eller axslinga (*Myriophyllum spicatum*) medan dessa två var dominerande arter på största delen av transekterna 2022. Allt detta tyder på att Bågskär är ordentligt övergött och inte mår bra. Utbredningen av *P. australis* hade ökat drastiskt sedan 2002. Två av de fyra transekterna borde ha varit 120–140 meter långa enligt 2002, medan 2022 var transekterna 60 meter långa. Orsaken var att fast den rätta nord/sydkoordinaten kunde fås så kunde inte den rätta öst/västkoordinaten fås på grund av Bladvassen. Det att skillnaden mellan 2002 och 2022 är så stor kan bero på olika orsaker.



Figur 8. Karta över Bågsjär där de karterade transekterna syns.  
 Figure 8. Map over Bågsjär where the mapped transects are shown.

### 3.2.6 Hemviken

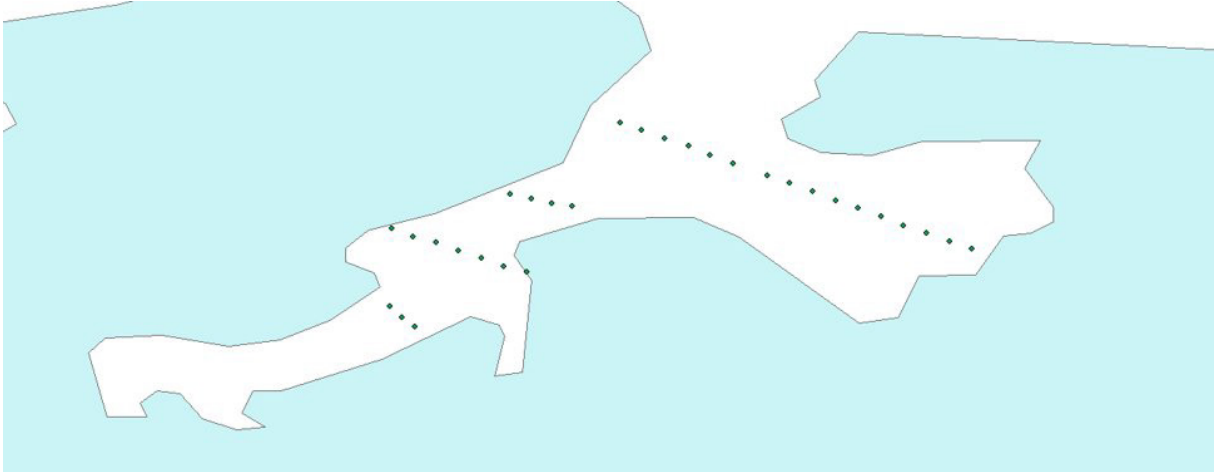
Hemviken (fig. 9) karterades 10.08.2022. Området var väldigt grunt med ett maximidjup på 0,8 m. Ställvis var området så grunt att det inte ens gick att ro. I sådana fall utfördes transekten gåendes delvis med och delvis utan transektlina. Ställvis fanns det en otroligt stor mängd trådalger vilket gjorde att sikten var dålig. Under och delvis emellan en tjock matta av trådlager växte det en hel del *C. tomentosa* och hårsträfsse (*C. canescens*). Under 2002 fanns det en hel del blåstång (*Fucus vesiculosus*) ställvis medan mängden *F. vesiculosus* på samma transekt 2022 var mycket mindre. Det fanns dock ännu *F. vesiculosus* kvar. Under 2002 fanns *C. tomentosa* på alla transekter, delvis också rikliga mängder, medan 2022 fanns den inte på de två yttersta transekterna (F och E). 2002 fanns det ingen höstlånke (*Callitriche hermaphrodita*) medan det 2022 fanns ett cirka 20 meters område som dominerades av den på en av transekterna (D).



Figur 9. Karta över Hemviken där de karterade transekterna syns.  
 Figure 9. Map over Hemviken where the mapped transects are shown.

### 3.2.7 Hamnfladan

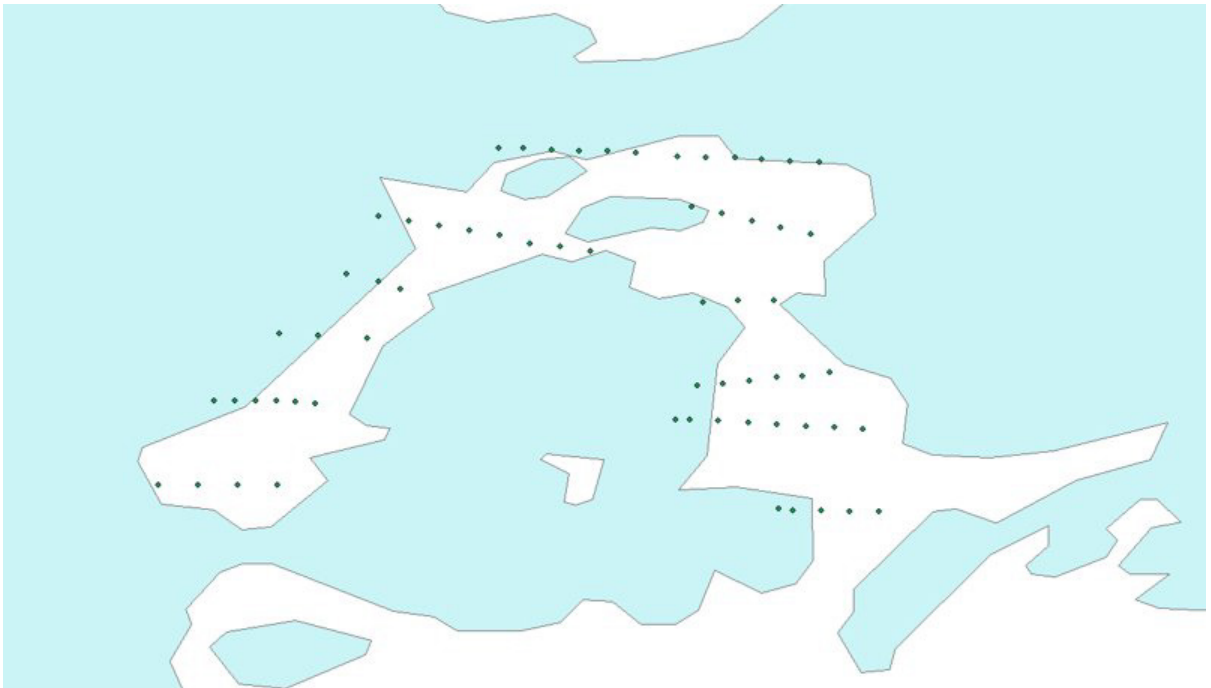
Hamnfladan (fig. 10) karterades 11.08.2022. Områdets maximidjup var 2,5 meter och siktdjupet var mellan 1,4 och 1,9 meter. Mängden *Myriophyllum* sp. hade minskat en del sedan 2002. 2022 hittades ingen hårsärv (*Zannichellia palustris*) medan det fanns lite av den 2002 i enstaka transektutor. Under karteringen 2002 hittades en transekturuta med en liten mängd *F. vesiculosus* medan 2022 fanns det några fler transektutor med den och en av transekturorna innehöll cirka 80 % av den. Denna transekt kunde dock inte följas exakt på grund av vinden så kan vara att detta är ett missvisande resultat. En av transekturorna på transekt A innehöll cirka 80 % säv (*Scirpus lacustris*) medan det inte fanns säv i någon transekturuta 2002. Inte heller någon *P. australis* kunde hittas i transekturorna 2002 medan det 2022 fanns *P. australis* i flera transektutor. Mängden *S. pectinata* hade ökat i området på 20 år. Mängden *P. perfoliatus* hade hållits ungefär lika sedan 2002. 2002 fanns det ingen *C. demersum* medan enstaka transektutor innehöll det 2022. Mängden *N. marina* hade ökat en del sedan 2022. Koordinaterna för transekterna var lite komplicerade att följa på grund av hård vind. Detta kan ha gett något avvikande resultat när de exakta koordinaterna inte kunde fås.



