



## **En jämförelse av fytoplankton vid kust och utomskärs i Pukaviksbukten**

Kristina Wallnäs

Examensarbete i biologi, 10 poäng  
Institutionen för Matematik och Naturvetenskap  
Högskolan Kristianstad  
Kristianstad 2005

**Handledare/supervisor:**

Ann-Sofi Rehnstam-Holm, docent i mikrobiologi

**Examinator/examiner:**

Magnus Thelaus, universitetslektor i biologi

**Författare/author:**

Kristina Wallnäs

**Titel:**

En jämförelse av fytoplankton vid kust och utomskärs i Pukaviksbukten

**Title:**

Comparison of algal species from inshore and offshore stations in Pukaviksbukten

**Abstract**

The Baltic Sea is a large inner sea that has great differences in salinity from north to south. The shape makes the sea vulnerable to variation in oxygen levels and different kinds of pollution, which stays in the water system for a long time. As result there can be differences in composition and less variation of species. The area which has been investigated in this study is a part of Pukaviksbukten. This bay has become a Ramsar area and is included in Natura 2000. The area has a special nature with vulnerable organisms and wetlands. The idea behind these projects is to protect and maintain the special nature types in this area for the future. This study analyses the algae composition as well as chemical and physical parameters at two different stations in Pukaviksbukten, at the coast of Blekinge. The two stations were thought to be different regarding distance from the coastline, water turbulence and nutrient loads. The hypothesis was that there should be a difference in composition of algae species between the stations with depth and between sampling days. The samples were collected at two occasions, separated by one week. The first station is located close to the mouth of the river Mörrum. The second station is located near the island Hanö.

Compared with previously recorded values, the analysis of total nitrogen showed very high concentrations at both stations. The concentration of total phosphorus was normal for the area. A comparison between total nitrogen and phosphorus showed that total phosphorus were the limiting factor in the area. The nutrient levels showed very small differences between the two stations, with a little bit more nitrogen near the coast and little bit more phosphorus at the out shore station. There were differences between depths, with higher values in deeper water. Results showed high oxygen levels and good sight depths. Conductivity and pH values were normal with only a slight difference between the two stations. There was no clear difference in algal species composition, neither between stations, depth or sampling days. The results showed instead that the variation in species was higher near the coast and in shallow water. The analysis of chlorophyll as well as the secci-disc analyses indicated low concentration of algae. There was a clear dominance of cyanobacteria in the water. These facts can be explained by the fact that they had recently a maximum of growth and that the samples were collected between two major blooming events, the summer cyanobacterial bloom and the autumn diatom bloom.

## Innehåll

	<i>Sidnummer</i>
1 Bakgrund.....	1
1.1 Varför är Östersjön ett känsligt hav?.....	1
1.2 Pågående övervakning.....	2
1.3 Arbetets innehåll.....	2
1.4 Algers habitat.....	2
1.5 Forskning och utveckling.....	3
1.6 Området.....	3
1.7 Arbetets användning.....	4
2 Material och metod.....	5
2.1 Provtagningsområde.....	5
2.2 Provtagning i fält.....	5
2.3 Laboratorieanalys.....	7
3 Resultat.....	9
3.1 Fysikaliska parametrar.....	9
3.2 Närsalter.....	13
3.3 Alger.....	17
4 Diskussion.....	24
5 Referenser.....	31

### Bilagor [Ej tillgängliga genom Tsunami]

- 1. Datum, väder, GPS och fysikaliska parametrar**
- 2. Närsalter**
- 3. Kvantitativ analys**
- 4. Karta över K6 och K24**
- 5. Kartor över Hanö- och Pukaviksbukten**
- 6. Karta över Forsbacka**
- 7. Bilder på alger**

## 1 Bakgrund

### 1.1 Varför är Östersjön ett känsligt hav?

Östersjön är ett av jordens största bräckvattenhav och är helt unikt i sitt slag. Men Östersjön är också ett känsligt vattensystem. Den är ett innanhav med ett begränsat utbyte med Västerhavet och Atlanten och detta utbyte är väldigt litet. Att utbytet är litet påverkar hela Östersjöns vattenomsättning då det tar cirka 25-30 år innan vattnet helt byts ut. Ämnen som vi människor släpper ut på land och i vatten kan ansamlas och påverka Östersjön väldigt länge (Brenner 2004). Vattenpelaren i Östersjön består av ett övre sötare och ett undre saltare vatten, däremellan formas ett haloklint språngskikt som mer eller mindre hindrar de två vattenmassorna att blandas med varandra. På grund av skiktningen kan syre inte tillföras djupvattnet från ytvattnet, istället tillförs det nytt syrerikt vatten från Västerhavet. Stora inflöden av saltare vatten som förmår att ersätta bottenvattnet i Östersjön är ovanliga och sker bara vid kraftiga stormar som pågår en längre tid (SMF 2005). Att Östersjöns botten kan liknas vid en berg- och dalbana till topografi gör det svårt att syresätta alla havets bottenar (bild 1). Resultatet blir att syrefria bottenar lätt bildas med inslag av svavelvätebildade mattor. Organismer i havet behöver syre för att kunna leva. Svavelväte är ett gift som kan få hela organismsamhällen att slås ut.

Även bräckvattnet som finns i Östersjön påverkar organismerna. Eftersom det inte finns speciella bräckvattenarter måste organismerna i havet anpassa sig till de ständigt varierande salthalterna, vilket stressar arterna och gör dem extra känsliga för förändringar och föroreningar (Brenner 2004).

Mänskliga utsläpp kan bidra till minskad diversitet där djurens och växternas sammansättning ändras. Djur och växter som för oss människor har ett ekonomiskt värde ersätts av andra mindre intressanta organismer. Som belysande exempel kan nämnas att omtyckt matfisk som torsk ersätts av andra typer av fisk (Canter-Lund & Lund 1995).

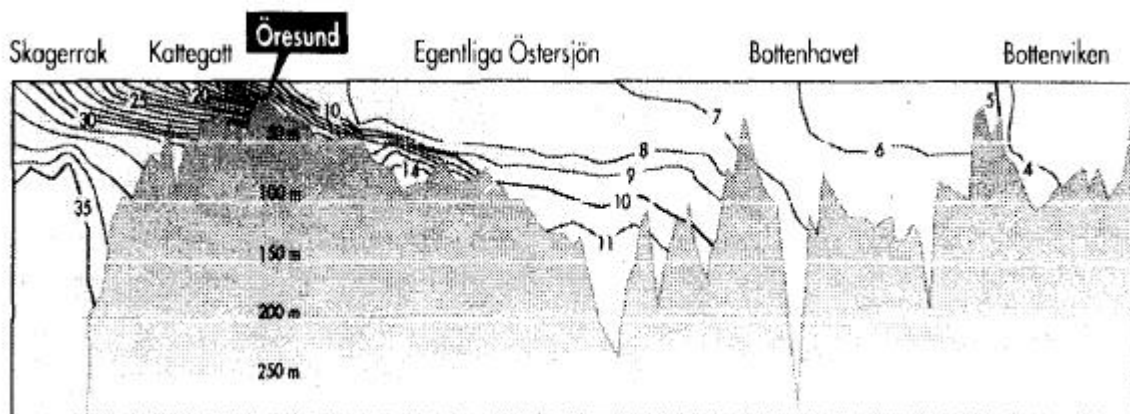


Bild 1. Djupförhållanden i Östersjön. Framtagen av Stefan Bydén (Bydén et al. 1996).

## 1.2 Pågående övervakning

För att kunna övervaka företeelser som utsläpp, övergödning och klimatförändringar och samtidigt förbättra tillståndet i Östersjön, har det utformats miljöövervakningsprogram på både internationell, nationell och regional nivå (Brenner 2004). Blekinges Vattenvårdförbund och Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten (Tobiasson et al. 2001) är ett exempel på regional nivå. Hanöbuktens kustvatten har kontinuerligt undersökts sedan 1990. Meningen med undersökningarna är att övervaka miljön i buktens kustvatten och att konstatera eventuell påverkan från utsläpp eller andra förändringar (Tobiasson 2004). Bland annat tittar man på närsaltens och mikroalgers förekomst på olika platser längs kusten.

## 1.3 Arbetets innehåll

Fytoplanktons artsammansättning, samt kemiska och fysikaliska data jämfördes mellan ett kustnära (eutrofierat) och en mer opåverkad station utomskärs.

Min hypotes var att man skulle kunna se en skillnad i artsammansättningen hos algerna mellan stationerna, mellan olika djup och vid olika provtagningsdagar. Eftersom vattnet vid den mer kustnära stationen torde innehålla mer näringsämnen som kommer med sötvatten från olika tillrinningsområden (Tobiasson 2004), borde sammansättningen se olika ut vid stationerna. I arbetet jämförs några av mina resultat med tidigare undersökningar från området. Med finns även lite information om dagens forskning och åtgärder som förhoppningsvis medför en ljusare framtid för Östersjön.

## 1.4 Algernas habitat

Sötvattenalger som hittas i Östersjön kan med åar och andra tillrinnings områden komma ut i havet. Släktet *Cyclotella* som är kiselalger är sådana där de flesta arter finns i sötvatten. Guldalger av släktet *Dinobryon spp.* är mestadels sötvattenarter men kan även leva i bräckvatten. En del sötvattenalger kan anpassa sig till det bräckta vattnet och utvidgar sitt utbredningsområde. Exempel på en sådan är *Scroederia setigera*, en grönalg som förekommer i olika typer av sjöar. Andra exempel är dinoflagellaten *Heterocapsa triquetra* och kiselalgen *Chaetoceros subtilis*. Bland de arter som kan leva i de flesta vatten återfinns t.ex. kiselalgsläktena *Suriella spp.*, *Fragellaria spp.*, *Asterionella spp.* och arten *Skeletonema costatum*. *Aphanizomenon flosaquae* som tillhör gruppen cyanobakterier är dels en bräckvattenart men även allmänt förekommande i andra vatten. Släktet *Entemoneis* är huvudsakligen marina. Det finns även alger som ger en indikation på att vattnet de lever i är näringsrikt eller är viktiga blomningsarter. Näringsälskande alger är t.ex. grönalgerna *Scenedesmus spp.*, *Treubaria triappen-diculata* och *Pediastrum sp.* Grupper som ger upphov till algblomningar kan både vara farliga och ofarliga. Farliga alger producerar gifter som kan leda till en annan organsims död om t.ex. giftalgen äts i tillräcklig mängd. Blomning av ofarliga alger gör däremot ingen direkt skada på andra levande varelser. Exempel på ofarliga, algblommande grupper är cyanobakterien *Aphanizomenon flosaquae*, guldalgen *Dinobryon spp.* och kiselalgen *Asterionella spp.* (Tikkanen & Willén 1992).

En metod som ännu inte utnyttjas fullt ut idag är satelliter för miljöövervakning över Östersjöns vatten (SMF 2005). Denna metod kan hjälpa människor att bättre förstå hur blomningar fungerar och sätta in rätt åtgärder för att minimera skador som kan uppkomma. Genom att studera vattnets ljuskvalitet och koppla samman detta med aktuell algförekomst

kan man lättare förutspå framtida blomningar. Det finns en nackdel med denna metod och det är att satellitövervakning inte fungerar vid molnigt väder.

Förkortningen spp. betyder att flera algarter från samma släkte har hittats, medan förkortningen sp. betyder att bara en algart inom ett släkte har hittats.

## 1.5 Forskning och utveckling

Sedan urminnes tider har tillförsel av näring till jordbruk skett för att öka produktionen av växter. Först på senare tid har man börjat se oönskade effekter av ökat tillskott av näring på land och i hav. Organismers utveckling påverkas i stor grad av fosfor och kväve. Naturligt sker ett kretslopp, där näringsämnen tillförs och transporteras bort i ekosystemen. Mänsklig påverkan har medfört en rubbning av dessa kretslopp. Extra tillskott av näringsämnen medför en ökad produktion av organiskt material. En mindre diversitet och ökad syrebrist på djupare botten kan vara några effekter (Bingman 1993). För att minska dagens stora tillskott på näringsämnen i naturen vidareutvecklas bl.a. avloppsreningsverk, fosforsnåla produkter och återvinning. Eftersom åar är stora transportleder av näringsämnen ut till kusten, kan man utforma dessa så att mängden ämnen minskar på sin väg till havet. Utformning av meanderlopp, hästskor (avsnörningar i åar där denitrifikation sker) och så kallade "riffle pools" (ojämnheter på botten bestående av t.ex. stenar) gör att vattnet bromsas upp och en minskning av närhalter och förhöjd syrestatus blir som följd. Djurhållning bidrar med mycket näring där olika tillslutningskärl har utvecklats för att minska avdunstning av kväveföreningar till luften. En metod idag är att ta till vara den metangas som bildas vid syrefri nedbrytning av avfall, gas som sedan kan användas som bränsle för fordon.

