

**FORSKNINGSRAPPORTER  
FRÅN  
HUSÖ BIOLOGISKA STATION**

**No 128 (2011)**



*Sara Bystedt*

**Kartering av vattenvegetation och klassificering av sjöarna  
Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk enligt EU:s  
ramdirektiv för vatten**

*(Survey of aquatic vegetation and classification of the lakes Markusbölefjärden,  
Långsjön and Lavsböle träsk according to the EU Water Framework Directive)*

Åbo Akademi

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

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

Redaktör/Editor: Åsa Hägg

ISBN 978-952-12-2548-2  
ISSN 0787-5460

## **Kartering av vattenvegetation och klassificering av sjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk enligt EU:s ramdirektiv för vatten**

*(Survey of aquatic vegetation and classification of the lakes Markusbölefjärden, Långsjön and Lavsböle träsk according to the EU Water Framework Directive)*

**Sara Bystedt**

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

### **Abstract**

*The EU Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC) aims to maintain and enhance the quality of aquatic environments within the EU. The status of the water resources should be at least good by 2015. WFD-supervision, including fish, benthic fauna, macrophytes and prioritized substances, is required for lakes used for major outtake of drinking water. The aim of this study was to initiate a WFD-classification of lakes based on aquatic vegetation. Three lakes, Markusbölefjärden, Långsjön and Lavsböle träsk, in the Åland Islands were surveyed for aquatic vegetation and classified according to them in summer 2010. The studied lakes are naturally nutrient rich and calcareous (RrRk). Ten transects were mapped for each lake by using an aquascope and a rake. Hydrographical data were also used in the assessment. Vascular plants, water mosses and stoneworts were included in the classification. The ecological status of the lakes was calculated with help of the three indices; TT50SO, PMA and RI. The final status was calculated as the median of the EQR received from each index. Lake Lavsböle träsk achieved good ecological status, while lake Markusbölefjärden was classified as moderate status and Långsjön as bad status. Anoxic conditions were periodically observed in the bottom water layer of all three lakes. A proposal for a future monitoring program of vegetation in lakes is also given.*

## Innehåll

1 Inledning .....	1
2 Material och metoder .....	4
2.1 Undersökningsområden .....	4
2.1.1 Markusbölefjärden .....	5
2.1.2 Långsjön .....	6
2.1.3 Lavsböle träsk .....	8
2.2 Kartering av vattenvegetation .....	9
2.3 Vattendata .....	10
2.4 Klassificering enligt EU:s vattenramdirektiv .....	10
3 Resultat .....	14
3.1 Vattenvegetation .....	14
3.2 Vattendata .....	16
4 Diskussion .....	18
4.1 Vegetationssamhällena .....	18
4.2 Klassificering av sjöarna .....	19
4.3 Förslag till monitoringsprogram av vattenvegetation i sjöar på Åland .....	19
5 Tack till .....	23
Litteratur .....	24
Bilaga 1	
Bilaga 2	
Bilaga 3	
Bilaga 4	
Bilaga 5	

# 1 Inledning

Detta arbete har utförts på uppdrag av Ålands landskapsregering (ÅLR) på Husö biologiska station. I projektet utfördes kartering av vattenvegetationen i de tre dricksvattensjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk. Utifrån karteringen gjordes en klassificering av sjöarna enligt EU:s vattenramdirektiv (2000/60/EG).

EU:s vattenramdirektiv (VRD) syftar till att upprätthålla och förbättra vattenmiljön inom EU. Enligt direktivet skall målet med vattenskyddet vara att skydda, förbättra och återställa akvatiska ekosystem (inlandsvatten, vatten i övergångszon, kustvatten och grundvatten) så att deras status inte försämras och att deras status (ekologisk och kemisk) är åtminstone god år 2015. Direktivet strävar efter att successivt minska utsläpp av farliga ämnen i vattnen men också samordna insatserna och övervakningen. Man vill skapa en jämförbar grund samt gemensamma definitioner för vattnens status. Ytvattens ekologiska status indelas i fem klasser: hög (H), god (G), måttlig (M), otillfredsställande (O) och dålig (D). Klassificeringen sker i enlighet med vilken mån vattnen är påverkade av mänsklig verksamhet (2000/60/EG).

På följande sätt definierar vattenramdirektivet olika status för vattenvegetationen: vid hög status motsvarar artsammansättning och förekomst helt eller nästan helt opåverkade förhållanden. Inga förändringar i vegetationens abundansförhållande upptäcks. Vid god status finns lätta förändringar i vegetationens artsammansättning i jämförelse med typspecifika samhällen. Men förändringarna tyder inte på någon accelererande tillväxt av vegetationen som skulle störa organismbalansen eller sjöns fysikalisk-kemiska kvalitet. Måttlig status innebär att måttliga förändringar i förhållande till det typspecifika samhället kan påvisas, och att sjöarna är väsentligt mer påverkade av mänsklig verksamhet än vid sjöar av god kvalitet. Vidare ses tydliga förändringar i vegetationens genomsnittliga abundansförhållande. Otillfredsställande status innebär större förändringar i artsammansättning och abundans. Vegetationssamhället skiljer sig betydligt från det man förknippar med ostörda förhållanden i sjöar av ifrågavarande typ. Dålig status innebär allvarliga förändringar i artsammansättning och det genomsnittliga abundansförhållandet. En stor del av samhället som vanligen förknippas med orörda förhållanden av den typens sjöar saknas (2000/60/EG).

Ytvattenstatus bestäms av vattenförekomstens ekologiska eller kemiska status beroende på vilken som ger sämre status. För att fastställa den ekologiska klassen hos ytvatten observeras ett antal biologiska variabler, för vilka det finns angivna gränsvärden och kontrollområden. Uppgifter om belastning på vattnet, vattnets fysikalisk-kemiska kvalitet och hydromorfologiska status används som stöd för klassificeringen (2000/60/EG). Om olika variabler klassificerar på olika sätt väljs den som bäst återspeglar trycket på vattnet (FINLANDS MILJÖCENTRAL 2007).

På Åland finns det preliminärt sju stycken sjöar som skall klassificeras enligt EU:s VRD; fyra stora dricksvattentäkter: Markusbölefjärden, Långsjön, Lavsböle träsk och Dalkarby träsk, samt tre potentiella dricksvattentäkter: Vargsundet, Östra Kyrksundet och Västra Kyrksundet. Dricksvattentäkter och vatten avsedda för detta ändamål är enligt ramdirektivet skyddade områden (VRD bilaga IV). För dessa ställer VRD krav på att de skall identifieras och uppfylla målen i artikel 4 (ytvattenförekomster), som innebär att medlemsstaten skall utföra de åtgärder som är nödvändiga för att förhindra en försämrad status och skydda, förbättra och återställa ytvattenförekomsten för att uppnå minst god status senast år 2015. Denna övervakning gäller för sjöar med uttag  $>10\text{m}^3/\text{dygn}$  eller för  $>50$  personer samt potentiella vattentäkter. Målet för de identifierade sjöarna är också att minska på nivån av vattenrening som behövs för att göra dricksvatten. Det anges även att EU:s medlemsstater kan upprätta säkerhetszoner kring sjöarna (artikel 7). Uttaget ur de förstnämnda fyra sjöarna är  $>100\text{ m}^3/\text{dygn}$ , vilket innebär krav på VRD-övervakning enligt bilaga V (inkluderar fisk, bottenfauna, makrofyter och prioriterade ämnen). Målet är ändå att utföra övervakning i enlighet med bilaga V på samtliga sju sjöar.

Vattenvegetationen är en viktig del av ekosystemet och utgör livsmiljö och skydd för många andra organismgrupper som t.ex. standzonens bottendjur, strandfåglar och fungerar som lekplats för fisk och ynglens tillväxtområde (t.ex. VUORI et al. 2006). Vegetationen, både artsammansättning och abundansförhållanden, anses återspegla vattnekosystemets ekologiska tillstånd väl. Den är relativt långlivad med en livscykel på några månader till flere år, och speciellt långtidseffekter av yttre miljötryck återspeglas väl i vegetationen. Ökad näring i vattnet kan leda till ökad biomassa eller förändrad artsammansättning, vilket också påverkas av fytoplanktonens grumlande effekt. Hur långt ner fotosyntetiskt aktivt ljus förmår penetrera är avgörande för växternas utbredning men påverkar också artsammansättningen, även humus har en liknande effekt. Nackdelar med analyser baserade på vegetationen är att det är stor skillnad mellan lokaler i samma sjö beroende på olika strandtyper, observationsmetoden har stor inverkan på resultatet och uppfattningen av "makrofyter" är inte definierat (VUORI et al. 2006). Fält- och klassificeringsmetoderna varierar mycket mellan de europeiska länderna (KUOPPALA et al. 2008).

För att klassificera ett undersökt område används den ekologiska kvalitetskvoten (*ecological quality ratio* EQR). EQR anger förhållandet mellan observerade värden för en viss ytvattenförekomst och de referensvärden som tillämpas på ifrågavarande ytvattenförekomst. Då det gäller vattenvegetation innebär försämrad status minskade variabelvärden, och då divideras det observerade värdet med referensvärdet:

$$\text{EQR} = \text{observerat värde} / \text{referensvärde}$$

Observerade värden beräknas för vattenvegetation enligt tre olika index (se kap. 2.3). Referensvärdet anges skilt för varje typ av sjö och för varje index. Värdena har i första hand beräknats från referenssjöar i naturligt tillstånd, i andra hand från paleolimnologiskt, historiskt data och modellering

eller enligt expertutlåtande (VUORI et al. 2009). Referensvärdena för sjöar av de olika typerna beskrivs i VUORI et al. (2009). Skalan är 0-1 där hög ekologisk status motsvaras av värden nära ett och dålig ekologisk status motsvaras av värden nära noll.

De fem statusklasserna (hög, god, osv.) anger i vilken mån ytvattnet avviker från naturtillståndet. Gränsen mellan hög och god status (H/G) bestäms utgående från den statistiska fördelningen av referensomådena och en expertbedömning. Gränsvärdet kan vara t.ex. värdet 25 percentil av referensområdenas observationer. Under gränsen för H/G indelas värdena vidare i fyra statusklasser. Klassgränser med jämna mellanrum är aktuella främst då variabeln stiger eller sjunker någorlunda lineärt och jämnt på en gradient som beskriver eutrofiering eller annan mänsklig aktivitet. I annat fall kan klassgränserna fastställas så att de återspeglar tydliga förändringar i variabelernas tillstånd eller genom expertbedömning (VUORI et al. 2009).

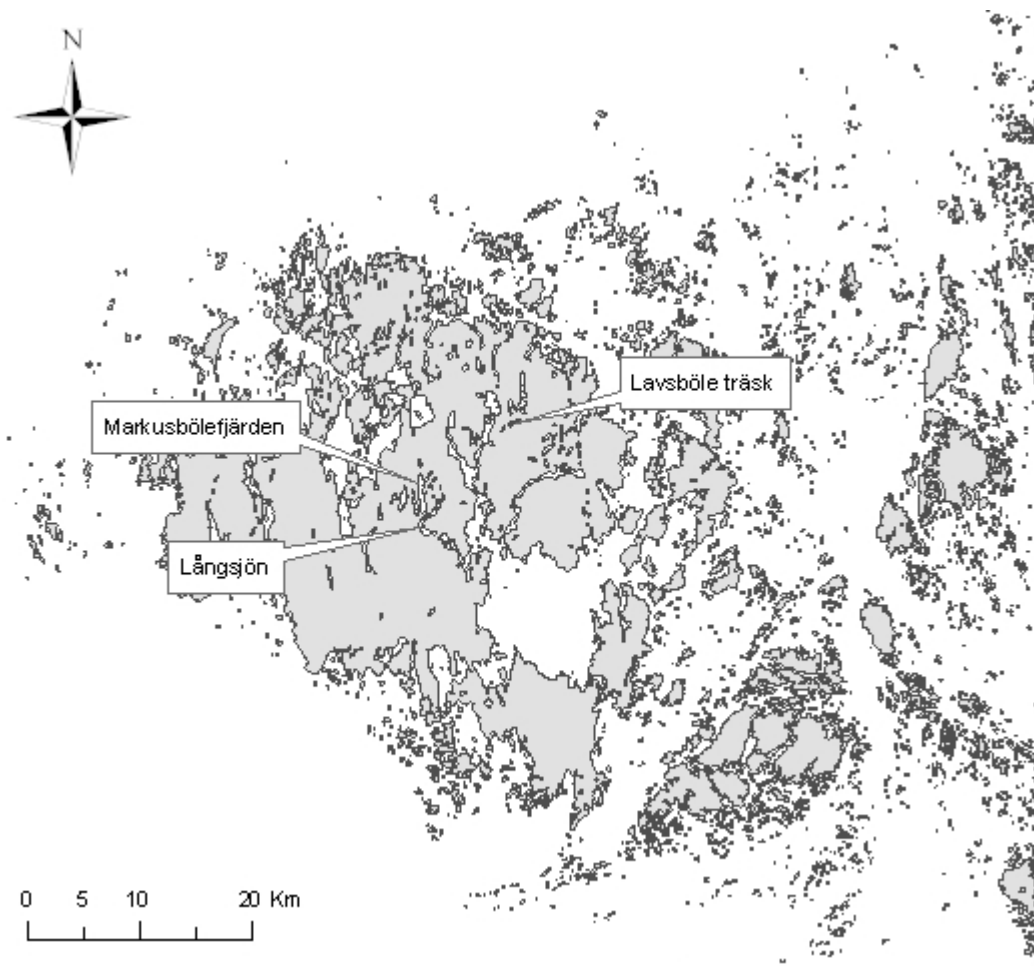
Sjöar på Åland har inte tidigare klassificerats enligt VRD baserat på vattenvegetationen. Syftet med detta arbete är att planera metodik och utföra kartering av vattenvegetation i sjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk samt göra en första klassificering av dessa sjöar baserat på vegetationen så att de uppfyller kraven i VRD. Målet är också att skapa ett program för fortsatt övervakning av vattenvegetation i sjöar på Åland.

