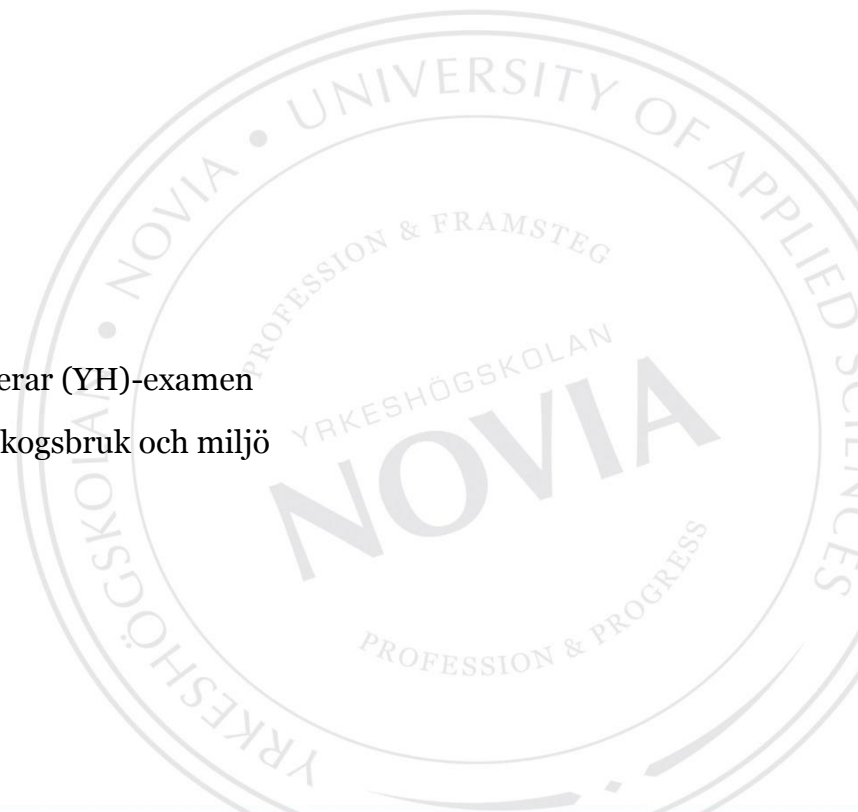


Att bestämma ekologisk status och habitat i havsvikar med hjälp av vattenvegetation

– en metodjämförelse

Anna Granström

Examensarbete för miljöplanerar (YH)-examen
Utbildningsprogrammet för skogsbruk och miljö
Raseborg 2014



EXAMENSARBETE

Författare: Anna Granström

Utbildningsprogram och ort: Utbildningsprogrammet för skogsbruk och miljö,

IA för miljöplanering, Raseborg

Handledare: Eva Sandberg-Kilpi

Titel: Att bestämma ekologisk status och habitat i havsvikar med hjälp av vattenvegetation – en metodjämförelse

Datum 22.4.2014

Sidantal 66

Bilagor 1

Abstrakt

Enligt Europeiska Unionens vattenramdirektiv ska alla Europeiska vattendrag uppnå god ekologisk status senast år 2015 (2021 och 2027 för en del vattendrag). För att bedöma vattendragens tillstånd används bl.a. vattenvegetation. Flera olika karterings- och klassificeringsmetoder finns för grunda havsvikar vad gäller insamling av och analys av vattenvegetation. Det finns dessutom ett behov av att utveckla bedömningsgrunderna för den ekologiska statusen i grunda havsvikar. Därför har syftet med det här examensarbetet varit att utarbeta en rekommendation över vilka metoder som lämpar sig bäst för att kartlägga vattenväxter och habitat i grunda havsvikar. Examensarbetet har gjorts inom ramen för projektet Klassificering av mark- och vattenområden i Raseborg (KRAV).

I början av arbetet sammanställdes information om de vanligaste karteringsmetoderna samt information om hur olika miljöorganisationer brukar göra den ekologiska klassificeringen. På basis av detta testades några metoder ute i fält under sensommaren 2013. Resultaten från fältdelen lades in i de olika klassificeringssystemen för att se hur dessa fungerar.

Resultaten tyder på att det är väldigt få karterings- och klassificeringsmetoder som lämpar sig för grunda havsvikar i den inre skärgården i de fall där vikarna är väldigt grumliga och har dåligt siktdjup. De metoder som lämpade sig bäst var Lutherräfsan och J. Hansens makrofytindex.

Språk: Svenska

Nyckelord: Ekologisk klassificering, karteringsmetoder, grunda havsvikar, vattenvegetation

BACHELOR'S THESIS

Author: Anna Granström

Degree Programme: Forestry and Environmental Planning, Raseborg

Specialization: Environmental Planning

Supervisor: Eva Sandberg-Kilpi

Title: Determining Ecological Status and Habitat in Coastal Bays by studying Aquatic Vegetation – a methodcomparison/ Att bestämma ekologisk status och habitat i havsvikar med hjälp av vattenvegetation – en metodjämförelse

Date 22 April 2014 Number of pages 66

Appendices 1

Summary

According to the European Union's Water Framework Directive, all European water bodies should achieve good ecological status by 2015 (2021 and 2027 for some water bodies). To assess the state of water bodies e.g. aquatic vegetation is used. Several different inventory- and classification methods are used in shallow bays for collection and analysis of aquatic vegetation. There is also a need to develop the assessment criteria for the ecological status in shallow bays. Therefore, the aim of this thesis was to develop a recommendation on which methods are best suited for doing inventory based on aquatic vegetation and habitats in shallow bays. The assignment for this was assigned by the project Klassificering av mark- och vattenområden i Raseborg (KRAV).

First, information on the most common inventory methods and information on how different environmental organizations usually do the ecological classification was compiled. Based on this, some methods were tested out in the field in late summer 2013. The results from the field work were used in the various classification systems to see how these work.

The results suggest that there are very few inventory- and classification methods that are suitable for shallow bays in the inner archipelago in cases where the bays are very turbid and have a poor visibility depth. The methods best suited were the Luther rake and J. Hansen's macrophyte index.

Language: Swedish

Key words: Ecological classification, inventory methods, shallow bays, aquatic vegetation

OPINNÄYTETYÖ

Tekijä: Anna Granström

Koulutusohjelma ja paikkakunta: Skogsbruk och miljö, miljöplanering; Raasepori

Ohjaaja: Eva Sandberg-Kilpi

Nimike: Ekologisen tilan ja habitaattien määrittäminen matalissa merenlahdissa vesikasvillisuuden avulla – menetelmävertailu/ Att bestämma ekologisk status och habitat i havsvikar med hjälp av vattenvegetation – en metodjämförelse

Päivämäärä 22.4.2014

Sivumäärä 66

Liitteet 1

Tiivistelmä

Euroopan Unionin vesipuitedirektiivin mukaan kaikkien eurooppalaisten vesistöjen on saavutettava hyvä ekologinen tila vuoteen 2015 mennessä (2021 ja 2027 joidenkin vesistöjen kohdalla). Luokiteltaessa vesistöjen tilaa käytetään mm. vesikasvillisuutta. Matalien merenlahtien osalta löytyy monia menetelmiä kartoittamiseen ja ekologisen tilan luokitteluun koskien vesikasvillisuuden keräämistä ja analysointia. Lisäksi on tarve kehittää ekologisen tilan luokittelukeinoja matalissa merenlahdissa. Tämän vuoksi tämän opinnäytetyön päätavoitteena on kehittää suositus siitä, mitkä menetelmät sopivat parhaiten vesikasvillisuuden ja habitaattien kartoittamiseen matalissa merenlahdissa. Opinnäytetyön toimeksiantajana toimii hanke nimeltään Raaseporin maa- ja vesialueiden luokittelu – työväline jätevesien käsittelylle ja vesien hoidolle (KRAV).

Työn alussa kootaan tietoa tavallisimmista kartoitusmenetelmistä sekä tietoa siitä, miten eri ympäristöjärjestöt luokittelevat ekologisen tilan. Tämän perusteella muutamia menetelmiä testattiin kenttätyön yhteydessä kesällä 2013. Eri ekologisen tilan luokittelumenetelmiä testataan kenttätyötulosten avulla.

Tulokset viittaavat siihen, että harvat testatuista menetelmistä toimivat sisäsaariston matalissa merenlahdissa, joissa olosuhteet ovat sameat ja näkösyvyys huono. Parhaiten toimivat menetelmät ovat Lutherharava sekä J. Hansenin makrofytytti-indeksi.

Kieli: Ruotsi

Avainsanat: Ekologisen tilan luokittelu, kartoitusmenetelmät, matalat merenlahdet, vesikasvillisuus

Innehållsförteckning

Ordlista	
1 Inledning.....	1
2 Syfte och begränsningar	4
3 EU-lagstiftning gällande skydd av vattendrag	5
3.1 Vattenramdirektivet.....	5
3.2 Ramdirektiv om en marin strategi.....	7
4 Östersjön.....	9
5 Grunda havsvikar	10
6 Vattenväxtlighet.....	12
7 Habitat i Östersjöns kustnära områden.....	13
7.1 Hårdbotten	14
7.1.1 Trådalgsbältet.....	14
7.1.2 Blåstångsbältet.....	15
7.2 Mjukbotten	15
7.2.1 Sandbottnar	16
7.2.2 Ålgräsängar.....	17
8 Kartläggning av undervattensmiljö.....	18
8.1 Flygfotografering	19
8.2 Videofilmning.....	19
8.2.1 Videoinventering enligt projekt NANNUT	20
8.3 Dykinventering	21
8.3.1 Dykinventering enligt NANNUT	22
8.3.2 Dykinventering enligt Joakim Hansen.....	22
8.4 Inventering med räfsa.....	23
9 Analys av inventeringsresultat och klassificering.....	24
9.1 Projekt NANNUT	24
9.1.1 Habitatklassificering	25
9.1.2 Naturvärdering.....	26
9.1.3 Speciellt värdefulla habitat.....	28
9.2 Klassificering enligt Hansen 2012.....	29
9.2.1 Analys av vegetationsdata	29
9.2.2 Ekologisk klassificering.....	31
9.2 Saprobieindex	33

10	Material och metoder.....	35
10.1	Bakgrundsinformation	35
10.2	Planering av fältdelen	35
10.3	Fältdelen.....	37
10.3.1	Drop-video	37
10.3.2	Lutherräfsa	40
10.3.3	Täckningsgrad	41
10.3.4	Videofilmning och fotografering med GoPro.....	43
10.4	Analys och sammanställning av resultat	45
11	Resultat	48
11.1	Drop-video	48
11.2	Videofilmning och fotografering med GoPro	48
11.2	Lutherräfsa.....	52
11.3	Täckningsgrad.....	52
11.4	Klassificering och värdering.....	54
11.4.1	Klassificering enligt Hansen.....	54
11.4.2	Saprobieindex.....	56
11.4.3	Klassificering enligt NANNUT.....	57
12	Diskussion	58
12.1	Sakkunnighet.....	58
12.1.1	Artkännedom	58
12.1.2	Utrustning	59
12.2	De olika karteringsmetoderna.....	59
12.2.1	Täckningsgrader med hjälp av rutram	59
12.2.2	Fotografering och videofilmning.....	60
12.2.3	Lutherräfsa	61
12.3	Klassificering	61
13	Sammanfattning.....	63
14	Källförteckning.....	64
	Europaparlamentets och rådets direktiv	66
	Bilagor.....	

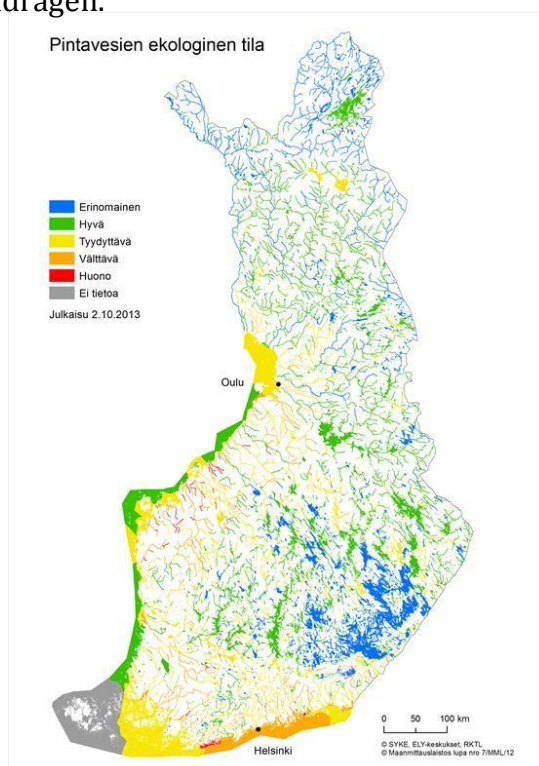
Ordlista

Abiotiska faktorer	Icke-levande faktorer
Abundans	Individantal
Akvatiskt ekosystem	Vattenekosystem
Biotiska faktorer	Levande faktorer
Estuarium	Flodmynning
Evertebrater	Ryggradslösa djur
Fytoplankton	Växtplankton
Habitat	Livsmiljö
Helofyter	Vattenväxter som delvis växer ovanför vattenytan
Homogen monokultur	Enartssamhälle
Hydrologi	Läran om vattnet på jordens landområden (förekomst, fördelning, egenskaper och kretslopp). Omfattar vattnets cirkulation mellan hav, atmosfär och landområden.
Indifferentia arter	Arter som inte påverkas av olika miljöfaktorer
Juvenila	Unga individer
Limmiska arter	Sötvattensarter
Litorala zonen	Strandzonen
Makrofauna	Bottenlevande djur som är minst 0,5 mm stora och är synliga för ögat
Makrofyter	Vattenvegetation
Makrovegetation	Stora synliga vattenväxter
Pelagiala zonen	Den fria vattenmassan i ett havsområde
Resuspension	Omblandning av sedimenterat material
Salinitet	Salthalt
Turbiditet	Grumlighet
Ytvatten	Floder och åar, sjöar och kustvatten

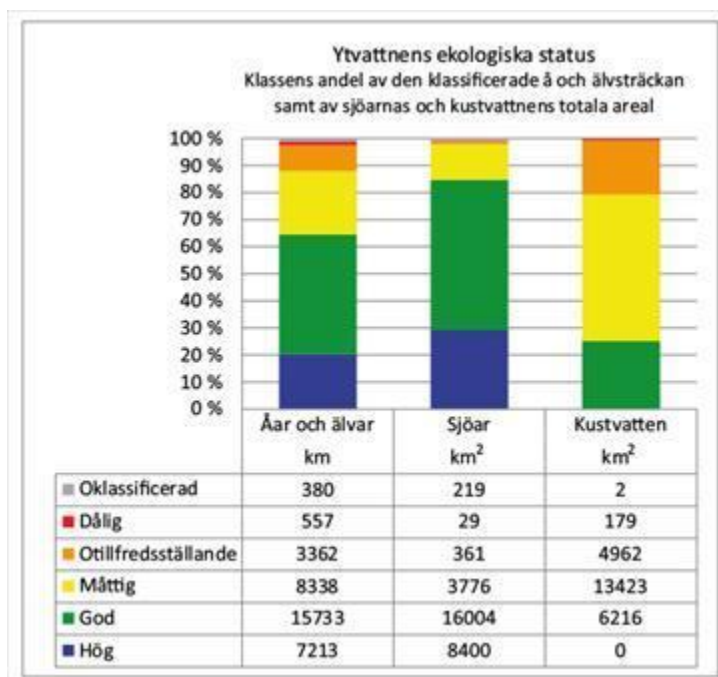
1 Inledning

Under de senaste åren har många diskussioner om skyddet av Östersjön varit aktuella och många förslag över hur problemen borde lösas har lyfts fram. De stater som gränsar till Östersjön har ingått olika internationella och nationella skyddsprogram för Östersjön. (Bäck m.fl. 2010, s. 7).

Enligt Europeiska Unionens vattenramdirektiv ska alla Europeiska vattendrag uppnå god ekologisk status senast år 2015(2000/60/EG). Detta har dock justerats och för vissa vattendrag har tidtabellen förlängts till år 2021 och 2027 (Finland miljöcentral (b) 2013). De tre faktorer som ska användas för att bedöma den biologiska statusen i kustområden är 1)fytoplankton, 2)makrofauna och 3) makrovegetation (2000/60/EG). Innan vattenramdirektivet implementerades bedömdes vattendragens tillstånd nästan enbart på basis av vattnets kemiska och fysikaliska faktorer (Yliniva & Keskinen 2010, s. 7). Figurerna 1 och 2 nedan visualiserar den nuvarande ekologiska statusen i de finländska vattendragen.



Figur 1. Den nuvarande ekologiska statusen av de finska vattendragen, 2.10.2013. Statusen anges från "hög" status (blått) till "dålig" status (rött), samt det gråa området som det inte finns uppgifter om (Finlands miljöcentral 2013a).