När man mäter olika parametrar i vattnet för att se eventuell miljöpåverkan är det väldigt viktigt att veta när värden är för höga. Det pågår idag ett intensivt arbete med att ta fram referensvärden för olika vatten. De halter som arbetas fram är de halter som rådde för 100-150 år sedan då miljön var mindre påverkad av människan. För att kunna rekonstruera tidigare miljö tillstånd studeras sedimentarkiv från olika kustområden i Nordeuropa. Metoder med sedimentarkiv har tidigare använts när man t.ex. skulle studera försurningens bakgrund i sjöar. Det visar sig vara svårare att undersöka kustområden eftersom vattnet här är i större rörelse. Vågor och vind samt bottenlevande organismer rör om i sedimenten som gör det svårt att få en tydlig bild på hur lagren ligger, vilket är nödvändigt för att kunna få en bra bakgrund (SMF 2005).

## 1.6 Området

Området Mörrumsån-Pukaviksbukten är idag klassat som ett Ramsarområde sedan 2001 och ingår i Natura 2000. Området är utvalt för att det har en säregen natur. Platsen innehåller t.ex. representativa exempel på naturliga våtmarkstyper (å med anslutande grund miljö). Det finns mer än 30 nationellt rödlistade arter, vissa typiska för EU: s kontinentala område. Dessa finns bl.a. bland de många fiskarter som lever i området, där miljön är viktig plats för lek, uppväxt och födosök. Exempel på arter är lax och havsöring som har en stor betydelse för fisket (Naturvårdsverket 2005).

### **1.7 Arbetets användning**

Så långt jag vet har inga tidigare underökningar gjorts vid de två stationerna som har undersökts. Jag har heller inte sett några tidigare undersökningar där man har jämfört vattnets komposition mellan ett kustnära område med ett område mer utomskärs. Arbetets resultat kan vara ett tillskott till en mer tydlig översikt över Pukaviksbuktens hydrografiska och biologiska tillstånd och framtida forskning. Arbetet kan också vara intressant för kommande studenter som gör arbeten inom samma område där resultaten kan användas som referens. Det kan vara intressant för människor i allmänhet att läsa detta, få information hur det allmänna tillståndet var i vattnet vid dessa stationer på sensommaren 2005. Undersökningar av det här slaget är trots allt väldigt viktiga för att man ska bli bättre på att ta hand om Östersjön i framtiden.

## 2 Material och metod

### 2.1 Provtagningsområde

De två stationerna som undersöktes ligger i Pukaviksbukten i Blekinge län (bild 2). Stationen närmast kusten (kustnära) ligger ca 1 km från kusten och omfattade tre närliggande provtagningspunkter (se markering med gröna trekantar i bild 2). Stationen längst ut i bukten (utomskärs) ligger ca 25 meter innanför Hanös kust och omfattade tre närliggande provtagningspunkter (se markering med röda cirklar i bild 2). Avståndet mellan stationerna är ca 30 km.

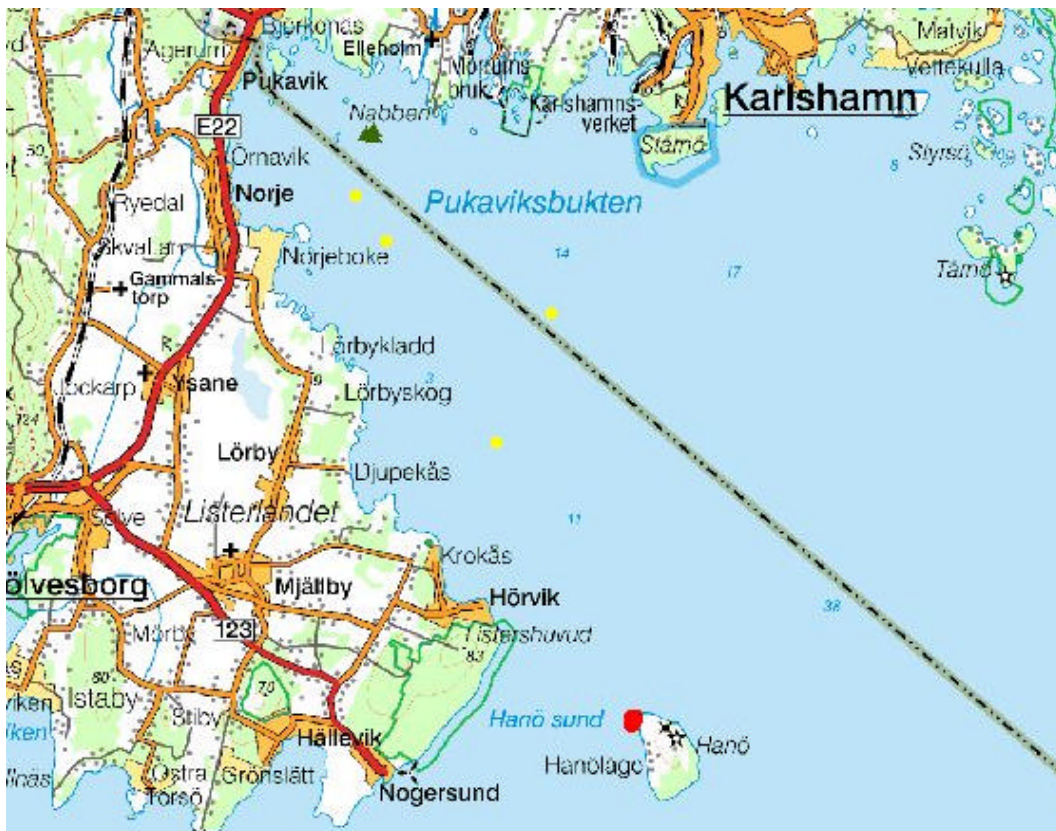


Bild 2. Karta över provtagningsområden. Framtagen från lantmäteriets digitala kartbibliotek.

För att få en så representabel bild som möjligt av områdets vatten valdes tre provtagningspunkter ut med hjälp av GPS (WGS 84, bilaga 1). Dessa punkter kom sedan att ligga till grund för de provtagningar som skedde vid två tillfällen med en veckas intervall.

### 2.2 Provtagning i fält

Vid varje station antecknades datum, tid, väder, lufttemperatur och vindriktning (bilaga 1).

#### Siktdjup

Vid varje punkt mättes siktdjupet med en secci-skiva. Eftersom skivans rep var förmärkt varje meter kunde djupet där vilket skivan inte syntes längre antecknas.



**Syrgas och temperatur**

Språngskiktet lokaliserades med en syrgasprob med inbyggd termometer (Orion 835). Syrgasvärden togs med syrgasprob för varje meter från ytan (1 meter) ner till 12 meter. Eftersom ingen större förändring i syrgaskoncentrationen kunde upptäckas med ökat djup dag 1, beslutades det att ingen fortsatt syrgashaltsmätning skulle göras kommande provdag. Temperaturvärden från dag 2 gav en tydlig bild på var språngskiktet befann sig. P.g.a. detta bestämdes det att utvalda djup från dag 1 användes även dag 2. Mätvärden för syrgas och temperatur visas i bilaga 1.



Bild 3. Provtagning i fält. Foto: Jim Eriksson.

Vattenprover togs från tre djup, strax över, i och strax under språngskiktet. De olika djupen redovisas i bilaga 1. Prov från samma djup och område poolades (blandades), pH, konduktivitet, klorofyll-, närsalts och algprover togs från det poolade provet.

**pH och konduktivitet**

Dessa parametrar mättes direkt så fort vattnet hade poolats med hjälp av pH meter (Knick Portamess<sup>®</sup> 912 pH) och konduktivitets mätare (Crison 524). Mätvärden för pH och konduktivitet visas i bilaga 1.

**Klorofyll**

Klorofyllprov togs med hjälp av en klorofyllfilterutrustning. En känd mängd provvatten filtrerades genom ett filter som sedan förvarades i aluminiumfolie och frystes för senare analys på laboratorium. Denna filtrering skedde två gånger/djup för att säkerhetsställa senare resultat.

**Närsalter**

Prov togs för nitratkväve, ammoniumkväve, totalkväve, fosfatfosfor, totalfosfor. Provvatten fylldes i förmärkta 100 ml plastflaskor (tabell 1).

Tabell 1. Olika procedurer för förvaring av provvatten i plastflaskor för närsaltsanalys.

Nitrat: Provvattnet togs av filtrerat vatten från klorofyllfilterfiltreringen.
Ammonium: Provvattnet togs från det poolade vattnet.
Totalkväve: Provvattnet togs från det poolade vattnet.
Fosfat: Provvattnet togs av filtrerat vatten från klorofyllfilterfiltreringen och fixerades med 1 ml 1M svavelsyra.
Totalfosfor: Provvattnet togs från det poolade vattnet och fixerades med 1ml 1M svavelsyra.

Alla närsaltsprover frystes för senare analys på laboratorium.

### **Algprover**

Provvatten till kvalitativ analys filtrerades genom en 10 µm planktonhåv där ansamling av alger sköljdes ner i 100 ml plastflaska med avjoniserat vatten.

Provvatten till kvantitativ analys togs från det poolade vattnet till 50 ml plastflaskor.

Alla algprover fixerades med några droppar sur Lugol-lösning ( Willén 1962) och förvarades i kylskåp för senare analys på laboratorium.

## **2.3 Laboratorieanalys**

### **Närsalter**

Innan närsaltens koncentration kunde bestämmas utarbetades standardkurvor med hjälp av standardmetoder för varje närsalt. Dessa kurvor användes sedan för att räkna ut närsaltskoncentrationerna i proven. Mätning av provens absorbans utfördes i en UV-spektrofotometer (Shimadzu modell UV-1601).

Nitratkvävebestämning analyserades med standardmetod (419 A) där provets absorbans mättes vid 220nm och 275nm, koncentrationen beräknades med hjälp av en formel som utformades genom en tidigare utarbetad standardkurva. Ammoniumkvävebestämning analyserades med standardmetod (SIS 028134) där provets absorbans mättes vid 630nm, koncentrationen beräknades direkt av fotometern med hjälp av en tidigare utarbetad standardkurva. Totalkvävebestämning analyserades med standardmetod (419 A modifierad av Halina Rybczynski) där provets absorbans mättes vid 220nm och 275nm, koncentrationen beräknades med hjälp av en formel som utformades genom en tidigare utarbetad standardkurva. Fosfatfosforbestämning analyserades med standardmetod (SIS 028126) där provets absorbans mättes vid 880nm, koncentrationen beräknades direkt av fotometern med hjälp av en tidigare utarbetad standardkurva. Totalfosforbestämning analyserades med standardmetod (SIS 028127) där provets absorbans mättes vid 880nm, koncentrationen räknades direkt av fotometern med hjälp av en tidigare utarbetad standardkurva.

### **Klorofyll**

Vattenprovets klorofyll a koncentration analyserades med standardmetod (SS 028170) där provets absorbans mättes vid 665nm och 750nm. Klorofyll a koncentrationen beräknades med hjälp av en formel som ingick i standardmetoden.

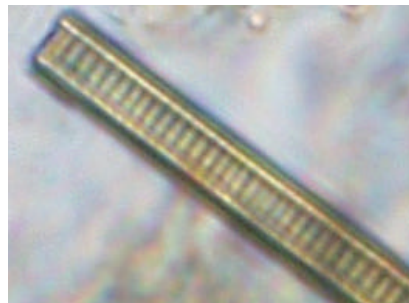


Bild 4. Kiselalger.  
Foto: Kristina Wallnäs

**Alganalyser**

Prover hälldes i sedimenteringskammare dagen innan analysen. Proverna analyseras med hjälp av mikroskop (Olympus IX70) där algerna identifierades. De kvalitativa algproverna identifierades och grupperades till grupp (fylum) och om möjligt till släkte och art. Beroende på hur mycket organismer det fanns i ett prov kunde kammare med olika storlek väljas för bästa identifieringsresultat. Observera att denna metod visade alla alger i provet. De kvantitativa algproverna identifierades och grupperades till grupp och om möjligt till släkte och art. Förutom identifieringen räknades även algerna. Slumpvist valdes 40 rutor ut med hjälp av ett rutnät i mikroskopets okular, där algerna som identifierats räknades. Dessa rutor fick symbolisera hela kammarens volym. Med hjälp av antalet alger/ruta kunde antal cellhopar/l provvatten räknas ut där en mer tydlig bild av vattnets mikroflorasammansättning kunde uppenbaras. En cellhop räknades som en klump av celler med tydliga avgränsningar (en koloni celler). Observera att denna metod bara visade de vanligaste förekommande algerna.