Sjöarna i den här studien är naturligt eutrofa, vilket främst beror på omgivningens geologiska och geokemiska egenskaper, i det här fallet näringsrik mark. Sjöarnas näringsstatus påverkas förstas också av markanvändningen kring sjön, och det är graden av mänsklig påverkan man vill utreda genom klassificeringen.

## 2 Material och metoder

### 2.1 Undersökningsområden

Tre av Ålands fyra stora dricksvattentäkter undersöktes: Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk (fig.1 ). Enligt den finska typindelningen är sjöarna av typ 12. "Närings- och kalkrika sjöar" (RrRk; ÅLR 2009a). Enligt Finlands Miljöcentrals (2006) typindelning av ytvatten klassas samtliga sjöar som små (area < 5 km<sup>2</sup>). Medeldjupet är >3 m i samtliga sjöar, men Markusböle och Långsjön klassas ändå som grunda eftersom ingen eller endast kortvarig skiktning påträffas i sjöarna. Lavsböle träsk klassas däremot inte som grund i och med att den i tidigare studier påvisats vara temperaturskiktad hela sommaren trots sitt ringa djup, detta på grund av sjöns vindskyddade karaktär (WEPPLING 1983, ÖSTMAN 1988). Sjöarnas morfologi sammanfattas i tab. 1.



Figur 1. De undersökta sjöarnas geografiska läge på Åland.  
*Figure 1. Geographical locations of the studied lakes in the Åland Islands.*



Tabell 1. Morfologiska karaktärer hos de undersökta sjöarna.  
 Table 1. Morphological characteristics of the studied lakes.

	Markusböle fjärden <sup>1</sup>	Långsjön <sup>1</sup>	Lavsböle träsk <sup>2</sup>
Area (ha)	145	138	27,3
Max längd (km)	3,7	4,5	1,3
Max bredd (km)	0,5	0,4	0,3
Strandlinje (km)	9,6	12,5	3,9
Medeldjup (m)	5,5	6,3	5,1
Max. djup (m)	8	18	8,5
Vattenvolym (milj. m <sup>3</sup> )	8	8,7	1,4
Tillrinningsområde (km <sup>2</sup> )	12,3	14,9	

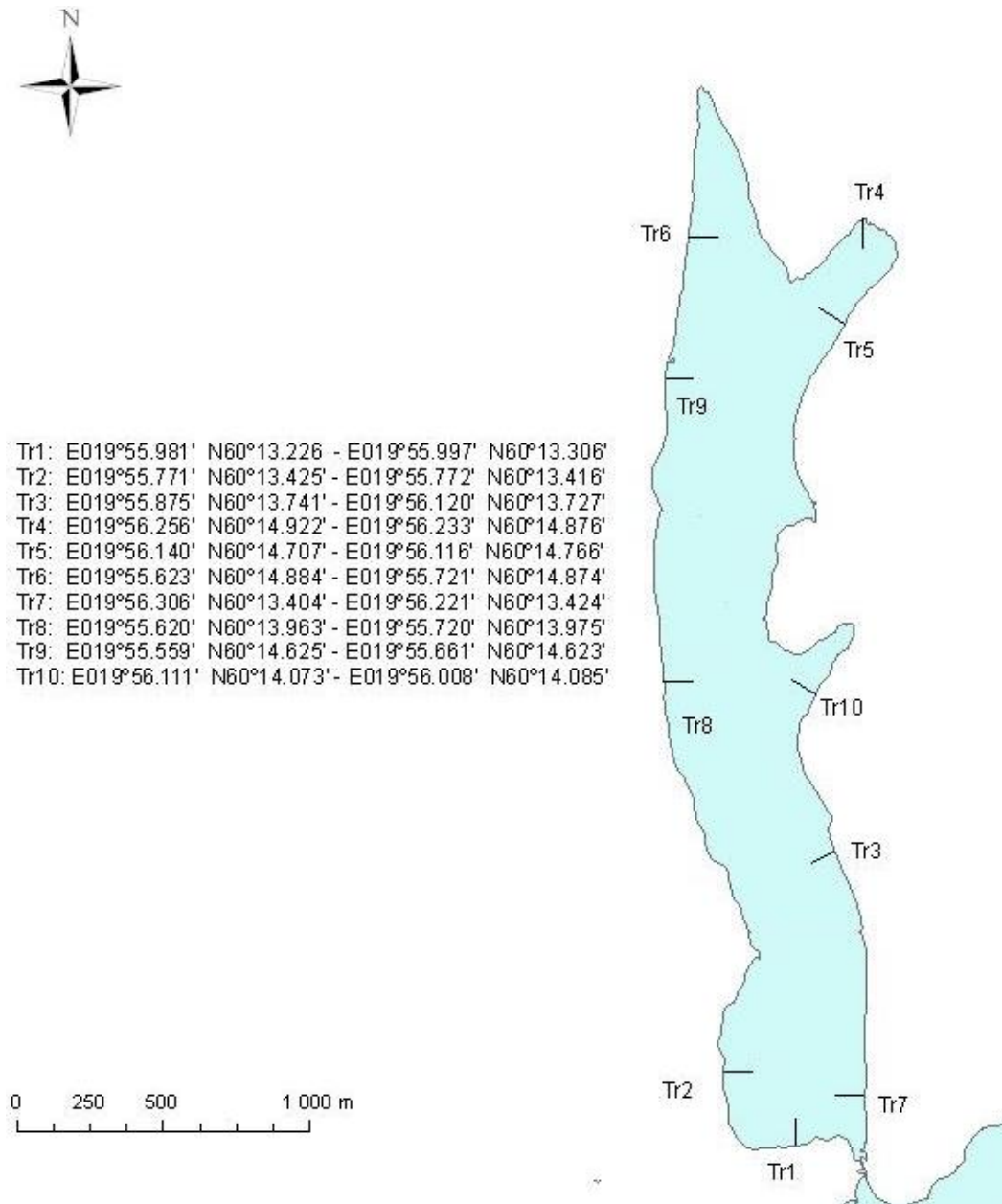
<sup>1</sup>ÅLANDS LANDSKAPSREGERING 2009b, HELMINEN 1978

<sup>2</sup>ÅLANDS LANDSKAPSREGERING 2009b, egna mätningar.

### 2.1.1 Markusbölefjärden

Markusbölefjärden (fig. 2) liksom Långsjön (fig. 3) är före detta havsvikar som skildes från havet vid sekelskiftet (18-1900-talet) på grund av landhöjningen. År 1935 sprängdes en kanal mellan sjöarna och till Ämnesviken så att saltvatten igen trängde in i sjöarna. I början på 1970-talet skildes sjöarna från varandra och Långsjön från havet med dammluckor (HELMINEN 1978). Detta gjordes för att kunna utnyttja dem som dricksvattentäcker. Utsötningen av sjöarna skedde relativt snabbt (LINDHOLM 1991). I dag är de två sjöarna ihopkopplade med ett vassbevuxet smalt sund (fig. 3).

Markusbölefjärden är bland de största sjöarna på Åland (HELMINEN 1978) och är belägen i Finströms kommun. Sjön kantas av ett vassbälte (*Phragmites australis*) runt nästan hela sjön, vattenvegetationen är riklig och domineras av *Ceratophyllum demersum* (KARELL 2003). Tillrinningsområdet består till 21% av odlingsmark och 5% av sjöar. Längs den västra stranden finns breda strandängar, och stranden består främst av lera och täta vassbestånd. Den östra stranden är stenigare och brantare och har ett smalare vassbälte. Botten består av morän och lera. Bitvis täcks den av svart gyttja, växtrester och musselskal (HELMINEN 1978, LINDHOLM 1991). Sjön fungerar som dricksvattentäkt och vattnet distribueras av Ålands Vatten Ab.



Figur 2. Placeringen och koordinater för transekterna (Tr1-10) i Markusbölefjärden. Koordinaterna anges som startpunkt (vid stranden) och ändpunkt (sträcka 100 m). En del av Långsjön ses nere till höger.

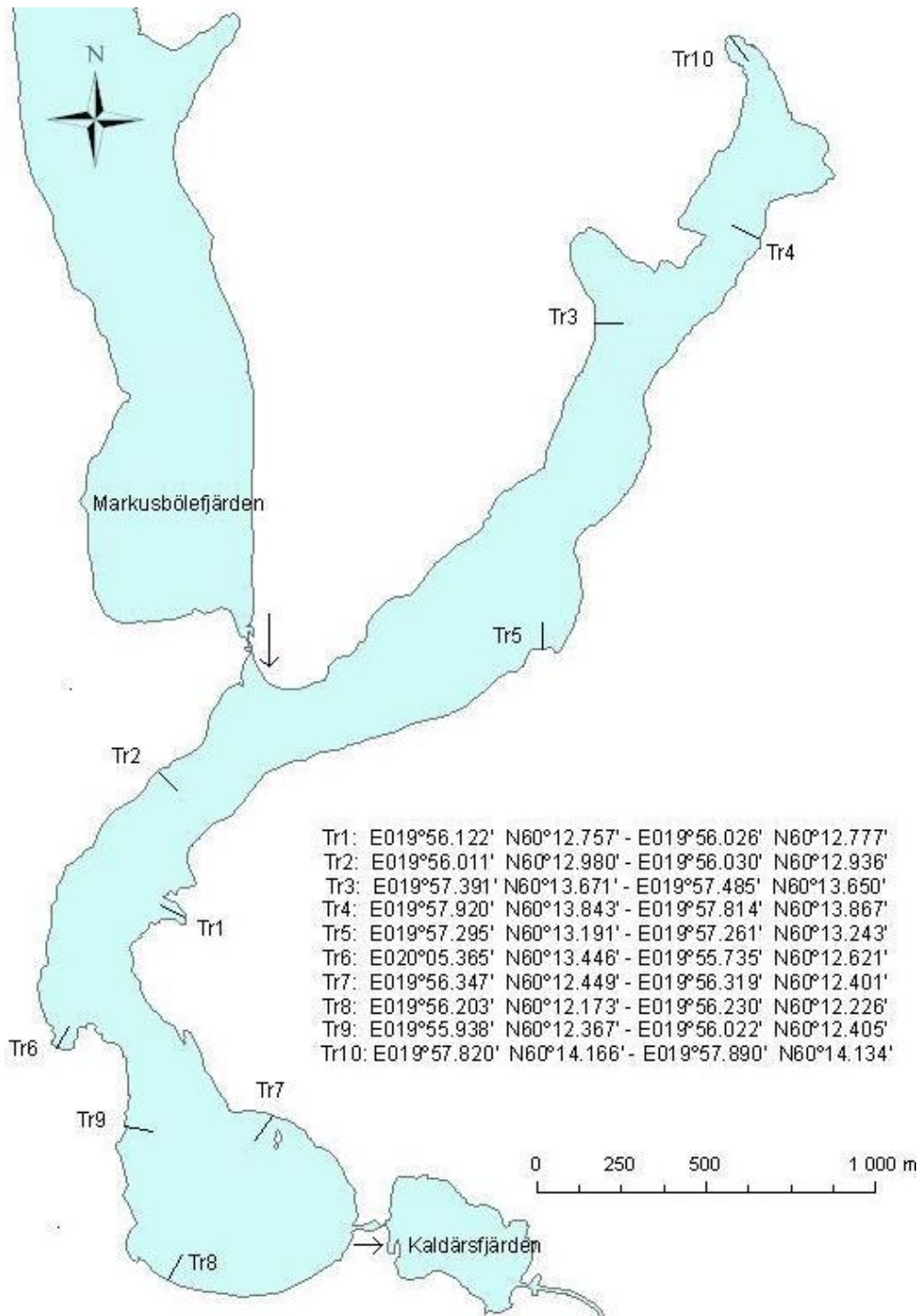
Figure 2. Locations and coordinates of the transects (Tr1-10) in lake Markusbölefjärden. Coordinates as starting- (at the shore) and ending point (distance 100 m). Part of lake Långsjön in lower right corner.