Figur 2. Den ekologiska statusen angivet i % för floder, sjöar och kustvatten (Finlands miljöcentral 2013a).

För att kunna uppfylla kriterierna i vattenramdirektivet och för att kunna fastställa det allmänna tillståndet av vattendragen, bör även de biologiska och ekologiska faktorerna observeras och kartläggas. Detta är däremot en hel del svårare, eftersom det inte finns några standardiserade metoder. Hittills har forskning gjorts genom olika principer och metoder, vilket gör att olika resultat ofta är svåra att jämföra med varandra. (Yliniva & Keskinen 2010, s. 7).

Enligt direktivet ska medlemsstaterna i samverkan utveckla klassificerings- och uppföljningsmetoder som är jämförbara på nationell nivå. I Finland håller man för tillfället på att utveckla metoder för vattenväxtlighet, som i första hand ska uppfylla kriterierna i vattenramdirektivet. Dessutom är det meningen att metoderna ska kunna utnyttjas för att uppnå målen i direktivet för marin strategi. (Yliniva & Keskinen 2010, s. 7).

Vattendragen hör till de sista områdena i Finland som kartläggs och undersöks på en mer detaljerad nivå. Det att man inte har kartlagt dessa områden tyder delvis på ovetskap om områdets sårbarhet och ofta även på att man inte har brytt sig om att bevara dessa

områden. (Bäck m.fl. 2010, s. 39). Forskning av vattenvegetation har pågått i Finland sedan tidigt 1900-tal. Till de första kust- och skärgårdsområden som har undersökts hör Helsingfors och Tvärminne. (Yliniva & Keskinen 2010, s. 7). Tvärminne hör till ett av de första undersökta områdena eftersom Tvärminne zoologiska station hör till Bio- och miljövetenskapliga fakulteten vid Helsingfors universitet. Östersjön och dess organismer har enda sedan stationen grundades år 1902 varit i centrum för stationens verksamhet. Stationen fungerar idag som basstation för fältundervisning och forskning i biovetenskaper samt andra vetenskaper som undersöker naturen. Vid stationen utförs även uppföljning av miljöns tillstånd. (Helsingfors universitet, 2013).

Makrovegetation är ett bra element för att bedöma kvaliteten på miljön, eftersom flera av arterna är stationära. Dessutom är flera av arterna mångåriga och strukturen av växtsamhällena integrerar förhållandena i miljön över en längre tidsperiod. Vissa arter är mer toleranta mot mänsklig påverkan, så som eutrofiering, medan andra arter inte trivs i mer övergödda områden. (Hansen 2012, s. 4; Ruoppa & Heinonen 2004, s. 43).

Genom att studera makrovegetation fås mer information till uppföljningen av miljöns tillstånd. Denna information fungerar samtidigt som ett komplement till undersökningar angående vattendragens kemiska egenskaper och växtplankton, eftersom de två sistnämnda varierar under mycket kortare tidsperioder. (Hansen 2012, s. 4).

Det finns ett behov av att utveckla bedömningsgrunderna för den ekologiska statusen i grunda havsvikar. Dessa ska kunna användas både på en merlokal nivå, men även för större helheter, så som Finlands vattenförvaltningsområden. (Hansen 2012, s. 5).

2 Syfte och begränsningar

Det här examensarbetet görs inom ramarna för projekt KRAV i Raseborg. KRAV står för *Klassificering av mark- och vattenområden i Raseborg - ett verktyg för avloppsvattenhantering och vattenvård*. KRAV är ett utvecklingsprojekt som har uppstått på grund av den förändrade avloppsvattenförordningen. Andra viktiga ramar för projektet är EU:s vattenramdirektiv och Finlands målsättningar för vattenskydd och -vård. Projektet har utvecklat ett system för att klassificera mark- och vattenområden i Raseborg. Klassificeringen görs utgående från geografiska, hydrologiska och ekologiska faktorer. (Yrkeshögskolan Novia).

Med tanke på klassificering av vattenområden och EU:s vattenramdirektiv är syftet med det här examensarbetet att arbeta fram en rekommendation över vilka metoder som lämpar sig bäst för att kartlägga vattenväxter och habitat i grunda havsvikar. Dessutom kommer jag att utreda hur det går att använda data som har samlats in med olika metoder och hur olika metoder för ekologisk klassificering fungerar utgående från de resultat som fås från fältundersökningen.

Denna rekommendation ska kunna användas inom ramarna för projekt KRAV. Dessutom ska den kunna användas av t.ex. kommuner vid kartläggningar av havsvikar, vid framställningar av ekologiska klassificeringar i dessa och för att sedan kunna avgöra i vilket tillstånd en havsvik är. Detta är viktigt då man utgående från en ekologisk klassificering kan utreda orsakerna till att en havsvik t.ex. är i ett dåligt miljötillstånd och därigenom kunna ta till lämpliga åtgärder för att kunna återställa skicket. Den ekologiska klassificeringen är även viktig för kommuners planläggning och speciellt när det gäller planering av stränder och närliggande områden.

Delar av det här examensarbetet har även gjorts i samarbete med planläggningen i Raseborg. I det här fallet har det varit fråga om planering av bostadsområden. Det är planläggningen som har valt vilka områden som skulle inventeras och har sedan fått inventeringsresultaten från det här examensarbetet.

Inom ramarna för projekt KRAV har man ännu inte gjort en direkt jämförelse av karterings- och klassificeringsmetoder, vilket är en av orsakerna till att jag kommer att behandla detta i mitt examensarbete.

3 EU-lagstiftning gällande skydd av vattendrag

Allt arbete inom den Europeiska Unionen baserar sig på olika fördrag som alla medlemsstater inom EU har godkänt på frivillig och demokratisk basis (Europeiska Unionen u.å, a). För att uppnå målen i fördragen finns det olika bindande och frivilliga rättsakter. Ett exempel på detta är EU direktiven. (Europeiska Unionen u.å, b).

I ett EU direktiv anges de mål som medlemsländerna bör uppnå. Tillvägagångssättet är dock inte angett i direktivet, utan medlemsländerna får själva bestämma hur de tänker gå tillväga för att uppnå målen. För att direktivets principer ska få önskad effekt bör medlemsländerna införliva direktiven i sin nationella lagstiftning. (Europeiska kommissionen 2012).

3.1 Vattenramdirektivet

Vattenramdirektivet trädde i kraft år 2000. Syftet med vattenramdirektivet är att förebygga en försämring av de akvatiska ekosystemen och att skydda och förbättra statusen i dem. Dessutom strävar man genom direktivet att öka skyddet och förbättra vattenmiljön och uppnå god ekologisk status i ytvatten fram t.o.m. år 2015. (2000/60/EG). I tabell 1 nedan anges de faktorer som kännetecknar hög, god och måttlig ekologisk status enligt bilaga 5 i vattenramdirektivet. För Finlands del kommer det att vara krävande att uppnå god ekologisk status senast 2015 (Penttinen & Niinimäki 2010, s. 148).

Tabell 2. Definitioner av ekologisk status för kustvatten enligt bilaga V i vattenramdirektivet (2000/60/EG).

Status	Beskrivning
Hög	<p>Alla arter av makroalger och gömfröiga växter som är känsliga för påverkan och som förknippas med opåverkade förhållanden förekommer.</p> <p>Omfattning av mattan av makroalger och förekomst av gömfröiga växter överensstämmer med opåverkade förhållanden.</p>
God	<p>De flesta arter av makroalger och gömfröiga växter som är känsliga för påverkan och som förknippas med opåverkade förhållanden förekommer.</p> <p>Omfattningen av mattan av makroalger och förekomsten av gömfröiga växter uppvisar vissa tecken på störning.</p>
Måttlig	<p>Ett måttligt antal av de arter av makroalger och gömfröiga växter som är känsliga för påverkan och som förknippas med opåverkade förhållanden saknas.</p> <p>Mattan av makroalger och förekomsten av gömfröiga växter uppvisar måttliga störningar och kan orsaka en oönskad störning av vattenförekomstens organismbalans.</p>

Då det kommer till ytvatten uppmanas alla medlemsstater att genomföra alla åtgärder som är nödvändiga för att kunna förebygga en försämring av tillståndet. I direktivet definieras ytvatten enligt följande: "Inlandsvatten utom grundvatten; vatten i övergångszon och kustvatten utom när det gäller kemisk status då det även ska inbegripa territorialvatten." (2000/60/EG).

Enligt direktivet ska medlemsstaterna se till att bästa möjliga ekologiska status uppnås för alla ytvatten. Dessutom ska alla genomförbara åtgärder vidtas för att kunna förebygga att ytvattens status försämras. (2000/60/EG).

Program för övervakning av vattenstatusen bör finnas i varje medlemsstat för att kunna upprätthålla en sammanhållen och heltäckande översikt inom varje avrinningsområde. Medlemsstaterna ska även analysera sina avrinningsdistrikt och bedöma vilka konsekvenser den mänskliga verksamheten medför för ytvattens status. (2000/60/EG).

För att kunna uppnå de mål man satt för att förbättra statusen av ytvatten ska medlemsstaterna ha s.k. åtgärdsprogram. I dessa bör de tidigare analyserna beaktas för att kunna bygga upp ett bra åtgärdsprogram. (2000/60/EG). De första åtgärdsprogrammen för Finlands 7 vattenförvaltningsområden godkändes år 2009. För tillfället håller man på att uppdatera åtgärdsprogrammen för perioden 2016- 2021. (Finlands miljöcentral 2013b).

3.2 Ramdirektiv om en marin strategi

Ramdirektivet om en marin strategi trädde ikraft år 2008. Direktivet utgör en ram inom vilken alla medlemsstater ska vidta åtgärder som behövs för att upprätthålla en god status i den marina miljön senast år 2020. Orsakerna till att marina strategier ska utarbetas och genomföras är för att skydda och bevara den marina miljön och förhindra den från att försämrats. Dessutom är det meningen att marina ekosystem som har påverkats negativt ska återställas. (2008/56/EG). I Finland är det miljöministeriet som ansvarar för verkställandet av direktivet (Miljöministeriet, 2013).

Varje medlemsstat ska utarbeta en marin strategi för sina marina vatten. Inledningsvis ska medlemsstaterna göra en bedömning av sina marina vatten. Denna omfattar en analys av grundläggande egenskaper och förhållanden samt det aktuella miljötilståndet. Dessutom ska en analys göras angående de viktigaste faktorerna som påverkar miljötilstånden. Även de sociala och ekonomiska aspekterna ska analyseras. Bedömningsgrunderna ska vara enhetliga över hela det marina området som en stat innehar. (2008/56/EG).

Efter detta ska varje stat fastställa ett antal förhållanden som kännetecknar en god status i de marina vattnen. Med god status menas det miljötilstånd för marina vatten som är ekologiskt variationsrika och dynamiska, och som dessutom är rena, friska och produktiva. Dessutom ska man eftersträva att användningen av den marina miljön befinner sig på en nivå som är hållbar och tryggar möjligheten till användning och verksamhet för nuvarande och kommande generationer. Bilaga I i ramdirektivet anger

faktorer man bör tänka på vid fastställandet av en god status i de marina vattnen.(2008/56/EG). Dessa anges i Tabell 1 nedan.

Tabell 1. Kvalitativa beskrivningar för fastställande av en god miljöstatus. (2008/56/EG, bilaga I)

1.	Biologisk mångfald bevaras. Livsmiljöernas kvalitet och förekomst samt arternas fördelning och abundans överensstämmer med rådande geomorfologiska, geografiska och klimatiska villkor.
2.	Främmande arter som har införts genom mänsklig verksamhet håller sig på nivåer som inte förändrar ekosystemen negativt.
3.	Populationerna av alla kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur håller sig inom säkra biologiska gränser och uppvisar en ålders- och storleksfördelning som vittnar om ett friskt bestånd.
4.	Alla delar av de marina näringsvävarna, i den mån de är kända, förekommer i normal omfattning och mångfald på nivåer som är tillräckliga för att arternas långsiktiga bestånd ska kunna säkerställas och deras fulla reproduktiva kapacitet behållas.
5.	Eutrofiering framkallad av människan reduceras till ett minimum, särskilt dess negativa effekter, såsom minskad biologisk mångfald, försämrade ekosystem, skadliga algblomningar och syrebrist i bottenvattnet.
6.	Havsbottnens integritet håller sig på en nivå som innebär att ekosystemens struktur och funktioner kan tryggas och att i synnerhet de bentiska ekosystemen inte påverkas negativt.
7.	En bestående förändring av de hydrografiska villkoren påverkar inte de marina ekosystemen på ett negativt sätt.
8.	Koncentrationer av främmande ämnen håller sig på nivåer som inte ger upphov till föroreningseffekter.
9.	Främmande ämnen i fisk och skaldjur avsedda som livsmedel överskrider inte de nivåer som fastställts i gemenskapslagstiftningen eller andra tillämpliga normer.
10.	Egenskaper hos och mängder av marint avfall förorsakar inga skador på kustmiljön och den marina miljön.
11.	Tillförsel av energi, inbegripet undervattensbuller, ligger på nivåer som inte påverkar den marina miljön på ett negativt sätt.

Medlemsstaterna ska fastställa en uppsättning miljömål med tillhörande indikatorer för sina marina vatten. Dessa ska fungera som vägledning för de framsteg som ska göras för att slutligen uppnå en god miljöstatus i de marina vattnen. (2008/56/EG).

Efter att en medlemsstat har satt upp sina miljömål ska övervakningsprogram fastställas och genomföras. Detta för att föra en löpande bedömning av miljötillståndet i de marina vattnen. Övervakningsprogrammen ska vara enhetliga inom de marina regionerna. (2008/56/EG).

Senast år 2015 ska varje medlemsstat utforma ett åtgärdsprogram. Åtgärdsprogrammet görs för varje marin region samt identifierar de åtgärder som behöver göras för att kunna uppnå eller upprätthålla god status. Då åtgärdsprogrammet utarbetas ska man ta hänsyn till hållbar utveckling och dessa ska vara så kostnadseffektiva och tekniskt genomförbara som möjligt. (2008/56/EG).

4 Östersjön

Östersjön är ett litet och grunt havsområde med trånga och grunda inlopp genom de danska sunden (Lundberg, Ögård, Ek & Snickars 2012, s. 7). P.g.a. det bräckta vattnet med låg salthalt påminner Östersjön mer om ett väldigt estuarium än ett världshav (Bäck m.fl. 2010, s. 23). Dock är Östersjön världens största brackvattensområde med ett rätt så stort avrinningsområde (Miljöministeriet 2006, s. 8) som sträcker sig från de Norska fjällen till Ukraina och från den Jylländska halvön till Onegasjön i Ryssland (Bäck m.fl. 2010, s. 12). Det vatten som rinner ut i Östersjön består till två tredjedelar av sötvatten (Miljöministeriet 2006, s. 8), som rinner ut från över 250 floder (Bäck m.fl. 2010, s. 23). Det salta vattnet kommer in i Östersjön genom de danska sunden. (Miljöministeriet 2006, s. 8).

Östersjön har ett medeldjup på endast 55 m och p.g.a. bottenens ojämnheter förekommer här inga kraftiga havsströmmar (Miljöministeriet 2006, s. 8). Vattenutbytet i Östersjön är långsamt och salthalten avtar ju längre in i Östersjön man kommer. Dessutom sätter de stora temperaturväxlingarna och isläget vintertid ytterligare krav på organismerna. Allt det här gör att Östersjön är extra känslig för olika typer av miljöförändringar, speciellt för förändringar som är orsakade av människan. (Lundberg m.fl. 2012, s. 7).

Östersjön började utvecklas till sin nuvarande form först efter den senaste istiden (Bäck m.fl. 2010, s. 28), vilket betyder Östersjön är ett artfattigt hav och de näringsvävar som finns är väldigt enkelt uppbyggda (Lundberg m.fl. 2012, s. 7). Även om det råder rätt stor artfattighet i Östersjön kan de få arter som finns ha höga individavtal. I vissa fall kan

miljöförändringar vara av avgörande betydelse för olika populationer. Detta betyder att då förhållandena för en art blir tillräckligt ogynnsamma minskar populationerna inom arten eller t.o.m. försvinner helt. P.g.a. det låga artantalet finns det vanligen ingen naturlig ersättare som kan ta dess plats i ekosystemet. (Lundberg m.fl. 2012, s. 7).

Under det senaste århundradet har området kring Östersjön genomgått många samhälleliga- och ekonomiska förändringar som har medfört stora förändringar i miljötillståndet. Det finns olika åsikter om hur det Östersjöns dåliga tillstånd borde förbättras. En del anser att det är så när som på omöjligt, eftersom både de ekonomiska och tekniska resurserna som krävs för att förbättra tillståndet är väldigt stora. (Bäck m.fl. 2010, s. 7). Andra anser däremot att tillståndet i Östersjön kan förbättras genom att utnyttja resurser på de områden där den största nyttan kan fås (Bäck m.fl. 2010, s. 9).