Identifiering av alger försvårades eftersom det fanns en ovana i mikroskopering av denna slags organismgrupp och bristande bestämmingslitteratur av salt och bräckvattenalger.

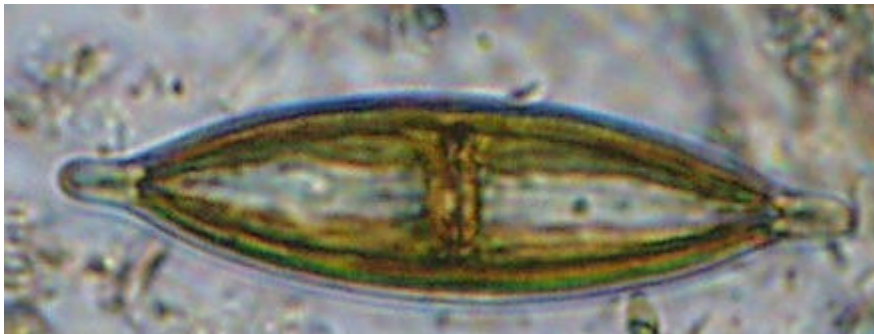


Bild 5. Grönalger. Foto: Kristina Wallnäs

## 3 Resultat

### 3.1 Fysikaliska parametrar

#### Väder, vind och siktdjup

Första provdagen visade soligt, varmt och vindstilla väder. Vinden blev något östlig längre fram på dagen. Siktdjupet denna dag var stort, från 8,5 till över 10 meter på stationerna.

Vädret på den andra provdagen var ostadigt med en blandning av regn, blåst och sol, vinden var starkt sydvästlig. Siktdjupet denna dag var mindre, från 5,5 till 7 meter.

#### O<sub>2</sub>

Figur 1 visar syrgashaltens koncentration dag 1 och hur den förändrades närmare botten som ligger på cirka 12 meter vid båda stationerna. Syrehalten i kustnära vatten sjönk normalt med djupet fränsett vid 1 meter där halten var lika låg (9,7 mg/l) som halten vid 12 meters djup (9,6 mg/l). Syret vid utomskärsstationen visade ett motsatt utseende där syret ökade med ökat djup. Halten låg ungefärligt på 11 mg/l från ytan ner till 8-9 meters djup. Syrehalten ökade sedan mer och mer ner till 12 meters djup där en halt på 12,2 mg/l uppmättes.

#### Temperatur

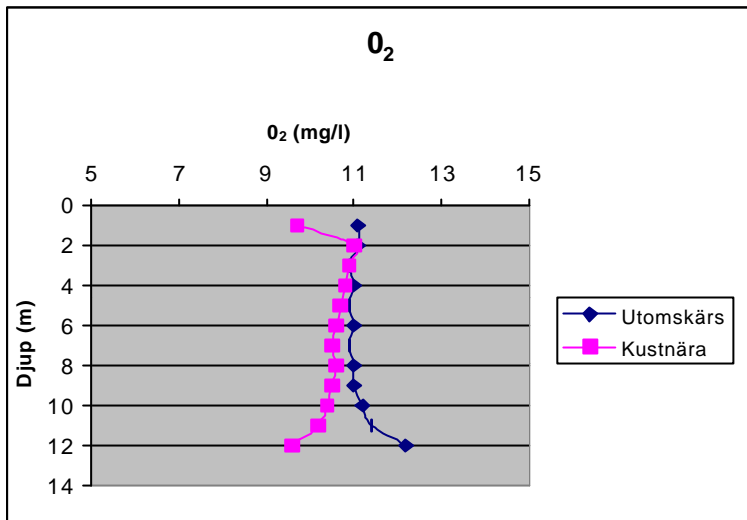
Hur temperaturen förändrades med djupet dag 1 visas i figur 2, där ett normalt utseende visar sig. Yttemperaturen var ungefär 14 grader på båda stationerna med något varmare bottenvatten (8,9°C) vid utomskärsstationen än vid kusten (7,5°C). Temperaturen i kustnära vatten visade en tydlig bild på var språngskiktet befann sig (9-10 meter) där temperaturen sjönk från 11,8 till 8,9°C. Resultatet vid utomskärsstationen visade en mer otydlig bild på var språngskiktet fanns. Man kunde ana att det låg vid ett djup på 10-12 meter där temperatursänkningen var något snabbare (11,7-9,6°C) än vid andra djupintervall.

#### pH

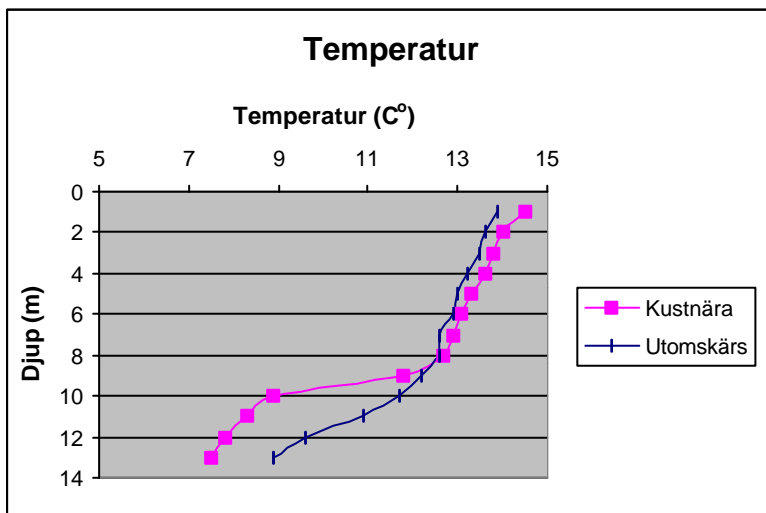
Figur 3 visar hur pH förändrades med djupet vid kustnära vatten dag 1 och 2. Mätningarna visar att det var något lägre värden dag 1 (8,05-7,66) och något högre värden dag 2 (8,17-7,71). pH värdet sjönk både dag 1 och 2 med ökat djup där tendensen var mer påtaglig efter 10 meters djup. Här skedde en pH sänkning från 7,91 till 7,66 från djup 2 till 3 för dag 1 och från 8,05 till 7,71 från djup 2 till 3 för dag 2. Figur 4 visar pH vid utomskärsstationen dag 1 och 2. Värdet var något lägre dag 1 (8,09-8,07) än dag 2 (8,4-8,13), precis som för kustnära vatten, men profilen var lite annorlunda. Dag 1 hade ungefär samma pH hela tiden med ökat djup medan pH för dag 2 sakta sjönk med ökat djup.

#### Konduktivitet

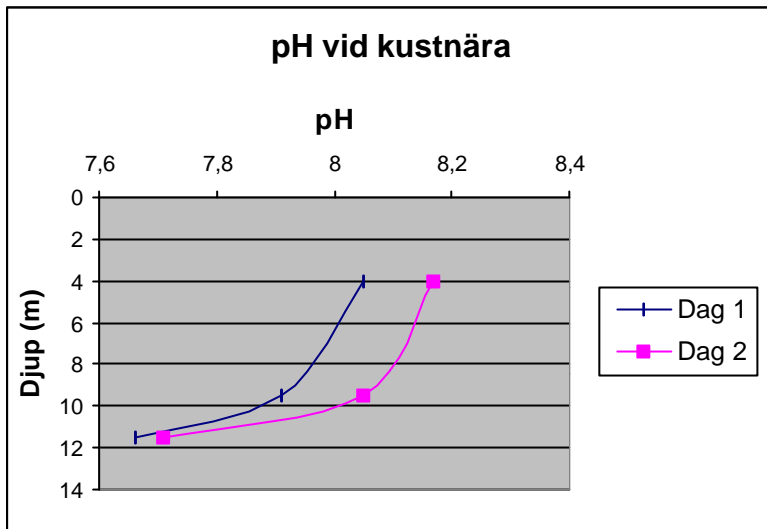
Hur konduktiviteten förändrades med djupet vid kustnära vatten dag 1 och 2 visas i figur 5. Vattnet hade något högre värden dag 1 (9,86-10,2 mS/m) och något lägre konduktivitet dag 2 (9,66-10,08 mS/m). Konduktiviteten från dag 1 och 2 ökade relativt exponentiellt med ökat djup. Konduktiviteten för vattnet vid utomskärsstationen (figur 6) var högre dag 1 (10,00-10,14 mS/m) än dag 2 (9,51-9,97 mS/m). Detta fenomen liknade det kustnära vattnet, men här var det generellt lägre värden, intervallet 9,66-10,08 mS/m för kustnära vatten och intervallet 9,97-10,00 mS/m för utomskärsvatten.



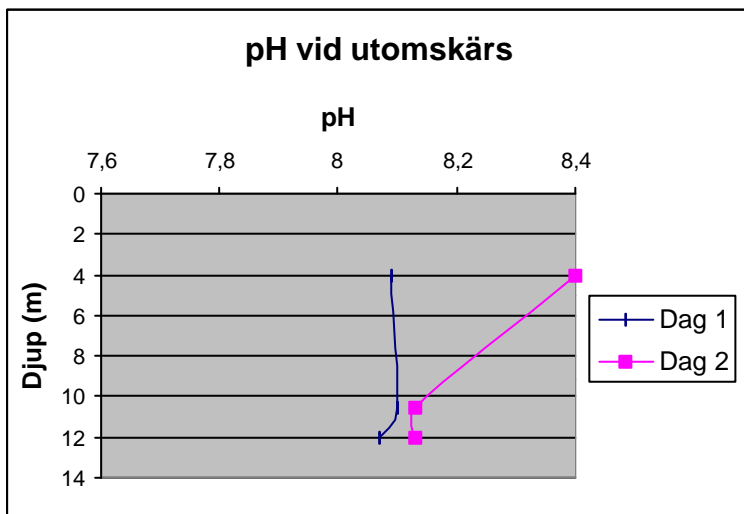
Figur 1. Syrgaskoncentrationens förändring med djupet från dag 1.



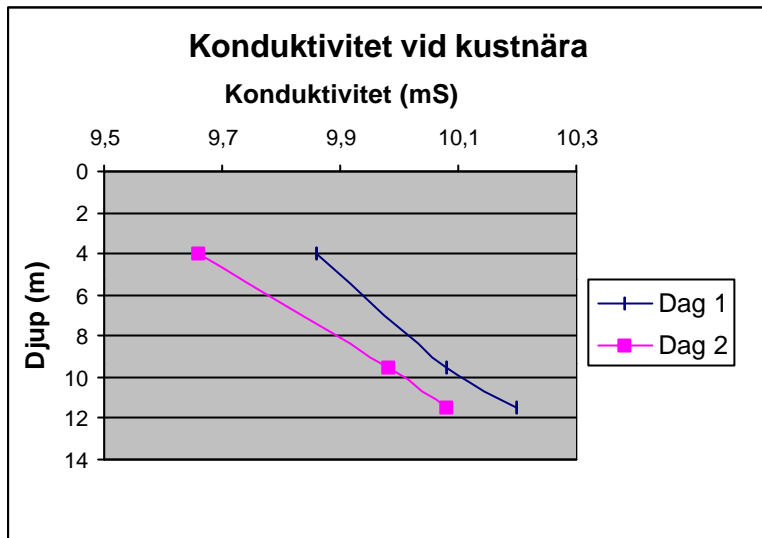
Figur 2. Temperaturens förändring med djupet från dag 1.



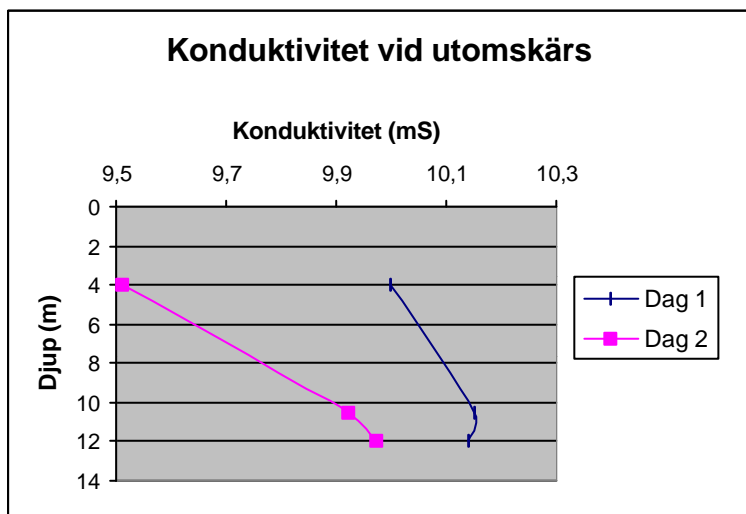
Figur 3. pH vid kustnära vatten dag 1 och 2.