### 2.1.2 Långsjön

Långsjön (fig. 3) är liksom Markusbölefjärden en ung sjö, men den är längre, smalare och djupare än Markusbölefjärden. Sjön hör till både Finströms och Jomala kommun. I södra och norra ändan finns sumpiga stränder, rik vattenvegetation och angränsande odlingsmarker. Den östra sidan kantas av branta, bergiga stränder och den nordvästra av skogsbevuxna lerstränder. Största delen av tillflödet

kommer från odlade områden söder och norr om sjön. Bottnen består av berg, morän och lera, på större djup täcks den av svart gyttja (HELMINEN 1978, LINDHOLM 1991).

Långsjön är vegetationsrik och den dominerade vattenväxten är *C. demersum*. Stränderna kantas av vass utom på de branta klippstränderna (KARELL 2003). Floran och faunan liknar varandra i Markusbölefjärden och Långsjön (LINDHOLM 1991). Även Långsjön fungerar som ytvattentäkt och regleras av Ålands Vatten Ab.

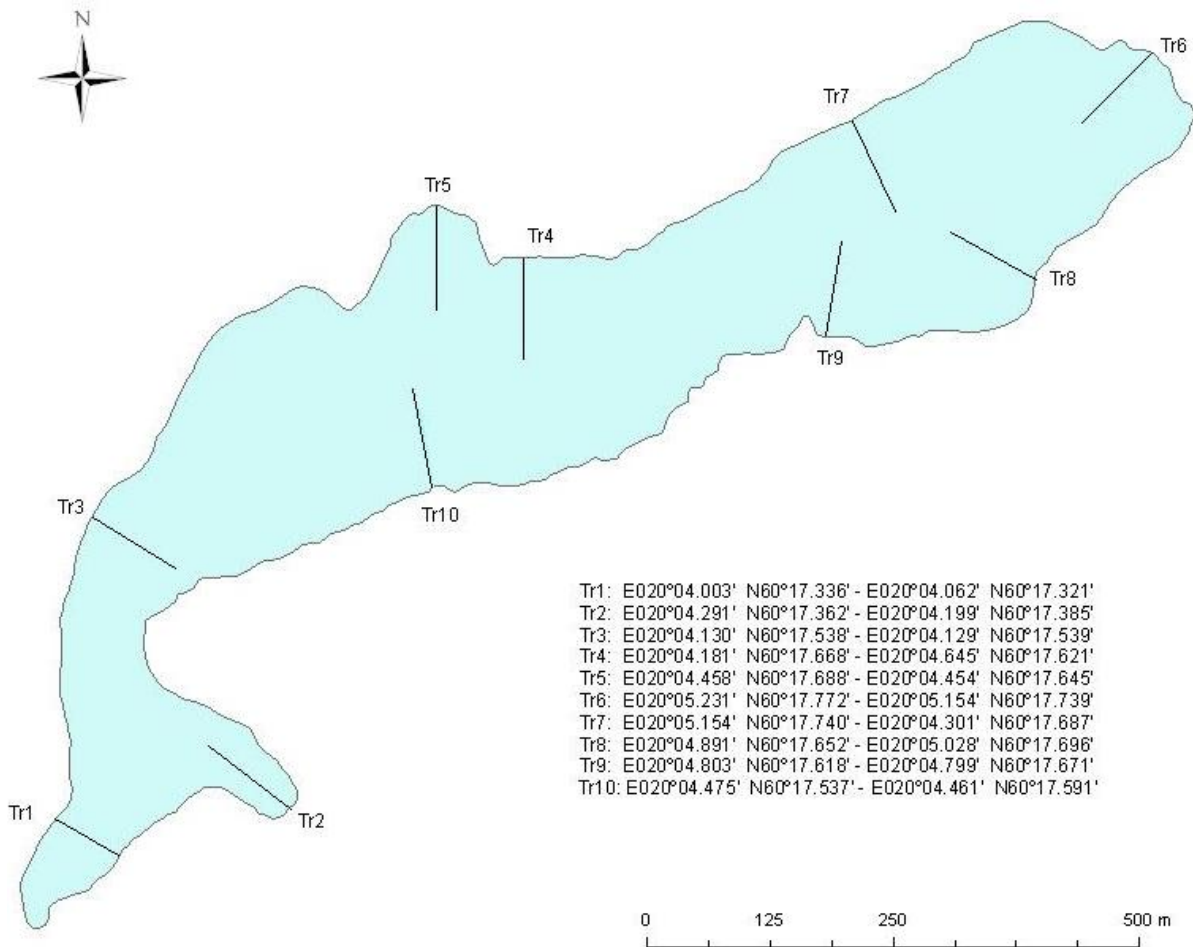


Figur 3. Placeringen och koordinater för transekterna (Tr1-10) i Långsjön. Koordinaterna anges som startpunkt (vid stranden) och ändpunkt (sträcka 100 m). Pilar visar vattenflödets riktning.

Figure 3. Locations and coordinates of the transects (Tr1-10) in lake Långsjön. Coordinates as starting- (at the shore) and ending point (distance 100 m). Arrows indicating the direction of water flow.

### 2.1.3 Lavsböle träsk

Lavsböle träsk (fig. 4) ligger i Saltviks kommun norr om Kvarnbo by. Sjön har fyra stora inflöden och ett utflöde i Kvarnbo träsk. Sjön kantas av skog, men på norra sidan finns det åker- och betesmark. Längs den nordvästra stranden finns det fritidsbosättning (ÖSTMAN 1988). Botten består av lera, detritus, sand och håll (egna observationer), och Lavsböle träsk kan klassas som måttligt eutrofierad (WEPPLING 1983). Den är en råvattentäkt som nyttjas av andelslaget Bocknäs Vatten.



Figur 4. Placeringen och koordinater för transekterna (Tr1-10) i Lavsböle träsk. Koordinaterna anges som startpunkt (vid stranden) och ändpunkt (sträcka 100 m).

Figure 4. Locations and coordinates of the transects (Tr1-10) in lake Lavsböle träsk. Coordinates as starting- (at the shore) and ending point (distance 100 m).

## 2.2 Kartering av vattenvegetation

Karteringen av vattenvegetationen utfördes under perioden 13.7-16.8.2010. De undersökta sjöarna är relativt små (area < 2 km<sup>2</sup>) och delades därför inte in i delområden. Tio transekter karterades i varje sjö. Lämpliga positioner för transekterna valdes ut innan själva fältarbetet inleddes genom att från båt rekognosera hela strandlinjen i sjöarna. Placeringen skedde så att sjöns hela urval av vegetationshabitat representeras av de undersökta transekterna, d.v.s. olika väderstreck, exponeringsgrad, typer av markanvändning, öar samt in- och utflöden. Målsättningen var att erhålla en så fullständig artlista som möjligt. Områden utsatta för stor mänsklig påverkan undveks.

Transekterna drogs vinkelrätt ut från stranden, och en yttransektlina användes för att mäta avstånd från stranden och lades ut eftervert under karteringen av en transekt. Målet var att kartera en 50 x 50 cm ruta med ett djupintervall på 20 cm längs transekten. Karteringen gjordes till vegetationens yttre gräns eller högst 100 m ut från stranden. Den första rutan lades så att hälften av rutan låg ovan vattenlinjen och hälften i vattnet enligt rådande vattenstånd. Vegetationskarteringen gjordes med vadning så långt som möjligt och därefter från båt. Vattenkikare och en 50 x 50 cm karteringsruta användes tills metoden förhindrades av grumlighet (det maximala djupet på vilket vattenkikare kunde användas varierade mellan 0-1,2 m i Markusbölefjärden; 0,3-1 m i Lånsjön och 1,2-2 m i Lavsböle träsk). Därefter användes kratta ner till 2 m djup (krattans längd) och sedan Lutherräfsa. Krattan och räfsan drogs två gånger ca 50 cm längs botten tvärs emot transektens riktning vid varje djupintervall. Både krattan och Lutherräfsan var 35 cm breda, och avståndet mellan "tänderna" var ca 3 cm. När Lutherräfsa användes, togs prover med djupintervallet 50 cm på grund av den mer inexacta provtagningsmetoden. När ingen vegetation noteras gjordes ytterligare två drag på samma djup samt på följande djup för att försäkra att ingen mer vegetation upptäcktes. Både krattans skaft och Lutherräfsans rep var försedda med dm-mått, vilket användes för att mäta djupet vid varje karteringspunkt. Användning av ekolod försvårades ofta av riklig vegetation.

Arternas förekomst antecknades som procentuell täckningsgrad per ytenhet (%/0,25 m<sup>2</sup>) när vattenkikare användes. Vid användning av kratta gjordes karteringen enligt en binär skala (finns, finns inte), det gjordes dock en notering för dominerande art. Då täta vassbestånd förekom inleddes transekten vid den yttre gränsen av vassen. Lösdrivande segment av vattenvegetation som drevit iland noterades för att inkluderas i den totala artlistan för sjön om de inte redan hade observerats i transekterna som fastväxande. En individ noterades som 0,01 (+) och ett fåtal som 0,1 (++) . De växter som inte kunde artbestämmas i fält togs med till laboratoriet för identifiering. Koordinater togs med GPS vid start och slut av transekten (total längd 100 m). Vattenståndet avlästes från en pegel vid sjön eller erhöles i efterhand av vattenbolaget. Arter som beaktas i beräkningarna följer KUOPPALA et al. (2008). I dessa ingår kärlväxter, vattenmossor och kransalger. Nomenklaturen för kärlväxter följer Retkeilykasvio (HÄMET-AHTI et al. 1998), för vattenmossor ULVINEN et al. (2002) och för kransalger LANGANGEN et al. (2002).

## 2.3 Vattendata

Vattenprovtagning och -analysering utfördes av laboratoriet vid Ålands miljö- och hälsoskyddsmyndighet (ÅMHM) på uppdrag av ÅLR. Prover togs en gång i månaden vid sjöns djupaste punkt från var 5:e meter; 1, 5, o.s.v. samt en meter från botten. Parametrar som tagits med i den här rapporten är: siktdjup, syrehalt, Chl-*a*, temperatur, färg, pH samt total fosfor- och kvävehalt. Som klassificeringsvariabler för fysikalisk-kemiska faktorer används total kväve (tot-N) och totalfosfor (tot-P) från 1 m djup (borde dock vara de två översta metrarna; 0-2 m) i växteperioden juni-september (VUORI et al. 2009). Resultat från minst tre år rekommenderas för klassificering men här gjordes ändå en klassificering av sjöarna utifrån resultat från ett år (juni-augusti 2010) enligt gränsvärden i VUORI et al. (2009). Då totalkväve och -fosfor ger olika klasser skall resultaten från fosfor ges större vikt, eftersom fosfor är den viktigaste begränsande faktorn för tillväxt av biomassa i inlandsvatten och placeringen av kvävet klassgränser är mer osäkra. För övriga vattenparametrar har inte satts gränsvärden för sjöar (VUORI et al. 2009). Som ett mått på växtplanktonbiomassa gjordes även en klassificering enligt klorofyll-*a* under växtperioden i ytvattnet, dvs. 1 m (borde även här vara 0-2 m). Övrigt vattendata användes som bakgrundsinformation i rapporten. RrRk-sjöar har delats upp i Rr "naturligt näringsrika sjöar" och Rk "kalkrika sjöar" i frågan om vattenkvalitet och växtplankton (VUORI et al. 2009). Sjöarna i det här arbetet betraktades som typen Rk, vilket även har använts av HÄGGQVIST & PERSSON (2009).

## 2.4 Klassificering enligt EU:s vattenramdirektiv

Enligt den finska modellen (VUORI et al. 2009) beräknas tillståndet hos sjöar utifrån vattenvegetationen med hjälp av tre index: typenliga arters relativa andel av alla arter (TT50SO), relativ modellikhet (PMA) och referensindex (RI). Vattenvegetationens status bedöms slutligen enligt medianen av de tre indexens EQR.