Figur 10. Karta över Hamnfladan där de karterade transekterna syns.  
 Figure 10. Map over Hamnfladan where the mapped transects are shown.

### 3.2.8 Fladan

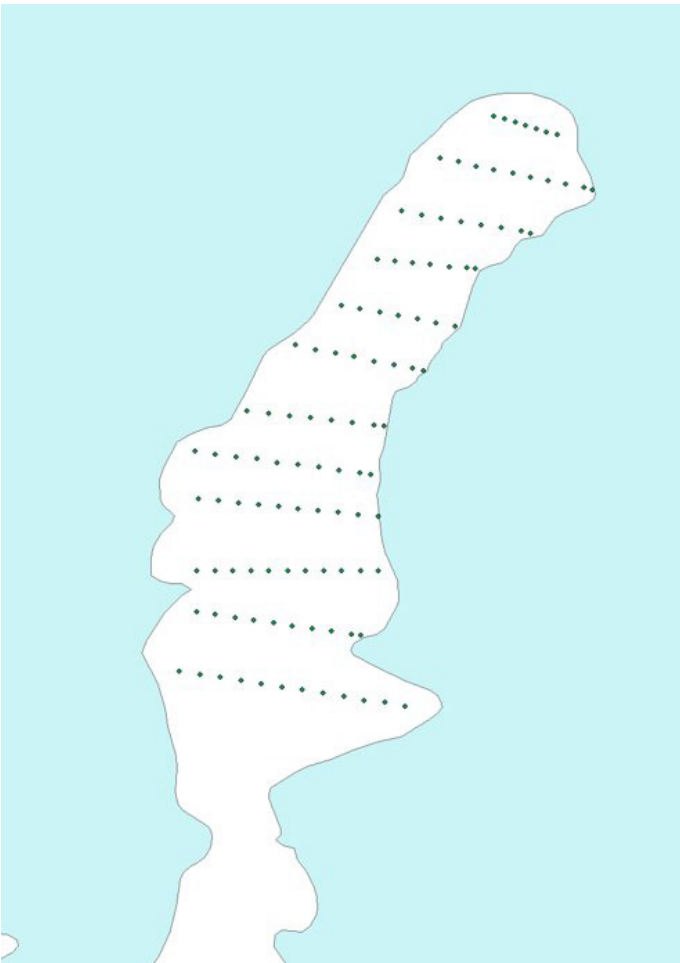
Fladan (fig. 11) karterades 25.08.2022. Fladan hade ett maximidjup på 1,7 meter men hade till största delen ett djup på cirka 0,5 meter. De arter som dominerade vattenvegetationen var *N. marina*, *S. pectinata* och *M. spicatum* men också *C. demersum* fanns ställvis rikligt. Mängden *M. spicatum* hade ökat drastiskt sedan 2002. Under 2002 fanns det en hel del tomma transektutor medan mängden av dem var mycket lägre 2022. Transekterna sattes ut så nära de koordinater som använts 2002 men också landmärken användes som riktgivare för koordinaterna var delvis otydliga eller oexakta. 2002 hittades *Z. palustris* i vissa transektutor medan 2022 hittades den inte alls.



Figur 11. Karta över Fladan där de karterade transekterna syns.  
 Figure 11. Map over Fladan where the mapped transects are shown.

### 3.2.9 Gloet

Gloet (fig. 12) karterades 30.08.2022 och 31.08.2022. Gloet hade ett minimidjup på 0,30 m och ett maximidjup på 3,5 m. De djupaste ställena var nästan helt tomma, innehållande enbart anoxiskt sediment. Artdiversiteten i Gloet var låg och dominerades av *S. pectinata* och *C. tomentosa*. Ställvis fanns det också stora mängder *N. marina*. Förutom dessa arter fanns det små mängder av *C. baltica* och *P. australis*. För att komma in i Gloet skulle man ta sig igenom ett över 150 meter långt tjockt Bladvassbälte. Botten i Gloet var sediment och delvis anoxiskt. Siktdjupet i Gloet var bra och vattentemperaturen vid karteringstillfället var nära 19 °C. Gloet var en av de havsvikar som hade den lägsta salthalten (medeltal på 5,19 PSU). Grumligheten i Gloet var en av de lägsta med ett medeltal på 0,74 NTU.



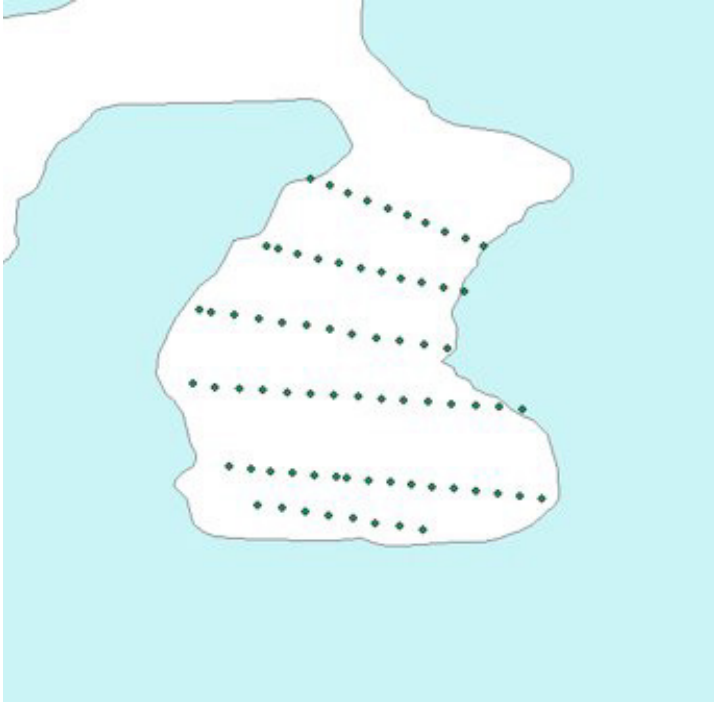
Figur 12. Karta över Gloet där de karterade transekterna syns.  
 Figure 12. Map over Gloet where the mapped transects are shown.