Figur 4. pH vid utomskärsstation dag 1 och 2.



Figur 5. Konduktivitet vid kustnära vatten från dag 1 och 2.



Figur 6. Konduktivitet vid utomskärsstation från dag 1 och 2.

### 3.2 Närsalter

Samtliga nedanstående figurer av närsaltvärden baseras på värden avrundade enligt standardmetoderna. Eftersom samma prov endast togs en gång har inga standardavvikelser kunnat sättas ut. Detta medför att ingen felmarginal finns som visar hur säkra resultaten är. P.g.a. ovana i fältarbete och laboratorium finns inga resultat från kustnära dag 1 och djup 1 och samtliga värden från djup 2 i nitratanalysen. Det finns heller inga resultat från dag 1 kustnära och djup 1 i fosfatanalysen.

#### Nitrat

Nitratnivåerna (figur 7) från dag 1 kustnära och djup 3 visade högst halt (0,68 mg/l). Skillnaden mellan de övriga koncentrationerna var väldigt liten (intervallet 0,14-0,26 mg/l).

#### Ammonium

Ammoniumhalterna ökade generellt med ökat djup (figur 8). Värden som utmärkte sig fanns i det kustnära vattnet. Dessa var värde 1, 19 µg/l från dag 1 och djup 1 och 2, 36 µg/l från dag 2 och djup 3.

#### Totalkväve

Frånsett värden från dag 1 vid utomskärsstationen kan man se en normal trend där koncentrationerna av totalkväve ökar med ökat djup (figur 9). Om en jämförelse av koncentration sker mellan figurerna 7, 8, 9, var halterna av totalkväve generellt högre (intervallet 0,45-0,89 mg/l) än båda halterna av nitrat (intervallet 0,14-0,68 mg/l) och ammonium (intervallet 2,8-36 µg/l).

#### Fosfat

Dag 1 vid utomskärsstationen (figur 10) visade onormala halter där de sjönk istället för att öka med ökat djup. Speciellt halten från djup 1, 43 µg/l var betydligt större än halten från djup 2, 27 µg/l. Resterande värden visade en normal trend där koncentrationen ökade med ökat djup.

#### Total P

Två värden som utmärkte sig visade höga halter av totalfosfor (figur 11). Båda värdena kom ifrån dag 1, den ena var från kustnära och djup 3 (82 µg/l), den andra var från utomskärsstationen och djup 1 (79 µg/l). Normala trender där koncentration ökar med djupet kunde uppmärksammas frånsett dag 2, kustnära vatten där halterna istället sjönk med ökat djup. Om en jämförelse görs mellan figurerna 10 och 11 visar detta högre koncentrationer av totalfosfor (intervallet 18-82 µg/l) än koncentrationer av fosfat (16-43 µg/l).

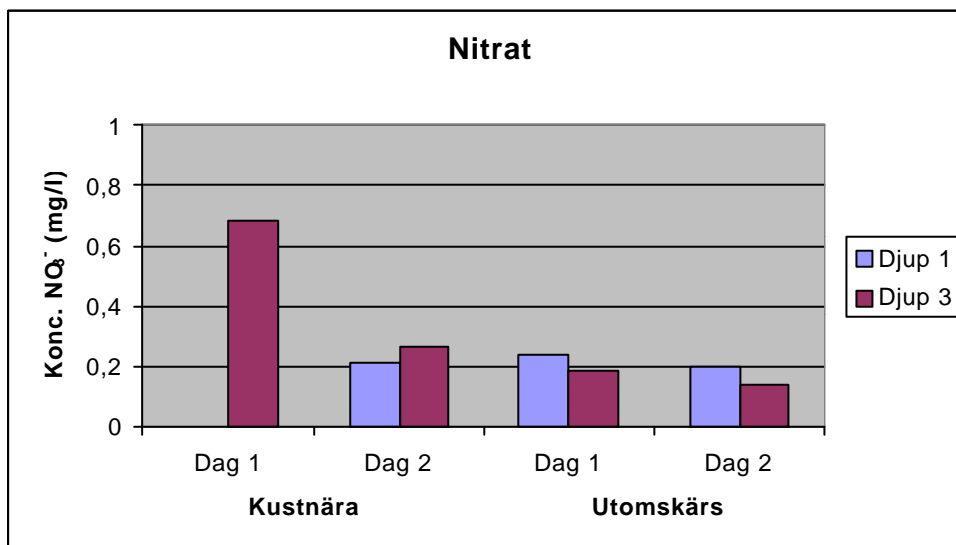
Kvoten mellan kväve och fosfor ska vara 7:1 för att skapa en optimal bildning av organiskt material. Om denna kvot får verka fås inget närsalt i överskott. Från resultat av totalkväve och totalfosfor (bilaga 2) kan förhållandet räknas ut (tabell 2). Eftersom förhållandet 7:1 anges i gram räknades samtliga värden om till denna enhet. Resultaten visar att det fanns ett överskott av kväve vid stationerna.



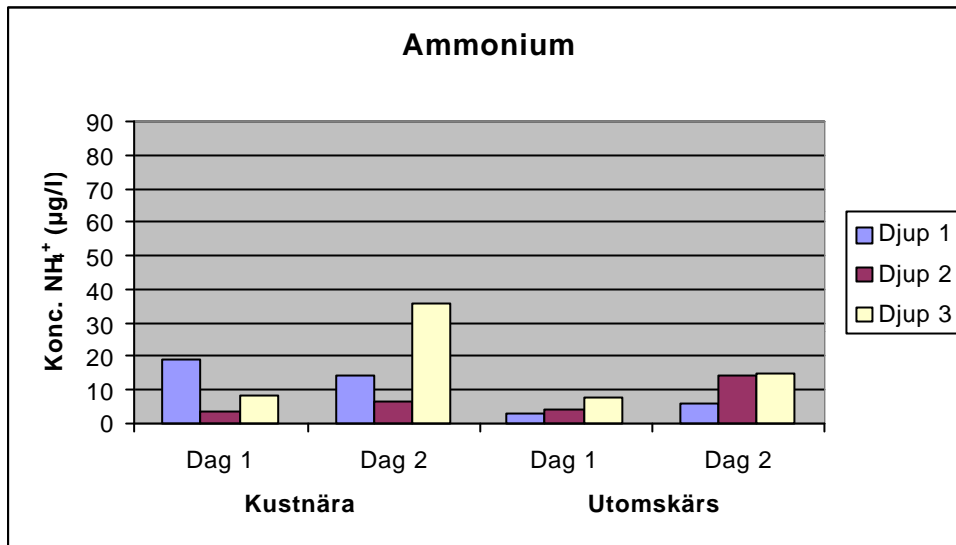
Tabell 2. Förhållandet mellan kväve och fosfor.

	Kväve (g)	Fosfor (g)	Kvot (N/P)
<i>Dag 1</i>			
Kust, djup 1	0,00054	0,00003	18
Kust, djup 2	0,0006	0,000039	15
Kust, djup 3	0,00089	0,000082	11
Utom, djup 1	0,0008	0,000079	10
Utom, djup 2	0,00071	0,000042	17
Utom, djup 3	0,00053	0,000043	12
<i>Dag 2</i>			
Kust, djup 1	0,00045	0,00004	11
Kust, djup 2	0,00066	0,000032	21
Kust, djup 3	0,00076	0,000018	42
Utom, djup 1	0,0005	0,000027	19
Utom, djup 2	0,00048	0,000057	8
Utom, djup 3	0,00077	0,000056	14

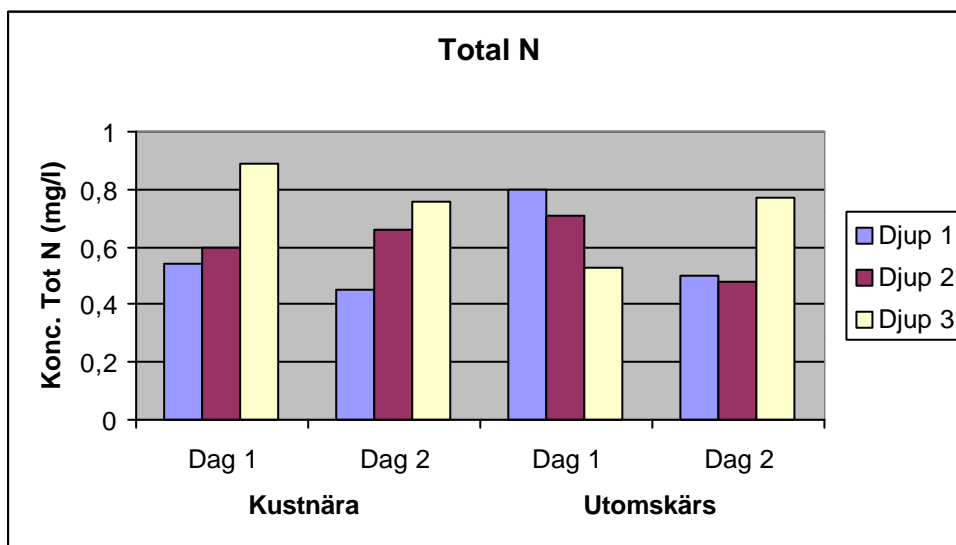
En liknande trend för totalkväve, fosfat och totalfosfor är värden från dag 1 vid utomskärsstationen. Denna trend där koncentrationen från djup 1 var högre än djup 2 och 3 visade sig däremot inte vara lika tydlig för närsalterna nitrat och ammonium.



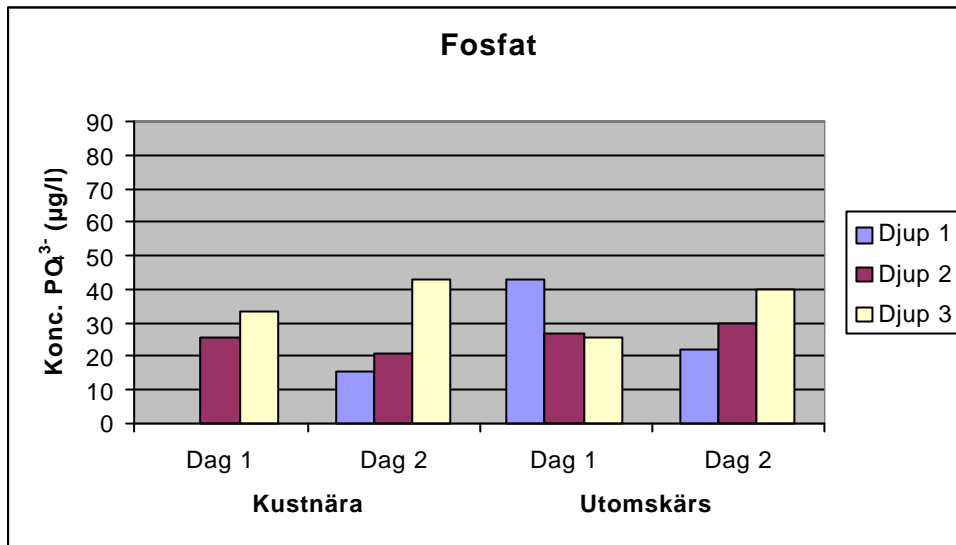
Figur 7. Koncentration nitrat dag 1 och 2.