För vattenvegetation saknas referensmaterial för den typ av sjöar som undersöks i den här studien, d.v.s. naturligt eutrofa och kalkrika sjöar i södra Finland RrRk-S (VUORI et al. 2009). Därför har de värden som anges i HELLSTEN et al. (opubl., tab. 2) använts som referensvärden i denna studie. HELLSTEN et al. (opubl.) har härlett referensvärden ur Maristos studie från senare hälften av 1930-talet om eutrofa sjöars typindelning (MARISTO 1941). Referensvärdena är därmed utarbetade för näringsrika och lerrika grunda sjöar i södra Finland, medan kalkrika sjöar inte ingår. Dessa finns främst i norra Finland (HELLSTEN et al. opubl., MARISTO 1941). Seppo Hellsten vid Finlands miljöcentral är huvudansvarig för vattenvegetationsdelen vid klassificering av ekologisk status i sjöar enligt VRD. Han har rekommenderat denna metod i det här fallet. Referensvärdena är alltså de bästa som finns tillgängliga, och gör en klassificering möjlig. De tre indexen beskrivs enligt följande:

i) Typenliga arters relativa andel av alla arter beräknas så att de typenliga arternas antal divideras med det totala artantalet för sjön (VUORI et al. 2009). Typenliga arter är sådana som förekommer i minst hälften av referenssjöarna av en viss typ (HÄMÄLÄINEN et al. 2002). De typenliga arterna finns listade i VUORI et al. (2009) men för RrRk-S saknas data och därför användes artlistan i HELLSTEN et al. (opubl., bilaga 1). Till det totala artantalet räknades de arter som finns listade i KUOPPALA et al. (2008). Den relativa andelen typenliga arter beskriver förändring på ett sätt som tar i beaktande inte bara eventuell förlust av typenliga arter (ofta stora bottenbladsväxter som är indikatorer på oligotrofa sjöar) utan också nya förekomster av arter som t.ex. indikerar eutrofiering. Metoden indikerar därför väl en miljöförändring med undantag av långt skridet eutrofoeringsförlopp. I sådana fall kan enbart antalet typenliga arter vara en bra variabel för klassificeringen (VUORI et al. 2009).

ii) Relativ modellikhet (PMA *Percent Model Affinity*, NOVAK & BODE 1992) räknas utgående från samtliga arters relativa vegetationsindex. Metoden beaktar både artsammansättningen och mängdförhållanden och är på det sättet ett mångsidigt mått. Man jämför de relativa andelarna av olika vattenväxters mängd i den undersökta sjön med förhållandena i referenssamhällena. Måttet för modellikheten är procentuell likhet:

$$PMA = 100 - 0,5 \sum |a_i - b_i|$$

där

$a_i$  = taxa i:s relativa andel (%) i referenssamhället

$b_i$  = taxa i:s andel i den sjö som klassificeras

(VUORI et al. 2009).

Som relativ andel används ett relativt vegetationsindex. Vegetationsindex (V) räknas utifrån frekvens och täthet (abundans) för varje art enligt följande formel (ILMAVIRTA & TOIVONEN 1986):

$$V = 2^{(\text{frekvens} + \text{abundans}) - 1}$$

Vegetationsindexet kombinerar därmed frekvens- och abundansvärden (VUORI et al. 2006). Frekvens anger hur många observationer (antal rutor) som gjorts på arten och abundans arters täckningsgrad som medeltal av täckningsgraden (%) i de rutor där arten påvisats (bestånd). När kratta använts har en uppskattning i efterhand gjorts för täckningsgrad. Relativt vegetationsindex erhålls genom att dividera artens vegetationsindex (V) med summan av samtliga arters vegetationsindex och multiplicera det erhållna värdet med 100. För beräkning konverterades frekvens och abundans till en 7-stegs skala med värdena 1-7, där  $\leq 0.5\%$  = 1;  $0,5-1\%$  = 2,  $1-5\%$  = 3,  $5-25\%$  = 4,  $25-50\%$  = 5,  $50-75\%$  = 6 och  $75-100\%$  = 7 (VUORI et al. 2006). Vid ett exakt gränsvärde t.ex. 5% tillhör värdet klassen ovanför (4 i det här fallet). Ett undantag är Lavsböle träsk, där en frekvens på en observerad ruta (1,01%) blev klass 2 i stället för 3 för att erhålla mer realistiska värden, eftersom noterad observation i endast en ruta idealiskt skulle ge värdet 1.

iii) Referensindex (RI) är ett mått på avvikelsen från referenstillståndet (SCHAUMBURG et al. 2004, STELZER et al. 2005). Principen är att växtarter delas in i känsliga, tåliga och indifferentia arter enligt hur de tål näringsbelastning. Metoden baserar sig på endast egentliga vattenväxter, vilka är känsliga indikatorer för eutrofiering. Enligt Rebecca-projektets (*Relationships between ecological and chemical status of surface waters*, URL: [www.environment.fi/syke/rebecca](http://www.environment.fi/syke/rebecca) 27.11.2010) tillämpning av metoden delas arterna i de tre grupperna på följande sätt:

1. Arter som är känsliga för eutrofiering; arter som föredrar referenstillståndet. Dessa förekommer i sjöar där den övre kvartilen av totalfosfor ligger under en viss fosforhalt: I Finland används gränsvärdet 30 µg P/l. Fosforvärdet är definierat enligt en expertbedömning.
2. Arter som tål eutrofiering; arter som är sällsynta i referenssjöarna. Den övre kvartilen av fosforhalten ligger ovanför 30 µg P/l och den undre kvartilen ovanför 15 µg P/l.
3. Indifferentia arter; arter som har ett stort utbredningsområde. Den övre kvartilen av fosforhalten ligger ovanför det övre fosforgränsvärdet och den undre kvartilen under det lägre fosforvärdet (VUORI et al. 2009, bilaga 2).

Fosforvärdena visar inte att vattenkvaliteten nödvändigtvis skulle motsvara referensförhållandena utan hur växtarter förhåller sig till eutrofieringstrycket. Observera att alkaliska sjöar inte är medtagna i beräkningen. I Finland har vattenväxterna delats in efter en fosforgradient baserat på grunddata, dvs. vilka sjöar arterna har noterats i (VUORI et al. 2009, bilaga 2).

För att erhålla RI-värdet används följande formel:

$$RI = \frac{N_s - N_r}{N} \times 100$$

där

$N_s$  = antal arter som är känsliga för eutrofiering

$N_r$  = antalet arter som tål eutrofiering

$N$  = antal indifferentia arter och ovan nämnda arter

RI-värdet kan kan variera mellan +100 (enbart arter känsliga för eutrofiering) och -100 (enbart arter som tål eutrofiering, VUORI et al. 2009). För att undvika negativa RI-värden adderas 100 till både RI-värdet och referensvärdet före man beräknar EQR.



Tabell 2. Referensvärden för de olika indexen samt klassgränser för naturligt eutrofa och lerrika sjöar (HELLSTEN et al. opubl.). PMA-värdena är uppdaterade enligt information från Finlands miljöcentral.  
*Table 2. Reference values for the different indices and the class limits for naturally eutrophic and clayrich lakes (HELLSTEN et al. unpubl.). PMA values are updated based on information from Suomen ympäristökeskus.*

<b>Typenliga arters relativa andel av alla arter (TT50SO)</b>					
Enhet	Referensvärde	H/G	G/M	M/O	O/D
TT50SO	0,71	0,47	0,35	0,24	0,12
EQR		0,67	0,50	0,33	0,17

<b>Relativ modellikhet (PMA)</b>					
Enhet	Referensvärde	H/G	G/M	M/O	O/D
PMA	63,53	44,79	33,60	22,40	11,20
EQR		0,71	0,53	0,35	0,18

<b>Referensindex (RI)</b>					
Enhet	Referensvärde	H/G	G/M	M/O	O/D
RI	100,00	75,53	56,65	37,77	18,88
EQR		0,76	0,57	0,38	0,19

För att sätta resultaten av de tre indexen i proportion till varandra gavs varje klass ett värde: hög = 0,9, god = 0,7, måttlig = 0,5; otillfredsställande = 0,3 och dålig = 0,1. Slutligen bestäms ekologisk status på basis av de tre värdenas median.

## 3 Resultat

### 3.1 Vattenvegetation

I Markusölefjärden observerades 21 arter varav en art av *Carex* och en art av *Sparganium* inte kunde identifieras till art (tab. 3). Vegetationen hade en maximal djuputbredning på 4,3 m. *Ceratophyllum demersum* var den dominerande undervattensväxten medan vass (*Phragmites australis*) dominerade bland övervattensväxterna. Men även *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus circinatus* och vattenmossan *Fontinalis antipyretica* var frekventa i sjön (bilaga 3). Trådlika gröna alger påträffades ofta på övrig vattenvegetation i Markusölefjärden, vilket vid närmare identifiering med mikroskop visade sig vara en kombination av *Cladophora aegagrophila* och trådformiga kolonier av cyanobakterier. En relativt stor boll (Ø ca 8 cm) av *C. aegagrophila* hittades ilandfluten i transekt 5, denna ses i tab. 3.

Tabell 3. Arter som noterades i Markusölefjärden och högsta noterade djup för respektive art. Djupet har korrigerats för rådande vattenstånd (ca -0,3 m) för att motsvara normal vattennivå. En art av *Carex* och en art av *Sparganium* identifierades bara till släkte.

Table 3. Species noted in lake Markusölefjärden and the greatest depth noted for each species. The depth is corrected for current water level (approx. -0.3 m) to correspond to normal water level. One species of *Carex* and one species of *Sparganium* is identified only to genus.

Kärlväxter	Max. djup (m)
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	0,3
<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	0,3**
<i>Carex</i> sp.	0,3
<i>Carex rostrata</i> Stokes	0,3
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	4,3
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. et Schult.	0,5
<i>Equisetum fluviatile</i> L.	0,7
<i>Lemna minor</i> L.	1,7
<i>Lemna trisulca</i> L.	1,9
<i>Lysimachia thyrsiflora</i> L.	0,3
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	2,7
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	1,5
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	0,3*
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	2,0
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth	2,7
<i>Sparganium</i> sp.	0,5
<i>Typha angustifolia</i> L.	0,5
<i>Typha latifolia</i> L.	0,5
Vattenmossor	
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	3,6
Kransalger	
<i>Chara globularis</i> Thuillier	1,1
Grönalger	
<i>Cladophora aegagrophila</i> L.	0,3* **

\* = ilanddrivet

\*\* = arten ingår ej i beräkningarna; se KUOPPALA et al. (2008)

I Långsjön påträffades 11 arter med 3,8 m som djupaste notering (tab. 4). Efter *C. demersum* var *F. antipyrética* och *M. spicatum* mest frekventa bland vattenväxterna i Långsjön. Vassen var dominerande bland övervattensväxterna även om *Typha angustifolia* också var vanlig. De trådformiga cyanobakteriekolonierna och algerna och var rikligare i Långsjön än i Markusbölefjärden, speciellt rikligt förekommande i den södra delen av sjön. Förutom *C. aegagrophila* förkom också *Cladophora fracta* (bilaga 4).

Tabell 4. Arter som noterades i Långsjön och högsta noterade djup för respektive art. Djupet har korrigerats för rådande vattenstånd (ca -0,4 m) för att motsvara normal vattennivå.

Table 4. Species noted in lake Långsjön and the greatest depth noted for each species. The depth is corrected for current water level (approx. -0.4 m) to correspond to normal water level.

Kärlväxter	Max. djup (m)
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	3,8
<i>Lemna minor</i> L.	1,1
<i>Lemna trisulca</i> L.	1,7
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	3,7
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	1,0
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth	1,9
<i>Typha angustifolia</i> L.	0,9
Vattenmossor	
<i>Fontinalis antipyrética</i> Hedw.	3,3
Kransalger	
<i>Chara globularis</i> Thuillier	1,7
Grönalger	
<i>Cladophora aegagropila</i> L.	0,8*
<i>Cladophora fracta</i> (O. F. Müller ex Vahl) Kützing	2,3*

\* = arten ingår ej i beräkningarna; se KUOPPALA et al. (2008)

I Lavsböle träsk identifierade 25 arter med en maximal djuputbredning på 2,0 m (tab. 5). *Nuphar lutea* var den dominerande arten. *Equisetum fluviatile*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton gramineus*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton obtusifolius*, *Potamogeton perfoliatus* och *Sparganium angustifolium* var också frekvent förekommande (bilaga 5).

Tabell 5. Arter som noterades i Lavsböle träsk och högsta noterade djup för respektive art. Djupet har korrigerats för rådande vattenstånd (ca +0,5 m, sjön regleras med en damm) för att motsvara normal vattennivå. Negativt djupvärde betyder därför ovan vattentyan vid normalt vattenstånd.

Table 5. Species noted in lake Lavsböle träsk and the greatest depth noted for each species. The depth is corrected for current water level (approx. +0.5 m, the lake is regulated) to correspond to normal water level. Negative depth value therefore means above water surface at normal water level.

Kärlväxter	Max. djup (m)
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	-0,5*
<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard	-0,5*
<i>Carex rostrata</i> Stokes	-0,1
<i>Carex vesicaria</i> L.	-0,5
<i>Potentilla palustris</i> (L.)	-0,3
<i>Eleocharis mamillata</i> (H. Lindb.) H. Lindb. ex Dörfl.	-0,1
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. et Schult	-0,5
<i>Equisetum fluviatile</i> L.	-0,1
<i>Juncus bulbosus</i> L.	-0,3

<i>Juncus filiformis</i> L.	-0,5
<i>Lythrum salicaria</i> L.	-0,3
<i>Myrica gale</i> L.	-0,1*
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	1,3
<i>Najas marina</i> L.	0,7
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth. & Sm.	1,5
<i>Nymphaea alba</i> L.	0,1
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	0,5
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	0,7
<i>Potamogeton natans</i> L.	2,0
<i>Potamogeton obtusifolius</i> Mert. & W. D. J. Koch	1,3
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	0,9
<i>Potamogeton praelongus</i> Wulfen	0,7
<i>Sparganium angustifolium</i> Michx.	1,1

#### Vattenmossor

<i>Brachytecium rivulare</i> Schimp.	-0,1
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	1,1

\* = arten ingår ej i beräkningarna; se KUOPPALA et al. (2008)

Klassificeringen av sjöarna enligt vattenvegetationen gav Lavsböle träsk god status medan Markusbölefjärden fick måttlig status och Långsjön dålig status (tab. 6). Resultaten varierade mellan indexen och PMA tenderade att ge sämst status.