### 3.2.10 Mjärdvik

Mjärdvik (fig. 13) karterades 06.09.2022. Mjärdvik hade ett djup mellan 0,7 och 2,6 meter. Karteringen försvårades av den höga grumligheten i vattnet. Vid analysering av grumligheten var NTU värdet i medeltal över 3 och siktdjupet var 0,75 meter. Vattnet var så grumligt att inget kunde ses innan man var



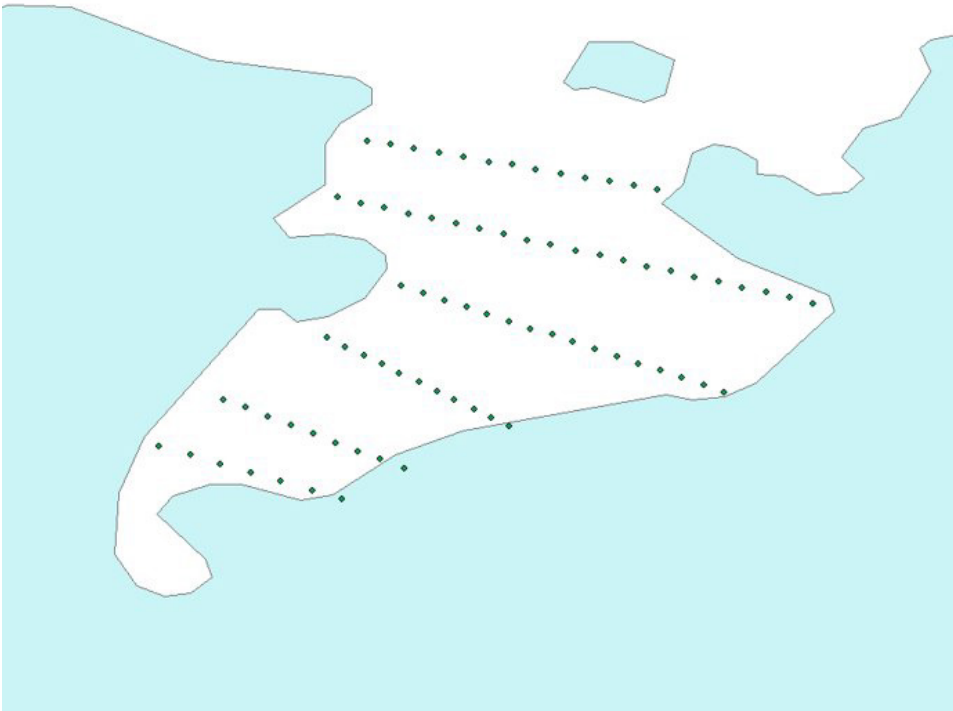
fast vid botten. Botten var anoxisk gytta. Vattentemperaturen var kring 16 °C. Det fanns många tomma transektutor på de djupaste djupen, vilket det också fanns 2002. *C. tomentosa* fanns det rikligt av ställvis i ungefär samma mängd som 2002. 2002 fanns det rikligt med *N. marina* medan 2022 fanns det endast i en av transektutorna. Mängden *C. demersum* och *M. spicatum* hade ökat från 0 till 25 % täckningsgrad i några transektutor. Mängden *S. pectinata* hade hållits ganska lika sen 2002 där den båda tidpunkterna var den dominerande arten. *P. australis* hade inte spritt ut sig i någon stor utsträckning och transekterna var ungefär lika långa som för 20 år sedan.



Figur 13. Karta över Mjärdvik där de karterade transekterna syns.  
Figure 13. Map over Mjärdvik where the mapped transects are shown.

### 3.2.11 Norrfladan

Norrfladan (fig. 14) karterades 22.09.2022. Norrfladan hade ett djup mellan 0,2 meter och 3 meter. Vattnet var klart och temperaturen vid karteringstillfället var cirka 12,3 °C. Ingen *C. tomentosa* kunde påträffas i området vid någotdera karteringstillfälle. *N. marina* var också helt borta från området 2002 och 2022. Under 2002 togs inte en del av de arter som nu påträffades i beaktande. Orsaken kunde vara att dessa inte fanns i området under den tiden eller så räknades de inte med i resultaten. Sådana arter som påträffades under sommarens kartering var östersjösallat (*Monostroma baltica*), tarmalg (*Enteromorpha intestinalis*), smalskägg (*Dictyosiphon foeniculaceus*) och rosenslick (*Polysiphonia stricta*). Norrfladan hade mer marina arter än många av de andra havsvikarna och hade en bred mynning.



Figur 14. Karta över Norrfladan där de karterade transekterna syns.  
 Figure 14. Map over Norrfladan where the mapped transects are shown.

### 3.2.12 Nordanmellan

Nordanmellan (fig. 15) karterades 27.09.2022. Området var grunt med ett minimidjup på 0,2 m och ett maximidjup på 1,2 m. Området innehöll till största delen döda växter som var omöjliga att artbestämma. Mängden rutor med *C. tomentosa* hade ökat 4 % till 10% medan medeltäckningsgraden av *C. tomentosa* i rutorna hade minskat från 10 % till 2,5 %. *N. marina* hade minskat sin utbredning med cirka 15 %. År 2002 hittades ingen *M. spicatum* i området medan 2022 fanns det cirka 13 % av den. Utbredningen av *S. pectinata* hade minskat med cirka 8 %. Ställvis i havsviken låg vattennivån så låg att botten var ovanom vattenytan. I dessa områden hade botten krackelerat. På grund av det ovanligt låga havsvattenståndet under sommaren antas att havsviken antagligen har varit åtminstone delvis uttorkad under en längre period under sommaren. Vattentemperaturen i Nordanmellan under karteringstillfället var cirka 12,4 °C och grumligheten var kring 1,13 NTU. Nordanmellan hade den lägsta salthalten av alla karterade havsvikar med en salthalt på cirka 4,98 PSU.



Figur 15. Karta över Nordanmellan där de karterade transekterna syns.  
 Figure 15. Map over Nordanmellan where the mapped transects are shown.