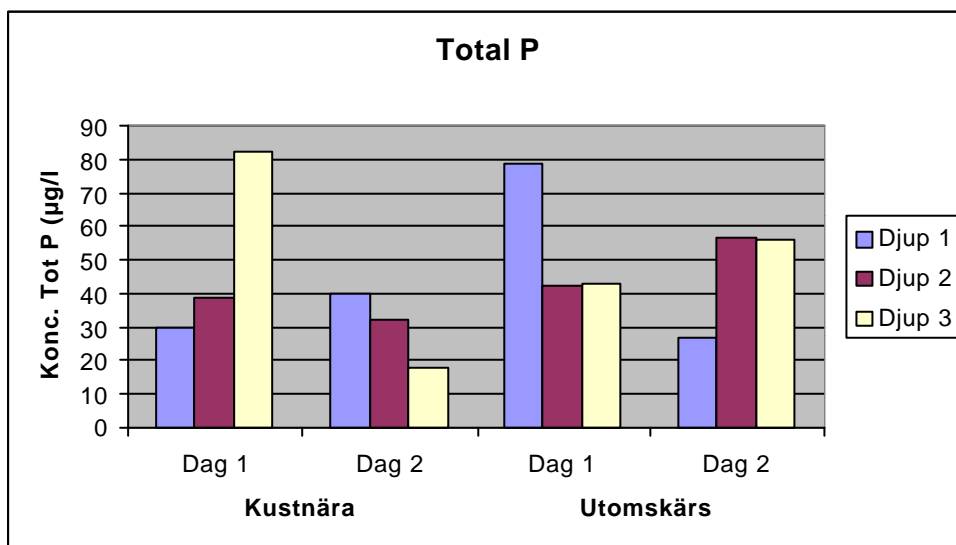
Figur 8. Koncentration ammonium dag 1 och 2.



Figur 9. Koncentration Total N dag 1 och 2.



Figur 10. Koncentration fosfat dag 1 och 2.



Figur 11. Koncentration Total P dag 1 och 2.

### 3.3 Alger

#### Kvalitativ analys

Den kvalitativa analysen av alger redovisas i tabell 2 och redogör för vilka alger som fanns i vattnet. De flesta alggrupperna (finns med på båda lokalerna, men även på de flesta djup. tabell x. rden.1. n. r temperaturmätningen från dag 1.

cyanobakterier, dinoflagellater, grönalger, guldalger och kiselalger) fanns på båda stationerna och på de flesta djup. Man såg även att cyanobakterierna

Bild 6. Cyanobakterier.  
dominerade i proverna.



Foto: Kristina Wallnäs.

Tabell 3. Kvalitativ analys av alger från dag 1 och 2.

Dag 1				
Kvalitativ analys av alger				
Djup	Kustnära		Utomskärs	
1			Cyanobakterier Dinoflagellater Guldalger Kiselalger	Ospec. Cyanobakterier <i>Anabaena spp.</i> Ospec. Dinoflagellater <i>Peridinium spp.</i> <i>Dinophysis acuminata</i> Ospec. Guldalger Ospec. Kiselalger <i>Chaetoceros sp.</i> <i>Cyclotella sp.</i> <i>Fragilaria spp.</i> <i>Tabellaria spp.</i>
2	Cyanobakterier Dinoflagellater Guldalger Kiselalger	Ospec. Cyanobakterier <i>Anabaena spp.</i> Ospec. Dinoflagellater <i>Ceratium sp.</i> <i>Dinophysis acuminata</i> <i>Peridinium spp.</i> Ospec. Guldalger Ospec. Kiselalger <i>Amphora ovalis</i> <i>Fragilaria spp.</i> <i>Suriella spp.</i> <i>Tabillaria spp.</i>	Cyanobakterier Dinoflagellater Grönalger Guldalger Kiselalger	Ospec. Cyanobakterier <i>Anabaena spp.</i> <i>Dinophysis acuminata</i> Ospec. Grönalger Ospec. Guldalger Ospec. Kiselalger <i>Chaetoceros sp.</i>
3	Cyanobakterier Dinoflagellater Grönalger Guldalger Kiselalger	Ospec. Cyanobakterier <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> Ospec. Dinoflagellater Ospec. Grönalger <i>Scenedesmus sp.</i> Ospec. Guldalger Ospec. Kiselalger <i>Fragilaria spp.</i>	Cyanobakterier Dinoflagellater Grönalger Guldalger Kiselalger	Ospec. Cyanobakterier <i>Anabaena spp.</i> Ospec. Dinoflagellater Ospec. Grönalger <i>Treubaria triappen- diculata</i> Ospec. Guldalger Ospec. Kiselalger

En jämförelse av fytoplankton vid kust och utomskärs i  
Pukaviksbukten  
Kristina Wallnäs

--	--	--

Dag 2				
Kvalitativ analys av alger				
Djup	Kustnära		Utomskärs	
1	Cyanobakterier Dinoflagellater Grönalger Guldalger Kiselalger	Ospec. Cyanobakterier <i>Anabaena spp.</i> <i>Dinophysis acuminata</i> <i>Heterocapsa triquetra</i> Ospec. Grönalger <i>Scenedesmus sp.</i> Ospec. Guldalger <i>Dinobryon sp.</i> Ospec. Kiselalger <i>Chaetoceros subtilis</i> <i>Fragilaria spp.</i> <i>Skeletonema costatum</i>	Cyanobakterier Dinoflagellater Grönalger Guldalger Kiselalger	Ospec. Cyanobakterier <i>Anabaena spp.</i> Ospec. Dinoflagellater <i>Dinophysis acuminata</i> <i>Peridinium spp.</i> Ospec. Grönalger Ospec. Guldalger Ospec. Kiselalger <i>Asterionella sp.</i> <i>Skeletonema costatum</i> <i>Suriella spp.</i>
2	Cyanobakterier Dinoflagellater Grönalger Guldalger Kiselalger	Ospec. Cyanobakterier <i>Anabaena spp.</i> <i>Heterocapsa triquetra</i> <i>Dinophysis acuminata</i> Ospec. Grönalger Ospec. Guldalger <i>Dinobryon sp.</i> Ospec. Kiselalger <i>Entomoneis sp.</i> <i>Fragilaria spp.</i> <i>Skeletonema costatum</i>	Cyanobakterier Dinoflagellater Grönalger Guldalger Kiselalger	Ospec. Cyanobakterier <i>Anabaena spp.</i> Ospec. Dinoflagellater <i>Dinophysis acuminata</i> Ospec. Grönalger Ospec. Guldalger Ospec. Kiselalger <i>Fragilaria spp.</i> <i>Skeletonema costatum</i>
3	Cyanobakterier Dinoflagellater Grönalger Guldalger Kiselalger	Ospec. Cyanobakterier <i>Anabaena spp.</i> Ospec. Dinoflagellater <i>Dinophysis acuminata</i> <i>Heterocapsa triquetra</i> Ospec. Grönalger <i>Pediastrum sp.</i> <i>Scenedesmus sp.</i> <i>Schroederia setigera</i> Ospec. Guldalger Ospec. Kiselalger <i>Entomoneis sp.</i> <i>Fragilaria virescens</i> <i>Skeletonema costatum</i> <i>Suriella spp.</i>	Cyanobakterier Dinoflagellater Grönalger Guldalger Kiselalger	Ospec. Cyanobakterier <i>Anabaena spp.</i> Ospec. Dinoflagellater <i>Dinophysis acuminata</i> Ospec. Grönalger <i>Closterium ehrenbergii</i> Ospec. Guldalger <i>Dinobryon sp.</i> Ospec. Kiselalger <i>Chaetoceros sp.</i> <i>Fragilaria spp.</i> <i>Skeletonema costatum</i>

**Kvantitativ analys**

Bilaga 3 visar resultat av kvantitativ analys som redogör för de vanligaste algerna. Det visade sig vara små mängder alger i vattnet med en klar dominans av cyanobakterier. Tabell 4 ger en sammanfattning över de dominerande alggrupperna. Resultaten visar mängden cellhoppar/l för att få en uppfattning hur mycket alger som fanns i en liter vatten.

Tabell 4. Dominerande alger dag 1 och 2.

Dominerande grupper							
<b>dag 1 (21/8)</b>				<b>dag 2 (27/8)</b>			
<i>kust, dj 1</i>				<i>kust, dj 1</i>			
Grupp, släkte el. art	Antal	cellhop/ kammare	cellhop/l	Grupp, släkte el. art	Antal	cellhop/ kammare	cellhop/l
Cyanobakterier	17	17/40= 0,425	42,5	Cyanobakterier	15	15/40= 0,375	37,5
Anabaena	2	2/40= 0,05	5	Anabaena sp.	2	2/40= 0,05	5
Guldalger	1	1/40= 0,025	2,5	Guldalger	1	1/40= 0,025	2,5
				Grönalger	2	2/40= 0,05	5
				Kiselalger	2	2/40= 0,05	5
				Skeletonema costatum	1	1/40= 0,025	2,5
Cyanobakterier	11	11/40= 0,275	27,5				
Anabaena sp.	1	1/40= 0,025	2,5				
Grönalger	1	1/40= 0,025	2,5	<i>kust, dj 2</i>			
Dinophysis acuminata	1	1/40= 0,025	2,5	Cyanobakterier	19	19/40= 0,475	47,5
				Anabaena sp.	2	2/40= 0,05	5
				Guldalger	2	2/40= 0,05	5
				Grönalger	1	1/40= 0,025	2,5
<i>kust, dj 3</i>				Kiselalger	1	1/40= 0,025	2,5
Cyanobakterier	15	15/40= 0,375	37,5	Dinoflagellater	1	1/40= 0,025	2,5
Guldalger	2	2/40= 0,05	5				
Grönalger	5	5/40= 0,125	12,5				
Kiselalger	2	2/40= 0,05	5				
Fragilaria sp.	1	1/40= 0,025	2,5	<i>kust, dj 3</i>			
				Cyanobakterier	17	17/40= 0,425	42,5
				Anabaena sp.	1	1/40= 0,025	2,5
<i>utom, dj 1</i>				Guldalger	1	1/40= 0,025	2,5
Cyanobakterier	9	9/40= 0,225	22,5				
Guldalger	3	3/40= 0,075	7,5				
Grönalger	1	1/40= 0,025	2,5	<i>utom, dj 1</i>			
Fragilaria sp.	1	1/40= 0,025	2,5	Cyanobakterier	23	23/40= 0,575	57,5
				Anabaena sp.	2	2/40= 0,05	5
				Guldalger	3	3/40= 0,075	7,5
<i>utom, dj 2</i>				Grönalger	1	1/40= 0,025	2,5
Cyanobakterier	9	9/40= 0,225	22,5				
Grönalger	2	2/40= 0,05	5				
				<i>utom, dj 2</i>			
<i>utom, dj 3</i>				Cyanobakterier	25	25/40= 0,625	62,5
Cyanobakterier	8	8/40= 0,2	20	Anabaena sp.	2	2/40= 0,05	5
Grönalger	1	1/40= 0,025	2,5	Kiselalger	1	1/40= 0,025	2,5
				<i>utom, dj 3</i>			

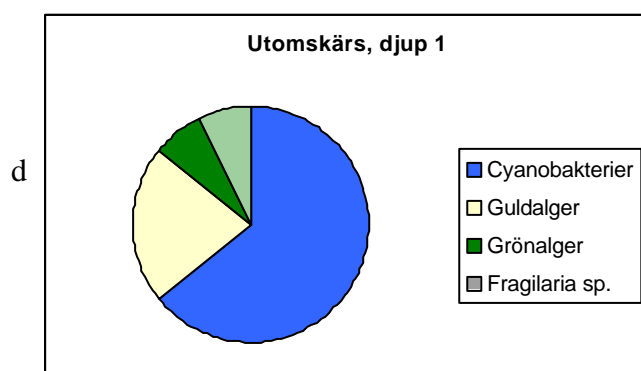
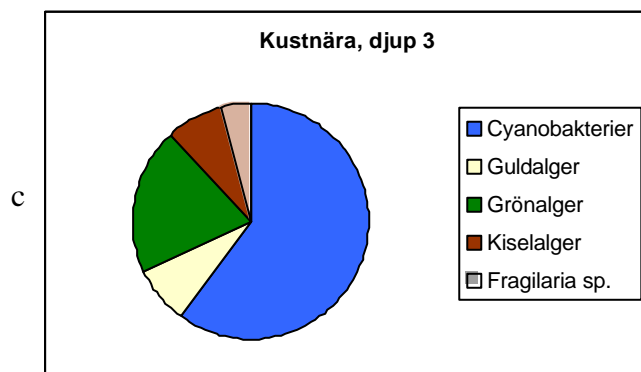
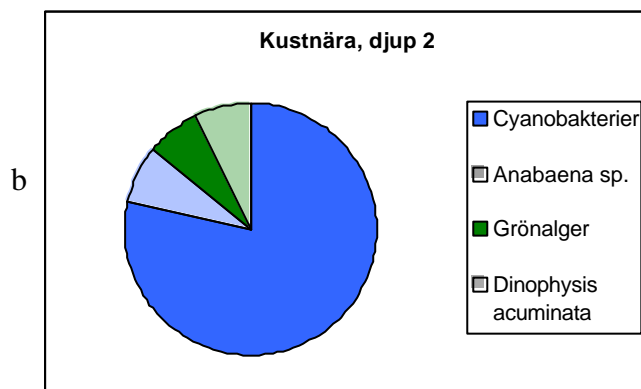
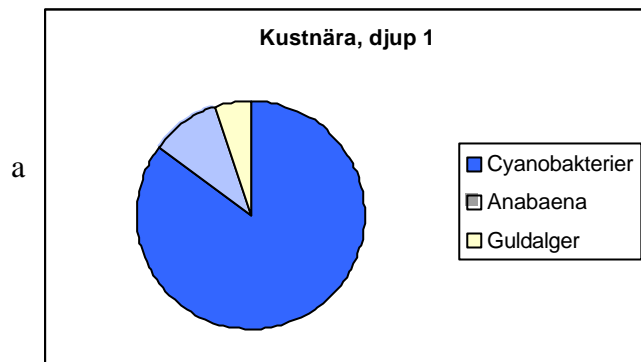
				Cyanobakterier	21	$21/40 = 0,525$	21
				Dinophysis acuminata	2	$2/40 = 0,05$	2

