



Makrofyter och växtplanton i Dalbyviken, Nordöstra Mälaren – en interaktionsstudie

Examensarbete 20 p

Av

Anna Levin

Institutionen för miljöanalys
SLU
Box 7050
750 07 Uppsala

Handledare: Ewa Willén, Berta Andersson

Innehållsförteckning

| | sida |
|---------------------------------------------------------------|------|
| Abstract | 2 |
| 1. Inledning | 2 |
| 1.1 Litoralen | 2 |
| 1.2 Pelagialen | 4 |
| 1.3 Syfte | 4 |
| 2. Områdesbeskrivning | 5 |
| 2.1 Dalbyviken | 5 |
| 3. Material och metoder | 6 |
| 3.1 Observationslokaler | 6 |
| 3.2 Makrofyttutveckling och vattendjup i Dalbyviken | 6 |
| 3.3 Miljöfaktorer | 7 |
| 3.4 Växtplanktonsamhällen | 7 |
| 3.5 Beräkningsmodell för antalet celler i Microcystiskolonier | 9 |
| 3.6 Rums- och tidsvariation | 10 |
| 4. Resultat | 11 |
| 4.1 Makrofyttutveckling och vattendjup vid lokal 1 | 11 |
| 4.1.1 Vattendjup | 11 |
| 4.1.2 Vegetationsbältet | 11 |
| 4.1.3 Vegetationsbeskrivning | 13 |
| 4.2 Makrofytsammansättning vid lokal 2 och 3 | 15 |
| 4.3 Miljöfaktorer | 16 |
| 4.3.1 Ljusklimat | 16 |
| 4.3.2 Vattentemperatur | 17 |
| 4.3.3 Näringsämnen | 17 |
| 4.3.4 pH | 19 |
| 4.3.5 Vind | 19 |
| 4.4 Växtplanktonsamhällen | 20 |
| 4.4.1 Systematiska grupper | 21 |
| 4.4.2 Livsformer | 23 |
| 4.4.3 Livsstrategier | 25 |
| 4.5 Rumsvariation | 26 |
| 4.5.1 Miljövariablers inverkan | 27 |
| 4.5.2 Systematiska grupper | 27 |
| 4.5.3 Livsformer | 28 |
| 4.5.4 Livsstrategier | 29 |
| 4.5.5 Tidsvariation | 30 |
| 5. Diskussion | 31 |
| 5.1 Makrofyttutveckling | 31 |
| 5.2 Växtplanktonsamhället | 33 |
| 5.3 Interaktion makrofyter - växtplankton | 33 |
| 5.4 Interaktioner litoralzonen - pelagialen | 34 |
| 6. Tack | 34 |
| 7. Referenser | 34 |

Abstract

In this paper phytoplankton is studied in a gradient from a macrophyte covered inner part of the bay of Dalbyviken of Lake Mälaren to the mouth area into the Ekoln Basin. The object was to obtain clarity upon the function of the macrophyte community as a recruit habitat for phytoplankton. Another aim was to compare the macrophyte community with the community investigated twenty-nine years earlier in the same bay. The results showed that the bay has been silted up during the passed time, the reed vegetation has spread and increased in biomass. The water of the littoral zone had low concentrations of nitrogen but very high of phosphorus. Concentrations of these nutrients in the mouth area was the inverse - high considering nitrogen and lower considering phosphorus.

Life-form of phytoplankton differed significantly in the shallowest parts from that of the open water areas. Among the tested environmental variables inorganic nitrogen and light climate were especially related to differences in taxa composition of the phytoplankton community. When separating the phytoplankton in eight different groups of life-forms a co-variation with phosphorus, light climate and temperature was significant. Plankton splitted up in groups related to competitors, ruderals and stress tolerants were most related to nutrients as phosphorus and nitrogen. The phytoplankton and environmental relationships were elucidated by the use of canonical correspondence analysis. Phytoplankton's biovolume reached its maximum earliest during the summer in the open water zone and later in the inner parts of the bay. Therefore this study could not confirm that the littoral zone acts as a recruit habitat for phytoplankton, causing higher biomass in the littoral parts before high biomasses were reached in the open water areas. The wind direction during the whole studied period was mainly southern or south-western causing a main transport of phytoplankton from the mouth of the bay to its inner region. In the shallow inner areas the light reached to the bottom layer which could have had a photoinhibiting effect and be a possible explanation for the small quantities of non-motile plankton there.