## 4 Diskussion

### 4.1 Grumlighet

Grumligheten i de karterade havsvikarna varierade mellan 0,7 NTU och 3,2 NTU. Den havsviken med den högsta uppmätta grumligheten var Mjärdvik medan den lägsta grumlighetsgraden noterades i Gloet. En ökad grumlighet är antagligen beroende av en ökad övergödningsgrad. När man jämför grumligheterna mellan åren 2002 och 2022 kan en tydlig ökning i grumlighetsgrad ses i alla havsvikar. Svanviks grumlighet anlyserades inte år 2022. Den högsta grumlighetsgraden år 2002, borträknat Svanvik, fanns i Fladan. År 2022 var den grumligaste havsviken Mjärdvik. Den största ökningen i grumlighetsgrad mellan 2002 och 2022 kunde också ses i Mjärdvik, där grumligheten hade ökat från 1,17 NTU till 3,15 NTU på 20 år. Som tidigare sagts brukar mängden *C. tomentosa* och andra kransalger minska i utbredning på grund av ökad grumlighetsgrad, men i Mjärdvik var situationen motsatt. I Mjärdvik har täckningsgraden av *C. tomentosa* ökat från 21 % till 51 % på 20 år. Orsaken till denna ökning kan bara spekuleras om. Dessa uppmätta grumlighetsvärden 2002 och 2022 är inte höga för grumlighetsgraden kan vara allt mellan 0 NTU och 120 NTU i grunda havsvikar med ett väldigt kraftigt flodutflöde enligt (SOCZKA MANDAC et al. 2014) där en grund havsvik i Italien undersökts. Med ett kraftigt flodutflöde ökar mängden fasta partiklar i havsviken, vilket i sin tur ökar grumlighetsgraden.

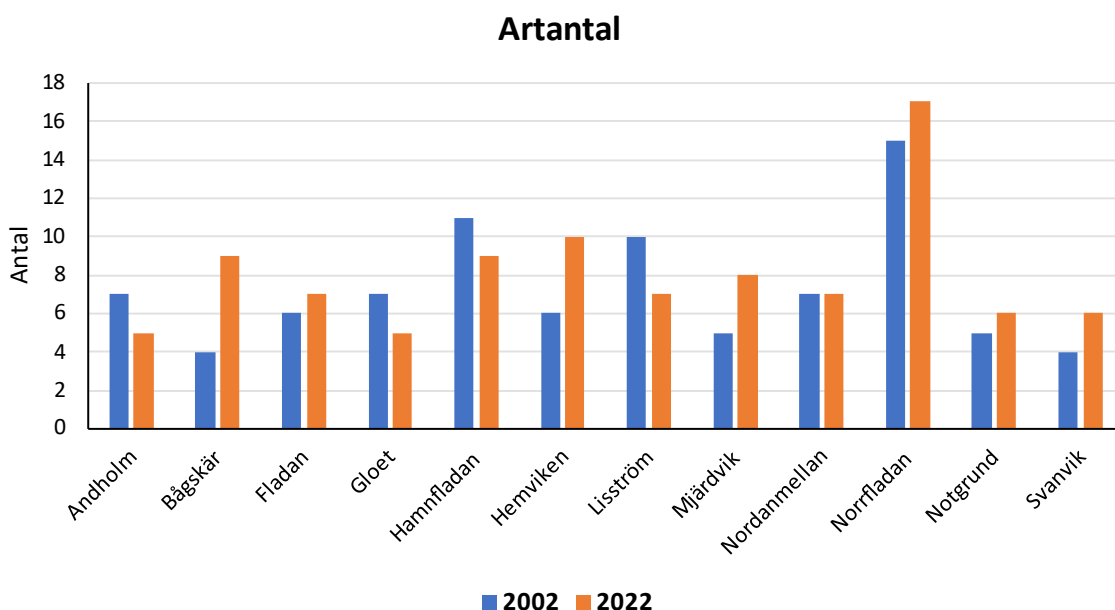
## 4.2 Salthalt

Salthalten i de olika havsvikarna varierade mellan cirka 5 PSU och cirka 6 PSU. Dessa salthalter är relativt vanliga för Ålands skärgård vilken normalt har en salthalt mellan 5 PSU och 7 PSU i ytvattnet (EVELEENS MAARSE et al. 2020).

Som en följd av klimatförändringen har salthalten längs östersjögradienten förändrats. Salthalten i ytvattnet förväntas minska med 1,8–2 PSU fram till år 2100 (JONSSON et al. 2018). Enligt SCHUBERT et al. (2011) skulle en förändring i salthalt från 27 PSU till cirka 4 PSU leda till att artdiversiteten av rödalger skulle minska med 87 %, artdiversiteten av brunalger med 67 % och artdiversiteten av grönalger med 57 %. Salthaltsförändringar har visats påverka artsammansättningen och tillväxten hos makroalger (SCHUBERT et al. 2011). Också som en följd av minskad salthalt kommer alger att behöva mer energi för att upprätthålla osmotiska trycket (KAUTSKY & KAUTSKY 1989). Det är endast alger som är snabbväxande och kan tolerera låga salthalter som klarar av att leva i stressiga miljöer (KAUTSKY & KAUTSKY 1989). De mätta salthalterna på Åland är dock inte så låga att salthalten kunde vara den miljövariabeln som orsakat ändringen i artdiversiteten. Salthalterna i de grunda havsvikarna har inte ändrats märkvärt på 20 år. I framtiden kunde dock den förväntade minskningen i salthalt orsaka problem för makroalgerna och potentiellt också för makrofyterna i de grunda havsvikarna.

## 4.3 Skillnader i artdiversiteten i samtliga havsvikar

När man jämför 2002 års kartering med 2022, ses stora skillnader i artsammansättningen och täckningsgraden i största delen av de karterade havsvikarna (fig. 16). Artantalet i de flesta karterade grunda havsvikar hade ökat sedan 2002. De mest dominerande arterna i de flesta havsvikar var *S. pectinata*, *N. marina*, *C. tomentosa* och *C. demersum*. I vissa havsvikar dominerade däremot *M. spicatum* och *M. sibiricum*.



Figur 16. Artantal år 2002 och 2022 för samtliga karterade havsvikar.

Figure 16. The number of species in the years 2002 and 2022 for every mapped shallow bay.

### 4.3.1 *Chara tomentosa*

Kransalger och speciellt *C. tomentosa* har minskat drastiskt på 20 år (fig. 17). En av orsakerna kan vara den potentiellt ökade mängden näringsämnen. Några närsaltsanalyser för att styrka detta påstående har dock inte gjorts inom ramen för denna rapport. Ökad mängd näringsämnen kan potentiellt ha ökat på grumlighetensamt ökat mängden trådalger. Som redan nämnts är kransalger indikatorer för god vattenkvalitet och trivs bäst i områden som inte är övergödda.

När 2022 jämförs med 2002 kan en tydlig minskning i *C. tomentos* täckningsgrad ses i alla andra havsvikar men inte i Mjärdvik. Varför täckningsgraden av *C. tomentosa* istället ökat i Mjärdvik kan inte direkt förklaras. En potentiell orsak kunde vara att *C. tomentosa* redan 2002 hade en så stabil population att den inte ännu påverkats av den ökade grumlighetsgraden. Antagligen kommer nästa kartering av Mjärdvik att visa en minskande täckningsgrad av *C. Tomentosa*, på grund av att en ytterligare ökad grumlighetsgrad kan förväntas baserat på skillnaden mellan karteringarna 2002 och 2022. *C. tomentosa* kommer potentiellt att utkonkurreras av makrofyter som gynnas av grumligare vatten, vilket har visats i flera av de karterade grunda havsvikarna.