Tabell 6. EQR värden för sjöarna beräknat med de tre indexen, samt EQR-median uträknat utifrån klassvärdena.

Table 6. EQR values for the lakes according to the three indeces, and the EQR median calculated from the class values.

	TT50SO	PMA	RI	EQR median
Markusbölefjärden	0,59 (G)	0,16 (D)	0,4 (M)	<b>0,5 (M)</b>
Långsjön	0,16 (D)	0,05 (D)	0,25 (O)	<b>0,10 (D)</b>
Lavsböle träsk	0,58 (G)	0,30 (O)	0,71 (G)	<b>0,7 (G)</b>

## 3.2 Vattendata

Medeltemperaturen för växtperioden (juni-september) vid 1 m var ca 18,5 °C i samtliga tre sjöar. Siktdjupet var i medeltal 1,5 m ( $\pm 0,2$ ) i Markusbölefjärden för växtsäsongen, i Långsjön 2,5 m ( $\pm 0,5$ ) och 1,8 m ( $\pm 0,3$ ) i Lavsböle träsk. Färgtalen i sjöarna var klart högst i Lavsböle träsk (117 mg/l Pt  $\pm 21,5$ ) mätt vid 5 m jämfört med Markusbölefjärden som hade ett medeltal på 31,8 mg/l Pt ( $\pm 4,1$ ) och Långsjön 47 mg/l Pt ( $\pm 5,0$ ). Syrefria förhållanden förekom i alla sjöar vid botten, men endast tillfälligt i Markusbölefjärden (tab. 7).

Tabell 7. Syrehalt vid ytan och botten 2010.

*Table 7. Oxygen content in the surface and bottom layer 2010.*

	Syrehalt mg/l					
	Markusbölefjärden		Långsjön		Lavsbole träsk	
	1m	8,6m	1m	16,6	1m	6,2m
Juni	9,1	8	9	1,6	9,2	4,7
Juli	8,26	0,25	8,36	0,2	9,3	0,5
Augusti	8,04	6,89	8,89	0,2	7,99	0,2
September	9,3	8,9	8,5	0,2	10,3	0,2

Vad gäller pH i medeltal vid 1 m hade Lavsböle träsk ett lägre pH-värde ( $7,6 \pm 0,2$ ) än Markusbölefjärden ( $8,2 \pm 0,1$ ) och Långsjön ( $8,1 \pm 0,2$ ). Fosforhalterna var lägre i Lavsböle träsk speciellt vid botten jämfört med de två övriga sjöarna (tab. 8).

Tabell 8. Totalfosfor- och -kvävehalt för respektive sjö i yt- och bottenskiktet år 2010.

*Table 8. Total phosphorus- and nitrogen content in each lake respectively, from surface and bottom layer in 2010.*

	Markusbölefjärden				Långsjön				Lavsbole träsk			
	Tot-P µg/l		Tot-N µg/l		Tot-P µg/l		Tot-N µg/l		Tot-P µg/l		Tot-N µg/l	
	1m	8,6m	1m	8,6m	1m	16,6m	1m	16,6	1m	6m	1m	6m
Juni	34	47	759	736	28	195	748	1430	17	19	723	829
Juli	60	876	900	900	47	356	843	1580	16	18	637	892
Augusti	66	68	897	815	35	979	692	1840	14	31	674	1180
September	65	69	781	798	44	1960	742	2520	34	23	720	587
Medeltal	56	265	834	812	39	873	756	1843	20	22	689	872
St.avv.	±15	±407	±75	±68	±9	±800	±63	±482	±9	±6	±41	±244

Mängden klorofyll *a* vid 1 m var i Markusbölefjärden  $7,7 \mu\text{g/l}$  ( $\pm 2,4$ ), Långsjön  $5,9 \mu\text{g/l}$  ( $\pm 2,3$ ) och i Lavsböle träsk  $20,5 \mu\text{g/l}$  ( $\pm 24,4$ , tab. 9).

På basis av sommarens näringsstatus på en meters djup hamnade Markusbölefjärden enligt totalfosfor på otillfredsställande och utifrån totalkväve måttlig status, vilket vid en avvägning ger otillfredsställande status för näringsämnen eftersom fosforvärdet väger tyngre. Enligt mängden klorofyll *a* klassades sjön som god. Näringsvärdena för Långsjön gav statusen måttlig och hög för klorofyll *a*. Lavsböle träsk klassificerades med hög status baserat på totalfosforvärdet och med måttlig status baserat på klorofyll *a* (tab 9).

Tabell 9. Klassificering av sjöarna baserat på vattenparametrarna vid 1 m år 2010.

*Table 9. Classification of the lakes based on the water parameters at 1 m from 2010.*

	Markusbölefjärden	Långsjön	Lavsbole träsk
Totalfosfor (µg/l)	56 (O)	39 (M)	20 (H)
Totalkväve (µg/l)	834 (M)	756 (M)	689 (G)
Klorofyll <i>a</i> (µg/l)	7,7 (G)	5,9 (H)	20,5 (M)
EQR-median	0,5 (M)	0,5 (M)	0,7 (G)

Samtligt vattendata har erhållits från miljöbyrån vid Ålands landskapsregering.

## 4 Diskussion

### 4.1 Vegetationssamhällena

Lavsböle träsk och Markusbölefjärden visade tecken på högre artdiversitet med 25 respektive 21 taxa, i jämförelse med elva arter för Långsjön, vilket kan förklara att de två förstnämnda fick högre ekologisk status (god och måttlig) än Långsjön (dålig). Vegetationssamhällena i Markusbölefjärden och Långsjön var relativt lika varandra (tab. 3 och 4). Båda dominerades av *Ceratophyllum demersum* och *Myriophyllum spicatum* som bildade tät vegetation längs strandlinjerna ner till ca 4 m. Ett vassbälte kantade stora delar av dessa sjöar, speciellt Markusbölefjärden. Vassen är underrepresenterad i bilagorna (3-5) eftersom transekterna i Markusbölefjärden och Långsjön vid täta vassbestånd drogs från vasskanten utåt. Lavsböle träsk hade ett annorlunda vegetationssamhälle och var inte lika vegetationsrik. Flytbladsväxter dominerade och trådalger och cyanobakterier observerades inte. Speciellt i Långsjön men också i Markusbölefjärden påträffades *Cladophora* sp. och trådformiga kolonier av cyanobakterier på vattenväxterna, ställvis i rikliga mängder. Detta är ett tecken på eutrofiering. När en sjö eutrofieras ökar det totala artantalet till en början, och först när eutrofieringen är mycket kraftig börjar artantalet minska (VUORI et al. 2009). En ökad biomassa leder till igenväxning och konkurrens, vilket leder till dominans av någon eller några arter (NYBOM 1988). Detta kan ses i Markusböle och Långsjön där främst *C. demersum*, men också *M. spicatum*, är starkt dominerande.

Vattendatat visade att samtliga sjöar påvisar nästan helt syrefri miljö vid botten under någon period av sommaren även om bara kortvarigt i Markusbölefjärden. Lavsböle träsk hade lägre forsforhalter vid botten än de två andra sjöarna, vilket ytterligare tyder på att den är mindre eutrofierad än de två övriga. Dock var siktdjupet högst i Långsjön och lägst i Markusbölefjärden, vilket kan förklaras med att halten av klorofyll *a* visade en tendens att vara lägst i Långsjön. Ljustillgången är den viktigaste faktorn för djuputbredning av makrofyter, och eutrofiering ses bäst genom djuputbredningen då fytoplanktonmassan ökar vid ökad näringshalt. Därför är notering av maximal djuputbredning av arterna viktig även om det inte ingår i klassificeringen. Anmärkningsvärt är att vegetationen i Lavsböle träsk gick ner till endast ca 2 m djup, jämfört med ca 4 m i de två andra sjöarna. Detta kan ha att göra med det humusrika vattnet i Lavsböle träsk och vegetationstypen. Brunt humusrikt vatten har naturligt också ett lågt pH värde (ILMAVIRTA & TOIVONEN 1986) vilket man även i Lavsböle träsk såg en antydning till i vattendatat. Typindelningen av Lavsböle träsk som RrRk bör ses över, sjön kunde eventuellt tillhöra typen humusrik (Rh) i stället, vilket skulle påverka klassificeringen.

## 4.2 Klassificering av sjöarna

Sjöarnas ekologiska status på basis av vattenvegetationen år 2010 var måttlig för Markusbölefjärden, dålig för Långsjön medan Lavsböle träsk var den enda som fick god status. Vattenparametrarna (tot-P, tot-N) och Chl-a gav Markusbölefjärden och Långsjön måttlig status, medan Lavsböle träsk erhöll god status. Vattendatat skulle alltså höja den ekologiska statusen i Långsjön en aning. Resultaten i den här studien gav sämre ekologisk status för Markusbölefjärden och Långsjön än HÄGGQVIST & PERSSON (2009) har påvisat på basis av fiskbestånden och vattenparametrar i dessa sjöar. Både fiske från två år (2007 och 2009) och den sammanlagda klassificeringen med hydrografidata från nio år (2000-2008) har gett god status för de två sjöarna. Lavsböle träsk ingick inte i deras studie.

Slutlig klassificering av sjöarna skall ske på basis av en sammanlagd klassificering med flere variabler, varav vattenvegetation är en. Vattenvegetationen har visat sig vara en viktig indikator för sjöarnas näringsstatus, främst för fosfor (NATURVÅRDSVERKET 2007). Klassificeringen av makrofyter är jämfört med många andra variabler komplicerad, eftersom det baserar sig på flere index. Av de tre indexen är referensindexet utvecklat för att uttrycka vattensdragets fosforhalt och anses därför bäst beskriva övergödningstrender (HELLSTEN 2009, opubl.). Enligt HELLSTEN (2009 opubl.) korrelerar RI bäst med både andel åker i tillrinningsområdet och fosforhalt. I den här studien tenderade PMA att ge sämre status för sjöarna än de två övriga.

Sommarens vattendata skall ses som preliminära i fråga om klassificering, eftersom minst tre års data rekommenderas för en klassificering. I fråga om vattenvegetationens koppling till vattenparametrarna bör man komma ihåg att vattenvegetationen är relativt trög in sin respons på förändrade näringshalter och de återspeglar snarare vårens och försommarens näringsstatus än situationen vid själva inventeringstillfället (NATURVÅRDSVERKET 2007).

Enligt resultatet baserat på vegetationssamhällena borde man vidta åtgärder i Markusbölefjärden och Långsjön för att förbättra vattenkvaliteten. Det är känt att samtliga undersökta sjöar är människopåverkade genom jordbruk och bosättning (kap. 2.1) och detta kunde ses över. Så kallad biomanipulering kan också utvärderas, dvs. att avlägsna biomassa i form av vattenväxter eller fisk.

## 4.3 Förslag till monitoringsprogram av vattenvegetation i sjöar på Åland

Att kartera makrofyter i eutrofa sjöar innebär åtminstone delvis destruktiv provtagning pga. dålig sikt. Metoderna som kan användas för kartering av makrofyter varierar i olika typer av sjöar, t.ex. eutrofa och oligotrofa. I eutrofa sjöar är vattenkikarens användbarhet begränsad liksom metoder som snorkling och dykning. Även vadning kan ställvis vara omöjligt. I den här studien gjordes ett försök att snorkla

men metoden visade sig vara oanvändbar i Markusbölefjärden. Situationen skulle ha varit den samma i Långsjön, eftersom sjöarna har litet siktdjup, mjuka botten och breda vassbälten till relativt stora djup. I Lavsböle träsk skulle metoden kanske varit möjlig. Krattmetoden lämpar sig väl för eutrofa sjöar med dålig sikt. Trots en underrepresentation av helofyter (övervattensväxter) så som vass i datat, pga. metodiken kan generellt ändå nämnas att utbredning av helofyter snarare är beroende av vattenstånd än eutrofering. Det är hydrofyterna som anses återspegla sjöars eutrofieringsförlopp och helofyterna utesluts från många indikatorsystem, t.ex. i Sverige (VUORI et al. 2006, NATURVÅRDSVERKET 2007).

För beräkning av referensindex och typenliga arter behövs data endast på binär skala (finns, finns inte), medan för PMA-indexet krävs att datat är på en semikvantitativ skala (t.ex. 1-7). Det är därför viktigt att i fortsättningen göra en bedömning av täckningsgraden (abundans) i fält också vid användning av kratta, även om metoden inte blir så exakt. Man kan t.ex. använda skalan 1-7 (se kap. 2.4, ii). Ett problem med PMA-beräkningarna i den här studien var att frekvens inte kunde få värdet 1, även om endast en observation gjorts erhöles frekvensvärdet 2. Om man erhåller fler rutor per transekt skulle det fungera, alternativt kunde man automatiskt ge en observerad ruta för en art värdet 1.