5 Grunda havsvikar

Grunda havsvikar, som är skyddade mot vågexponering och där uppvärmingen av vattenmassan är betydligt snabbare än i de mer öppna kustvattnen, utgör en miljö med en rik diversitet i frågan vattenvegetation. De grunda havsvikarna är även viktiga för bl.a. reproduktion för olika fiskar. (Hansen 2012, s. 3; Naturvårdsverket 2013, s. 3; Ruoppa & Heinonen 2004, s. 42).

Inom den marina forskningen har man tidigare koncentrerat sig på mer öppna kustområden. I bl.a. Sverige och Finland har man t.ex. koncentrerat sig på makroalger på hårdbotten. Den uppföljning och forskning som har skett på mjukbotten har varit koncentrerad på makrofauna på mer djupare områden. (Hansen 2012, s. 3).

Forskning på mjukbottnar angående vegetation har ofta begränsats till ålgräset (*Zostera marina*), medan de vanliga blandsamhällena har fått mindre uppmärksamhet. Efter att Europeiska Unionens habitat direktiv (92/43/EEG) implementerades har de grunda

havsvikarna i Östersjön fått betydligt mer uppmärksamhet, då dessa prioriteras som ett habitat som bör uppmärksammas. (Hansen 2012, s. 3; 92/43/EEG).

Den ökade forskningen har medfört mer kunskap om de grunda havsvikarnas ekologi, bl.a. angående hur flora och fauna reagerar på olika naturliga förändringar i miljön. T.ex. graden av isolering från havet har identifierats som en av de viktigaste faktorerna som kan förklara sammansättningen av organismerna i vikarna. I Östersjön förekommer arter med olika ursprung: en del arter är av marina, en del är limniska och en del är s.k. brackvattensarter. Graden av isolering ändras sakta med tiden p.g.a. sedimentation samt landhöjning. Faktorer som t.ex. salinitet och temperatur samt vågexponering påverkar även organismsamhällena. (Hansen 2012, s. 3; Naturvårdsverket 2013, s. 4).

Forskare har även studerat människans inverkan på makrovegetationen i grunda havsvikar i Östersjön (Hansen 2012, s. 4). Även utsläpp från jordbruk och avloppshantering utgör ett hot för de grunda havsvikarna (Hansen, 2011). Förändringar i makrovegetationen antas även ha ett samband med bl.a. eutrofiering (Hansen 2012, s. 4). Båt- och färjetrafiken är en annan faktor som inverkar på makrovegetationen, eftersom de här aktiviteterna orsakar förändringar i hydrologin och botten. Dessutom medför båttrafiken och muddring en direkt mekanisk inverkan på vegetationen. Genom båttrafik och muddring rörs sedimentbotten upp och vattenomsättningen ökar, vilket i sin tur påverkar vattenvegetationen. Forskning visar att vattenvegetationens utbredning och mångfald är längre vid hamnar och vikar som är belägna nära intensiv båttrafik. (Hansen 2011; Munsterhjelm 2005, s. 7). Eftersom fiskynglen är beroende av vattenvegetationen påverkas även dessa av båttrafiken. (Hansen 2012, s. 4).

6 Vattenväxtlighet

Ordet "makrofyter" omfattar alla makroskopiska vattenväxter och hydrofyter. Här inkluderas alger, mossor och kärlväxter. (Rosqvist 2010, s. 3; Ruoppa & Heinonen 2004, s. 42).

Då man syftar på det generella växttäcket på ett område, växtsättet eller andra botaniska särdrag används termen "vattenväxtlighet" i rätt stor utsträckning (Rosqvist 2010, s. 3).

Makrofyter kan växa både med rötter och utan rötter, delvis ovanför ytan eller helt och hållet under ytan. Växtsättet är oftast relaterat till vattendjupet. På områden med mjukbotten och låg salinitet växer ofta arter som åtminstone till en liten del syns ovanför vattenytan. På djupare områden hittas däremot sådana växter som trivs helt och hållet under ytan. De här områdena domineras ofta av homogena monokulturer som tål turbiditet eller av växtfria bottenar. (Rosqvist 2010, s. 3).

Vattenväxterna har flera funktioner. De fungerar som en länk mellan vatten och sediment samt mellan de litorala och pelagiala zonerna. Makrofyterna fungerar som habitat för evertebrater och fisk och förser även olika organismer med föda. Vattenväxterna bildar en tredimensionell miljö på de annars släta bottenarna, vilket skapar skydd för evertebrater, fisk och djurplankton. Dessutom dämpar vattenväxtligheten vattnets rörelser och minskar resuspension. Utbredning, produktivitet och artsammansättningen av makrofyter påverkas av yttre faktorer, så som kemiska och fysikaliska faktorer, men även av interaktionen arter emellan. Till de biotiska faktorerna hör bl.a. konkurrens mellan arter, tillgången av näring och betning och till de abiotiska faktorerna hör bl.a. temperatur, vågexponering och salinitet. De här faktorerna kan dock variera avsevärt mellan olika områden och mellan olika årstider. (Rosqvist 2010, s. 3 – 4).

7 Habitat i Östersjöns kustnära områden

Undervattensmiljön i Östersjön varierar i olika områden. Till de mest typiska karaktärerna hör jämna bottenar och djupa bassänger. (Bäck m.fl. 2010, s. 23). I Finland har även istiden gett vissa särdrag åt miljöns bottenstruktur. Speciellt varierande är områdena i Skärgårdshavet där topografin är rätt varierande med bl.a. bergsförhöjningar. Liknande områden hittas främst i den svenska skärgården. Ett annat område som är rätt oenhetligt är Finska viken. Dock förekommer här inte lika mycket bergsförhöjningar som i Skärgårdshavet, men istället förekommer här en hel del förhöjningar av sand och morän. (Bäck m.fl. 2010, s. 30).

Ju mer diversitet det förekommer i miljöernas uppbyggnad desto flera habitat förekommer det, vilket medför större biodiversitet. Olika miljöer och de arter som lever där bildar habitat med olika särdrag. Då man undersöker habitatet närmare upptäcker man både väldigt små habitat och habitat som sträcker sig över större enhetliga områden. Då djupet och bottenytan varierar kan det inom ett område förekomma flera olika habitat. (Bäck m.fl. 2010, s. 35).

Bottens karaktär är avgörande för vilka arter som trivs var, då vissa arter trivs på lerigt eller sandigt botten medan andra trivs på hårda bottenar. Det är svårt att dra klara gränser mellan olika habitat, eftersom det ofta förekommer blandsamhällen med inslag av arter från olika habitat. I Östersjön är det vanligt med blandsamhällen med inslag av arter med både marint- och limniskt ursprung. Däremot är ljusstillgången avgörande för hur djupt olika arter kan påträffas. (se Lundberg m.fl. 2012, s. 8).

Gemensamt för alla habitat är att det inte handlar om den enskilda individens överlevnad. Ekosystemet fungerar beroende av de olika organismerna, deras samverkan sinsemellan och tillsammans med de yttre miljöfaktorerna. (Lundberg m.fl. 2012, s. 8).

7.1 Hårdbotten

Hårdbotten präglas oftast av marina arter och ju högre salthalt vattnet har, desto fler arter förekommer. Ljuskvantiteten är avgörande på hårdbotten och skapar en tydlig zonindelning i djupled. (Lundberg m.fl. 2012, s. 11).

7.1.1 Trådalgsbältet

Trådalgsbältet förekommer närmast vattenytan ner till ca 0,5 – 1 meters djup. Trådalger är ettåriga alger. Arterna i trådalgsbältet växlar beroende på tidpunkt av växtsäsongen. (Lundberg m.fl. 2012, s. 12).

Trådalger har tillgång till de bästa ljusförhållandena. Dessa berörs inte lika negativt av faktorer som stormar, lågvatten och isskrapning, eftersom de här arterna inte förekommer på vintern, som de fleråriga arterna gör. Trådalgsbältet utgör även en viktig miljö för många evertebrater, speciellt för juvenila kräftdjur och snäckor, men även för små maskar och iglar. (Lundberg m.fl. 2012, s. 12).

Trådalgsbältet är en naturlig del av skärgårdsområdena i Östersjön. Dock blir trådalger väldigt dominerande om övergödningen tar över hand. Vid övergödning växer trådalger till sig snabbare än t.ex. den fleråriga blåstången och rödalger, och skuggar sedan de arter som lever på ett större djup. Då trådalger lossnar från växtunderlaget och skall brytas ned kan de bilda algmattor på botten, vilka i sin tur bidrar till syrebrist i bottenvattnet. (Norkko & Bonsdorff 1996; Lundberg m.fl. 2012, s. 12). I andra fall kan stränderna växa igen (Lundberg m.fl. 2012, s. 12).

7.1.2 Blåstångsbältet

Blåstången (*Fucus vesiculosus*) räknas som en av Östersjöns få nyckelarter. I blåstångshabitaten förekommer främst två olika arter: blåstång (*F. vesiculosus*) och smaltång (*F. radicans*). (Lundberg m.fl. 2012, s. 12).

Blåstången är av marint ursprung och trivs bäst där näringsmängderna är låga, siktdjupet är stort och salthalten är hög (Lundberg m.fl. 2012, s. 12).

Smaltången är något kortare och klenare än blåstången. Den saknar flytblåsor i sina förgreningar och har fått sitt utseende av den brakvattensmiljö som den lever i. Smaltången förökar sig främst könlöst genom kloning och största delen av bestånden härstammar från några få ursprungsindivider i Bottniska viken. Detta gör att arten är mycket sårbar. (Lundberg m.fl. 2012, s. 12; Pereyra, Bergström, Kautsky & Johannesson 2009).

7.2 Mjukbotten

Grunda vegetationsbottnar är speciellt vanliga i den inre skärgården och i kusttrakterna. Bottensedimentet består av dy, sand, lera, slam eller en blandning av dessa. I strandzonen förekommer ofta vass och olika sävarter. På mjukbotten förekommer olika slag av undervattensväxter som antingen är rotade i bottensedimentet eller fritt flytande i vattenmassan. Arterna kräver en tillräcklig ljusmängd och förekommer oftast helt och hållet under ytan. Undantagsvis kan blomställningarna sticka upp ovanför ytan. (Lundberg m.fl. 2012, s. 16).

De växtbeklädda bottnarna är heterogena miljöer (Lundberg m.fl. 2012, s. 16), vilket betyder att dessa är mycket artrika och produktiva (Lundberg m.fl. 2012, s. 16; Munsterhjelm 2005, s. 7). Eftersom vattnen i de inre skärgårdsområdena kan vara väldigt utsötad hör kärlväxter och kransalger till de dominerande arterna. Tillväxtperioden är ca 3 månader och är på sin topp i augusti. Under hösten bryts de

flesta arterna ned och övervintrar med gröna skottdelar. Växtmaterialet bryts ner av bakterier och andra organismer som äts av större organismer, så som musslor, snäckor, kräftdjur och insektlarver. (Lundberg m.fl. 2012, s. 16).

Vegetationen på mjukbottnar fungerar bra som näringsfilter (Lundberg m.fl. 2012, s. 16; Munsterhjelm 2005, s. 11), eftersom de kan binda näring och även tungmetaller. Vegetationen ser till att vattnet syresätts. (Lundberg m.fl. 2012, s. 16). Dessutom förhindrar de grumlighet genom att binda upp bottenlammet och motverkar samtidigt erosion av bottenarna (Lundberg m.fl. 2012, s. 16; Ruoppa & Heinonen 2004, s. 42). Dock ansamlas löst växtmaterial på djupare bottenar och bryts långsamt ner, vilket förbrukar en hel del syre i vattenmassan och på bottenarna (Lundberg m.fl. 2012, s. 16). Övergödning och erosion är faktorer som gör att grunda vikar växer igen snabbare. På en del ställen försvinner vegetationen som en följd av övergödning och försämrade ljusförhållanden. (Lundberg m.fl. 2012, s. 17).

De grunda växtklädda bottenarna förekommer oftast på platser som är skyddade för både vind och vågor, vilket betyder att vattnet snabbt kan värmas upp på våren och försommaren och håller sedan en högre temperatur än de omgivande djupare vattnen under hela tillväxtsäsongen. P.g.a. detta är de här områdena utmärkta för fiskyngel, då näringstillgången är god, omgivningen är skyddad och ynglen kan växa till sig snabbt i det varma vattnet. Samtidigt som vegetationen är viktig för fiskynglen är den även viktig för rommens överlevnad. (Lundberg m.fl. 2012, s. 16; Munsterhjelm 2005, s. 7).

7.2.1 Sandbottnar

I Östersjön är djupa, sandiga bottenar ganska ovanliga. Dock hittas mer enhetliga sandstränder- och bottenar längs Bottenviken, Bottenhavet, på Hangöudd och på västra Åland. (Lundberg m.fl. 2012, s. 17).

Ett rent sandbotten är ett tecken på en god vattenomsättning och är ofta en ogästvänlig miljö för de flesta organismerna. Sanden är i ständig rörelse av vågorna, vilket gör att

sandbottnarna är besvärliga att fästa sig på. Skyddade delar av sandstränder kan erbjuda bättre möjligheter att fästa på, eftersom vågexponeringen är mindre. (Lundberg m.fl. 2012, s. 17).

Då näringsmänden i vattnet ökar förorsakas en ökad sedimentation av växtmaterial. Det här medför att sanden slammas till med tiden. Samtidigt blandas sanden med det organiska materialet och småningom förvandlas sandbotten till gyttjebotten. (Lundberg m.fl. 2012, s. 17).

7.2.2 Ålgräsängar

Ålgräs eller Bandtång (*Zostera marina*) (Andersson 2005) är Östersjöns ända marina fröväxt och trivs på grunda sandiga bottnar (Lundberg m.fl. 2012, s. 17).

Ålgräset förekommer i mindre fläckvisa bestånd (Lundberg m.fl. 2012, s. 17) och om förhållandena är tillräckligt gynnsamma kan arten förekomma i större enhetliga bestånd, där arten bildar s.k. ålgräsängar (Andersson 2005). Ålgräsängar domineras av ålgräs, men även andra arter kan förekomma. (Lundberg m.fl. 2012, s. 17).

Arten har ett kraftigt rotsystem med täta förgreningar i sedimentet. Detta förhindrar att sanden spolats bort av strömmar och under stormar eller att oorganiskt material får möjlighet att sedimentera på sanden. Det här betyder att ålgräset även förhindrar att sandbotten med tiden förvandlas till lerbotten. (Lundberg m.fl. 2012, s. 18).

Ålgräsängarna utgör ett viktigt habitat (Andersson 2005) och arten är dessutom en nyckelart för de arter som lever i nära anslutning till arten (Lundberg m.fl. 2012, s. 18).

Det är ovanligt att *Z. marina* lyckas föröka sig könligt. Istället klonas plantorna, vilket betyder att en hel ålgräsäng kan härstamma från en ända planta. Det här är en orsak till att ålgräsängarna är extra känsliga för miljöförändringar (Lundberg m.fl. 2012, s. 18) och hotas av bl.a. övergödning och exploatering av kusten (Andersson 2005).

8 Kartläggning av undervattensmiljö

Kartläggning av undervattensmiljön och klassificeringen av denna hjälper oss att visualisera havsbottnens miljötillstånd som en större helhet. En kartläggning strävar ofta till att visualisera havsbottnens topografi, berätta om den ekologiska variationen och att berätta om arternas utspridning. (Bäck m.fl. 2010, s. 38).

Då man ska planera marina områden kan man ha nytta av kartläggningen. Genom planeringen strävar man efter att balansera användningen och skyddet av våra havsområden. Genom klassificeringen kan man även styra olika aktiviteter till lämpliga områden. (Bäck m.fl. 2010, s. 38). Speciellt i Östersjön, där trycket från olika användningsområden växer, lokaliseras olika aktiviteter till sådana områden som man inte vet mycket om. För att åtgärda detta är kartläggning samt studier och klassificering av undervattensmiljön en bra början. (Bäck m.fl. 2010, s. 39).

Vid val av undersökningsmetoder är undersökningens syfte avgörande. Vid en inventering kartlägger man habitat och arter inom ett visst område. Resultatet av inventeringen kan t.ex. vara en karta som beskriver områdets tillstånd under en viss tidpunkt. Vid uppföljning undersöker man ett visst område och jämför sedan resultaten med tidigare resultat. Med hjälp av uppföljning kan man bl.a. undersöka förändringar av olika faktorer under en viss tidsperiod. (Yliniva & Keskinen 2010, s. 8).