1. Inledning

Naturliga ekosystem är beroende av att effektivt kunna överföra energi till användbart arbete för systemet själv och till omgivande system som de är förbundna med. Enligt "The maximum power principle" innebär det att system som lyckas bäst med att optimera energiflödet, är de system som kommer att vara de mest uthålliga (Odum, 1992). Områden där land och vatten möts innehar ofta optimala förutsättningar för tillväxt. Denna zon, den litorala, tillhör jordens produktivaste (Westlake, 1963; Wetzel, 1990).

1.1 Litoralen

Litoralen är en ekoton som påverkas av omgivningen från två håll, dels av det terrestra systemet, dels det akvatiska. Ekotoner är komplexa och det återspeglas ofta i en rik biologisk mångfald. Strandområden som är grunda och beväxta är utsatta för fysisk påverkan. Här kan en uppgrundning ske eftersom borttransport av material är mindre än på större djup och vattenrörelser dämpas av vattenväxter. Många gånger kan det vara svårt att skilja på naturlig igenväxning och igenväxning som har antropogena orsaker.

Vegetationen har en strukturell och funktionell roll i de akvatiska systemen. Makrofyter ökar dessutom förutsättningarna för interaktionen mellan trofiska nivåer, är delaktiga i näringscykeln och förändrar den fysiska miljön (Barko & James, 1998; Carpenter et al., 1985; Søndergaard & Moss 1998; Stephen et al., 1998). Artsammansättningen i ett växtsamhälle

speglar vattnets karaktär (Søndergaard & Moss 1998). Vattenväxter fungerar som goda miljöindikatorer och kvantifierade data över lång tid av vattenväxter är ett betydelsefullt redskap för att upptäcka signaler på förändring (Crowder et al., 1998).

Växtplankton har en grundläggande position som primärproducenter i vattenkosystem. De fungerar som en länk mellan de trofiska nivåerna. Information om växtplanktons artsammansättning och biomassa är en viktig förutsättning för att kunna tolka förändringar hos många andra organismgrupper. Växtplanktonsamhällets formering drivs av olika faktorer, varav de viktigaste är resursstress och störning (Reynolds, 1987). Både allogena och autogena faktorer påverkar växtplanktonsamhällets utformning.

Eftersom denna organismgrupp har en kort generationstid och svarar snabbt på miljöförändringar är studier av växtplankton betydelsefull både ur miljöperspektiv och ur ekologisk synvinkel.

Vid undersökningar i litoralzonen bör alger och makrofyter studeras tillsammans (Ilmavirta & Toivonen, 1986). De konkurrerar om samma resurser: näringsämnen, energi och ljus (Cedergreen- Forchhammer, 1999; Jasser, 1995). Allelopatiska substanser används som redskap i konkurrensen (Søndergaard & Moss, 1998; Van Vierssen & Prins, 1985; Wium-Andersen et al., 1982). Till exempel producerar cyanobakterier en substans som anses verka tillväxthämmande på bl.a. vattenväxter (Willén et al., 1995). Makrofyter påverkar sin närmiljö indirekt genom metaboliska aktiviteter som t.ex. kan ge förändring av pH, redoxpotential och syreförhållande (Stephen et al., 1998; Søndergaard & Moss, 1998). Detta påverkar i sin tur andra organismer som delar habitat med växterna.

Den forskning som är gjord på det här området ger ingen enhetlig bild av konkurrensens verkan. Flera försök visar att närvaron av makrofyter leder till lägre växtplanktonbiomassa (Jones, 1990; Moss, 1990; Søndergaard & Moss, 1998). Andra undersökningar visar på motsatsen (Phillips et al., 1978; Van Vierssen & Prins, 1985). I en studie av ett samhälle som domineras av flytbladsväxter, påverkades växtplanktonsamhället inte alls av närvaron eller frånvaron av flytbladsväxter (Rojackers, 1985).

Många responser tycks vara artspecifika, arter svarar olika på abiotiska förändringar och på konkurrens. En studie tyder på att andelen flagellater ökar i ett makrofytsamhälle (Søndergaard & Moss, 1998). I samma undersökning visade det sig att kiselalger som grupp inte påverkades av makrofyters närvaro eller frånvaro. Däremot kunde enskilda arter bli påverkade.