De sjöar som är på förslag att karteras och klassificeras 2011 är dricksvattentäkten Dalkarby träsk, och de tre potentiella dricksvattentäkterna Vargsundet, Östra Kyrksundet och Västra Kyrksundet. Tidsåtgången vid kartering beror mycket på vegetationens riklighet, t.ex. gick Lavsböle träsk betydligt fortare att kartera än de vegetationsrika sjöarna Markusbölefjärden och Långsjön. Man kunde hinna med 4-7 sjöar per sommar om man kan använda hela fältsäsongen för fältarbete. Provtagningen skall ske under sensommaren och förhösten när vattenvegetationen är färdigutvecklad. Växstsäsongen varierar dock lite beroende på sommarens väder. Fältarbetet kan utföras i alla slags väder förutom vid stark vind som försvårar arbetet betydligt då båten ofta måste hållas på stället genom att ro. Två personer behövs för arbetet i fält.

Följande metodik föreslås för kartering av vattenvegetation i åländska sjöar: Karteringen av vattenvegetation utförs under perioden ca 15.7-31.8. Tio transekter karteras i varje sjö (area < 2 km<sup>2</sup>). Lämpliga positioner för transekterna väljs ut innan själva fältarbetet inleds genom att från båt rekognosera hela strandlinjen i sjön. Placeringen sker så att sjöns hela urval av vegetationshabitat representeras av de undersökta transekterna, d.v.s. olika väderstreck, exponeringsgrad, typer av markanvändning, öar samt in- och utflöden. Målsättningen är att erhålla en så fullständig artlista som möjligt. Områden utsatta för stor mänsklig påverkan skall undvikas.

Transekterna dras vinkelrätt ut från stranden, och en yttransektlinja används för att mäta avstånd från stranden och läggs ut efteråt under karteringen av en transekt. Kartera en 50 x 50 cm ruta med ett djupintervall på 20 cm längs transekten, med början vid stranden. Karteringen görs till vegetationens yttre gräns eller högst 100 m ut från stranden. Den första rutan placeras så att hälften av rutan ligger ovan vattenlinjen och hälften i vattnet enligt rådande vattenstånd. Vegetationskarteringen utförs med



vadning så långt som möjligt och därefter från båt. Vattenkikare och 50 x 50 cm karteringsruta används tills metoden förhindras av grumlighet. Därefter används kratta ner till 2 m djup eller krattans längd som bör vara minst 2 m, och sedan Lutherräfsa. Krattan och räfsan dras två gånger ca 50 cm längs botten tvärs emot transektens riktning. Både krattan och Lutherräfsan bör vara ca 35 cm breda, och avståndet mellan "tänderna" ca 3 cm. Både krattans skaft och Lutherräfsans rep skall vara försedda med dm-mått, vilket används för att mäta djupet vid varje karteringspunkt. Användning av ekolod försvåras ofta av riklig vegetation. I den här studien togs prover med djupintervallet 50 cm när Lutherräfsa användes, på grund av den mer inexacta djupmätningen, men man kan med fördel fortsätta med 20 cm djupintervall även med Lutherräfsan om det känns befogat. När ingen vegetation noteras görs ytterligare två drag på de två följande djupen för att försäkra att ingen mer vegetation upptäcks. Arternas förekomst antecknas som procentuell täckningsgrad per ytenhet (%/0,25 m<sup>2</sup>) när vattenkikare används. Vid bruk av kratta görs karteringen enligt en semikvantitativ skala, som med fördel är skalan 1-7; se kap. 2.4, ii. Om det förekommer ett tätt vassbestånd i transekten dras transekten fr.o.m. där den täta vassvegetationen upphör. I klara sjöar kan snorkling och dykning användas vid karteringen.

Lösdrivande segment av vattenvegetation som drivit iland noteras för att inkluderas i den totala artlistan för sjön om de inte observeras i transekterna som fastväxande. En individ noteras som 0,01 (+) och ett fåtal som 0,1 (++). De växter som inte kan artbestämmas i fält tas med till laboratorium för identifiering. Koordinater tas med en GPS vid start och slut av transekten (totallängd 100 m). Vattenståndet avläses från en pegel vid sjön om möjligt eller erhålls i efterhand av t.ex. vattenbolaget.

Klassificeringen bör följa den finska metoden med de tre indexen som beskrivits i denna studie.

Om vatteprover tas för klassificering skall de tas från de två översta metrarna (0-2 m) för att kunna klassificera sjöarna enligt tot-P, tot-N och klorofyll a.

Det rekommenderas att sjöarna provtas med anseende på vattenvegetation vart 3:e år. Karteringarna kunde göras med kortare intervall det första 10-15 åren för att urskilja eventuella mellanårsvariationer från en långsiktig trend. När samma sjöar karteras på nytt kan transekterna antingen läggas på ca samma ställen, dock inte exakt på samma ställe eftersom metoden är delvis destruktiv, alternativt kan nya ställen kan väljas ut med samma princip som nämns ovan.

Att filma transekterna genom att använda en nedsänkt kamera från båt kunde vara värt att prova. Dock kan användbarheten begränsas av dålig sikt i eutrofa sjöar. Nackdelen med krattmetoden är eventuella artspecifika skillnader i vad som fastnar på krattan. Bristen på korrekta referensvärden är ändå den största bristen vid klassificeringen, förhoppningsvis fastställs referensvärden för alla typer av sjöar i framtiden, även för närings- och kalkrika sjöar.

Denna klassificeringen skall alltså ses som en del av en helhetsbedömning, och man skall inte dra för snabba slutsatser då det baserar sig på bara ett års observationer och bara en biologisk faktor (VUORI et al. 2009). För att utvärdera ekologisk status behöver flere biologiska faktorer undersökas och inkluderas. Fördelen med att undersöka många variabler är att det ger en större möjlighet att fånga upp trender, eftersom det ger en större chans att någon variabel reagerar på förändringar som sker i miljön (VUORI et al. 2006).

## 5 Tack till

Ålands Vatten Ab och Andelslaget Bocknäs Vatten för utlånande av båtar. ÅMHM, speciellt Ann Lindholm, för bistånd med vattendata. Seppo Hellsten och Minna Kuoppala på Finlands miljöcentral för hjälp med klassificeringen. Personalen på Husö biologiska station, speciellt Johanna Mattila och Åsa Hägg för all hjälp, kommentarer på manuskript och goda råd på vägen. Speciellt tack också till praktikanterna för träget roende i fält.

## Litteratur

- FINLANDS MILJÖCENTRAL, 2007. Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten ja ekologisen tilan kokonaisarviointi pintavesissä. URL: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=78015>  
31.10.2010
- HELMINEN, O., 1978. Tillrinning till Markusbölefjärden och Långsjön 1976. Husö biol. stat. Medd. Nr 20, s. 5-30.
- HELLSTEN, S., M. KUOPPALA & J. RIIHIMÄKI. Makrofyytitäydennyksiä 12.1.09. Opubl.
- HÄGGQVIST, K. & J. PERSSON, 2009. Uppföljning av fiskbestånden i Vargsundet, Markusbölefjärden, Långsjön, Östra Kyrksundet och Västra Kyrksundet, samt kräftpopulationen i Vargsundet. Forskn. rapp. från Husö biol. stat. No 125, 67 s.
- HÄMET-AHTI, L., J. SUOMINEN, T. ULVINEN & P. UOTILA (red.), 1998. Retkeilykasvio. 4:e upplagan, 656 s. Naturvetenskapliga centralmuséet, botaniska museet.
- HÄMÄLÄINEN, H., E. KOSKENNIEMI, J. KOTANEN, J. HEINO, R. PAAVOLA & T. MUOTKA, 2002. Benthic invertebrates and the implementation of WPD: sketches from Finnish rivers. I: RUOPPA, M. & K. KARTTUNEN (eds.): Typology and ecological classification of lakes and rivers. TemaNord 2002:566 s. 55-58. Helsingfors, Nordic Council of Ministers, 136 s.
- ILMAVIRTA, V. & H. TOIVONEN, 1986. Comparative studies on macrophytes and phytoplankton in ten small, brown-water lakes of different trophic status. Aqua Fennica 16,2: 125-142.
- KARELL, M., 2003. Förändringar i den högre vegetationen i ett sjösystem som nyligen har isolerats från havet. Pro gradu avhandling, Åbo Akademi, 51 s. + bilagor.
- KUOPPALA, M., S. HELLSTEN & A. KANNINEN, 2008. Sisävesien vesikasviseurantojen laadunvarmennus. Finlands miljöcentral, Helsingfors, 72 s.
- LANGANGEN, A., M. KOISTINEN & I. BLINDOW, 2002. The charophytes of Finland. Mem. Soc. Fauna Flora Fenn. 78: 17-48.
- LINDHOLM, T., 1991. Från havsvik till insjö. Miljöförlaget, Helsingfors, 160 s.
- MARISTO, L., 1941. Die Seetypen Finnlands auf floristischer und vegetationsphysiognomischer Grundlage. Ann. Bot. Soc. Vanamo 15:1-314.

NATURVÅRDSVERKET, 2007. Bilaga A till handbok 2007:4 Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, Stockholm, 133 s.

NOVAK, M. A. & R. W. BODE, 1992. Percent model affinity: a new measure of macroinvertebrate community composition. *Journal of the North American Benthological Society* 11(1): 80-85.

NYBOM, C., 1988. Vesikasvien poiston koetointa vuosina 1972-1986. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 16. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsingfors, 79 s.

SCHAUMBURG, J., C. SCHRANZ, G. HOFMANN, D. STELZER, S. SCHNEIDER & U. SCHMEDTJE, 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes - a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34(4): 302-314.

STELZER, D., S. SCHNEIDER & A MELZER, 2005. Macrophyte based assessment of lakes - a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International Review of Hydrobiology* 90(2): 223-237.

ULVINEN, T., K. SYRJÄNEN & S. ANTTILA (red.), 2002. Suomen sammalet – levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus. *Finlands miljö* 560, 354 s.

VUORI, K.-M., et al. 2006. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. *Finlands Miljöcentral*, Helsingfors, 151 s.

VUORI K.-M., S. MITIKKA & H. VUORISTO (ed.), 2009. Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. *Finlands miljöcentral*, Helsingfors, 48 s.

WEPPLING, K., 1983. Undersökning av Bocknäs vattentäkter sommaren 1983. Forskn. rapp. till Ålands Landskapsstyrelse. Nr 35, 17 s.

ÅLANDS LANDSKAPSREGERING, 2009a. Åtgärdsprogram för Ålands kust-, yt- och grundvatten 2009-2015. Version 1, 10.12.2009. URL: <http://www.regeringen.ax/socialomiljo/miljo/vattendirektiv.pbs> 25.10.2010

ÅLANDS LANDSKAPSREGERING, 2009b. Förvaltningsplan för avrinningsdistriktet Åland. Enligt 5 kap 23 § i vattenlagen för landskapet Åland och enligt vattendirektivet (2000/60/EG). Version 1, 10.12.2009. URL: [http://www.regeringen.ax/composer/upload//socialomiljo/NY\\_del\\_1\\_forvaltningsplan\\_jan.pdf](http://www.regeringen.ax/composer/upload//socialomiljo/NY_del_1_forvaltningsplan_jan.pdf) 25.10.2010

ÖSTMAN, M., 1988. Vattenkvalitet och bottenfauna I Åländska vattentäkter. Forskn. rapp. till Ålands Landskapsstyrelse. Nr 62, 36 s.

## Bilaga 1

Artsammansättning i naturligt eutrofa (RrRk) lerrika sjöar, typenliga arter markerade med kursiv (från: HELLSTEN et al. opubl.).