Figurer a, b, c, d, e och f visar grafiskt dominerade grupper av alger från dag 1. Figurer g, h, i, j, k och l visar grafiskt de dominerande grupperna från dag 2. Resultaten visade ingen skillnad i artsammansättning mellan djup, stationer eller dagar. Det fanns istället en skillnad i diversitet mellan stationer och djup. Diversitet visar hur stort antal olika arter eller/och grupper det finns i ett speciellt område, stor diversitet betyder att det finns många olika arter eller/och grupper. Förhållandevis fanns det en större diversitet i prover från kustnära vatten. Ett exempel är från dag 1, kustnära vatten och djup 2 där cyanobakterier stod för 85-90 % av alginnehållet i provet varav ca 5 % bestod av släktet *Anabaena*. Resterande alger bestod av 2 jämt fördelade grupper beträffande gruppen grönalger och dinoflagellaten *Dinophysis acuminata*. Exempel på liten variation av alger vid utomskärsstationen kunde ses i de flesta av proverna tagna därifrån. Två prover kan visas som exempel från dag 1, djup 2 och 3. I proven dominerade cyanobakterierna med mellan 80-90 % och de 10-20 % som var kvar bestod endast av gruppen grönalger. Diversiteten var annars i de flesta fall högre vid ytan och sjönk proportionellt med djupet. Ett exempel är dag 2, kustnära vatten, djup 1 där det var en dominans på 75 % cyanobakterier, varav ca 10 % släktet *Anabaena*. Resterande 25 % bestod av 3 grupper, grönalger, guldalger och kiselalger som förutom allmänna kiselalger även fanns ca 10 % av arten *Skeletonema costatum*. Att diversiteten var liten på djupare vatten kan visas med ett prov från dag 2, kustnära, djup 3. Här dominerade cyanobakterierna åter igen med hela 95 % varav 5 % av släktet *Anabaena*. De 5 procenten som var kvar bestod av gruppen guldalger.

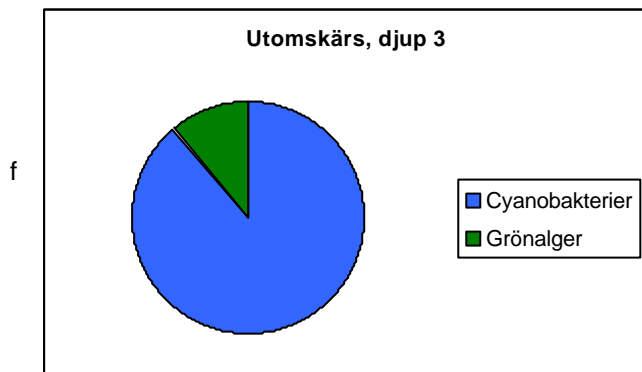
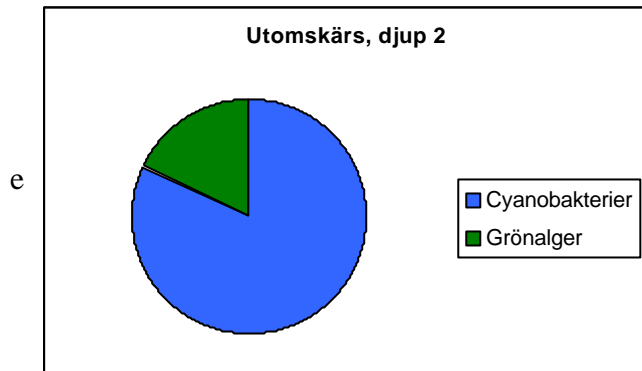


Bild 7. Dinoflagellat.  
Foto: Kristina Wallnäs.

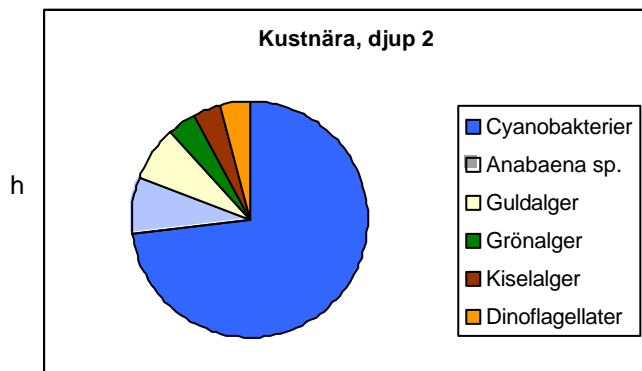
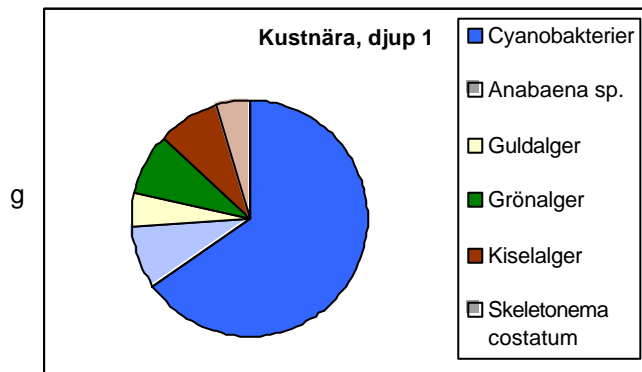
Figur a, b, c, d, e, f. Dominerande alggrupper från dag 1.

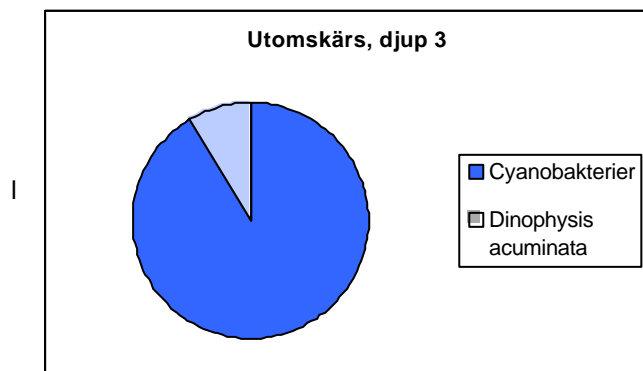
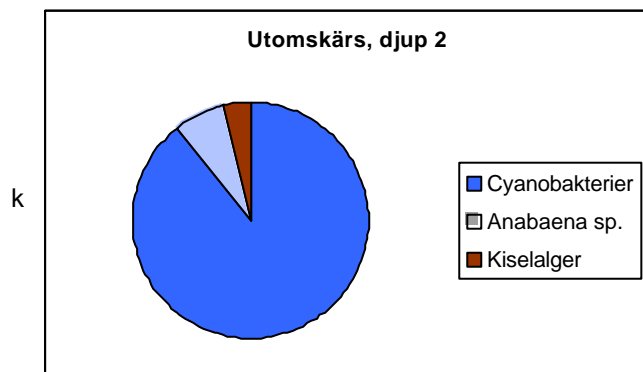
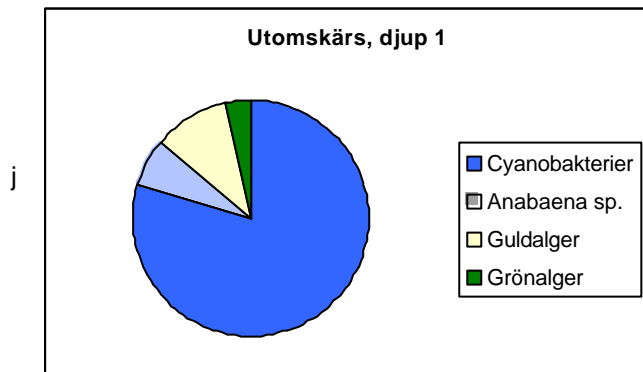
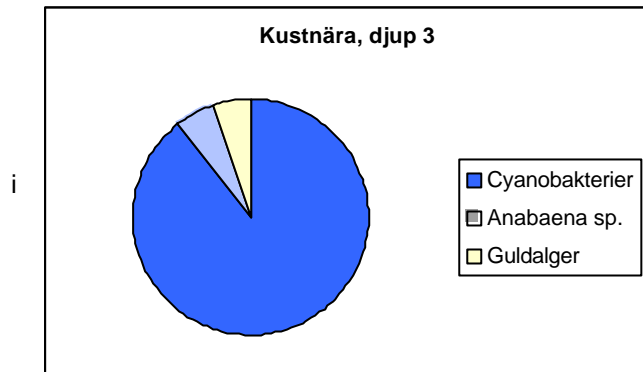






Figur g, h, i, j, k, l. Dominerande alggrupper från dag 2.





## 4 Diskussion

*Variation i siktdjupet* beror på hur mycket partiklar det finns i vattnet. Nära kusten minskar normalt siktdjupet eftersom det oftast finns mer partiklar som t.ex. växtplankton och annat organiskt material i detta vatten. Tidsperioden på året är en annan faktor som påverkar siktdjupet. K6 och K24 är två mätstationer som ligger i bukten och som analyseras regelbundet av Blekingekustens Vattenvårdsförbund och Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten (bilaga 4; Tobiasson et al. 2001). De har valts ut som referenspunkter mot mina data p.g.a. deras läge. K24 ligger långt in i bukten (djup: 11m) medan K6 påträffas cirka landmilen ut från kusten och Mörrumsån (djup: 27m). Tidigare resultat som används som jämförelser tas från samma tidsperiod som mina underökningar (augusti månad), förutom värden för station K24 som har september som provtagningsmånad. Siktdjupet är normalt som förväntat väldigt dåligt vid K24 (2,2 m) eftersom det är så grunt. Mycket både pelagiskt och bentiskt organiskt material finns här och vågor rör upp material från botten som gör sikten ännu sämre. Det är däremot vanligtvis väldigt bra siktdjup vid K6 (8,2 m). Undersökningar i Pukaviksbukten och Karlshamn visar att siktdjupsförhållandena har varit oförändrade de senaste åren med ett stort till mycket stort siktdjup, vilket motsvarar 7-10 meters djup.

Resultaten från min undersökning visar bra siktdjup. De höga värdena dag 1 berodde troligen på det fina, lugna vädret som rådde. Att det blev sämre sikt dag 2 kan bero på att det var väldigt blåsigt och regnigt både denna dag och dagarna före provtagningsdag 2. Detta hade rört om vattnet ordentligt och försämrade därför siktdjupet.

Det var en något lägre *syrgashalt* i det kustnära vatten vilket förklaras av att det troligtvis fanns mer organiskt material här som konsumerade syre vid nedbrytning. Det kustnära vatten hade annars en normal syreprofil, d.v.s. högst vid ytan och lägst vid botten, fransett halten vid en meters djup. Detta avvikande värde kan inte förklaras. Det samma gäller kurvan för utomskärsvattnet där syret ökade med ökat djup istället för att sjunka. Det kan vara höga halter på djupare vatten eftersom vattnet där är kallare och löser mer syre, men detta är troligtvis inte fallet här eftersom det handlar om grundare djup där temperaturskillnaderna inte är så stora. Undersökningarna vid K6 och K24 visade höga syrehalter, 6,63 ml/l respektive 6,74 ml/l i bottenvattnet år 2001 (Tobiasson et al. 2001). Under året mättes bara de lägsta värdena som efter en tydlig årscykel brukar ligga i juli-augusti. Eftersom mina värden mättes i enheten mg/l och jämförelsevärdena i ml/l måste en omvandling mellan enheter ske om en uppfattning av halter skulle kunna göras. Eftersom en omvandling beror på många olika variabler som salthalt, temperatur och atmosfärstryck löstes inte problemet. För att istället få en ungefärlig bild på halternas storlek togs två exempel till hjälp från en referens (Bydén et al. 1996) även om dessa inte är helt fullkomliga i frågan om variablerna. Enligt referensen uppmätte mina värden (intervallet 9,6-12,2 mg/l) cirka 6-8 ml/l som med jämförelse med jämförelsevärden visade bra syrgashalter. Om man har i åtanke att en gräns vid 2 ml/l är dödligt låg för många organismer, var det bra syresatt vatten, ända ner till botten. Syrgasmättnaden (100 %) kunde mätas även den vid undersökningen men detta gjordes inte. Man kunde ändå föreställa sig att mina värden låg runt 100 % eftersom vattnet i Östersjön ses vara syremättat ner till haloklinen (Bydén et al. 1996). Detta stämde eftersom



Bild 8. Syrgasmätning.  
Foto: Jim Eriksson.

detta språngskikt ligger på betydligt djupare vatten än de som förekom på mina stationer.