Från storskaliga försök i Danmark och Storbritannien, där fisk- och makrofytpopulationer har manipulerats för att belysa effekterna på växtplankton, kunde endast allmänna slutsatser dras. De processer som styrde utvecklingen, tycktes inte vara enhetliga för alla system. De verkade istället vara sjöspecifika och en blandning av jämvikts- och icke jämviktsprocesser var delaktiga (Reynolds, 1987; Søndergaard & Moss, 1998).

För att initiera en algblomning måste det alltid finnas en utgångspopulation. Populationen kan bestå av endast ett mindre antal växtplanktonceller (Willén et al., 1995). Mycket lite är känt om litoralzonens betydelse som ymplats för växtplankton men i en studie i sjön Erken (Forsell, 1998) påvisades det högsta antalet vilceller av igelkottsalger, *Gloeotrichia echinulata*, per m² i strandkanten. Det indikerar att en rekrytering skulle kunna härledas till det litorala området. Många abiotiska fördelar erbjuds i litoralen såsom näring och ett varmare vatten (Kairesalo & Koskimies, 1985). Cyanobakterier har god flytförmåga och deras vilokroppar har stor överlevnadspotential i sediment, vilket gruppen har en fördel av i strandnära områden.

1.2 Pelagialen

Provtagningar för miljöövervakning har huvudsakligen skett i det öppna vattnet. Det skall ge ett sjökaraktäristiskt prov (Naturvårdsverket, 1993). Biologiska, fysikaliska och kemiska förhållanden i litoralen avviker från de som föreligger i pelagialen (Jasser, 1995; Kairesalo & Koskimies, 1985). Tyngdpunkten inom den limnologiska forskningen ligger också i den pelagiala zonen och därför saknas fortfarande mycket information om sambanden mellan litoralzonen och pelagialzonen (Crowder et al., 1998; Forsell, 1998; Søndergaard & Moss, 1998).

Växtplankton är sällan slumpmässigt fördelat i vattnet utan förekommer mer ojämnt fördelade beroende bl.a. på skillnader i ljusförhållanden. Det råder en signifikant småskalig rumslig heterogenitet av miljövariabler och växtplanktonarter (Rojackers, 1985). Vissa arter har mycket specifika levnadskrav, specialister, medan andra arter kan leva under skiftande förhållanden, generalister.

Snabbväxande plankton är känsliga för förluster genom sedimentation och betning. Dessa planktonarter dominerar i turbulenta miljöer. Makrofytfria områden erbjuder sådana förhållanden. Långsamväxande arter och arter med flytförmåga, som t.ex. vissa cyanobakterier, dominerar i lugna växtrika vatten, där risken för sedimentation är stor (Søndergaard & Moss, 1998).

1.3 Syfte med föreliggande studie

Genom att öka kunskapen om växtplanktongrupperns biologi, livscykel och miljökrav skulle prognoser för algblomning kunna förbättras. Resultatet från Erken visar att det finns en risk med att utesluta litoralzonen vid undersökningar om växtplanktons rekrytering (Forsell, 1998). Fungerar den litorala zonen som ympkammare åt växtplankton skulle det kunna skönjas i tidsutvecklingen av planktonpopulationer. Populationer av arter skulle uppträda tidigare i strandnära områden och senare längre ut mot pelagialzonen.

Syftet med undersökningen i Dalbyviken var att studera interaktioner mellan växtplankton och makrofytsamhällen. Makrofytsamhället som potentiell habitat för rekrytering av växtplankton var av centralt intresse.

Avsikten var att jämföra växtplanktonsamhället i litoralen med det i pelagialen. Genom att följa planktonutvecklingen under sommaren i en gradient med olika makrofytvegetation, från en relativt tät submers vegetation i den innersta delen av viken via näckrosbestånd av olika täthetsgrad i den mellersta delen, till en vegetationsfri lokal i öppna sjön.

Den första lokalen sammanföll med en lokal där en vegetationsanalys genomförts i en transekt tvärs över viken för 30 år sedan. Det andra syftet med undersökningen var därför en jämförande studie av makrofytvegetationens utveckling mellan 1970 och 1999 i denna transekt.

De frågor som studien vill få besvarade är;

Har vattenväxtsamhället förändrats sedan 1970 i en transekt i Dalbyviken?