För att en undervattenskartering ska vara pålitlig och tjäna sitt syfte bör den vara välplanerad och vara genomförd av personer med expertis inom området. Om man planerat och valt undersökningsmetodiken rätt blir karteringen representativ, pålitlig och kostnadseffektiv. (Lundberg m.fl. 2012, s. 34).

Även arealen på området som ska kartläggas är av betydelse, eftersom den påverkar både valet av metoder som används och noggrannheten av kartläggningen. Vid kartläggning av olika områden är bakgrundsfakta från tidigare undersökningar värdefull, eftersom denna bl.a. ger en inblick i huruvida området i fråga är och kan på så vis göra arbetet ute i fält mer effektivt. (Lundberg m.fl. 2012, s. 34).

En faktor som väldigt ofta styr kartläggningsarbetet är kostnadsfrågor. Dessa är ofta väldigt avgörande för hur stora områden som är möjliga att kartlägga, vilka metoder som kan användas och hur noggrant en kartering kan göras. (Lundberg m.fl. 2012, s. 34).

8.1 Flygfotografering

Ifall det finns ett behov av att göra en utbredningskarta av vattenvegetation kan man använda sig av flygfotografering (Ruoppa & Heinonen 2004, s. 43)

Fotografering bör göras då växtsäsongen för flytbladsväxter och helofyter är på sin topp. Bilderna tas oftast på 750 – 1500 meters höjd. Med hjälp av flygfotografering fås på ett rätt så effektivt sätt en bra bild över mängden vattenvegetation och vegetationens position. Genom att kombinera flygbilderna och närmare inventeringar och fält får man en noggrann bild över utbredningen av olika arter. (Ruoppa & Heinonen 2004, s.43)

8.2 Videofilmning

En annan metod som är användbar vid undervattenskartering är videofilmning. Detta kan genomföras med hjälp av en nedsänkt vattentät kamera, s.k. drop-video, vilket är en relativt snabb och enkel metod. (Lundberg m.fl. 2012, s. 34).

Vid användning av drop-video sänks kameran under ytan med hjälp av en kabel. Kameran är innesluten av ett plaströr. Detta för att skydda kameran mot eventuella stötar. Själva inspelningsenheten sköts från en båt. (Lundberg m.fl. 2012, s. 34).

Den här metoden kräver en relativt liten arbetsinsats, 2 – 3 personer, och ger dessutom en översiktlig bild av bottentypen samt vegetationen på större områden. Det här betyder att metoden lämpar sig bra för att uppskatta habitat samt vid förekomst av högbevuxen

vegetation, så som blåstång (*F. vesiculosus*) och ålgräs (*Z. marina*). Metoden är även ett bra underlag för planering av mer detaljerade karteringar genom t.ex. dykning. (Lundberg m.fl. 2012, s. 34).

Även om videofilmning är en användbar metod, bör man inte förlita sig på enbart videofilmning. Detta p.g.a. att en video visar ett snävare synfält jämfört med dykning eller snorkling. Speciellt inventering av gles vegetation är svårt med enbart videoinventering. (Lundberg m.fl. 2012, s. 34).

Andra faktorer som inverkar är bildkvaliteten. Speciellt vid grumliga förhållanden blir bildkvaliteten inte helt optimal, vilket försvårar tolkandet av videomaterialet. Även täckningsgraden av olika arter är lättare att fastställa på plats i samband med dykning. Givetvis spelar individuella skillnader en viss roll både vid tolkning av videofilm och vid karteringar på plats, eftersom det är svårt att standardisera en visuell bedömning. Det här gäller speciellt på större djup där bl.a. ljusförhållandena är dåliga. (Lundberg m.fl. 2012, s. 34).

8.2.1 Videoinventering enligt projekt NANNUT

NANNUT är ett projekt som byggt upp och testat olika metoder för att samla in och utnyttja marindata så att man kan integrera det i beslutsprocesserna på alla nivåer i samhället. Inom NANNUT har man försökt skapa ett verktyg som beslutsfattare och planerare ska kunna använda. Projektet var verksamt 2009 – 2012. (NANNUT u.å.).

Under sina fältarbeten har NANNUT använt sig av videoinventering. Målet med videoinventeringen var att vid varje provtagningspunkt spela in ett 20 m² stort område, samt att få både när- och översiktsbilder. (Lundberg m.fl. 2012, s. 42).

Videoinventeringen skedde med s.k. drop-video. Dessutom monterades en vattentät GoPro-HD kamera fast i skyddsramen till drop-videon. Vid varje provtagningspunkt filmade man en 60 sekunders sekvens ca 0,5 m från botten. Vid varje provtagningspunkt fastställdes även bottenstrukturen. Detta gjordes genom att låta kameran gå ända ner till

botten. Vid filmsekvensernas start och slutpunkter noterade man även djupet samt positionerna. (Lundberg m.fl. 2012, s. 42).

Resultaten av videomaterialet utgjorde grunden för kartläggningen av undersökningsområdet. Varje filmfrekvens analyserades och resultaten överfördes i en tabell. Vegetationens höjd och täckningsgrad uppskattades. Dessutom uppskattade man olika djurarters individantal. Bottentypen avgjordes genom att uppskatta täckningsgraden av olika bottensubstrat. Dessutom noterades annat anmärkningsvärt, så som fiskarter, syrebrist och byggnadskonstruktioner. Kvaliteten av själva videomaterialet bedömdes i skalan 0 – 3, där 0 = dåligt och 3 = bra. (Lundberg m.fl. 2012, s. 42).

8.3 Dykinventering

Vid kartläggning av undervattensnatur är dykinventering den noggrannaste metoden, eftersom det är möjligt att göra exakta iakttagelser på plats. Dessutom är det lätt att samla prover för att senare kunna göra noggrannare analyser. (Lundberg m.fl. 2012, s. 34).

Fastän dykinventering är den noggrannaste metoden för undervattensinventering, är den väldigt tids- och resurskrävande. Det här beror på att man endast kan inventera mindre områden åt gången. Dessutom ställer den här metoden krav på utrustningen och det behövs specialkunskaper för att kunna använda den. (Lundberg m.fl. 2012, s. 34).

En metod som lämpar sig bra för grunda havsvikar är snorkling. Den här metoden är ett värdefullt komplement till videofilmning ifall det inte finns möjligheter till dykning. (Lundberg m.fl. 2012, s. 34).

8.3.1 Dykinventering enligt NANNUT

En annan metod som NANNUT har använt sig av är dykning. Detta skedde genom dykkartering i form av linjedyk (Lundberg m.fl. 2012, s. 42) eller s.k. transekter (Lundberg m.fl. 2012, s. 41).

För att märka ut transekterna användes ett 100 m långt graderat rep. Denna lades ut längs botten och positionerna för både start- och slutpunkt fastställdes samt riktningen. Dykarna följde sedan linjen till slutändan eller till vegetationens nedre gräns. För varje djupmeter antecknades djupet, avståndet till linjens startpunkt, bottensubstratet, täckningsgraden av dominerande arter, vegetationens höjd, en grov uppskattning av mängden löst sediment samt vegetationen. Ifall blåstång förekom noterades bältets övre och undre gräns i djupled. (Lundberg m.fl. 2012, s. 42).

Resultaten från fältarbetet överfördes i de klassificerings- och värderingssystem för habitat som NANNUT har utarbetat (Lundberg m.fl. 2012, s. 42).

8.3.2 Dykinventering enligt Joakim Hansen

I Hansens undersökning uppskattades den procentuella täckningsgraden av vattenväxter. Uppskattningarna gjordes genom dykning. Dykningarna gjordes längs parallella dyklinjer i vikarna som undersöktes. (Hansen 2012, s. 5).

Antalet dyklinjer varierade beroende på storleken av vikarna. Minimi antalet var tre. Den första dyklinjen placerades 10m från strandkanten. Vid förekomsten av vass drogs linjen ytterom vassbältet. Följande dyklinje drogs 50 – 200m från den första dyklinjen, beroende på hur stor viken i fråga var. Detta upprepades tills man undersökt hela viken. En sista dyklinje drogs även i de flesta fall tvärs över inloppet till viken. (Hansen 2012, s. 5).

Täckningsgraden uppskattades visuellt med 10m mellanrum längs med dyklinjerna. Som hjälpmedel användes en rutram med storleken 0,5 x 0,5m. Ifall en dyklinje var över

120m och avståndet till strandlinjen var över 50m gjordes uppskattningar av täckningsgraden med 20m mellanrum. (Hansen 2012, s. 5).

Abundansen av vattenväxter uppskattades genom att använda en 5 gradig skala. Djupet antecknades med 0,1m noggrannhet vid varje punkt för täckningsgrad för att kunna räkna ut minimi- och maximidjup för vikarna. (Hansen 2012, s. 7).

Mellan provtagningspunkterna uppskattades vegetationen genom att använda en 5 gradig skala. Detta gjordes för varje art. Eftersom detta utgjorde ett betydligt större område än uppskattningarna för täckningsgraden, användes informationen för att kolla noggrannheten av artrikedomen i data från täckningsgraderna. (Hansen 2012, s. 7).

8.4 Inventering med räfsa

Den s.k. Lutherräfsan är ett lämpligt inventeringsverktyg för relativt platta, vegetationsklädda områden med ler- eller sandbotten. Metoden kräver inte så mycket tid ute i fält och det behövs inte heller så mycket förberedelser eller arbete efteråt. (Edlund & Siljeholm 2006).

Nackdelarna med att använda Lutherräfsa är att man inte kan fastställa några täckningsgrader. Det finns även en risk att man inte lyckas observera alla arter som förekommer i ett område. (Edlund & Siljeholm 2006).

Lutherräfsa är en metod som bl.a. Alleco använder sig av (Henricson & Oulasvirta 2007, s. 10). Alleco är ett konsultföretag som utför bl.a. inventeringar. Även i Sverige används den här metoden (Loo, Persson & Samuelsson 2001, s. 52).

9 Analys av inventeringsresultat och klassificering

Då NTM-centralerna gör klassificeringar av vattendragen ligger tyngdpunkten oftast på de biologiska faktorerna. De gränsvärden som finns för tillfället är utarbetade av Finlands miljöcentral tillsammans med Östersjöstaternas miljöförvaltning. Klassificeringen är en jämförelse med det naturliga tillståndet, dvs. med tillstånd som inte är påverkade av bl.a. mänsklig aktivitet, och ger en översiktlig bild över vattendragens skick. (Ahlman, 2014).

De data som används vid klassificeringen bör vara insamlad under högsommaren, dvs. 1.7 – 7.9 (Ahlman, 2014).

Då man fastställer skicket för Finlands vattendrag används miljöförvaltningens register OIVA (Webbadress till OIVA: <http://wwwwp2.ymparisto.fi/scripts/oiva.asp>). De data som finns här kommer från statens- och kommuners miljöövervakning, olika forskningsprojekt och -resultat, miljökonsekvensbedömningar samt recipientkontroll. (Ahlman, 2014).

9.1 Projekt NANNUT

NANNUT:s bedömning av habitat består av två delar: klassificeringsdel och värderingsdel. Klassificeringsdelen delar in habitaterna på basen av dominerande art, medan värderingsdelen ger en bild av de ekologiska värden som habitaterna har. (Lundberg m.fl. 2012, s. 36).

Då man ska indela och värdera habitat behövs god kännedom om miljöerna, deras ekologiska funktion och deras betydelse för ekosystemet. I en del fall kan ett habitat t.ex. vara värdefullt att bevara enbart p.g.a. sitt egenvärde i naturen, medan man i andra fall kan koppla den ekologiska funktionen till den ekonomiska nyttan. (Lundberg m.fl. 2012, s. 36).

Vid studier av undervattensmiljön är det svårt för marina forskare att göra en rättvis och saklig bedömning. Det här beror på att det idag finns flera regelverk och det har varit svårt att komma överens om gemensamma bedömningsgrunder. I EU finns det flera olika klassificeringssystem för olika nätverk och direktiv: Natura 2000, vattendirektivet och den marina strategin. (Lundberg m.fl. 2012, s. 36).

Då man gör klassificeringar och värderingar av naturens tillstånd bör informationen överföras så överskådligt och tydligt som möjligt, eftersom syftet är att ge ett naturvärde för ett visst område och samtidigt visa hur viktigt habitatet är ur ekologisk synvinkel. Bedömningen borde även göras på ett sådant sätt att andra miljöförvaltare i sin tur ska kunna beakta och tillämpa informationen. (Lundberg m.fl. 2012, s. 36).

9.1.1 Habitatklassificering

I sin habitatklassificering behandlar NANNUT de flesta viktiga nyckelhabitatet i Östersjön. Hit hör hårdbottenhabitatet med olika typer av alg- och blåmusselsamhällen, samt vegetationsbeksådda sand- och mjukbottnar med ålgräsängar, kransalgs- och kärleväxtsamhällen. (Lundberg m.fl. 2012, s. 36).

Habitatet klassas enligt förekomsten av nyckelarter och deras täckningsgrad. Genom täckningsgraden får man lätt en uppfattning om olika arters mängd. Täckningsgraden används för undervattensvegetation och blåmusslor. Vid karteringen används en undersökningsram med storleken 25 m² (0,5 x 0,5 m). De olika arternas täckningsgrad ges i procent. Med drop-video fås en bottenyta med storleken 10 – 15 m². (Lundberg m.fl. 2012, s. 36).

De olika habitatet får namn enligt den dominerande arten eller organismgruppen. Ifall den vanligaste arten har en täckningsgrad på över 15 % jämfört med de andra arterna är det frågan om ett enartssamhälle. Ifall inte någon enskild art dominerar är det frågan om ett blandsamhälle. I det här fallet står de två vanligaste arterna för namngivningen av habitatet. Om ingen art har en täckningsgrad på över 10 % kallas det för "övrigt". Det här

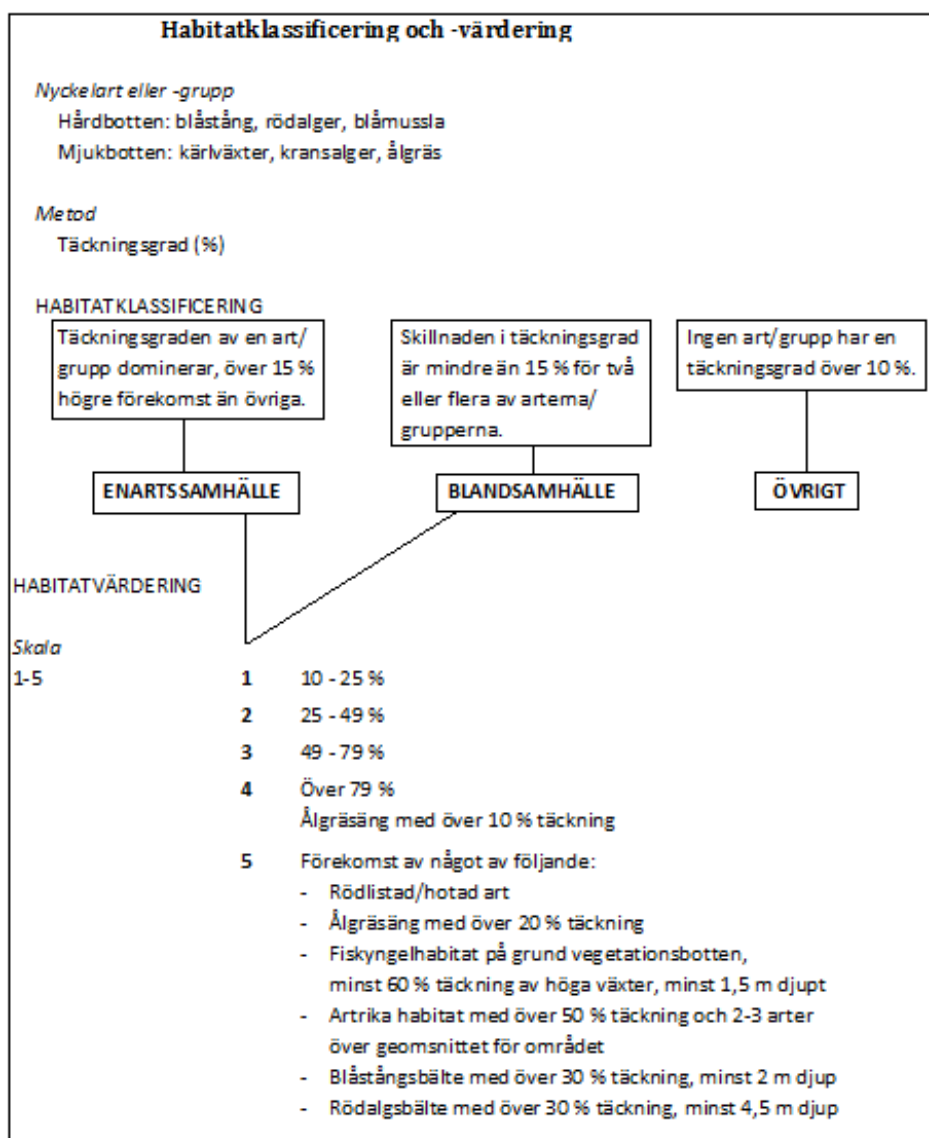
betyder ändå inte att habitatet skulle sakna ekologiskt betydelse. Om man behöver en mer heltäckande bild av habitatet och dess naturvärden kan man på mjukbotten göra en kompletterande provtagning med t.ex. en Ekman-bottenhämtare för bottendjur. (Lundberg m.fl. 2012, s. 36).