*Species list in naturally eutrophic (RrRk) clayrich lakes, typical species marked in italics. (from: HELLSTEN et al. unpubl.)*

<b>Art</b>	<b>Frekvens</b>
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	100
<i>Carex rostrata</i> Stokes	100
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. et Schult.	100
<i>Equisetum fluviatile</i> L.	100
<i>Lysimachia thyrsiflora</i> L.	100
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	100
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	100
<i>Carex acuta</i> L.	86
<i>Potamogeton natans</i> L.	86
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	86
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth. & Sm.	71
<i>Sparganium emersum</i> Rehmann	71
<i>Sparganium gramineum</i> Georgi	71
<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol.	57
<i>Comarum palustre</i> L., <i>Potentilla palustris</i> (L.) Scop.	57
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. et Schult.	57
<i>Lythrum salicaria</i> L.	57
<i>Nuphar pumila</i> (Timm) DC.	57
<i>Ranunculus reptans</i> L.	57
<i>Caltha palustris</i> L.	43
<i>Carex lasiocarpa</i> Ehrh.	43
<i>Carex vesicaria</i> L.	43
<i>Cicuta virosa</i> L.	43
<i>Drepanocladus sendtneri</i> (Schimp. ex H. Müll) Warnst.	43
<i>Elatine triandra</i> Schkuhr	43
<i>Isoetes lacustris</i> L.	43
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.	43
<i>Nymphaea alba</i> L. ssp. <i>candida</i> (C. Presl & J. Persl) Korsh	43
<i>Typha latifolia</i> L.	43
<i>Callitriche palustris</i> L.	29
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	29
<i>Iris pseudacorus</i> L.	29
<i>Isoetes echinospora</i> Durieu	29
<i>Lobelia dortmanna</i> L.	29
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	29
<i>Sagittaria natans</i> Pall.	29
<i>Subularia aquatica</i> L.	29
<i>Butomus umbellatus</i> L.	14
<i>Calla palustris</i> L.	14
<i>Carex elata</i> All.	14
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	14
<i>Crassula aquatica</i> (L.) Schönl.	14
<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnst.	14
<i>Elatine hydropiper</i> L.	14
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	14
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	14

<b>Art</b>	<b>Frekvens</b>
<i>Nymphaea alba</i> L. ssp. <i>alba</i>	14
<i>Potamogeton alpinus</i> Balb.	14
<i>Potamogeton compressus</i> L.	14
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	14
<i>Potamogeton obtusifolius</i> Mert. & W. D. J. Koch	14
<i>Potamogeton praelongus</i> Wulfen	14
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank ssp. <i>peltatus</i>	14
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	14
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	14
<i>Sparganium natans</i> L.	14
<i>Typha angustifolia</i> L.	14
<i>Utricularia intermedia</i> Hayne	14
<i>Utricularia vulgaris</i> L.	14
<i>Wernstorffia trichophylla</i> (Warnst.) Tuom. & T. J. Kop.	14

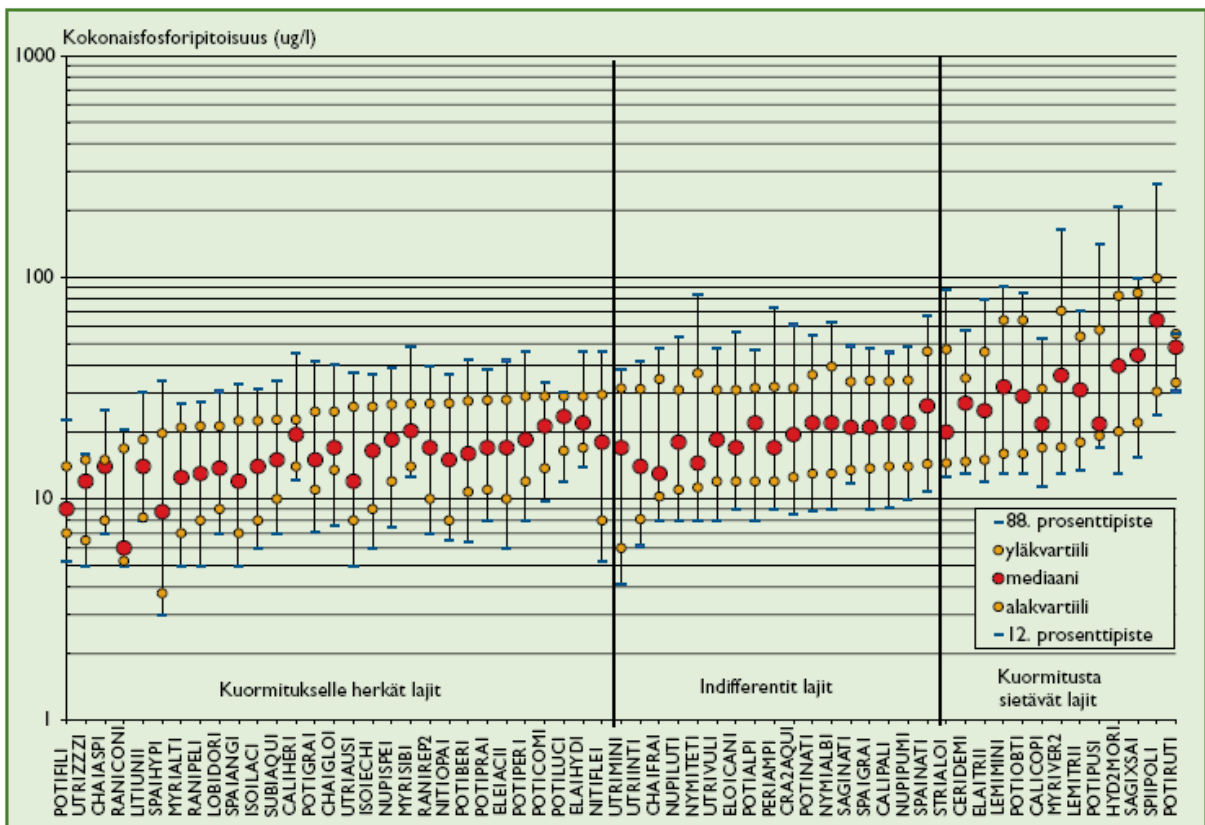


Bilaga 2.

Ovan: Egentliga vattenväxter indelade i grupper på basis av tolerans mot näringbelastning. Nedan: Granskningen av arternas näringskrav baserat på finskt vattenväxtdata från sjöar. Arter som har färre än fyra observationer är borttagna. Sjöar med hög alkalinitet ( $>1 \text{ meq l}^{-1}$ ) har tagits bort (från: VUORI et al. 2009).

Above: Actual water plants divided into groups according to tolerance of eutrophication. Below: The study of nutrient requirements of the underwater plant species based on Finnish lake data. Species noted less than four times are removed. Lakes with high alkalinity ( $>1 \text{ meq l}^{-1}$ ) are removed (from: VUORI et al. 2009).

Kuormitukselle herkät lajit	Kuormitusta sietävät lajit	Indifferentit lajit
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	<i>Callitriche cophocarpa</i>	<i>Callitriche palustris</i>
<i>Chara aspera</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Chara fragilis</i>
<i>Chara globularis</i>	<i>Elatine triandra</i>	<i>Crassula aquatica</i>
<i>Elatine hypodipiper</i>	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	<i>Elodea canadensis</i>
<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Lemna minor</i>	<i>Nuphar lutea</i>
<i>Isoetes echinospora</i>	<i>Lemna trisulca</i>	<i>Nuphar pumila</i>
<i>Isoetes lacustris</i>	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>
<i>Littorella uniflora</i>	<i>Potamogeton obtusifolius</i>	<i>Nymphaea tetragona</i>
<i>Lobelia dortmanna</i>	<i>Potamogeton pusillus</i>	<i>Persicaria amphibia</i>
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	<i>Sagittaria natans x sagittifolia</i>	<i>Potamogeton alpinus</i>
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	<i>Spirodela polyrhiza</i>	<i>Potamogeton natans</i>
<i>Nitella flexilis</i>	<i>Stratiotes aloides</i>	<i>Sagittaria natans</i>
<i>Nitella opaca</i>		<i>Sparganium gramineum</i>
<i>Nuphar lutea x pumila</i>		<i>Sparganium natans</i>
<i>Potamogeton berchtoldii</i>		<i>Utricularia intermedia</i>
<i>Potamogeton compressus</i>		<i>Utricularia minor</i>
<i>Potamogeton filiformis</i>		<i>Utricularia vulgaris</i>
<i>Potamogeton gramineus</i>		
<i>Potamogeton perfoliatus</i>		
<i>Potamogeton praelongus</i>		
<i>Ranunculus confervoides</i>		
<i>Ranunculus peltatus</i>		
<i>Ranunculus reptans</i>		
<i>Sparganium angustifolium</i>		
<i>Sparganium hyperboreum</i>		
<i>Subularia aquatica</i>		
<i>Utricularia australis</i>		





Bilaga 3. Arter och täckningsgrad (%) observerade i Markusbölefjärden per transekt och djup. När kratta använts har täckningsgrad noterats med 1.

Appendix 3. Species and coverage per area (%) observed in lake Markusbölefjärden per transect and depth. When rake was used coverage is marked with 1.

Markusbölefjärden transekt 1-10																					
Djup (cm)	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		
	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	
0	L. minor	55	E. palustris	5			F. antipyretica	1	F. antipyretica	10	F. antipyretica	20	E. palustris	3					F. antipyretica	10	
	L. trisulca	5	Carex sp.	5			C. demersum	1	P. pectinatus	++	P. australis	5	F. antipyretica	10					C. demersum	10	
	E. fluviatile	++	C. rostrata	60			Carex sp.	1	M. spicatum	++	C. demersum	10	C. demersum	10							
	A. plantago-aquatica	+					T. latifolia	1	C. demersum	100	T. angustifolia	5	B. maritimus	50							
	L. thyrsofolia	+							C. aegagrophila	++											
	E. palustris	2																			
	Sparganium sp.	3																			
20	E. fluviatile	+	Sparganium sp.	20			C. demersum	1	F. antipyretica	10	T. angustifolia	5	E. palustris	15					F. antipyretica	2	
	E. palustris	50	F. antipyretica	100			T. latifolia	1	C. demersum	10			F. antipyretica	20					C. demersum	5	
	F. antipyretica	100	M. spicatum	10			L. trisulca	1					P. australis	20							
			C. demersum	10									M. spicatum	2							
			T. latifolia	30									C. demersum	30							
40	E. fluviatile	++	F. antipyretica	10			F. antipyretica	1	F. antipyretica	20	F. antipyretica	20	F. antipyretica	30				F. antipyretica	70	F. antipyretica	10
	F. antipyretica	100	P. australis	++			C. demersum	1	M. spicatum	10	M. spicatum	10	M. spicatum	3				P. australis	20	C. demersum	70
	P. australis	5	M. spicatum	50					C. demersum	10	C. demersum	5	C. demersum	70				M. spicatum	5		
			C. demersum	10							R. circinatus	10						C. demersum	20		
60	F. antipyretica	90	F. antipyretica	20			F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	20	F. antipyretica	5				C. demersum	5	F. antipyretica	5
	P. perfoliatus	5	M. spicatum	30			C. demersum	1	M. spicatum	1	M. spicatum	20	M. spicatum	10						C. demersum	10
	M. spicatum	5	C. demersum	30					C. demersum	1	C. demersum	80	C. demersum	10							
	C. demersum	3									R. circinatus	10	R. circinatus	5							
	R. circinatus	10																			
80	F. antipyretica	70	F. antipyretica	30			F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	20	F. antipyretica	10				F. antipyretica	20	F. antipyretica	1
	C. demersum	50	P. australis	++			M. spicatum	1	M. spicatum	1	M. spicatum	50	P. perfoliatus	5				P. perfoliatus	+	C. demersum	1
	R. circinatus	10	M. spicatum	30			C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	50	M. spicatum	10				C. demersum	50		
			C. demersum	30			R. circinatus	1	R. circinatus	1			C. demersum	50							
			R. circinatus	+			L. trisulca	1					R. circinatus	5							
			C. globularis	+																	
100	F. antipyretica	50	M. spicatum	30			M. spicatum	1	M. spicatum	1	M. spicatum	10	F. antipyretica	1	P. australis	20		F. antipyretica	1	F. antipyretica	1
	M. spicatum	5	C. demersum	60			C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	100	M. spicatum	1	C. demersum	50		C. demersum	1	C. demersum	1

Forts. Markusbölefjärden transekt 1-10

Djup (cm)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
	C. demersum 30 R. circinatus 30	R. circinatus 10		R. circinatus 1	R. circinatus 1			C. demersum 1 R. circinatus 1			
120	P. australis 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	M. spicatum 30 C. demersum 60	P. australis 1 C. demersum 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	L. trisulca 1 F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1	C. demersum 1	F. antipyretica 1 C. demersum 1
140	Lemna minor 1 F. antipyretica 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	C. demersum 1 R. circinatus 1	C. demersum 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 C. demersum 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	C. demersum 1	F. antipyretica 1 C. demersum 1
160	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 C. demersum 1	F. antipyretica 1 C. demersum 1 R. circinatus 1 L. trisulca 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1	C. demersum 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 P. perfoliatus 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 C. demersum 1	F. antipyretica 1 C. demersum 1
180	M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 C. demersum 1	F. antipyretica 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1		F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1	M. spicatum 1 C. demersum 1	F. antipyretica 1 C. demersum 1	
230	C. demersum 1		C. demersum 1	C. demersum 1	C. demersum 1		F. antipyretica 1 C. demersum 1	F. antipyretica 1 M. spicatum 1 C. demersum 1 R. circinatus 1	C. demersum 1	F. antipyretica 1 C. demersum 1	
280							F. antipyretica 1 C. demersum 1	C. demersum 1	C. demersum 1	F. antipyretica 1 C. demersum 1	
330							C. demersum 1	C. demersum 1	C. demersum 1	C. demersum 1	
380			C. demersum 1				C. demersum 1	C. demersum 1	C. demersum 1		

Bilaga 4. Arter och täckningsgrad (%) observerade i Långsjön per transekt och djup. När kratta använts har täckningsgrad noterats med 1.

Appendix 4. Species and coverage per area (%) observed in lake Långsjön per transect and depth. When rake was used coverage was marked with 1.