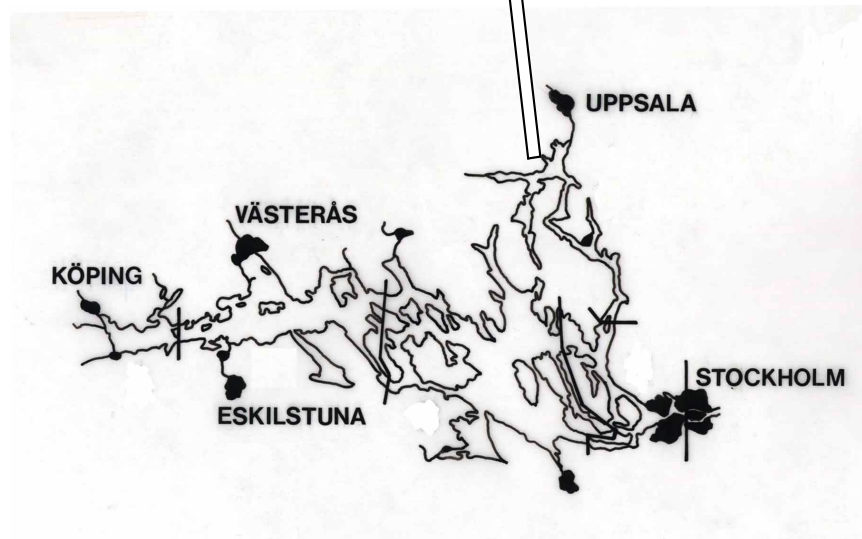
Fungerar litoralzonen som ett ymphabitat för pelagialens växtplankton?

Hur påverkas växtplanktonsamhället av makrofyters närvaro?

2. Områdesbeskrivning



Figur 1. Studien utfördes i Dalbyviken i Ekoln på fyra olika lokaler. På lokal 1 jämfördes makrofytvegetationen i en transekt 1999 med den 1970. På lokal 2-4 genomfördes interaktionsstudien.



Figur 2. Ekoln ligger i den nordligaste delen av Mälaren. Dalbyviken är placerad vid pilens bas.

2.1 Dalbyviken

Dalbyviken ligger i Ekoln i nordöstra Mälaren som en 2 km lång vik i nordvästlig riktning (figur 1 och 2). Dalbyvikens area är cirka 13 ha. Viken är grund, med ett djup som varierar mellan 1-3 meter. Vid Dalbyudd, den södra delen av vikens anslutning till Ekoln, finns en

smal djuphåla på 9 meter. Viken är vegetationsrik och ornitologiskt värdefull. Igenväxningen av viken anses ha gått långt och det gör i sin tur att lokalens intresse som fågelvik minskar (Naturvårdsinventering i Uppsala kommun, 1994). Närområdet runt viken är omväxlande med hagmarker, kulturbetesmarker och brukad mark. Berghällar och bergsbranter skapade av förkastningar finns spridda i miljön. Området klassas som ett odlingslandskap med särskilt stora landskapsvärden. Vissa partier är skogsbevuxna med framförallt äldre blandskog, tall, ek och hasselrik ädellövskog.

En vattenvegetationsundersökning utfördes under 1970- talets början i Dalbyviken (Andersson, 1973,1978). Inga tidigare studier finns av växtplanktonsituationen inne i viken. Däremot finns en lokal i centrala Ekoln, där växtplankton följs i ett nationellt övervakningsprogram.

3. Material och metoder

3.1 Observationslokaler

Fyra provlokaler placerades i en gradient från den inre delen av Dalbyviken, till mynningen mot Ekoln. Provlokalerna benämndes 1 - 4, med den första placerad i de inre delarna av viken (figur 1). Koordinaterna (Rikets Nät) på respektive provlokal är:

| Lokal 1 | Lokal 2 | Lokal 3 | Lokal 4 |
|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| 662840 - 159910 | 662835 - 159915 | 662827 - 159925 | 662757 - 160015 |

3.2 Makrofyttutveckling och vattendjup i Dalbyviken

Makrofytsamhället inventerades på tre av de fyra lokalerna. Provlokal 1 valdes för att den sammanföll med den transekt som undersöktes 1970 (Andersson, 1973).

Vegetationen undersöktes längs en profil vinkelrätt från strandlinjen. Den tidigare undersökta transekten återfanns med hjälp av kompassriktning och riktpunkter och benämns lokal 1. Till skillnad från 1970, då profilen bestod av en transekt från vardera stranden, inventerades 1999 transekten i sin helhet, från den punkt där vattenväxter började förekomma, tvärs över viken till andra stranden. Vattendjup och förekomst av alla växtarter noterades vart 5:e meter i en ruta på 1x1 meter. Täthet räknades på de dominerande arterna. Nya arter mellan rutorna noterades dessutom, så att en fullständig vegetationssammansättning kunde dokumenteras. Andelen provrutor som makrofyttarter förekom i sattes i förhållande till det totala antalet undersökta rutor i transekten.