Bra syrehalt kan bero på att bukten inte är så djup. Men den största orsaken är nog dess öppenhet ut mot havet så att ett bra vattenutbyte kan ske (bilaga 5).

Det var små skillnader i *temperaturen* vid de bägge stationerna, troligen p.g.a. att det är lika grunt vid båda lokalerna (figur 2). Vid Mörrumsåns mynning där åns söta och lätta vatten möter havets saltare och tunga vatten skapades ett tydligare språngskikt vid 8-10 meter. Utomskärsvatten var mer turbulent vilket medförde ett otydligt språngskikt.

*pH*-mätningen visade högre värden vid utomskärsstationen (över 8,0) än i det kustnära vatten. Det var något högre värden dag 2 (figur 3, 4). Att det var lägre värden i det kustnära vatten är normalt och det beror på att det är generellt surare eftersom tillrinningsområden för med sig bland annat sura vätejoner ut till havs. Det är många sjöar och vattendrag inåt landet som är försurade idag och som effekt tillför vätejoner till havet. Ett exempel på detta är *pH*-värdet vid en station i Mörrumsån som heter Forsbacka och är belägen 2,5 km från mynningen (bilaga 6). *pH*-värdet vid denna station var 7,0 2003 (Alcontrol AB 2003). Att det var lite högre värden dag 2 kan vara ett resultat av blåsigt och regnigt väder som inträffade mellan provdagarna. Det blåsiga vädret kan ha bidragit till en uppblandning av närsalter från djupare vatten. Detta tillskott av näring skulle i sin tur kunna ge en ökad fotosyntes som kan ha höjt *pH* något. Man kan även se att *pH* sjönk med ökat djup vilket är normalt. Fotosyntesen tar upp koldioxid och höjer därmed *pH*. Om ingen fotosyntes sker (efter kompensationsdjupet) avger växterna istället koldioxid och *pH* sjunker.

Konduktivitet är ett mått på ledningsförmågan av den totala mängd lösta salter i vattnet, ju fler lösta salter desto bättre ledningsförmåga. Högre värden på djupare vatten beror på ett tyngre och saltare vatten. Höga halter kan även ge en indikation på utsläpp bl.a. från reningsverk (Alcontrol AB 2003). De uppmätta konduktivitetsvärdena ökade med ökat djup vilket är ett normalt mönster. Det var högre konduktivitet vid kusten och högre värden dag 1 (figur 5, 6). Högre värden längs kusten förklaras med olika föroreningar med tillhörande salter som tillkommer från olika tillrinningsområden. Att det var högre halt dag 1 kan vara en effekt av vädret. Dagarna innan första provdagen var det en period med fint soligt väder. Detta kan medföra att det blev en högre koncentration av salt i havet denna dag. Veckan innan nästa provtagning var blåsig och regning som kan ha lett till en mer utspädning av saltet i vattnet, alltså mindre konduktivitet. Normaltillståndet visar att konduktiviteten är 8 PSU i egentliga Östersjön och 30 PSU i Skagerrak (Bydén et al. 1996). Idag mäts konduktiviteten i havet ofta med denna enhet eftersom den grundar sig på vattnets saltinnehåll. Definition: Om ett vatten har 35 PSU, finns det ca 35 g salt per kg havsvatten. Eftersom vatten i vattendrag och sjöar kan innehålla mycket mindre salt mäts deras ledningsförmåga istället med enheten mS/m. Omvandling från PSU till mS/m beror på trycket och på en vattentemperaturkonstant eftersom konduktiviteten i mS/m är temperaturberoende. Trycket är ointressant i detta sammanhang eftersom samtliga prover poolades i båten när mätningar skedde. Eftersom konduktiviteten i min undersökning mättes i enheten mS/m och vid en vattentemperatur på 25°C, blir PSU = mS/m, dvs. mellan 9-10 PSU (Bydén et al. 1996). Värden från bilaga 2 är något högre än referensvärdet. Den enda förklaringen till detta är att mitt provtagningsområde ligger mer söder om det vatten som kallas för egentliga Östersjön. Vattnet i Pukaviksbukten ligger närmare det salta sundet som står i kontakt med Västerhavet och har därför högre konduktivitet.

*Klorofyll a* är ett grovt mått på fytoplanktonbiomassan i vattnet. Den varierar med ljus, temperatur och närsaltstillgång men även mellan arter. Klorofyllhalten är i kustnära vatten under sommaren normalt 5-10 µg/l (Bydén et al. 1996). Klorofyllanalysen gick tyvärr mindre bra. Efter en lång process med att filtrera havsvatten skulle filtren extraheras med metanol. Av misstag feltolkades analysmetoden och en felaktig spädning gjordes. Som om inte detta var nog valdes bara 1 cm kyvetten (1 cm bred) för absorbansmätning. Denna kyvett medför en mindre chans att upptäcka klorofyllet i provet än om man använder en 5 cm kyvett där mer mängd prov mäts. De absorbansvärden jag fick var under det värde som var gränsen för att få representativa resultat. Vid detta skede skulle de båda exemplaren ha slagits ihop och mätas i en 5 cm kyvett, med detta gjordes inte. Det man ändå kunde utläsa ur proven var förhållandevis väldigt låga halter av klorofyll a på stationerna. Detta har ett samband med tidpunkten för provtagningen.

Från resultaten av *närsalter* kunde man se en naturlig trend där halterna ökade med ökat djup. Olika avvikelser i undersökningen behöver inte alltid betyda något eftersom proverna bara togs vid ett tillfälle. Orsaker kan vara en tillfällig förorening vid provplatsen eller extra känslighet vid analyser av närsalter. Ammonium är ett salt som är känsligt för hur man behandlar det från och med då man tar proverna, till själva resultatet av analysen. Denna känslighet kan medföra ett konstigt och därmed felaktigt provvärde.

*Nitrat* är den kväveform som förutom ammonium och urea används som kvävekälla av algerna. Hög halt av nitrat kan indikera avloppsvattenutsläpp. Värdet från dag 1 och djup 3 i det kustnära vatten (figur 7) är onormalt höga i jämförelse med de andra mätvärdena. Det avvikande värdet kan vara en ren tillfällig företeelse. Det kan ha varit en lokal, oren vattenmassa som påverkat resultaten.

Riklig förekomst av *ammonium* kan vara en indikator på föroreningar. Koncentrationerna av ammonium var vid jämförelse med nitrat mindre. Orsaken kan vara att ammonium brukar vara den närsalt som algerna föredrar mest av de två och medför att detta salt tar slut fortast. Den förhållandevis högre koncentrationen från dag 1 och djup 1 i det kustnära vattnet (figur 8) kan förklaras med att det sker en tillförsel av lättare näringsrikt vatten från tillrinningsområden som av ett språngskikt hindras att blandas ner i djupare vatten. Man kunde se en trend där koncentrationen ökar med ökande djup. Detta är normalt då alger har svårare att ta upp näringsämnen på djupare vatten eftersom kompensationsdjupet hindrar dem att fotosyntetisera under detta djup. Lägre koncentration av alger ökar därför koncentrationerna av närsalter. Dag 2 kustnära vatten visade ett normalt utseende utom djup 3 där halten var ganska hög i förhållandevis till de andra värdena. Att värdet var högt kan ha varit en ren tillfällighet. Man ska tänka på att ammoniumanalysen är en av de känsligaste analyserna av de fem där avvikande värden kan visa sig.

Halterna av *totalkväve* var högre än halterna av nitrat och ammonium vilket är normalt eftersom totalkväve även innefattar organiskt bundet kväve. Genom autoklavering av vattenproven frigörs även allt kväve i det organiska materialet, detta höjer koncentrationerna. Frånsett värden från dag 1 vid utomskärsstationen kunde man se en normal trend där koncentrationen ökade med ökat djup. Dag 1 vid utomskärsstationen har samma genomgående trend som för närsalterna fosfat och totalfosfor. Här har troligtvis något slags

punktutsläpp skett som har påverkat resultaten. Det kan t.ex. ha varit en båt som har tömt sin latrin i området precis vid perioden för provtagningen. I ytvatten (0-10 meter) vid station K6

uppmättes 2001 låga halter av totalkväve (20,7  $\mu\text{mol/l}$ ). Däremot var det mycket höga halter vid station K24 (39,3  $\mu\text{mol/l}$ ; Tobiasson et al. 2001). Dessa jämförelsedata från 2001 och resultaten av totalkväve (bilaga 2) visar att det var väldigt höga koncentrationer av totalkväve vid stationerna enligt Naturvårdsverket (rapport 4914 Bedömningsgrunder för miljö kvalitet). Kvävet i vattnet kommer förutom från det organiska materialet från tillrinningsområden med närliggande reningsverk, jordbruk, luftföroreningar och punktutsläpp. Det finns idag hushåll som inte är anslutna till reningsverk och ökar därmed kvävetillförseln till naturen. En jämförelse av värden (bilaga 2) mellan prover från kustnära-, och utomskärsstationen visar något högre värden i kustnära vatten.

*Fosfat* är den enda tillgängliga formen av fosfor för alger som i sin tur ger normalt låga koncentrationer av närsaltet. Det kan under produktionstiden vara lågt i ytvattnet men även om halten är väldigt låg kan ändå en stor tillväxt av alger ske. Fosfat tillförs vattnet dels genom utsöndring från levande organismer, dels via nedbrytning av organiskt material. Detta sker företrädesvis i djupvattnet där koncentrationerna blir höga (Bydén et al. 1996). Koncentrationen ökar med djupet frånsett från dag 1 vid utomskärsstationen (figur 10). Detta utseende är detsamma som för totalkväve och totalfosfor som kan bero på ett tidigare punktutsläpp i området enligt diskussion ovan.

Typiska värden på *totalfosfor* i kustvatten ligger mellan 1-10  $\mu\text{mol/l}$  (Bydén et al. 1996). De uppmätta koncentrationerna från denna undersökning ligger inom det normala (intervallet 1,2-5,5  $\mu\text{mol/l}$ ). Halten av totalfosfor visade högre koncentrationer än fosfat vilket är normalt eftersom totalfosfor även innefattar organiskt bundet fosfor. Värden från dag 2 vid kustnära vatten (figur 11) visar ett omvänt förhållande med ökande koncentrationer med ökat djup. Den högre halten på grunt vatten kan ha tillkommit genom det regniga vädret föregående dagar. Det har tillförts lätt och näringsrikt vatten från tillrinningsområden som lagt sig ytligt ovanpå ett tyngre vatten. En genomgående trend visade sig i värdena från dag 1 vid utomskärsstationen. Här var troligtvis ett nyligen punktutsläpp orsakat det annorlunda utseendet (se diskussion ovan). En jämförelse av värden (bilaga 2) mellan prover från kustnära-, och utomskärsstationen visar något högre värden i vatten vid utomskärsstationen. Om man jämför värden för totalkväve med totalfosfor kan man utläsa förhållandet mellan kväve och fosfor i området. Resultaten visar ett entydigt värde över 7:1 kvoten vilket innebär att fosfor var den begränsande faktorn i området och att kväve var i överskott.

Vissa resultat från undersökningar i Västra Hanöbukten år 2001 (Tobiasson et al. 2001) uppvisade väldigt höga, avvikande värden. Dessa resultat överensstämde inte med resultat från mina egna och andra undersökningar gjorda i Östersjön (Bydén et al. 1996), (Havsforskningsinstitutet 2005). Undersökningar från Västra Hanöbukten visar under sommaren normalvärden 12-17  $\text{mmol/l}$  för totalkväve och mellan 0,20 och 0,28  $\text{mmol/l}$  för totalfosfor. Dessa resultat är ca 1000 gånger större än andra nämnda resultat. Här har nog ett potensfel gjorts vid beräkningarna.