9.1.2 Naturvärdering

Värderingssystem kan baseras på empiriska undersökningar av habitat med skalan 1 – 5. Den här metoden är lätt att använda sig av för att på ett objektvt sätt förvandla rätt komplexa ekologiska naturvärden till mer förståeliga begrepp. (Lundberg m.fl. 2012, s. 37).

NANNUTS värdering av undervattenshabitat baserar sig på habitatklassificeringen och biodiversitetkonventionens riktlinjer för värdering av havsmiljöer. Hit hör faktorer som diversitet, raritet, naturlighet, hotade arter, ekologisk funktion samt viktiga habitat och områden för reproduktion. (Lundberg m.fl. 2012, s. 37).

Utgående från de här riktlinjerna värderas de olika habitaterna enligt en femgradig skala, där klasserna 4 och 5 avser speciellt skyddsvärda och värdefulla habitat, medan klasserna 1 – 4 främst handlar om de olika arternas täckningsgrad. Orsaken till att man har valt att använda täckningsgraden som en parameter är att täckningsgraden oftast är högre i ekologiskt välfungerande habitat. För att uppnå det högsta värdet ska man ta hänsyn till: om det förekommer hotade eller rödlista arter inom habitatet, om artrikedomen är hög, och om habitatet är särskilt skyddsvärt. (Lundberg m.fl. 2012, s. 38).



Figur 3. NANNUT:s habitatklassificering och -värdering. (Lundberg m.fl. 2012, s. 37).

9.1.3 Speciellt värdefulla habitat

Enligt NANNUT har ett habitat ett högt naturvärde och klassificeringen 5 i fem (5) olika fall: (Lundberg m.fl. 2012, s. 38).

1) Om det på ett habitat förekommer (täckningsgraden är över 0 %) *hotade, rödlistade eller uppmärksammade* arter får habitatet automatiskt värdet 5. Dock kan det vara svårt att fastställa graden av hot p.g.a. bristen på information om artens status. Den här gruppen har ekologisk betydelse p.g.a. att här förekommer hotade/rödlistade arter eller för att habitatet är naturligt eller opåverkat. Gruppen har även en viktig roll från miljöförvaltningens sida. (Lundberg m.fl. 2012, s. 38).

2) *Ålgräsängar* på vågexponerade sandbotten är ovanliga habitat längs med kusten i norra Östersjön. Dessa har även många viktiga funktioner, exempelvis binder de sediment, dämpar vattenrörelserna och fungerar dessutom som bl.a. bo- och uppväxtplats för olika fiskarter. Det här habitatet får värdet 5 ifall täckningsgraden är över 20 % och värdet 4 om täckningsgraden är över 10 %. (Lundberg m.fl. 2012, s. 38).

3) Ett *fiskyngelhabitat* får värdet 5 ifall habitatet ligger på minst 1,5 meters djup. Dessutom ska habitatet ha en högvuxen vegetation av kransalger/kärlväxter med en täckningsgrad på över 60 %. Det här är en bra uppväxtmiljö för bl.a. gäddor och abborrar. (Lundberg m.fl. 2012, s. 38). Den högvuxna vegetationen fungerar som en bättre livsmiljö för fiskyngel i jämförelse till lågvuxen vegetation. De här habitaterna kännetecknas ofta av stora kransalgsängar, vilka i sig har ett högt naturvärde. (Lundberg m.fl. 2012, s. 39).

4) *Artrika habitat* har högt naturvärde. Täckningsgraden på området bör vara minst 50 %. Dessutom bör artantalet vara klart högre än medeltalet i området eller i det material som värderas. 2 – 3 arter över medeltalet brukar ses som riktgivande. (Lundberg m.fl. 2012, s. 39).

5) På hårdbotten får *blåstångs- eller rödalgshabitat* värdet 5. Detta förutsätter att täckningsgraden är över 30 % på 2 eller 4,5m djup. I båda fallen betyder det att näringsmängden i vattnet är låg och ljusstillgången god. Eftersom vattenkvaliteten för

tillfället är rätt dålig i stora delar av norra Östersjön är högre tätheter av de här arterna sällsynta, speciellt på större djup. Därför är de här arterna bra indikatorer på vattenkvaliteten och havets tillstånd. (Lundberg m.fl. 2012, s. 39).

9.2 Klassificering enligt Hansen 2012

9.2.1 Analys av vegetationsdata

För analyserna räknades ett medeltal över täckningsgraderna genom åren för varje vik, både för varje art och för alla arter tillsammans. Dessutom räknades årsvisa medeltal för alla vikar som studerats i minst tre år. (Hansen 2012, s. 7).

För att kunna analysera effekterna av bl.a. mänsklig aktivitet användes ett makrofyt index (MI). Indexet baserar sig på en klassificering där olika arter klassas som antingen toleranta eller känsliga mot mänsklig aktivitet. I indexet subtraheras antalet eller abundansen av toleranta arter från antalet eller abundansen av känsliga arter. Detta divideras sedan med det totala artantalet eller den totala abundansen. Här inkluderas även de indifferentia arterna. I indexet kan användas antalet arter (Ekv. 1) eller abundansen (Ekv.2). (Hansen 2012, s. 7).

$$MI_c = \frac{N_s - N_T}{N} \times 100 \quad \text{Ekv. 1}$$

$$MI_a = \frac{\sum_{i=1}^{N_s} A_i - \sum_{j=1}^{N_T} A_j}{\sum_{k=1}^N A_k} \times 100 \quad \text{Ekv. 2}$$

N_s = antalet känsliga arter i en vik

N_T = antalet toleranta arter i en vik

N = totala antalet arter (antalet toleranta arter + antalet känsliga arter + antalet indifferentia arter)

A = ett värde för abundansen (medeltäckningsgraden i en vik)

Båda ekvationerna ger värden från -100 (alla arter toleranta) till +100 (alla arter känsliga) (Hansen 2012, s. 8).

Arter klassades som antingen toleranta eller känsliga på basen av tidigare studier i Östersjön och Finska viken. Arter klassades som känsliga om man under tidigare studier hade hittat negativa effekter av övergödning, hamnar och färjetrafik. Arter klassades som toleranta om tidigare studier hade hittat positiva effekter av övergödning, hamnar och färjetrafik. Då resultaten varierade blev arterna inte klassificerade. (Hansen 2012, s. 8).

Tabell 3. Vattenväxternas förhållande till övergödning och båttrafik. Plus (+) indikerar på ett positivt förhållande och minus (-) indikerar på ett negativt förhållande. Den sista kolumnen anger känslighetsvärdet, som även används i Ekv. 1 och Ekv. 2. (Hansen 2012, s. 8).

Arter	Övergödning	Hamnar	Färjetrafik	Klassificering (MI)
<i>Chorda filum</i>	-	-		Känslig
<i>Fucus vesiculosus</i>	-		+	
<i>Chaeto morphalinum</i>	+			Tolerant
<i>Monostroma balticum</i>	+			Tolerant
<i>Chara aspera</i>	-	-		Känslig
<i>Chara baltica/horrida/liljebladii</i>	-			Känslig
<i>Chara canescens</i>	-	-		Känslig
<i>Chara connivens</i>				Känslig
<i>Chara globularis</i>	-			Känslig
<i>Chara tomentosa</i>	-	-	-	Känslig
<i>Chara virgata</i>				Känslig
<i>Tolypella nidifica</i>	-			Känslig
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	+			Tolerant
<i>Ceratophyllum demersum</i>	+	+		Tolerant
<i>Myriophyllum spicatum</i>	+	+		Tolerant
<i>Najas marina</i>	+		-	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	+	-		
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	+		+	Tolerant
<i>Potamogeton pusillus</i>	+			Tolerant
<i>Ranunculus circinatus</i>	+			Tolerant
<i>Ranunculus peltatus</i>	+			Tolerant

Arter	Övergödning	Hamnar	Färjetrafik	Klassificering (MI)
<i>Ruppia maritima</i>	+	-		
<i>Zostera marina</i>	-			Känslig

9.2.2 Ekologisk klassificering

Hansen har utvecklat en metod för att klassificera grunda havsvikar i Östersjön. Metoden är utvecklad genom Hansens egna vattenväxtprovtagningar och kriterierna för ekologisk klassificering i Europeiska Unionens vattenramdirektiv. (Hansen 2012, s. 20).

De två faktorer som använts vid utvecklandet av metoden är täckningsgrad och MI_a . Båda faktorerna konstaterades reagera på mänsklig aktivitet. (Hansen 2012, s. 20).

För att få fram relevanta klasser för den ekologiska klassificeringen räknades täckningsgrad och MI_a för alla vikar (Hansen 2012, s. 21).

För bedömningen av ekologisk status utvecklades slutligen två formler (EQR = Ecological Quality Ratio):

$$EQR_1 = \frac{(\text{Observerad } MI_a - \text{Min } MI_a)}{(\text{Referens } MI_a - \text{Min } MI_a)} \quad \text{Ekv. 3}$$

$MinMI_a$ = det minsta teoretiska värdet för MI_a (-100)

$ReferensMI_a$ = den maximala observationen under referensförhållanden (100)

$$EQR_2 = \frac{\text{Observerad } \bar{x} \text{ täckningsgrad}}{\text{Referens } \bar{x} \text{ täckningsgrad}} \quad \text{Ekv. 4}$$

Referens \bar{x} = referens medeltalet av täckningsgraden är den maximala observationen under referensförhållanden (100)

EQR₁ används för att klassificera "hög", "god" och "måttlig status", medan EQR₂ används för att klassificera "otillfredsställande" och "dålig" status. EQR₁ varierar beroende på typen av vik. (Hansen 2012, s. 22).

Tabell 4. Tröskelvärden för klassificering av ekologisk status baserad på EQR₁ och EQR₂. a) öppna vikar, förstadium till flador och flador (Natura 2000-typer 1150, 1152, 1153 och 1160). b) gloflador och glon (Natura 2000-typ 1154). Mildare tröskelvärden för god status är angivet inom parentes. (Hansen 2012, s. 23).

Ekologisk status	EQR ₁		EQR ₂
	Vik, typ a	Vik, typ b	Vik, typ a och b
Hög	0.60 > EQR ₁ ≤ 1.0	0.90 > EQR ₁ ≤ 1.00	
God	0.47 > EQR ₁ ≤ 0.60 (0.40 > EQR ₁ ≤ 0.60)	0.67 > EQR ₁ ≤ 0.90 (0.59 > EQR ₁ ≤ 0.90)	
Måttlig	0.00 ≥ EQR ₁ ≤ 0.47 (0.00 ≥ EQR ₁ ≤ 0.40)	0.00 ≥ EQR ₁ ≤ 0.67 (0.00 ≥ EQR ₁ ≤ 0.59)	
Otillfredsställande			0.07 > EQR ₂ ≤ 0.16
Dålig			0.00 ≥ EQR ₂ ≤ 0.07

9.2 Saprobieindex

Saprobieindexet är ett index som används för att analysera hur övergött eller förorenat ett område är. Det här är ett index som LUVY, Länsi-Uudenmaan vesi ja ympäristö ry, använder sig av. (Holmberg & Valtonen 2010, s. 119-120).

För att kunna bestämma ett Saprobieindex behöver man täckningsgrader som man har bestämt genom t.ex. dykinventering. Täckningsgraderna omvandlas sedan i värden från 1 – 7 enligt Norrlins skala (tabell 5). (Holmberg & Valtonen 2010, s. 119-120).

Tabell 5. Tabellen anger indelningen av täckningsgrader och motsvarande värde enligt Norrlins skala (Holmberg & Valtonen 2010, s. 119).

Täckningsgrad %	Motsvarande värde enligt Norrlins skala
< 1,5	1 väldigt glest
1,5 - 3	2 glest
3 - 6	3 måttligt glest
6 - 12	4 måttligt
12 - 25	5 måttligt rikligt
25 - 50	6 rikligt
50 - 100	7 väldigt rikligt

Efter att man omvandlat täckningsgraderna till Norrlins skala används följande ekvation:

$$\frac{\sum (hs)}{\sum h} \quad \text{Ekv. 5}$$

h= artens abundans på provytan (skala 1-7)

s= artspecifika saprobievärden

Ur ekvationen fås värden mellan -2 och +4. -2 anger att området är rent medan +4 anger att området är väldigt kraftigt förorenat (tabell 6). (Holmberg & Valtonen 2010, s. 119-120).

Tabell 6. Tabellen anger Saprobieindexen och graden av förorening/övergödning (Holmberg & Valtonen 2010, s. 120).

Saprobieindex	Artens/undersökningslinjens saprobitet	Områdets föroreningsgrad
4	polysaprob	väldigt kraftigt förorenad
3	α -mesosaprob	kraftigt förorenad
2	β -mesosaprob	förorenad
1	oligosaprob	lindrigt förorenad
0	indefferent eller uppgifter om artens ekologi fattas	
-1	gynnas av eutrofiering/eutrofierad	lindrigt övergödd
-2	katarob	rent

10 Material och metoder

10.1 Bakgrundsinformation

Arbetet med det här examensarbetet började med att ta fram information om varför kartering av vattenvegetation bör göras. Eftersom den ekologiska klassificeringen har sin grund i EU direktiven skrevs en sammanfattning över den lagstiftning som berör ekologisk klassificering vattenvegetation.

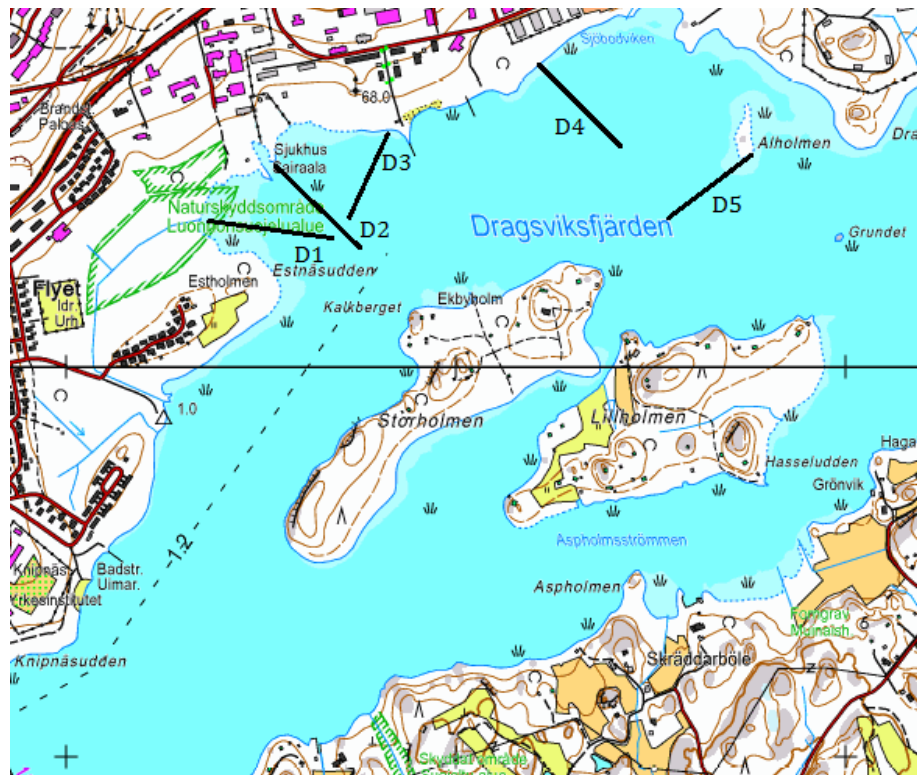
Eftersom målgruppen för det här examensarbetet inte består av enbart sakkunniga på området var det även behövt att sammanställa information om Östersjön samt habitat och vattenvegetation som förekommer i Östersjön (kapitel 4,5,6,7 och 8).

10.2 Planering av fältdelen

Eftersom huvudsyftet med det här examensarbetet är att jämföra olika provtagningsmetoder var det naturligt att sammanställa information om allmänt använda karteringsmetoder. Det här var viktigt för att jag själv skulle få en bild av vilka metoder jag själv skulle testa och hur de olika metoderna borde utföras i fält. Till detta användes publikationer och inventeringsrapporter skrivna av olika organisationer som håller på med undervattenskartering. Tillsammans med min handledare Eva Sandberg-Kilpi bestämde vi att vi skulle testa att göra dyklinjer med hjälp av snorkel, täckningsgrader med rutram, videofilmning, fotografering och provtagning med Lutherräfsa.