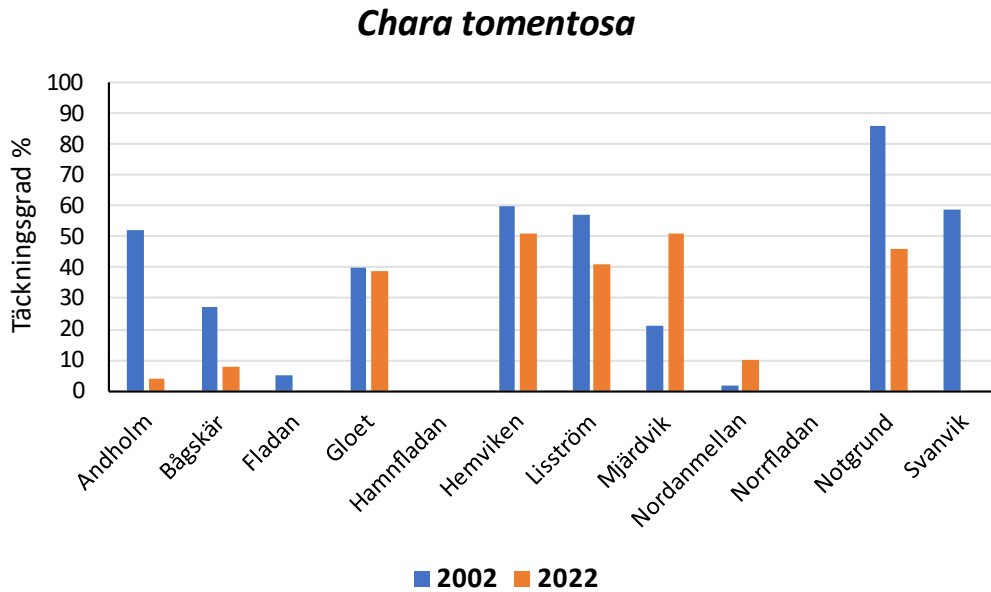
Enligt Meteorologiska institutet i Finland (<https://en.ilmatieteenlaitos.fi/ice-winter-2001-2002>) var vintern 2001/2002 mild. Isen kom i december. Januari var mild och orsakade ett tunt istäcke som inte var så utbrett. Också början av februari var mild. Skärgårdshavet var isfri vid mitten av april. En av orsakerna till den ställvis väldigt stora minskningen av *C. tomentosa* kunde just ha varit isen men också näringsämnesmängden och grumlighetsgraden är potentiella orsaker.

Kransalger har en tendens att klara sig bättre i ett område ifall de levt där tidigare. Ifall ett område ett/några år före kransalgernas försvinnande har haft en stor koloni av dem, är det väldigt sannolikt att området återkolonieras av kransalger när gynnsamma förhållanden igen uppstår. I dessa fall tål arten förändringar i grumlighetsgrad (siktdjup) bättre än i nyligen koloniserade områden. Detta kan bero på att de själva har tendensen att förbättra sina ljusförhållanden, genom att de kan minska på återsuspensionen av bottensediment. Vilket i sin tur potentiellt kan främja sedimenteringen av suspenderade partiklar (van den BERG et al. 1999).

Kransalger har visat sig vara viktiga för fisk, fåglar och makrovertebrater (ryggradslösa djur). Det har hittats mycket mer makrovertebrater i stora kransalgsbälten än i områden som är lika stora men täckta av *S. pectinata* (van den BERG et al. 1999). Orsaken kunde potentiellt vara att i ett tätt kransalgsbälte finns det en större chans att kunna undvika predatorer.

Kransalger har en tendens att assimilera bikarbonat bättre än någon annan makrofytgrupp (van den BERG et al. 1999). Detta skulle tyda på att det är mängden bikarbonat tillsammans med tillgång till solljus som inverkar på ifall kransalgerna eller till exempel *S. pectinata* dominerar i ett område. Forskning har också visat att i lägre näringsämneskoncentrationer dominerar kransalgerna medan ifall

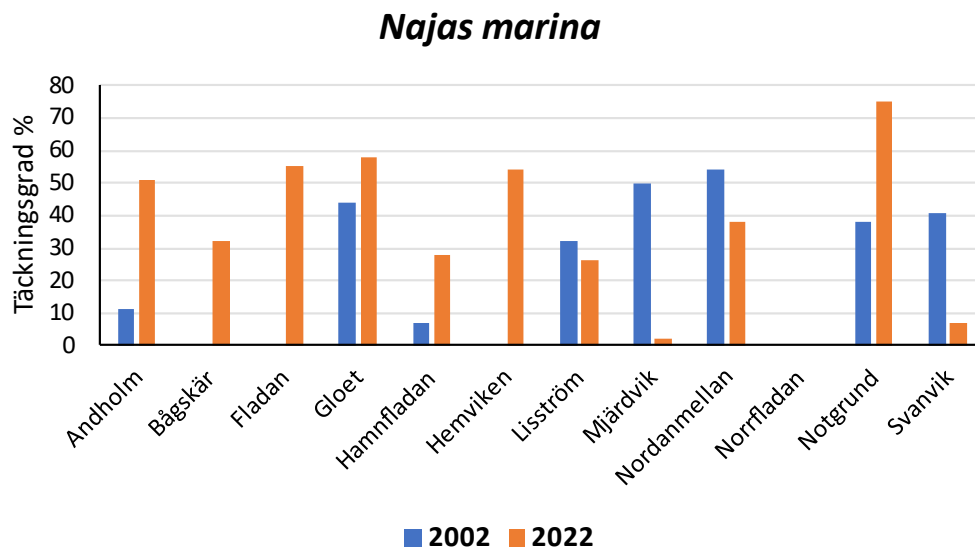
näringsämneskoncentrationerna ökar drastiskt, vilket leder till en ökad grumlighetsgrad, är det kärlväxterna, till exempel *S. pectinata* som dominerar (van den BERG et al. 1999).



Figur 17. Täckningsgrad för *Chara tomentosa* år 2002 och 2022. Värdena anges som medeltal.  
Figure 17. Coverage of *Chara tomentosa* in the years 2002 and 2022. Values given as mean value.