Det syntes ingen tydlig trend i närsaltskoncentration mellan stationerna där det normalt ska vara högre halter i kustnära vatten. Jämförelser mellan värden från kustnära-, och utomskärsstationen för varje närsalt gav lite olika utslag. Ammonium, totalkväve och nitrat visade något högre halter vid kustnära vatten även om nitrat saknar vissa värden. Totalfosfor

och fosfat visade däremot något högre halter i vatten vid utomskärsstationen. Observera att det är små enheter och mängder det rör sig om, så skillnaderna är inte så stora som man kan

förledas att tro. Även om det var små skillnader kunde man ändå tyda en viss uppdelning mellan kväve och fosfor, d.v.s. något högre halt av kväve i kustnära vatten och något högre halt av fosfor vid utomskärsstationen. De små skillnaderna beror troligtvis på avståndet stationerna emellan. Om det hade valts en lokal ännu längre ut från kusten hade det troligen blivit en tydligare skillnad. Det som var mindre beroende av avstånd till kusten var koncentrationsskillnaderna i djupled där en tydlig trend visade sig med ökande koncentrationer med ökande djup.

Eftersom mycket näring transporteras från land till kustvatten med hjälp av olika tillrinningsområden (i detta fall från Mörrumsån), uppkommer det normalt en koncentrationsskillnad mellan kustnära vatten och vatten mer utomskärs, med högre halt vid kusten. Källorna till dessa koncentrationsskillnader kan variera. De kan härröra från lufttransporterade föroreningar som följer med nederbörd, punktutsläpp längs ån som t.ex. avloppsreningsverk eller diffusa utsläpp från jord och skogsbruk. Till detta tillkommer utsläpp från Mörrums bruk som mynnar direkt ut i havet, detta bruk ansågs vara länets största fosforutsläpp 2001 (Tobiasson et al. 2001). Frånsett en direkt tillförsel av näringsämnen till kusten finns även en naturlig del i uppvällning av näringsrikt bottenvatten och tillförsel med kustströmmar. Det sker även en självrening i å och hav som minskar halterna av fosfor och kväve, t.ex. denitrifikation av kväve till luften. Eftersom undersökningen ägde rum utanför Mörrumsån, kan man tro att denna å står för mycket av den tillförda näringen. Mörrumsån och Helge å stod för den största transporten av näringsämnen ut i Hanöbukten 2001 (Tobiasson et al. 2001).

Mätningar under 2001 visade att utsläpp från Mörrums bruk innehöll 120 ton kväve. Detta kan jämföras med totalt 860 ton kväve som fördes via Mörrumsån ut till bukten. Fosforutsläppet var 12 ton från bruket jämfört med totalt 23 ton från Mörrumsån (Tobiasson et al. 2001). Mätningar vid Forsbacka station, vars lokalisering är vid mynningen av Mörrumsån, visade höga halter av fosfor och kväve under september månad, 2003 (Alcontrol AB 2003). En jämförelse med en av Vattenrikets största åar, Helge å visade en belastning på hela 2500 ton kväve och 60 ton fosfor under 2001 ut till bukten (Tobiasson et al. 2001). Trots den höga halten av totalkväve i ån är det enligt Vattenriket inte en så jättehög siffra eftersom det sammanlagt är väldigt mycket vatten i ån. Koncentrationer av kväve och fosfor ansågs ändå vara hyfsade i detta vattendrag (Vattenriket 2002). Ytterligare en jämförelse kan göras med Ronnebyån som även den mynnar ut i Hanöbukten. Här uppvisades mindre halter under samma år för kväve (320 ton) och fosfor (8 ton; Tobiasson et al. 2001). Orsaker kan vara att åns bredd var mindre och påverkades i mindre grad av läckage från stora utsläppskällor: åkermark och utlopp från reningsverk. Även om ovanstående fakta är från tidigare år och att förhållandena i åarna och utsläppen från bruket har förändrats, kan inte denna förändring vara stor. Man kan få en uppfattning av att Mörrumsån är en förhållandevis stor transportåder av näring till bukten. Trots att det är stora mängder näringsämnen som transporteras i ån medför detta ändå inga skyhöga koncentrationer i kustvattnet (bilaga 2). Observera att dessa värden skulle ha visat högre halter om de var tagna på vinterhalvåret. Åns uppbyggnad och självrening samt dess öppenhet mot Östersjön gör så att näringshalterna inte blir högre än vad de är. Halterna av kväve är höga i området, men det verkar vara en normal trend i dagens kustvatten. Denna överlägsenhet kan förklara varför fosfor brukar vara den begränsande faktorn i kustnära vatten. Eftersom kvävekällorna idag är många och att kvävet i sig är

lätttrörlig i mark och vatten, är det svårt för oss människor att med den teknik vi har, minska på halterna.



Bild 9. Mörrums bruk. Foto: Jim Eriksson.

Den *kvalitativa analysen av alger* visade att det inte fanns några tydliga tecken på att någon av de stora alggrupperna var lokaliserade till kustnära eller utomskärsvatten. Det fanns heller inga tecken på att de var indelade efter djup eller dagar. Resultaten från den *kvantitativa analysen* där alla alger räknades och identifierades visade att cyanobakterierna var den dominerande gruppen. Då en sammanfattning av provernas mest dominanta alger gjordes kunde man även här se en klar dominans av bakterierna. Figurerna som åskådliggör de dominerande grupperna visar en något mer varierad fytoplankton i det kustnära vatten jämfört med vattnet vid utomskärsstationen. Jämförelse med analyserna för närsalterna, som i stor grad påverkar algtilgången i vatten, visade ingen tydlig bild av skillnaden mellan kust- och utomskärs vatten. Att skillnader i algkoncentration inte heller var så påtagliga visar att dessa parametrar säkerligen hör samman. Man kunde även generellt se att ytvattnet från båda lokalerna innehöll en något större diversitet av alger jämfört med djupare vatten. Orsaken till detta är kompensationsdjupet som reglerar algernas utbredning i djupled.

Den ringa förekomsten av alger i proven berodde på tidsperioden för provtagningarna. När proverna togs i slutet av augusti var det låg algproduktion i vattnet. Eftersom det fanns en liten mängd alger i vattnet, fanns det även låga halter av klorofyll a och ett stort siktdjup. Cyanobakterier, som oftast har sina tillväxttoppar i juli-augusti (Sandhall & Berggren 1981) var vid provtagningstillfällena fortfarande den mest dominerande gruppen, även om deras kulmen nästan var över. Ett exempel på ett släkte som ofta hittades var *Anabaena*. Det fanns förhållandevis mycket guldalger i proven. Flertalet i denna grupp alger gynnas av starkt ljus och låga temperaturer (Sandhall & Berggren 1981). Även om de flesta guldalgerna gynnas bäst vid låga temperaturer, är de även närvarande vid högre temperaturer. Att guldalgerna tar en förhållandevis stor plats i proverna kan bero på att de är mer konkurrenskraftiga än cyanobakterier när det gäller olika temperaturer. Det fanns förhållandevis lite dinoflagellater i proverna. De har sin säsong framför allt på hösten, då de klarar mindre ljusmängd, de är även i behov av mycket närsalter. Deras ringa närvaro i vattenproverna kan därför förklaras då det inte var riktigt deras säsong när undersökningarna ägde rum. Kiselalger är mindre ljusberoende och blommar ofta tidigt på våren. De har en andra blomningstid på hösten då närsaltsnivåerna stiger p.g.a. omblandning av vattenmassan (Sandhall & Berggren 1981). Detta kan förklara den ringa mängd arter som hittades i proven. Det fanns däremot mycket tomma skal som troligtvis har rörts upp från botten p.g.a. turbulens i vattnet, kanske orsakad av båten vid provtagningen eftersom provtagningspunkterna låg på grunt vatten. Grönalgerna



har sin säsong sen vår/försommar och gynnas av bra tillgång på närsalter (Sandhall & Berggren 1981). Detta är en av orsakerna till varför grönalger var fåtaliga i proven.

Ett exempel är släkterna *Scenedesmus* och *Pediastrum*. Eftersom de flesta grönalger är sötvattenarter är de känsliga för salthaltsförändringar och är därmed ganska fåtaliga i bräckvatten och i marina vatten (Tikkanen & Willén 1992).

Innan underökningen kom igång ställde jag en hypotes. Min hypotes löd att man skulle kunna se en skillnad i artsammansättningen hos alger mellan stationer, djup och provtagningsdagar. Det stämde inte alls. Det fanns ingen märkbar indelning av grupper av alger. Däremot kunde man se en skillnad i diversitet mellan djup och stationer även om skillnaderna inte var så stora. En av anledningarna till varför det generellt blev onormalt små skillnader i de olika momenten i undersökningen berodde på att stationerna helt enkelt låg för nära varandra. Det som förmodligen hade uppvisat mer normala och tydliga skillnader skulle vara om utomskärsstationen hade legat längre ut i Östersjön, där vattenmassan ser lite annorlunda ut i förhållande till kustnära vatten. Eftersom provtagningsplatsen låg innanför Hanös kust och förhållandevis närliggande till fastlandet blev stationen lite mera "kustlik". En annan viktig anledning var tidsperioden då undersökningen gjordes, den lilla mängd alger som fanns i vattnet gav inga tydliga resultat. Att det även var för kort tid mellan provtagningarna där vattnets sammansättning inte gavs tid att ge några större skillnader, påverkade resultaten. Slutligen, fler provtagningsdagar hade resulterat i tydligare och säkrare resultat.

## Tack

Jag vill tacka några personer som har hjälpt mig att genomföra detta arbete. Jag tackar Jim Eriksson för transporter till och från lokalerna samt för foto. Han har även assisterat mig tillsammans med Fredrik Alering och Lena Wallnäs vid provtagningar och efterarbete i fält. Jag vill tacka Britt-Marie Svensson och personal i hus 28 för utlåning av utrustning och hjälp med analyserna av proverna. Sist men inte minst vill jag tacka min handledare Ann-Sofi Rehnstam-Holm för hennes handledande och tillgänglighet under tiden arbetet pågick.

## 6 Referenser

### 6.1 Internet

Brenner, U. (2004). *Östersjön*. [www.smf.su.se][hämtad 2005-08-25]

Havsforskningssintitutet (2005). *Östersjöportalen*. [www.fimr.fi][hämtad 2005-10-15]

Naturvårdsverket (2005). *Mörrumsån - Pukaviksbukten*. [www.naturvardsverket.se][hämtad 2005-10-03]

SIS (2005). *Standardmetoder*. [www.SIS.se][hämtad 05-10-21]

- 419 A
- SIS 028134
- 419 A (modifierad av Halina Rybczynski)
- SIS 028126
- SIS 028127
- SS 028170

Vattenriket (2002). *Vattendrag*. [www.vattenriket.kristianstad.se][hämtad 2005-10-21]

### 6.2 Artiklar

Alcontrol AB (2003). *Mörrumsån 2003*. Mörrumsåns vattenvårdsförbund.

Stockholms Marina Forskningscentrum (SMF) (2005). *Miljötilståndet i egentliga Östersjön*. Stockholm: Stockholms universitet.

Tobiasson, S., Engkvist, R., Juhlin, B., Liungman, O., Wickström, K., Lundgren, F., Sjölin, A. (2001). *Blekingekustens vattenvårdsförbund och vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten, Årsrapport 2001*. Kalmar: Kalmar universitet.

Tobiasson, S. (2004). *Hanöbukstens kustvatten*. Kalmar. (sidor 1-4).

### 6.3 Böcker

Bingman, I. (1993). *Eutrofiering av mark, sötvatten och hav*. Stockholm: Naturvårdsverket.

Bydén, S., Larsson, A-M., Olsson, M. (1996). *Mäta vatten - undersökningar av sött och salt vatten*. Institutionen för tillämpad miljövetenskap och oceanografiska institutionen, Göteborgs universitet. Andra upplagan.

Canter-Lund, H. & Lund, J, WG. (1995). *Freshwater Algae - their microscopic world explore*. England: Biopress Ltd.

Sandhall, Å. & Berggren, H. (1981). *Mikrobilder - liv i damm och sjö*. Stockholm: Interpublishing AB.

Tikkanen, T. & Willén, T. (1992). *Växtplanktonflora*. Stockholm: Naturvårdsverket.