För en bedömning av bladvassens förändring i form av täthet, biomassa och utbredning räknades alla vasstrån i rutorna. Biomasseberäkning gjordes med hjälp av strådiametern. Diametern på 10 representativa strån i rutan mättes med skjutmått. För omräkning till biomassa användes medeldiamettermåttet i respektive ruta. Med hjälp av sambandet stråvikt-strådiameter erhöles biomassan (Andersson, 1973, figur 14). Som mått på biomassan användes torrsbstans per kvadratmeter ($g Ts/ m^2$).

Medelvattenståndet i Mälaren var 410 cm i juli 1970 och 413 cm i juli 1999. Ingen justering av vattenståndet har därmed ansetts nödvändig.

Wilcoxons teckenrang-test har använts som statistisk analys av förändring i vattendjup, täthet och biomassa av bladvass (Fowler et al., 1998).

På lokalerna 2 och 3 utfördes inventeringen av makrofytsammansättningen längs en baslinje på cirka 20 meter. Baslinjen upprättades centralt i viken på respektive lokal och vinkelrätt mot strandkanten. Från baslinjen slumpades koordinater ut. Dessa låg dels längs baslinjen dels i 90° vinkel mot linjen. Totalt tio provrutor på respektive lokal slumpades fram enligt denna metod. En flytande 1m² ram, vattenkikare och kratta användes vid inventeringen. Täthet beräknades på de submersa växter som var rotade i rutan och vars skott nådde upp till vattenytan.

Det totala antalet arter och täthet av dominerande arter bestämdes på respektive lokal. Resultatet av denna undersökning låg till grund för variabeln makrofytförhållande som ingick i den multivariata ordinationsmetoden (se kap. 3.6). Vegetationstyperna klassades enligt vegetationstyper i Norden (Påhlsson, 1998).

3.3 Miljöfaktorer

Under perioden 990722 - 990908 togs varje vecka vattenprover. Proverna analyserades med avseende på totalfosfor, PO₄-P, oorganiskt kväve (NO₃-N, NH₄-N), pH samt absorbans mätt vid en våglängd av 420 nm i en 5 cm kuvett. I arbetet används värden från ofiltrerade prov. Analyserna utfördes på SLU, Institutionen för miljöanalys. Provtagningen skedde med en integrerad provtagningsmetod. På varje lokal togs totalt 5 prover från 0 -1 meters djup med Ruttnerhämtare. Dessa prover blandades, ur blandningen togs ett delprov som ansågs representera lokalens vattenkvalitet.

I fält mättes djup, siktdjup och temperatur. För detta ändamål användes djuplod, siktskiva och Ruttnerhämtare. På lokal 4 mättes temperaturen på hela djupet för beläggning av eventuellt temperatursprångskikt. Vind och väderförhållanden noterades. Vinddata härrör från en mätstation uppsatt i Ekoln för ett annat forskningsprojekt. Uppgifterna förelåg i form av mätvärden på vindstyrka, m/s och vindriktning uttryckt i grader. Värdena baserades på mätningar var 10: e minut dygnet runt under hela undersökningsperioden. För att ge en uppfattning om den dominerande vindriktningen och styrkan, veckan innan provtagningstillfällena, summerades uppgifterna i diagramform. Medianvindriktning och vindstyrka från morgonen på föregående veckas provtagningsdag fram till morgonen aktuell provtagningsdag beräknades.

3.4 Växtplanktonsamhällen

Ur Ruttnerhämtaren togs prov för växtplanktonanalys på 0-1 meters djup. Proverna konserverades med en jod-jod-kaliumlösning med isättika. På lokal 1 och 4 togs håvprov. Planktonhåven hade en maskvidd på 20µm. Provet konserverades med en formaldehydlösning. Håvprovet användes för att säkerställa artanalysen. Från lokal 2-4 analyserades proverna kvantitativt och kvalitativt med avseende på växtplankton i ett omvänt faskontrastmikroskop. På grund av tidsbrist måste en lokal uteslutas vid växtplanktonanalysen. Lokal 1 valdes bort då lokalen enligt en översiktlig förhandsbestämning hade stora likheter med lokal 2. Vid analysprocessen följdes handledningen i Olrik et al., 1998, nivå 1. Systematiken följer Christensen, 1980, 1994. Taxonomisk bestämning skedde till ordning bland vissa grönalger och kiselalger. Flagellater delades i storleksgrupper, < 3 µm, 3-5 µm, 5-7 µm, 7-10 µm och >10 µm. Övriga bestämdes ned till minst släktnivå. I släktet *Microcystis* kan i vissa fall *Woronichinia* ingå.