#### 4.3.2 *Najas marina*

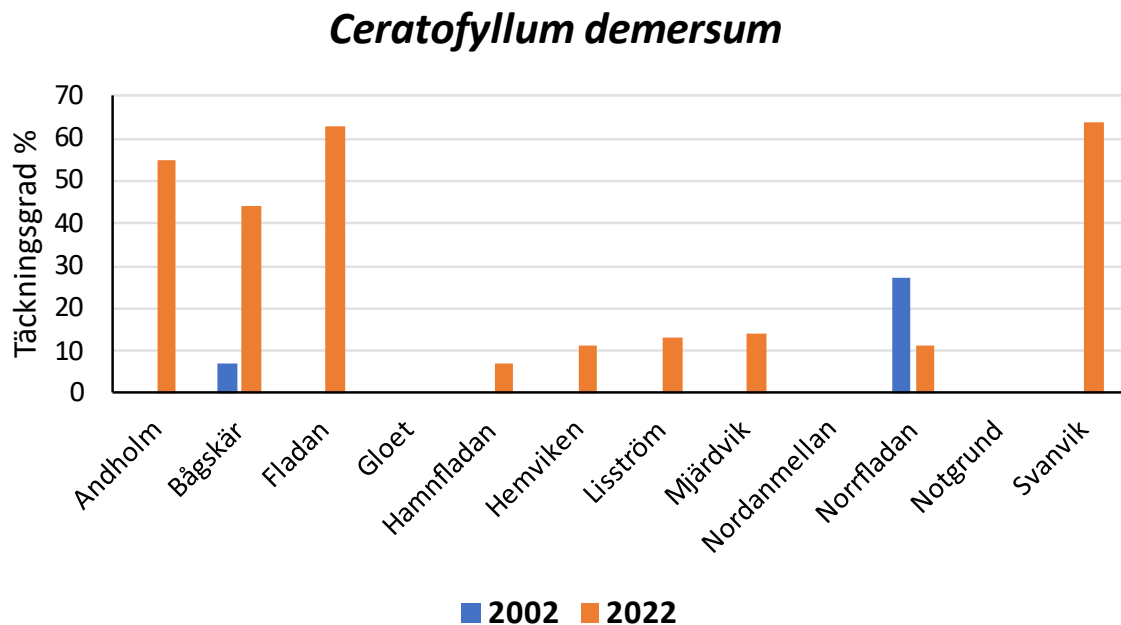
*N. marina* var en vanlig art i största delen av de karterade havsvikarna. *N. marina* har visats växa endast på lerbotten som har en låg fosforhalt (SELIG et al. 2007). *N. marina* har en tendens att fluktuera mycket i täckningsgrad från år till år. En orsak kunde vara fluktueringar i näringsämnesmängden men också till exempel isen eller sedimenteringsraten kunde ha sin inverkan på *N. marinas* täckningsgrad. I nästan alla karterade havsvikar kunde en ökad täckningsgrad ses 2022 i jämförelse med 2002 (fig. 18).



Figur 18. Täckningsgrad för *Najas marina* år 2002 och 2022. Värdena anges som medeltal.  
Figure 18. Coverage of *Najas marina* in the years 2002 and 2022. Values given as mean value.

### 4.3.3 *Ceratophyllum demersum*

I största delen av de karterade havsvikarna hade utbredningen av *C. demersum* ökat på 20 år (fig. 19). En potentiell orsak till ökningen kunde vara en ökad näringsämneshalt. *C. demersum* är en snabbväxande art som enkelt och effektivt kan utnyttja den ökade mängden näringsämnen. *C. demersum* har också visats anpassa sig till en ökad grumlighetsgrad (NAGENGAST & GABKA 2017). I övergödda vatten är utbredningen av *C. demersum* högre än i havsvikar med en lägre övergödningsshalt (NAGENGAST & GABKA 2017). På grund av att *C. demersum* ökat i största delen av de karterade havsvikarna tyder detta på en ökad övergödningssgrad.

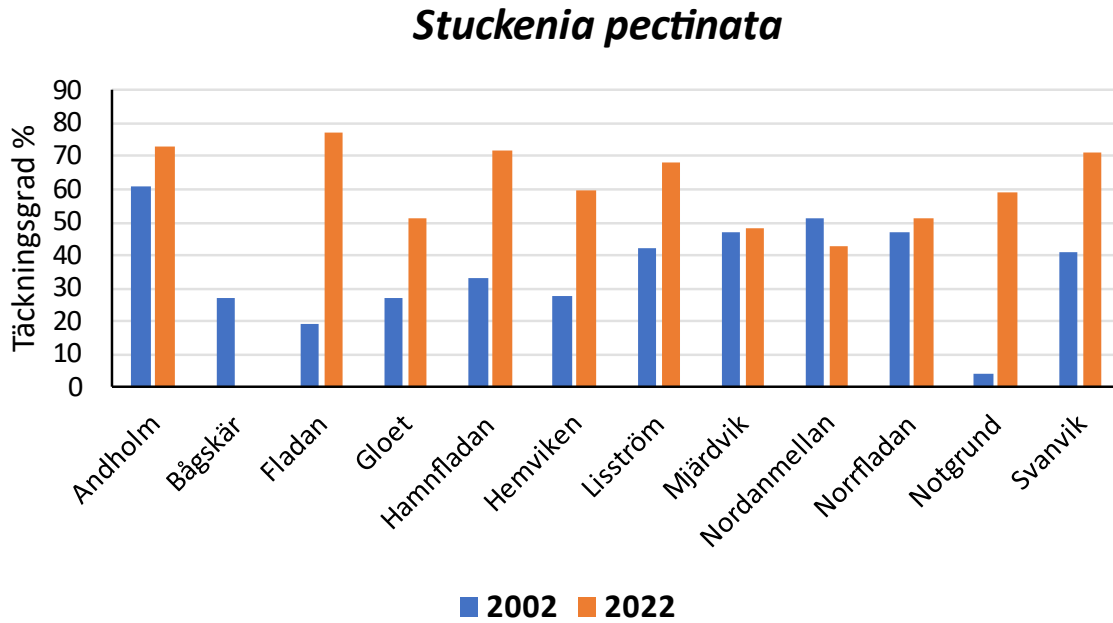


Figur 19. Täckningsgrad för *Ceratophyllum demersum* år 2002 och 2022. Värdena anges som medeltal.

Figure 19. The coverage of *Ceratophyllum demersum* in the years 2002 and 2022. Values given as mean value.

### 4.3.4 *Stuckenia pectinata*

*S. pectinata* hade en liknande utbredning år 2002 och 2022 (fig. 20). En ökning i täckningsgrad kunde ändå ses i varje havsvik förutom Bågsjär och Nordanmellan. I Bågsjär hittades inte *S. pectinata* alls år 2022. Orsaken kunde antagligen vara det att mängden *M. sibiricum* och *M. spicatum* hade ökat från 0 till höga täckningsgrader och därför utkonkurrerat *S. pectinata*. I Nordanmellan hade också täckningsgraden av *S. pectinata* minskat och den potentiella orsaken till denna minskning kunde vara det att största delen av havsviken antas varit uttorkad under en stor del av sommaren, vilket gjort att ungefär all vattenvegetation hade dött. *S. pectinata* är en art som trivs i både klart som grumligt vatten vilken gör den så vanlig i grunda havsvikar.



Figur 20. Täckningsgrad för *Stuckenia pectinata* år 2002 och 2022. Värdena anges som medeltal.  
 Figure 20. The coverage of *Stuckenia pectinata* in the years 2002 and 2022. Values given as mean value.