Eftersom fältdelen gjordes i samarbete med planläggningen i Raseborg hade jag fått några områden som de ville att skulle inventeras. Dessa områden var Båssafjärden och Dragsviken i Ekenäs. Innan fältarbetet gjordes en preliminär planering över potentiella

ställen att testa de olika metoderna. Det här gjordes genom att med hjälp av karttapaikka.fi får att få en liten idé om bl.a. djupförhållanden.



Figur 4. Karta över de preliminära provtagningslinjerna i Dragsviken. De svarta linjerna anger positionerna för provtagningslinjerna. Linjerna är namngivna som D1-D5.



Figur 5. Karta över de preliminära provtagningslinjerna i Båssfjärden. De svarta linjerna anger positionerna för provtagningslinjerna. Linjerna är namngivna som B1 och B2.

10.3 Fältdelen

Fältdelen av det här examensarbetet skedde under fyra dagar i augusti och september 2013: 1.8, 2.8, 7.9 och 8.9. Under alla fyra fältdagar var förhållandena gynnsamma, dvs. det var soligt och lugnt.

För hela fältarbetet krävdes en person extra. Eftersom jag själv var mycket i vattnet måste någon vara i båten samt skriva upp resultat. Under de tre första tillfällena assisterade Eva Sandberg-Kilpi och under det sista tillfället Saranna Sandström (miljöplanerarstuderande).

Båten som användes var av märket Buster, modell L, och lånades av miljöbyrån/museiverket i Raseborg.

10.3.1 Drop-video

Under den första dagen, 1.8.2013, testades Drop-videon. Drop-videon lånades av Mikael Kilpi. Tanken med att testa den här metoden först var att få en överblick över områdena som vi skulle testa de övriga metoderna i.



Figur 6. Drop-video med skyddshölje och extra lampor.

Kamaradelen var inmonterad i ett skyddshölje av plast. Fast i plasthöljet satt även två extra lampor fastmonterade för att få mer ljus (figurerna 6 och 7). För att kunna skicka ner kamerasystemet i vattnet satt den fast i en lina samt en ledning för att kunna få en bild i monitorn (figur 8). Monitorn var av märket VIEWTECH, modell TFT color display (figur 9).



Figur 7. Drop-video med skyddshölje och extra lampor.



Figur 8. Ledning och lina för att kunna skicka ner drop-videon.



Figur 9. VIEWTEK TFT color display, bilden som drop-videon fångar upp skickas till den här displayen.

För att veta hur långt ner vi kunde skicka ner kameran mätte vi djupet med en djupmätare. Bilden från kameran skickades till en monitor som vi hade i båten (se figur 9).

Den här metoden testades på vid den planerade linjen D3 (figur 4). Eftersom det växte en massa vass vid linjerna D1 och D2 kunde vi inte testa metoden där.

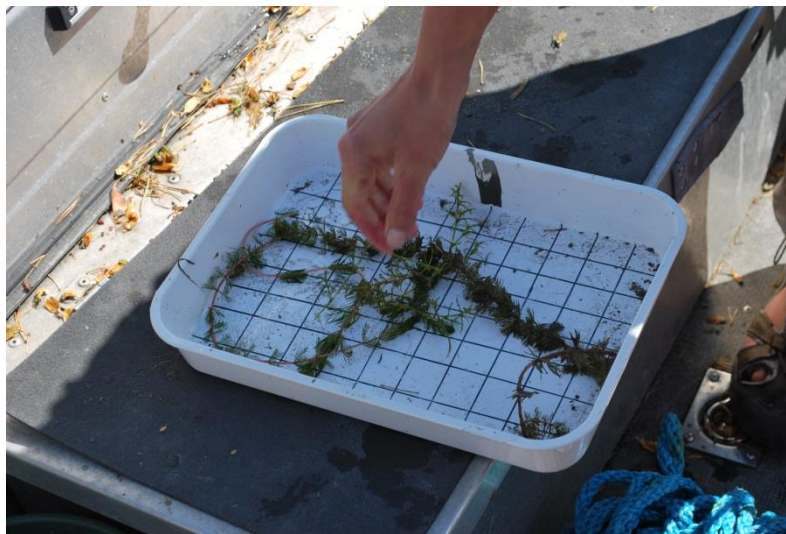
10.3.2 Lutherräfsa

Samma dag som vi testade att filma med drop-videon testade vi även Lutherräfsan. Lutherräfsan fick vi låna från Tvärminne zoologiska station.



Figur 10. Lutherräfsa

Den här metoden testades så att räfsan kastades ut med jämna mellanrum längs med en så gott som rak linje. På varje ställe kastades räfsan tills nya arter inte hittades mer. Alla arter som fastnade i räfsan artbestämdes och antecknades. Lutherräfsan testades vid de planerade linjerna D3 och D5 (se figurerna 4,5, 18 och 19).



Figur 11. Identifiering av arter gjordes direkt i fält och de som inte kunde bestämmas i fält analyserades i laboratorium.

Ifall någon art krävde närmare identifiering i labb togs några sampel av denna och sattes i minigrip påsar. Påsarna märktes för att det skulle vara lättare att komma ihåg från vilken provtagningspunkt samplen var tagna. Dessa arbestämdes sedan med hjälp av artböcker och mikroskop. För alla punkter togs även koordinater och vattendjup. Koordinaterna togs med en GPS av märket Garmin och vattendjupet togs med hjälp av en djupmätare. Även andra anteckningsvärda saker skrevs upp. Samtidigt som den här metoden testades såg vi även ut potentiella platser för att göra täckningsgrader och videofilmning med hjälp av snorkling.

Vid en del av provtagningspunkterna mättes siktdjupet med en Secchiskiva.

10.3.3 Täckningsgrad

Fredagen den 2.8.2013 utgjorde den andra fältdagen. Under den här dagentestade vi att uppskatta täckningsgraden av vattenvegetation med hjälp av rutram (0,5 x 0,5m). Den slutliga provtagningslinjen blev mellan linje D3 och D4 (se figur 4 och 18). Istället för dykutrustning användes snorkel, våtdräkt och grodfötter.

Först drogs en 100 meters graderad dyklina från stranden utåt. I dyklinan fanns även tyngder för att den skulle hållas på plats så bra som möjligt. Därefter bestämdes täckningsgraden av olika arter med 10 meters mellanrum. Det här gjordes genom att lägga ner rutramen och bestämma den procentuella täckningsgraden av den vattenvegetation som låg innanför rutramen. Även alla arter som observerades mellan punkterna skrevs upp. Vid den här delen av fältarbetet var det praktiskt att vara två personer, då den ena är i vattnet och den andra kan vara på stranden och göra anteckningar över arter och deras täckningsgrader.

Ifall det förekom arter som inte kunde kännas igen i fält togs dessa tillvara och artbestämdes senare.



Figur 12. En 100 meters graderad dyklina som användes vid testnigen av att bestämma täckningsgrader.



Figur 13. Bestämning av teckningsgrader i Dragsviken.
Fotografi: Eva Sandberg-Kilpi

10.3.4 Videofilmning och fotografering med GoPro

Under lördagen och söndagen den 7-8.9.2013 utfördes det sista av fältdelen. De här dagarna användes för att filma och fota med GoPro Hero kamera (se figur 14). Filmningarna gjordes först i september för med tanke på att vattnet kunde ha blivit klarare.

Kameran sattes i ett vattentätt skyddshölje. Skyddshöljet satt fast i en rem som kunde fästas runt handleden (se figur 15).



Figur 14. GoPro Hero kamera.



Figur 15. GoPro vattentätt skyddshölje med rem att fästa kameran runt handleden med.

Filmningarna gjordes med hjälp av dyklinan för att det skulle vara lättare att snorkla rakt. Ifall det fanns något riktmärke på land att snorkla efter sattes dyklinan inte ut.



Figur 16. Undervattensfotografering och videofilmning med GoPro.
Fotografi: Eva Sandberg-Kilpi.

Filmer och foton togs med ca 10 meters mellanrum. Filmerna togs som en 180 graders panorama. Sammanlagt 4 linjer gjordes på det här viset (se figur 18 och 19). En av linjerna togs på samma ställe som täckningsgraden testades. De övriga linjerna gjordes på ungefär samma ställen som vi hade använt Lutherräfsan. För alla linjer togs även koordinater.

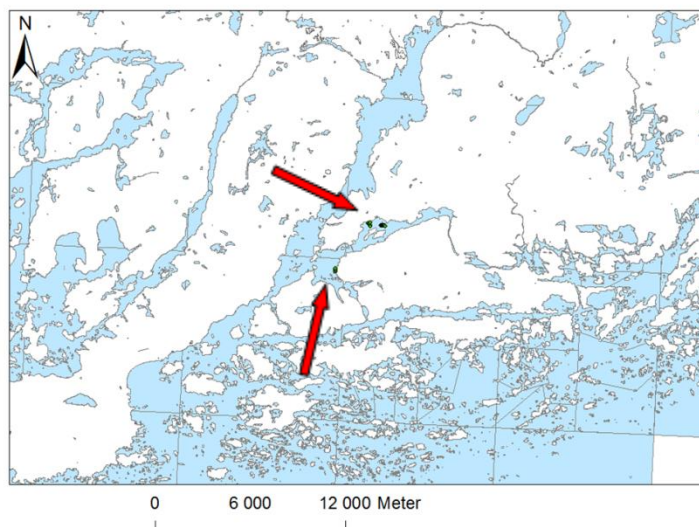
För att ha något att jämföra med tog jag även några filmer och fotografier i Hangö, där siktdjupet var betydligt mycket bättre under den här tidpunkten.

10.4 Analys och sammanställning av resultat

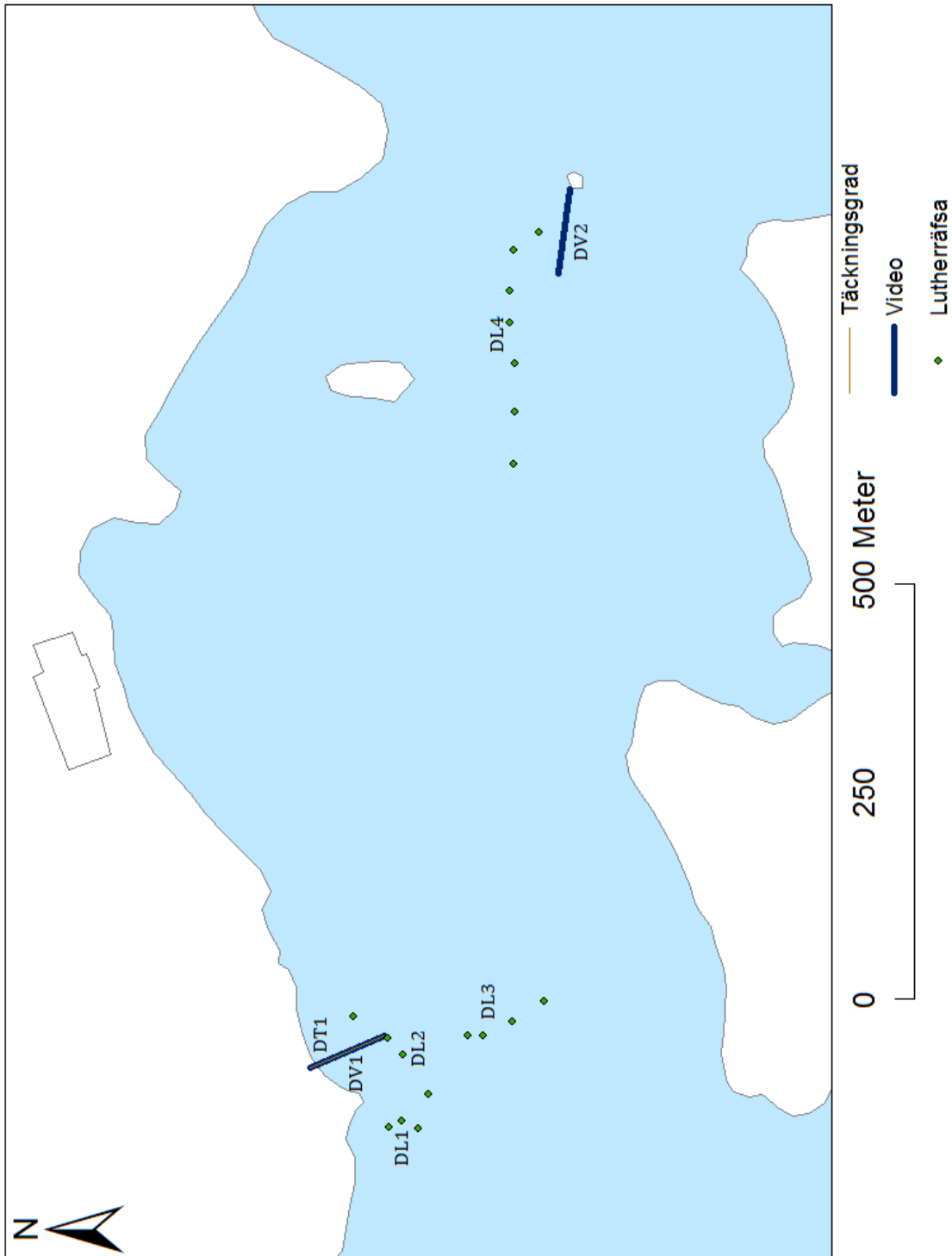
Efter att själva fältdelen var gjord skrevs alla resultat in i överskådliga tabeller i Microsoft Excel. De arter som inte identifierats ute i fält identifierades i skolans grovlabb med hjälp av artböcker och mikroskop.

För att göra översiktskartor över de områden som vi testat de olika metoderna på användes ArcGis 10.1. I kartorna laddades upp alla koordinater för de punkter som vi hade testat de olika metoderna.

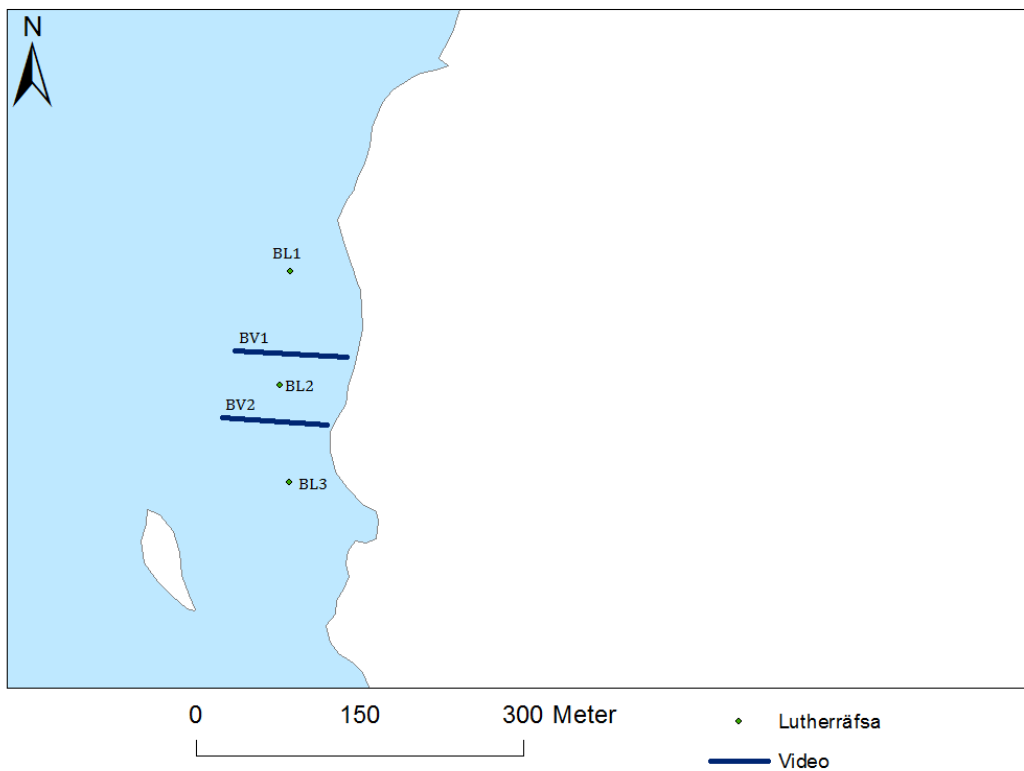
Efter detta analyserades resultaten. Alla fotografier och videoklipp gick igenom för att se vad jag hade lyckats få med. Anteckningarna över täckningsgraderna gick igenom och jämfördes med de metoder för ekologisk klassificering som tagits upp tidigare. Dessutom gick alla observerade arter igenom för att kolla upp ifall vi hittat några mer unika eller värdefulla arter, eftersom dessa höjer värdet vid ekologisk klassificering. För att veta vilka arter som är mer känsliga och vilka som är toleranta fick jag en Excel-fil av projekt KRAV:s projektledare Heidi Ekholm, där hon har sammanställt dessa arter.