Långsjön transekt 1-10																						
Djup (cm)	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10			
	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%		
0	F. antipyrética	5			P. australis	20	C. demersum	5	C. fracta	0,5										M. spicatum	1	
	M. spicatum	5			Okänd strandväxt	++	C. fracta	5	C. aegagrophila	0,5										L. minor	1	
	C. demersum	10							P. australis	30										Okänd strandväxt	1	
	R. circinatus	5																				
20	F. antipyrética	20	M. spicatum	20	M. spicatum	5	M. spicatum	10	C. demersum	0			F. antipyrética	1						M. spicatum	1	
	M. spicatum	5	C. fracta	1			C. demersum	10					M. spicatum	1						C. demersum	1	
	C. demersum	50					R. circinatus	5					C. demersum	1						L. trisulca	1	
							C. fracta	3					R. circinatus	1								
							T. angustifolia	5					C. fracta	1								
													C. aegagrophila	1								
													P. australis	1								
													L. trisulca	1								
40	F. antipyrética	20	M. spicatum	50	M. spicatum	20	M. spicatum	10	M. spicatum	+	F. antipyrética	1	F. antipyrética	1					M. spicatum	5	M. spicatum	1
	M. spicatum	5	C. fracta	3			C. demersum	100	C. demersum	+	M. spicatum	1	M. spicatum	1					C. demersum	20	C. demersum	1
	C. demersum	70					C. fracta	+	C. fracta	0,5	C. demersum	1	C. demersum	1							L. trisulca	1
	R. circinatus	5							C. aegagrophila	0,5	R. circinatus	1	C. fracta	1								
	C. fracta	5									Cladophora sp.	1	C. aegagrophila	1								
											T. angustifolia	1										
60	F. antipyrética	10	F. antipyrética	1	C. demersum	++	M. spicatum	30	M. spicatum	5	F. antipyrética	1	F. antipyrética	1	F. antipyrética	1	F. antipyrética	1	F. antipyrética	1	M. spicatum	1
	C. demersum	100	M. spicatum	100			C. demersum	100	C. demersum	20	C. demersum	1	M. spicatum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1
	R. circinatus	1	C. demersum	50			C. fracta	5			R. circinatus	1	C. demersum	1	R. circinatus	1	R. circinatus	1	L. trisulca	1	L. minor	1
			C. fracta	1							Cladophora sp.	1	R. circinatus	1	C. fracta	1	C. fracta	1				
													C. fracta	1	C. aegagrophila	1						
													C. aegagrophila	1	P. australis	1						
80	F. antipyrética	1	F. antipyrética	1	C. demersum	100	C. demersum	100	F. antipyrética	1	F. antipyrética	1	F. antipyrética	1	F. antipyrética	1	F. antipyrética	1	F. antipyrética	1	F. antipyrética	1
	M. spicatum	1	M. spicatum	1					C. demersum	100	C. demersum	1	M. spicatum	1	M. spicatum	1	M. spicatum	1	M. spicatum	1	M. spicatum	1
	C. demersum	1	C. demersum	1							Cladophora sp.	1	C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1
	R. circinatus	1	C. fracta	1									C. fracta	1	R. circinatus	1	R. circinatus	1	R. circinatus	1	R. circinatus	1
	C. fracta	1											C. aegagrophila	1	C. fracta	1	C. fracta	1				

## Forts. Långsjön transekt 1-10

Djup (cm)	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10	
	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%
													L. trisulca	1	C. aegagrophila	1	L. trisulca	1		
100	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	C. demersum	100	F. antipyretica	5	C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1
	M. spicatum	1	M. spicatum	1			C. demersum	100			Cladophora sp.	1	C. fracta	1	M. spicatum	1	C. demersum	1	M. spicatum	1
	C. demersum	1	C. demersum	1									C. aegagrophila	1	C. demersum	1	R. circinatus	1	C. demersum	1
	R. circinatus	1												R. circinatus	1	C. fracta	1	R. circinatus	1	
	C. fracta	1												C. fracta	1			R. circinatus	1	
														C. aegagrophila	1					
120	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1
	M. spicatum	1	M. spicatum	1							M. spicatum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	M. spicatum	1	M. spicatum	1
	C. demersum	1	C. demersum	1							C. demersum	1	R. circinatus	1	C. fracta	1	C. demersum	1	C. demersum	1
	R. circinatus	1									Cladophora sp.	1	L. trisulca	1	C. aegagrophila	1	R. circinatus	1		
	C. fracta	1														L. trisulca	1			
																C. globularis	1			
140	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1
	M. spicatum	1	M. spicatum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	M. spicatum	1	M. spicatum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	M. spicatum	1
	C. demersum	1	C. demersum	1							C. demersum	1	C. demersum	1	R. circinatus	1	C. fracta	1	C. demersum	1
	R. circinatus	1									R. circinatus	1								
	C. fracta	1									Cladophora sp.	1								
160	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	C. demersum	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	C. demersum	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1
	M. spicatum	1	C. demersum	1			C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1			M. spicatum	1	M. spicatum	1	M. spicatum	1
	C. demersum	1	C. fracta	1											C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1
	R. circinatus															C. fracta	1			
	C. fracta	1																		
180	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	C. demersum	1	C. demersum	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	F. antipyretica	1
	C. demersum	1	C. demersum	1					M. spicatum	1	C. demersum	1						C. demersum	1	
	C. fracta	1							C. demersum	1	Cladophora sp.	1						C. fracta	1	
230	C. demersum	1	F. antipyretica	1	C. demersum	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	F. antipyretica	1	M. spicatum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1
			M. spicatum	1			M. spicatum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1						
			C. demersum	1			C. demersum	1												
280	C. demersum	1	F. antipyretica	1	C. demersum	1	F. antipyretica	1	C. demersum	1	F. antipyretica	1	C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1	C. demersum	1
			C. demersum	1			C. demersum	1			C. demersum	1							M. spicatum	1
																			C. demersum	1
330	C. demersum	1			C. demersum	1	C. demersum	1			C. demersum	1			C. demersum	1				

Bilaga 5. Arter och täckningsgrad (%) observerade i Lavsböle träsk per transekt och djup. När kratta använts har täckningsgrad noterats med 1.

Appendix 5. Species and coverage per area (%) observed in lake Lavsböle träsk per transect and depth. When rake was used coverage was marked with 1.

Lavsböle träsk transekt 1-10																				
Djup (cm)	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10	
	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%	Art	%
0			A. glutinosa	10	L. salicaria	5	P. natans	3	N. lutea	5			N. lutea	1	E. fluviatile	1	M. gale	10	A. glutinosa	50
			N. lutea	+			M. gale	50	P. gramineus	5			E. fluviatile	1	J. filiformis	2	P. perfoliatus	2		
			P. natans	+			E. palustris	5	Carex sp.	1					Carex sp.	2	P. gramineus	2		
			M. spicatum	+			P. australis	5	M. spicatum	5							Okänd	3		
			P. praelongus	+			P. perfoliatus	1	A. glutinosa	50							C. nigra	5		
			C. vesicaria	3			P. gramineus	4									L. salicaria	1		
							Okänd	2												
20					L. salicaria	3	N. lutea	2	Carex sp.	90	M. gale	5	M. gale	15	E. fluviatile	1	M. gale	10		
					Okänd strandväxt	1	P. gramineus	7			P. australis	2	P. gramineus	50	Carex sp.	30				
							J. bulbosus	3			P. gramineus	5	E. fluviatile	1						
											Carex sp.	50								
											M. spicatum	2								
											C. palustre	2								
											L. salicaria	2								
40			N. lutea	3	N. lutea	20	P. australis	3	Carex sp.	5	M. gale	10	P. gramineus	20	E. fluviatile	++				
			B. rivulare	3	E. fluviatile	1	C. rostrata	5			P. perfoliatus	3	S. angustifolium	5						
											P. gramineus	5								
											Okänd	3								
											S. angustifolium	2								
											M. spicatum	2								
											P. obtusifolius	2								
											E. mamillata	+								
60					N. lutea	3	S. angustifolium	5	N. lutea	2	P. gramineus	50	N. lutea	10			N. lutea	5		
											S. angustifolium	2	P. gramineus	80			P. perfoliatus	10		
																	P. gramineus	10		
																	N. alba	5		
80	N. lutea	20	N. lutea	20	N. lutea	50	P. australis	3	P. gramineus	10	P. gramineus	70	N. lutea	60			N. lutea	30	N. lutea	60
	P. obtusifolius	5					P. gramineus	6	S. angustifolium	30	S. angustifolium	2	P. gramineus	30			P. gramineus	5		





## De senaste Forskningsrapporterna från Husö biologiska station:

- No 115** 2006 MÄENSIVU, M.: Testning av parametrar (klorofyll-a och djuputbredning av blåstång, *Fucus vesiculosus*) för beskrivning av biologiska kvalitetsfaktorer enligt EU:s ramdirektiv för vatten [*Testing the parameters (chlorophyll-a and depth distribution of bladder wrack, Fucus vesiculosus) for describing the Biological Quality Elements according to the EU Water Framework Directive*]
- No 116** 2007 AHLBECK, I.: Kartering av fiskbestånd på Föglö, SE Åland. (*Survey of fish stocks on Föglö, SE Åland*).
- No 117** 2007 NYGÅRD, H.: Bottenfaunan och hydrografen i den åländska ytterskärgården sommaren 2006. (*The benthic fauna and hydrography in the outer archipelago zone of Åland Islands in the summer of 2006*).
- No 118** 2007 KOHONEN, T. & J. MATTILA (red.): Mesoskaliga vattenkvalitetsmodeller som stöd för beslutsfattande i skärgårdsregionerna Åboland-Åland-Stockholm, BEVIS-slutrapport. (*Mesoscale water quality models as support for decision making in the archipelagos of Turku, Åland and Stockholm, BEVIS final report*).
- No 119** 2007 PUNTILA, R.: Basinventering av potentiellt viktiga *Chara*-vikar på norra Åland. (*Fundamental research of potentially important Chara-bays in northern Åland*).
- No 120** 2007 MUSTAMÄKI, N. & I. AHLBECK: Fisk- och kräftbestånden i fem åländska sjöar sommaren 2007. Vargsundet, Markusbölefjärden, Långsjön, Östra Kyrksundet och Västra Kyrksundet. (*Fish and crayfish stocks in five lakes in the Åland Islands in the summer of 2007*).
- No 121** 2008 SÖDERSTRÖM, S.: Test av klassificeringsmetoder för Ålands kustvatten enligt EU:s ramdirektiv för vatten – Klorofyll-a och mjukbottenvegetation. (*Testing of classification methods for coastal waters at Åland Islands according to the EU Water Framework Directive – Chlorophyll-a and soft-bottom vegetation*).
- No 122** 2009 AARNIO, K.: Kvalitetsfaktorer för EU:s vattendirektiv i kustområden: bottenfauna. Jämförelse av olika sållstorlek och provtagningsdesign i beskrivandet av bottenfaunasamhällen. (*Quality elements for EU Water Framework Directive in coastal areas: zoobenthos. Comparing different sieve sizes and sampling designs in characterizing the zoobenthic assemblages*).
- No 123** 2009 PERSSON, J.: Uppföljning av kräftbestånden i fyra Åländska sjöar 2008. (*A follow up study of the crayfish populations in four lakes in Åland 2008*).
- No 124** 2009 NYSTRÖM, J.: Basinventering av bottenvegetationen i grunda havsvikar med potentiell förekomst av kransalger i Saltvik, Sund och Föglö, Åland (*An inventory of the underwater vegetation in coastal lagoons with a potential presence of stoneworts in Saltvik, Sund and Föglö, Åland Islands*).
- No 125** 2009 HÄGGQVIST, K. & J. PERSSON: Uppföljning av fiskbestånden i Vargsundet, Markusbölefjärden, Långsjön, Östra Kyrksundet och västra Kyrksundet, samt kräftpopulationen i Vargsundet. (*A follow-up study of the fish population in lakes Vargsundet, Markusbölefjärden, Långsjön, Östra Kyrksundet and västra Kyrksundet, as well as crayfish population in lake Vargsundet*).
- No 126** 2010 KIVILUOTO, S.: Basinventering av potentiella lekplatser för abborre (*Perca fluviatilis*) och gädda (*Esox lucius*) i grunda vikar på västra och södra Åland. (*Basic survey of shallow bays as potential spawning places and nursery areas for perch (Perca fluviatilis) and pike (Esox lucius) in western and southern Åland*).
- No 127** 2010 SALO, T.: Kartering av potentiella lekplatser för abborre (*Perca fluviatilis* L.) och gädda (*Esox lucius* L.) i Geta, Sund och Lemland, Åland (*Mapping of possible spawning grounds for perch (Perca fluviatilis L.) and pike (Esox lucius L.) in Geta, Sund and Lemland, Åland Islands*).
- No 128** 2011 BYSTEDT, S.: Kartering av vattenvegetation och klassificering av sjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Lavsböle träsk enligt EU:s ramdirektiv för vatten. (*Survey of aquatic vegetation and classification of the lakes Markusbölefjärden, Långsjön and Lavsböle träsk according to the EU Water Framework Directive*) (Detta nummer, present no.)

ISSN 0787-5460  
ISBN: 978-952-12-2548-2

Åbo 2011  
Uniprint