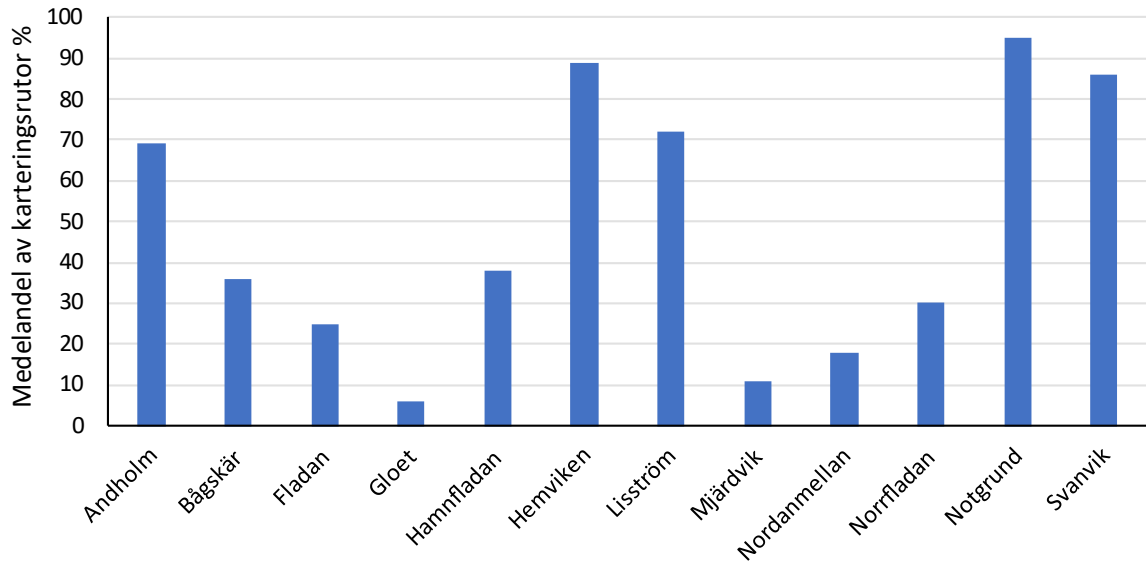
#### 4.4 Trådalgsförekomst

Mängden trådalger i havsvikarna varierade mycket (fig. 21). En del havsvikar hade trådalger i enstaka transektrutor medan andra hade trådalger i över hela havsviken. En stor trådalgsförekomst tyder på en hög näringsämnehalt och ett övergött ekosystem. Trådalger gynnas av en ökad mängd näringsämnen för att de kan ta upp näringsämnena mycket effektivare än andra makrofyter. När mängden trådalger ökar täcker de över annan vegetation. Detta minskar mängden solljus för de andra makrofyterna vilket kan leda till minskad tillväxt och reproduktion. Det att det fanns en hel del trådalger i havsvikarna tyder på att områdena är övergödda vilket de antagligen inte var 2002. Också försvinnandet av kransalger tyder på att områdena är kraftigt övergödda (BLINDOW et al. 2002).

I egentligen alla havsvikar kunde trådalger förekomma i stora mängder men vissa av havsvikarna hade en extremt stor utbredning av trådalger. I vissa havsvikar där en oerhört stor trådalgs mängd fanns det *C. tomentosa* under den tjocka trådalgs mattan. Antagandet är att dessa individer inte kommer att klara sig länge i detta område när de kvävs av trådalgerna.



## Trådalger 2022



Figur 21. Förekomsten av trådalger 2022 i samtliga karterade havsvikar.  
 Figure 21. The occurrence of filamentous algae in 2022 in the mapped bays.

## 5 Konklusioner

Alla dessa upptäckter som nämnts i denna rapport tyder på att dessa havsvikar till en stor del är övergödda och inte välmående. De karterade havsvikarna visade tydliga tecken på ökad övergödningsgrad och sämre tillstånd i jämförelse med karteringen utförd 2002. I en del havsvikar hade situationen försämrats oroväckande mycket. Det fanns dock ännu också positiva tecken som att kransalger i vissa havsvikar hittades i djupa vatten, vilket är glädjande. Att utföra återbesök till redan karterade havsvikar är oerhört viktigt och rekommenderas också att göras i framtiden. Också att förbättra metoderna för kartering och vattenprovstagning är bra men viktigt är dock att få jämförbara resultat.

## 6 Tillkännagivanden

Först och främst vill jag tacka Åbo Akademi och Ålands landskapsregering för möjligheten att utföra detta jobb. Jobbet var intressant, lärorikt och roligt att utföra. Vill speciellt tacka Husö Biologiska stations amanuens Tony Cederberg för all hjälp och alla intressanta diskussioner.

Jag vill tacka sommarens andra specialarbetare, projektarbetare samt annan sommarpersonal för all hjälp som jag fått med till exempel artbestämning, assistans med planeringen samt råd inför fältarbete. Vill också tacka sommarens praktikanter för all hjälp jag fått i fält och labb. Vill också passa på att tacka hela sommarens Husö team för en helt supertrevlig sommar!

## 7 Referenser

- APPELGREN, K. & J. MATTILA. 2005. Variation in vegetation communities in shallow bays of the northern Baltic Sea. *Aquat. Bot.* 83:1–13.
- van den BERG, M. S., SCHEFFER, M., COOPS, H. & J. Simons. 1998. The role of characean algae in the management of eutrophic shallow lakes. *J. Phycol.* 34:750–756.
- van den BERG, M. S., SCHEFFER, M., NES, E. van, & H. COOPS. 1999. Dynamics and stability of *Chara sp.* and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiol.* 408:335–342.
- BLINDOW, I. 2000. Distribution of charophytes along the Swedish coast in relation to salinity and eutrophication. *Int. Rev. Hydrobiol.* 85:707–717.
- BLINDOW, I., HARGEBY, A. & G. ANDERSSON. 2002. Seasonal changes of mechanisms maintaining clear water in a shallow lake with abundant *Chara* vegetation. *Aquat. Bot.* 72:315–334.
- EVELEENS MAARSE, F. SALOVIUS-LAURÉN, S. & M. SNICKARS. 2020. Long-term changes in the phytobenthos of the southern Åland Islands, northern Baltic Sea. *Nordic J. Bot.* 38.
- FABRY, V. J., SEIBEL, B. A., FEELY, R. A., ORR FABRY, J. C. & V. J. FABRY. 2006. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES J. Mar. Sci.* 65:414–432.
- JONSSON, P. R., KOTTA, J., ANDERSSON, H. C. HERKÜL, K., VIRTANEN, E., SANDMAN, A. N. & K. JOHANNESSON. 2018. High climate velocity and population fragmentation may constrain climate-driven range shift of the key habitat former *Fucus vesiculosus*. *Div. Distribut.* 24:892–905.
- KAUTSKY, L. & H. KAUTSKY. 1989. Algal Species Diversity and Dominance along Gradients of Stress and Disturbance. *Vegetatio.* 83:259–267.
- KOCH, M., BOWES, G., ROSS, C. & X. H. ZANG. 2013. Climate change and ocean acidification effects on seagrasses and marine macroalgae. *Global Chang. Biol.* 19:103–132.
- KRAUSE-JENSEN, D., SAGERT, S., SCHUBERT, H. & C. BOSTRÖM. 2008. Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. *Ecol. Indicat.* 8:515–529.
- NAGENGAST, B. & M. GABKA. 2017. Niche partitioning of two congeneric submerged macrophytes in small water bodies: The case of *Ceratophyllum demersum* L. and *C. submersum* L. *Aquat. Bot.* 137:1–8.
- RINNE, H. SALOVIUS-LAURÉN, S. & J. MATTILA. 2011. The occurrence and depth penetration of macroalgae along environmental gradients in the northern Baltic Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 94:182–191.
- SCHUBERT, H., FEUERPFEL, P., MARQUARDT, R., TELESH, I. & S. SKARLATO. 2011. Macroalgal diversity along the Baltic Sea salinity gradient challenges Remane's species-minimum concept. *Mar. Poll. Bull.* 62:1948–1956.
- SELIG, U., SCHUBERT, M., EGGERT, A., STEINHARDT, T. SAGERT, S. & H. SCHUBERT. 2007. The influence of sediments on soft bottom vegetation in inner coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern (Germany). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 71:241–249.
- SOCZKA MANDAC, R., BOGUNOVĆ, B., ZAGAR, D. & J. FAGANELI. 2014. Riverine impact on the thermohaline properties, turbidity and suspended solids in a shallow bay (Bay of Koper, northern Adriatic Sea). *Int. J. Mar. Sci.* 55:195–212.