Figur 17. Karta över var de olika metoderna testades.



Figur 18. Karta över var de olika metoderna testades i Dragsviken. DL står för de linjer där Lutherräfsan testades, DT för var täckningsgraderna testades och DV står för var videomaterialet togs. Alla linjer som finns med på figur 4 testades inte bl.a. p.g.a. en hel del vass.



Figur 19. Karta över var de olika metoderna testades vid Båssafjärden. BL står för de linjer där Lutherräfsan testades och BV står för de linjer var videomaterialet togs.

11 Resultat

11.1 Drop-video

Siktdjupet var rätt så dåligt under alla provtagningstillfällen: 0,58m – 1,60 m. Detta gjorde att det inte gick att få ett ordentligt material med bra bildkvalitet med hjälp av drop-video, även om videosystemet har två lampor fastsatta på skyddshöljet. Allt man kunde se i monitorn var väldigt grumligt och mörkt. Det här gjorde att vi väldigt snabbt konstaterade att det inte lönar dig att använda sig av drop-video i ett område med väldigt dåligt siktdjup. Därför valde vi att inte sätta allt för mycket tid på att testa den här metoden.

11.2 Videofilmning och fotografering med GoPro

GoPro kameran testades på alla provområden. Då GoPro materialet gick igenom med hjälp av dator kunde man konstatera att det dåliga siktdjupet inte gett något vidare material. På det riktigt grunda området i Dragsviken (DV1) kunde man se en del på fotografierna och videomaterialet. På de fotografier och videoklipp som man kunde urskilja något var vattendjupet under 1 meter. Dock är bilderna såpass grumliga att det är svårt att bestämma några ordentliga täckningsgrader och habitat. På en del av fotografierna och filmerna kunde man urskilja några enstaka arter (se figur 20 och 21).

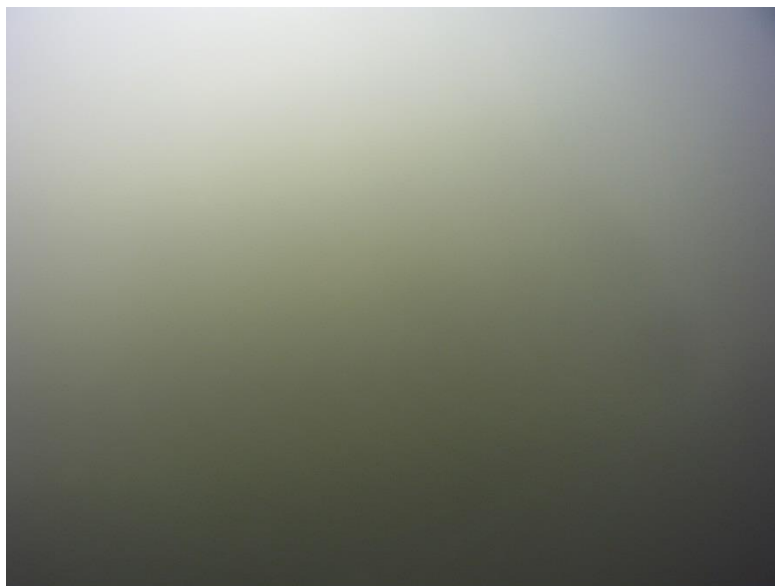


Figur 20. Undervattensfotografi taget med GoPro på Dragsvikens område (DV1). Bilden är tagen alldeles vid strandkanten på ca 20 cm djup. 7.9.2013.



Figur 21. Undervattensfotografi taget med GoPro på Dragsvikens område (DV1). Bilden är tagen 10 m från strandkanten. Vattendjupet är under 0,5m. På bilden ses 10 m markeringen och enstaka *Najas marina*. 7.9.2013.

På fotografierna och videomaterialet från de andra provtagningsområdena kan man inte se något överhuvudtaget, eftersom materialet var lika mörkt och grumligt som materialet från drop-videon (se figur 22).

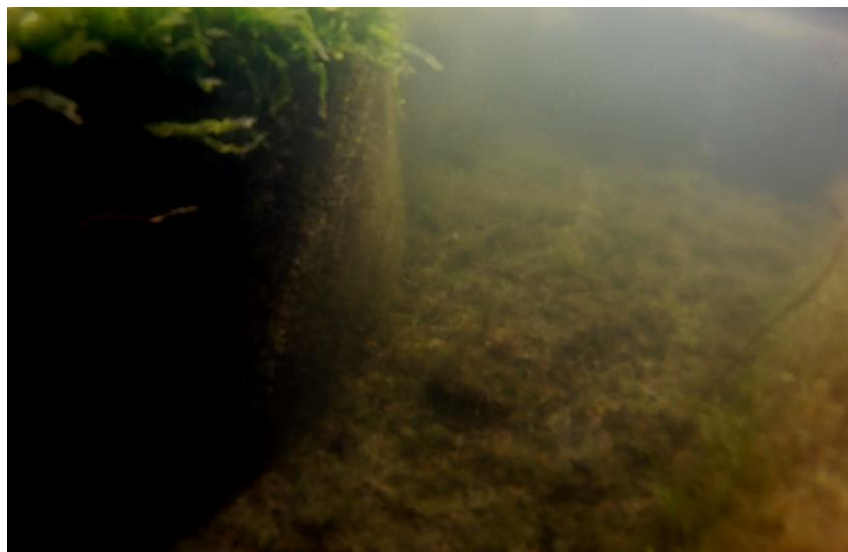


Figur 22. Undervattenfotografi taget med GoPro vid Båssafjärden (BV1). Vattendjupet ca 2m. 8.9.2013.

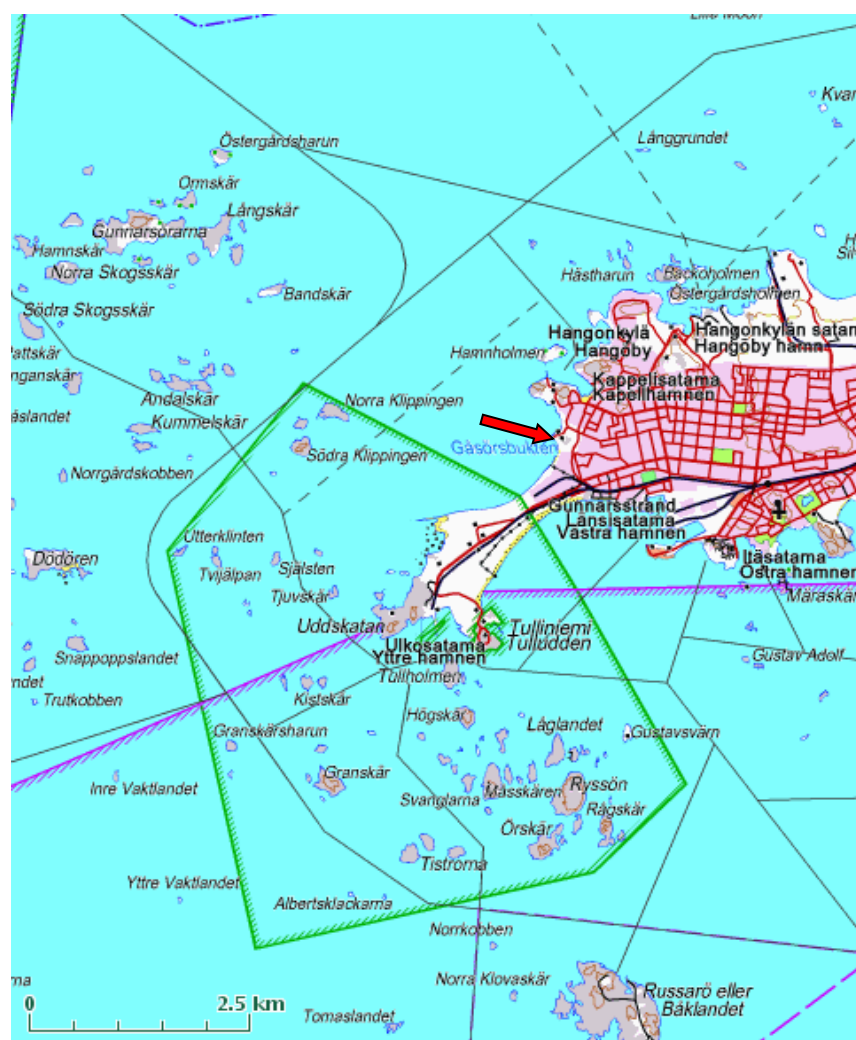
På materialet som är taget i Hangö kan man se en hel del mer, eftersom siktdjupet var betydligt mycket bättre än i Dragsviken och Båssafjärden.



Figur 23. Undervattensfotografi taget med GoPro på västra sidan av Hangö. Ca 1 meter från vattenytan. 9.9.2013.



Figur 24. Undervattensfotografi taget med GoPro på västra sidan av Hangö. Ca 0,5 meter från botten. 9.9.2013.



Figur 25. Kartan anger var i Hangö jämförelsematerialet har tagits.

11.2 Lutherräfsa

Lutherräfsan gav ett sampel vid nästan varje kast, vilket gjorde att metoden fungerade bra. Efter att alla arter hade identifierats och gått igenom kunde man konstatera det inte förekommer några speciella eller anmärkningsvärda arter varken i Dagsviken eller på Båssafjärden, förutom några exemplar med *Myriophyllum sibiricum*, Knoppslinga och *Chara aspera*, Knölsträfsa.

I tabellen i bilaga 1 ses vilka arter som har observerats med hjälp av Lutherräfsa. I tabellen ses även att de områden som vi har rört oss på har varit rätt så grunda, 0,5 – 3,5 meter.

11.3 Täckningsgrad

I de grumliga förhållanden som råder i Ekenäs skärgård var täckningsgraden inte så lätt att bestämma. Eftersom det på det grunda området vid Dragsviken var svårt att bestämma täckningsgraderna med större säkerhet gick det inte att bestämma täckningsgraderna vid de andra provtagningspunkterna på några meters djup med hjälp av snorkel, eftersom sikten var otroligt dålig. Det kan även nämnas att på den provtagningspunkt vid Dragsviken där täckningsgraderna testades var det så grumligt att jag inte kunde se mina egna fötter även om djupet bara var ca 1,5 meter.

Resultaten antecknades i en Excel tabell bestående av 4 kolumner (se tabell 6).

Tabell 6. Resultaten från den linje där metoden för att bestämma täckningsgraden testades (DT1, se figur 18). Den första kolumnen anger avståndet från strandkanten. R0 - R80 anger avståndet från strandkanten för de punkter där täckningsgraden bestämdes. 0 - 10, 10 - 20 osv. anger området mellan dessa punkter. I kolumnen *Arter* anges de arter för vilka täckningsgraden bestämdes samt de observerade arterna. Kolumnen *Täckningsgrad* anger den procentuella täckningsgraden av de observerade arterna. I kolumnen *Annat* anger sådant som var anmärkningsvärt.

0 - 80 m	Arter	Täckningsgrad	Annat
R 0	<i>Potamogeton filiformis</i> <i>Elocharix palustris</i> <i>Ceratophyllum demersum</i>	40 20 1,5	Ev. har bottnet varit täckt av en matta/duk, strandvegetation slagen/röjd, ev. sand hämtat och satt på bottnet. Strandvegetation: Vass, bredkaveldun, blåsäv
0 - 10	<i>Potamogeton filiformis</i> <i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Najas marina</i>		
R 10	<i>Najas marina</i> <i>Potamogeton filiformis</i>	50 30	
10 - 20	<i>Najas marina</i> <i>Potamogeton filiformis</i>		
R 20	<i>Najas marina</i> <i>Potamogeton filiformis</i>	40 30	Sand/lera
20 - 30	<i>Najas marina</i> <i>Potamogeton filiformis</i> <i>Ceratophyllum demersum</i>		
R 30	<i>Najas marina</i> <i>Potamogeton filiformis</i>	40 20	
30 - 40	<i>Najas marina</i> <i>Potamogeton filiformis</i>		
R 40			Sand/lera
40 - 50	<i>Najas marina</i>		
R 50	<i>Najas marina</i>	1,5	
50 - 60	<i>Najas marina</i> <i>Potamogeton filiformis</i> <i>Ceratophyllum demersum</i>		
R 60	<i>Ceratophyllum demersum</i>	1,5	Sand/lera
60 -70	<i>Najas marina</i> <i>Myriophyllum spicatum</i>		Siktdjup = 0
R 70			Siktdjup = 0
70 - 80	<i>Potamogeton filiformis</i>		Siktdjup = 0

0 - 80 m	Arter	Täckningsgrad	Annat
R 80			Siktdjup = 0

11.4 Klassificering och värdering

De uträkningar och formler som tagits upp tidigare i det här examensarbetet blir svåra att använda eller t.o.m. oanvändbara ifall man inte har några ordentliga täckningsgrader att använda sig av.

Jag har oberoende testat de tidigare nämnda klassificeringsmetoderna.

11.4.1 Klassificering enligt Hansen

Jag började med Hansens metoder. Den första ekvationen, där man inte över huvudtaget använder sig av täckningsgrader utan av antalet känsliga och toleranta arter, använde jag för de arter som hade observerats med Lutherräfsa. Först kollade jag Hansens tabell (se tabell 3) över vilka arter han anser att är toleranta och vilka som är känsliga. Över detta gjordes en tabell för Dragsviken (se tabell 7 nedan) och en tabell för Båssafjärden (se tabell 8 nedan). De arter som inte fanns med i Hansens tabell sattes som indifferentia.

Tabell 7. Tabell över vilka arter som är känsliga (-), toleranta (+) och indifferentia enligt Hansen i Dragsviken.

Arter (Dragsviken)	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	+
<i>Myriophyllum spicatum</i>	+
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	
<i>Najas marina</i>	+
<i>Potamogeton filiformis</i>	
<i>Potamogeton pectianus</i>	+

Tabell 8. Tabell över vilka arter som är känsliga (-), toleranta (+) och indifferentia enligt Hansen på Båssafjärden.

Arter (Båssafjärden)	
<i>Chara aspera</i>	-
<i>Ectocarpus</i>	
<i>Lemna minor</i>	
<i>Najas marina</i>	+
<i>Vaucheria sp</i>	

Då man sedan lägger in dessa i ekvationen får följande svar:

$$MI_c = \frac{N_s - N_T}{N} \times 100$$

$MI_c = -67$ för Dragsviken och $MI_c = 0$ för Båssafjärden.

Eftersom ekvationen ger svar på -100 till +100, där -100 betyder att alla arter är toleranta och +100 att alla arter är känsliga, kan man för värdet -67 anta att viken har en artsammansättning som är ganska tolerant mot mänsklig aktivitet. Detta kan ses även utgående från tabell 7 ovan. För Båssafjärdens del kan man utgående från värdet 0 anta att här förekommer mer indifferentia arter, vilket även tabell 8 ovan antyder.

I Hansens andra ekvation används värden för täckningsgrader. För den här ekvationen användes täckningsgraderna från Dragsviken (DT1). Ekvationen gav resultatet:

$$MI_a = \frac{\sum_{i=1}^{N_S} A_i - \sum_{j=1}^{N_T} A_j}{\sum_{k=1}^N A_k} \times 100$$

$$MI_a = -67$$

Det här betyder att MI_c och MI_a ger samma värde för Dragsviken. Eftersom MI_a ska tolkas på samma sätt som MI_c betyder det att MI_a för Dragsviken tyder på att det förekommer arter som är toleranta mot olika former av mänsklig aktivitet.

Även Hansens ekvationer för att bestämma ekologisk status testades. Både EQR_1 och EQR_2 räknades ut. Ekvationerna gav följande resultat:

$$EQR_1 = \frac{(\text{Observerad } MI_a - \text{Min } MI_a)}{(\text{Referens } MI_a - \text{Min } MI_a)}$$

$$EQR_1 = 0,17$$

$$EQR_2 = \frac{\text{Observerad } \bar{x} \text{ täckningsgrad}}{\text{Referens } \bar{x} \text{ täckningsgrad}}$$

$$EQR_2 = 0,25$$

Ser man på Hansens tabell för klassificering (se tabell 4) kan man konstatera att i det här fallet är det EQR_1 som gäller och att 0,17 tyder på att den ekologiska statusen i Dragsviken just och just är måttlig då det gäller vattenvegetation.

11.4.2 Saprobieindex

Då saprobie-indexet skulle räknas ut gjorde jag upp en tabell över de arter som hade en täckningsgrad (se tabell 9 nedan). För täckningsgraderna räknades ett medeltal.

Tabell 9. Tabellen anger arternas riklighet enligt Norrlins skala och det artspecifika saprobievärdet.