## De senaste Forskningsrapporterna från Husö biologiska station:

**No 145** 2017, SAARINEN, A. Återhämtning av vattenmiljön efter avvecklandet av fiskodling: uppföljning av återhämtningsstatus vid Andersö och Järsö samt vid en ny lokal, Bergö. (*Recovery of the aquatic environment after the cessation of fish farming: a follow up study of the recovery status at Andersö and Järsö and at a new site, Bergö*)

**No 146** 2017, EVELEENS MAARSE, F., K., J. En helhetsbild av Lumparn-områdets status. (*A complete picture of the Lumparn area*).

**No 147** 2017, HERLEVI, H. Jämförande undersökning av bottenfaunasamhället och bottenhabitatet vid Marsund/Bovik (NV Åland) och SÖ Kumlinge. (*A comparative study on the benthic fauna and habitat in Marsund/Bovik (Northwestern Åland islands) and SE Kumlinge (Eastern Åland Islands)*).

**No 148** 2017, HUHTALA, H-P. Grundkartering och bedömning av vattentäktspotential i fem åländska sjöar. (*Survey and assessment of water extraction potential of five lakes in the Åland Islands*).

**No 149** 2018, RAMSTEDT, R. Bedömning av faktorer som påverkar abborrens (*Perca fluviatilis*) tillväxt och födoval i Marsund/Bovik och Kumlinge i Ålands skärgård. (*An assessment of factors affecting the growth and diet of Eurasian perch (Perca fluviatilis) in Marsund/Bovik and Kumlinge in the archipelago of the Åland islands*).

**No 150** 2018, BLOMQVIST, S. & F. GRIPENBERG. Vandringsleder för fisk på Åland (*Fish migratory paths in the Åland Islands*).

**No 151** 2018, HUHTALA, H-P. Bedömning av mänsklig påverkan i och i närheten av, samt klassificering och utvärdering av grunda havsvikars undervattensväxtlighet på Åland. (*Estimation of anthropogenic impact within and near shallow coastal bays and classification and evaluation of their underwater vegetation in the Åland Islands*).

**No 152** 2018, Engström, L. Kartering och habitatklassificering av undervattensmiljön i Lumparn. (*Mapping and habitat classification of the underwater environment in Lumparn*).

**No 153** 2019, RINNE, H., BJÖRKLUND, C., HÄMÄLÄINEN, J., HÄGGBLUM, M. & S. SALOVIUS-LAURÉN. Mapping Marine Natura 2000 habitats in Åland – Final report. (*Kartering av marina Natura 2000 habitat på Åland – Slutrapport*).

**No 154** 2020, BLOMQVIST, S. En översiktlig inventering av fyra potentiella lekvikar i Ålands skärgård. (*An overview of four potential spawning areas in the archipelago of the Åland islands*).

**No 155** 2020, VALKONEN, L. Kartering och habitatklassificering av undervattensmiljön i Geta. (*Mapping and habitat classification of the underwater environment in Geta*).

**No 156** 2020, STÅHL, P. Grundkartering och bedömning av vattentäktspotential i fem åländska sjöar. (*Survey and assessment of water extraction potential of five lakes in the Åland Islands*).

**No 157** 2021, FINNBÄCK, L. Kartering av fisksamhällen och förekomst av plattfiskar och näbbgädda (*Belone belone*) på exponerade stränder på Åland. (*Mapping of fish communities and the occurrence of flatfish and garpike (Belone belone) on exposed beaches in the Åland Islands*)

**No 158** 2021, WECKSTRÖM, K. & J. WIKSTRÖM. Djuputbredning av makrofyter på mjukbottnar i en skärgårdsgradient. (*The depth distribution of macrophytes on soft bottoms in an archipelago gradient*)

**No 159** 2021, WIKSTRÖM, J. & K. WECKSTRÖM. Inverkan av vägbankar på vattenmiljön med fokus på hydrografi, bottenfauna och makrofyter – uppföljande studier. (*The effects of road embankments on the water environment, with focus on hydrography, zoobenthos and macrophytes – a follow up study*).

**No 160** 2021, JAKAUS, V. Påverkan av mindre muddringar på förekomsten och sammansättningen av fiskyngel. (*The impact of small-scale dredging on the abundance and diversity of juvenile fish*).

**No 161** 2021, FINNBÄCK, L. Förslag på nya övervakningspunkter av makrofyter i Ålands ytterskärgård baserat på karteringsdata. (*Suggestions for new sites for monitoring macrophytes in the outer archipelago of Åland Islands based on mapping data*).

**No 162** 2022, RANCKEN, E. Småskaliga muddringars effekter på förekomsten och sammansättningen av vattenvegetationen. (*The effect of small-scale dredging on the presence and composition of macrophytes*).

**No 163** 2022, PYKÄRI, J. Bottenfaunan i Ålands skärgård 2022. (*The benthic fauna of the Åland archipelago 2022*)

**No 164** 2022, ÖSTERLUND, J. Uppföljningsstudie av gösens (*Sander lucioperca* (L.)) och de allmänna fiskbeståndens förekomst i Ålands inre skärgård. (*Follow up study on the occurrence of pikeperch (Sander lucioperca (L.)) and the common fish stocks in the inner archipelago of Åland*).

**No 165** 2023, IKONEN, A. Vattenvegetationen i grunda havsvikar, ett återbesök till havsvikar karterade 2002. (*The water vegetation in shallow bays, a revisit to shallow bays mapped in 2002*).

ISBN 978-952-12-4267-0  
ISSN 2954-1468

2023