Arter	Riklighet	Saprobievärde
<i>Potamogeton filiformis</i>	6	-1
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	1
<i>Najas marina</i>	5	-1

Saprobie-indexet gav följande resultat:

$$\frac{\sum (hs)}{\sum h} = -0,77$$

Värdet -0,77 tyder på att området är en aning eutrofierat.

11.4.3 Klassificering enligt NANNUT

Vad gäller NANNUT:s habitatklassificering och naturvärdering kan man konstatera att det är fråga om både blandsamhällen och enartssamhällen, eftersom skillnaderna i täckningsgrad arter emellan är både över och under 15 procent. Eftersom täckningsgraderna är låga och det inte förkommer några speciella arter får området där vi testade att bestämma täckningsgrader en 2a och därmed ett dåligt värde (se figur 3).

12 Diskussion

Nedan diskuteras de olika metoderna som har testats i det här examensarbetet och resultaten från dem.

12.1 Sakkunnighet

För att kunna utföra karteringar av vattenvegetation behövs en hel del sakkunnighet. Sakkunnighet behövs både för att arbetet ska kunna göras på rätt sätt och för att arbetet ska gå så smidigt som möjligt.

12.1.1 Artkännedom

Att ha en bra artkännedom när det gäller vattenvegetation underlättar arbetet en hel del. Framförallt går arbetet mycket snabbare om man känner igen de olika arterna. Dessutom går arbetet mycket smidigare speciellt då det gäller att bestämma täckningsgrader. Eftersom man rör sig i vattnet är det svårt att ta en massa arter till vara för att artbestämma dem senare.

Jag hade inte själv så stor sakkunnighet vad gäller vattenvegetation. Därför var det bra att ha Eva med ute i fält, eftersom hon är betydligt bättre på artkännedom än vad jag är. Dock var det bra att testa Lutherräfsan före vi testade att bestämma täckningsgrader, eftersom jag på det sättet lärde mig ganska snabbt att identifiera de arter som förekommer på de undersökta områdena.

Med bra artkännedom identifierar man även arterna rätt. Ifall man har identifierat arterna fel kan det leda till att klassificeringsresultaten blir felaktiga.

12.1.2 Utrustning

Vad gäller utrustningen som har använts under fältarbetet krävs även en del sakkunnighet för att man ska få så pålitliga resultat som möjligt.

Givetvis krävs det att man klarar av att köra båt och läsa sjökort. Det här är viktigt, eftersom det annars inte skulle gå att utföra de olika metoderna. Dessutom kan det vara riskabelt att ge sig ut i fält om man inte själv kan köra båt eller inte har någon med sig som kan köra båt.

En stor del av utrustningen var lätt att använda. Till dessa kan räknas Lutherräfsan, Secchiskivan, djupmätaren och GoPro kameran.

En del av utrustningen kräver lite mer övning än de andra. Drop-videon var ibland en aning besvärlig, för ibland ville man inte få någon bild till monitorn. Att bestämma täckningsgrader med hjälp av rutram är besvärligt till en början, eftersom det kan vara svårt att avgöra den egentliga procentuella andelen.

12.2 De olika karteringsmetoderna

Det är stor skäl att diskutera hur bra de olika karteringsmetoderna fungerar i sådana förhållanden som råder i bland annat i Ekenäs, dvs. områden med väldigt dåligt siktdjup.

12.2.1 Täckningsgrader med hjälp av rutram

Att bestämma täckningsgrader genom dykning är en allmän metod som används av olika organisationer. Med tanke på resultaten i det här examensarbetet kan det vara skäl att ifrågasätta resultaten som gäller täckningsgrader. Eftersom sikten är väldigt dålig även på riktigt grunt vatten och det är svårt att se ordentligt är det även svårt att göra

ordentliga uppskattningar av täckningsgraderna. Enligt Heini Ukkonen som har arbetat med inventeringar brukar man vid vissa organisationer inte använda sig av dykning i förhållanden med dålig sikt. Istället brukar de använda sig av Lutherräfsa.

Eftersom det är svårt att göra ordentliga uppskattningar gällande täckningsgrad i förhållanden med dålig sikt kan det vara svårt att jämföra gamla och nya resultat med varandra. Gällande täckningsgrader är det även skäl att ifrågasätta inventeringar som är gjorda av olika personer, eftersom det är sannolikt att de varierar en del även om de skulle vara gjorda i likadanna förhållanden.

Det kan även diskuteras om det skulle ha varit någon skillnad ifall jag hade använt riktig dykningsutrustning istället för enbart snorkel. Dock tror jag inte att det skulle ha gjort allt för stor skillnad, eftersom sikten var så dålig på alldeles grunt vatten.

Ifall man gör karteringar i områden med bra sikt är metoden troligtvis betydligt mer användbar.

12.2.2 Fotografering och videofilmning

De här metoderna behöver inte analyseras allt för mycket, utan det går direkt att konstatera att det inte går att få fram några ordentliga resultat med hjälp av olika kameror då förhållandena är dåliga, dvs. då siktdjupet är dåligt.

Bortser man från att materialet inte är så användbart vid inventeringar i grumliga vatten är GoPro ett behändigt och smidigt medel i samband med snorkling eller dykning, eftersom själva kameran är liten och lätt går att fästa vid t.ex. handleden.

På basen av fotografierna och filmerna som togs i Hangö är det ändå rätt svårt att bestämma täckningsgraden. Dock ger det en ganska bra bild över förhållandena i det stora hela med tanke på inventering antingen genom dykning eller med Lutherräfsa. Det här betyder att drop-video troligtvis är en användbar metod på områden med bra siktdjup.

12.2.3 Lutherräfsa

Lutherräfsan ger inga täckningsgrader och vet man inte vad som finns under vattenytan arbetar man ganska i blindo. Dock gav den här metoden de bästa resultaten i vår undersökning.

Med tanke på resultaten är Lutherräfsan en användbar metod i grumliga förhållanden där man inte har så stor nytta av dykning.

12.3 Klassificering

De olika klassificeringsmetoderna som har testats i det här examensarbetet (klassificering enligt NANNUT, klassificering enligt Hansen och Saprobieindex) verkar i sig vara bra, men ifall det finns stora variationer i förhållanden finns det skäl att ifrågasätta de olika värdena. Speciellt om man ska jämföra områden med väldigt olika förhållanden med varandra. Dessutom skulle det vara bra om täckningsgraderna skulle analyseras på samma sätt för alla områden som kartläggs, eftersom detta skulle underlätta jämförbarheten betydligt.

Eftersom vi inte kunde bestämma allt för många täckningsgrader bör man nog diskutera resultaten från de olika ekvationerna som har testats i det här examensarbetet (ekvation 1-5). Dessutom kan artfattigheten eventuellt ha en viss inverkan på de olika värdena.

Vad gäller saprobieindexet är skalan för täckningsgraderna en aning konstig, eftersom indelningen för de minsta värdena är väldigt noggrann, medan de två högsta värdena har en mycket grövre indelning. Det här kan eventuellt inverka en del på resultatet, då man ganska lätt får höga värden för täckningsgraderna fastän det egentligen är rätt så stor skillnad på exempelvis 50 % och 100 % täckningsgrad.

Det går även att diskutera om det skulle vara bättre att inte använda sig av täckningsgrader över huvudtaget. Istället skulle man observera vilka habitat och artsamhällen som är dominerande, vilka enskilda arter som förekommer och om det

förekommer några skyddsvärda eller rödlistade arter samt vad de olika arterna som förekommer indikerar. På det här sättet skulle man lättare kunna anpassa karteringsmetoderna efter området, men klassificeringsresultatet skulle vara samma för alla områden.

Hansens MI_c formel (Hansen 2012, s. 8) är på det sättet en bra metod att den inte kräver några täckningsgrader, utan enbart gäller de arter som finns. Det här möjliggör att den kunde användas för inventeringar som är gjorda med både Lutherräfsa, genom dykning eller videofilmning.

Efter att ha testat de olika klassificeringsmetoderna ger alla metoder trots allt liknande svar, vilket betyder att de är någorlunda pålitliga. Det kräver dock att den som analyserar och tolkar resultat från olika karteringar gjorda av olika organisationer är insatt i de olika klassificeringsmetoderna.

Dock finns det en del att utveckla i de olika formlerna vad gäller de olika arterna. Det här p.g.a. att en del forskare/organisationer kan anse att en art är tolerant medan andra anser att samma art är känslig. Dock verkar det här inte gälla allt för många arter och ställer på det sättet inte till med några större problem.

13 Sammanfattning

Sammanfattningsvis kan man konstatera att alla provtagningsmetoder som har testats i det här examensarbetet inte lämpar sig för att kartera områden i den innersta skärgården där vattnen är väldigt grumliga, vilket leder till att siktdjupet är dåligt. Därför kan det konstateras att Lutherräfsan är den metod som lämpar sig allra bäst.

Tabell 10. Sammanfattande tabell över vilka metoder som fungerar och vilka metoder som inte fungerar i grumliga områden med dåligt siktdjup. + anger att metoden fungerar och - att metoden inte fungerar.

Karteringsmetoder	Användbarhet
Lutherräfasa	+
Täckningsgrad	-
GoPro	-
Drop-video	-

Vad gäller de olika klassificeringsmetoderna kan de vara svåra att använda sig av i sådana förhållanden som har nämnts ovan, främst om man inte kan bestämma några täckningsgrader.

Tabell 11. Sammanfattande tabell över vilka klassificeringsmetoder som är användbara med tanke på de inventeringsresultaten. Ett + anger att metoden är användbar och -/+ anger att karteringsmetoderna påverkar klassificeringsmetoden men att själva metoden är lätt att använda.

Klassificeringsmetoder	Användbarhet
NANNUT	-/+
M1c	+
M1a	-/+
EQR	-/+
Saprobieindex	-/+

För att få en ännu bättre bild av de olika karterings- och klassificeringsmetoderna borde man göra motsvarande undersökning i ett område med bra siktdjup, t.ex. i Hangö, och sedan göra en jämförelse.

14 Källförteckning

- Ahlman, M. (2014). Muntlig källa i samband med projekt KRAV:s slutseminarium.
- Andersson, F. (2005). *Ålgräsängar – var finns de?*
<http://www.havet.nu/dokument/O2005algras.pdf>. (hämtad 21.3.2014).
- Bäck, S., Ollikainen, M., Bonsdorff, E., Eriksson, A., Hallanaro, E-L., Kuikka, S., Viitasalo, M., Walls, M. (2010). *Itämeren tulevaisuus*. Tammerfors: Tampereprint.
- Edlund, J. & Siljeholm, E. (2006). *Erfarenheter av några metoder för inventering av ålgräs*.
<http://www.lansstyrelsen.se/ostergotland/SiteCollectionDocuments/sv/djur-och-natur/skyddad-natur/naturvard/Erfarenheteravn%C3%A5grametoderf%C3%B6rinventeringav%C3%A5lgr%C3%A4s2006.pdf>. (hämtad 10.3.2014).
- Europeiska kommissionen (2012). Vad är ett direktiv?
http://ec.europa.eu/eu_law/introduction/what_directive_sv.htm. (hämtad 3.3.2014).
- Europeiska Unionen (u.å. a). *EU-fördragen*. http://europa.eu/about-eu/basic-information/decision-making/treaties/index_sv.htm. (hämtad 3.3.2014).
- Europeiska Unionen (u.å. b). *EU-lagstiftning*. http://europa.eu/eu-law/index_sv.htm. (hämtad 3.3.2014).
- Finlands miljöcentral (2013a). *Pintavesien ekologinen tila*.
<http://www.ymparisto.fi/pintavesientila>. (hämtad 27.11.2013).
- Finlands miljöcentral (2013b). *Vesienhoidon suunnittelu ja yhteistyö*.
http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi_ja_meri/Vesien_ja_merensuojelu/Vesienhoidon_suunnittelu_ja_yhteistyö
 (hämtad 18.3.2014).
- Hansen, J.P. (2012). *Benthic vegetation in shallow inlets of the Baltic Sea – Analysis of human influences and proposal of method for assessment of ecological status*. Stockholm: US – AB.
- Hansen, J. (2011). *Grunda havsvikar – skyddade och varma*.
<http://www.havet.nu/dokument/HU20113vikar.pdf>. (hämtad 18.3.2014).
- Helsingfors universitet. (2013). *Kort om stationen*.
<http://luoto.tvarminne.helsinki.fi/svenska/>. (hämtad 29.11.2013).
- Henricson, C. & Oulasvirta, P. (2007). *Pohjankurun väylän ruoppaushankkeen vaikutukset vesikasvillisuuteen*. Helsingfors: Alleco Oy.

Holmberg, R. & Valtonen, M. (2010). *Mustionjoen, Fiskarsinjoen, Pohjanpitäjänlahden ja Tammisaaren merialueen yhteistarkkailun yhteenveto 2007-2009*. Lojo: Lohjan Painotuote Oy.

Loo, L.-O., Persson, L.-E. & Samuelsson, K. (2001). *Inventering av marin natur – Metoder för svenska områden*. Stockholm: Naturvårdsverket förlag.

Lundberg, C., Ögård, J., Ek, M. & Snickars, M. (2012). *Undervattensmiljö i Norra Östersjön. Viktigt att tänka på vid havsnära planering*. Helsingfors: Whyprint.

Miljöministeriet (2006). *Finlands kuststrategi – Bedömningsgrunder*. Helsingfors: Miljöministeriet.

Miljöministeriet (2013). Planering av havsvården och samarbete.
http://www.ymparisto.fi/sv-FI/Vatten_och_hav/Vatten_och_havsskydd/Planering_av_havsvarden_och_samarbete.
 (hämtad 18.3.2014).

Munsterhjelm, R. (2005). *Natural succession and human-induced changes in the soft-bottom macrovegetation of shallow brackish bays on the southern coast of Finland*.
<http://ethesis.helsinki.fi/julkaisut/bio/bioja/vk/munsterhjelm/naturals.pdf>.
 (hämtad 18.3.2014).

NANNUT (u.å). *NANNUT - Nature and Nurture of the Baltic Sea*.
<http://www.nannut.fi/?lang=sv&skipbrowsercheck>. (hämtad 10.3.2014).

Naturvårdsverket (2013). *Grunda havsvikar*.
<http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/skyddade-omraden/biotopskydd/13-grunda-havsvikar.pdf>.
 (hämtad 3.3.2014).

Norkko, A & Bonsdorff, E (1996). *Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats*.
<http://www.abo.fi/public/en/media/16577/norkkobonsdorff1996meps140.pdf>.
 (hämtad 14.4.2014).

Penttinen, K. & Niinimäki, J. (2010). *Vesien suojelun perusteet ja vesistöjen kunnostus*. Tammerfors: Tampereen Yliopistopaino Oy.

Pereyra, R.T., Bergström, L., Kautsky, L. & Johannesson, K. (2009). *Rapid speciation in a newly opened postglacial marine environment, the Baltic Sea*.
<http://www.biomedcentral.com/1471-2148/9/70/>. (hämtad 14.4.2014)

Rosqvist, R. (2010). *Distribution and role of macrophytes in coastal lagoons: Implications of critical shifts*. Åbo Akademi, Fakultetsområdet för naturvetenskaper och teknik, miljö- och marinbiologi, Åbo.

Ruoppa, M & Heinonen, P. (2006). *Suomessa käytetyt biologiset vesitutkimusmenetelmät*. Helsingfors: Edita Prima Oy.

Yliniva, M. & Keskinen, E. (2010). *Perämeren kansallispuiston vesimakrofytyt – peruskartoitus ja näytteenottomenetelmien vertailu*. (u.o.): Forststyrelsen.

Yrkeshögskolan Novia (u.å). *KRAV*.

<http://www.novia.fi/FoU/projekt/naturresursforvaltning/krav/#V%C3%A4stankvarn%20f%C3%B6rs%C3%B6ksg%C3%A5rd>. (hämtad 10.3.2014).

Europaparlamentets och rådets direktiv

Ramdirektiv om en marin strategi 2008/56/EG

Rådets direktiv om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter 92/43/EEG

Vattenramdirektivet 2000/60/EG

Plats	N	E	Vattendjup (m)	Botten	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Chara aspera</i>	<i>Ectocarpus</i>	<i>Lemna minor</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	<i>Najas Marina</i>	<i>Potamogeton filiformis</i>	<i>Potamogeton pectianus</i>	<i>Vaucheria sp</i>
Ekåsen 15	59,98059	23,50157	1,7	Lera	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ekåsen 16	59,98060	23,50228	1,4	Lera	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ekåsen 17	59,98058	23,50315	1,1	Lera	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0
Ekåsen 18	59,98032	23,50358	1,8	Lera	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Båssa 1	59,95359	23,45031	3,5	Lera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Båssa 2	59,95439	23,45008	2,5	Lera	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1
Båssa 3	59,95533	23,45015	2,5	Lera	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0