En indelning av växtplankton efter livsformer och livsstrategi gjordes (tabell 1 och 2). Lägre taxonomiska enheter sammanfördes i bearbetningen av data i klasserna Cyanophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyceae och Chlorophyceae. För biovolymsberäkningar mättes växtplankton efter sin största längdsträckning. Antalet individer som mättes bestämdes av det totala antalet individer i de räknade diametrarna : >75 individer minst 10 mätningar, 25-75 individer minst 5 mätningar och < 25 individer en representativ mätning (Naturvårdverket, 1993).

Tabell 1. Identifierade växtplankton indelades i åtta olika livsformer.

| Livsform |
|-----------------------------------------------|
| Encelliga taxa utan gissel |
| Trådformiga taxa |
| Trådformiga taxa kvävefixerande |
| Små flagellater, $\leq 20\mu\text{m}$ |
| Stora flagellater, $> 20\mu\text{m}$ |
| Flagellförsedda kolonier |
| Storcelliga kolonier |
| Småcelliga kolonier, cell $\leq 2\mu\text{m}$ |

Tabell 2. Indelning av i Dalbyviken förekommande växtplankton i livstrategiska grupper (Andersson & Willén, 1999 och Reynolds, 1987).

| C-competitors konkurrensstarka | R-ruderals störningstoleranta | S-stresstolerants stresstoleranta |
|-------------------------------------------|------------------------------------------|----------------------------------------------|
| <i>Acanthosphaera zachariasii</i> | <i>Acanthoceras zachariasii</i> | <i>Anabaena sp.</i> |
| <i>Actinastrum sp.</i> | <i>Achnanthes spp.</i> | <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> |
| <i>Ankyra sp.</i> | <i>Asterionella sp.</i> | <i>Ceratium spp.</i> |
| <i>Chlamydomonas sp.</i> | <i>Aulacoseira granulata</i> | <i>Chlorococcales</i> |
| <i>Chlorogonium sp.</i> | <i>Aulacoseira granulata v. angust.</i> | <i>Cosmarium spp.</i> |
| <i>Coelastrum sp.</i> | <i>Closterium spp.</i> | <i>Dinobryon spp.</i> |
| <i>Crucigenia sp.</i> | <i>Cyclotella spp.</i> | <i>Euglena spp.</i> |
| <i>Crucigeniella sp.</i> | <i>Ankistrodesmus</i> | <i>Microcystis aeruginosa</i> |
| <i>Cryptomonas spp.</i> | <i>Diatoma sp.</i> | <i>Microcystis flos-aquae</i> |
| <i>Golenkinia sp.</i> | <i>Diatoma tenuis</i> | <i>Mougeotia sp.</i> |
| <i>Goniochloris sp.</i> | <i>Diatoma vulgare</i> | <i>Oedogonium sp.</i> |
| <i>Katablepharis sp.</i> | <i>Elakatothrix sp.</i> | <i>Peridinium spp.</i> |
| <i>Keratococcus suecicus</i> | <i>Eunotia spp.</i> | <i>Planctonema lauterbornii</i> |
| <i>Korschikoviella limnetica</i> | <i>Fragilaria capucina</i> | <i>Planktothrix agardhii</i> |
| <i>Monader</i> | <i>Fragilaria crotonensis</i> | <i>Spirulina sp.</i> |
| <i>Monoraphidium sp.</i> | <i>Fragilaria spp.</i> | <i>Synura sp.</i> |
| <i>Ophiocytium sp.</i> | <i>Gomphonema spp.</i> | <i>Woronichinia compacta</i> |
| <i>Pediastrum spp.</i> | <i>Mallomonas spp.</i> | |
| Picoplankton - Chlorophyta | <i>Melosira varians</i> | |
| Picoplankton - Cyanophyta | <i>Pennales</i> | |
| <i>Pseudopedinella sp.</i> | <i>Stephanodiscus spp.</i> | |
| <i>Rhodomonas sp.</i> | <i>Surirella spp.</i> | |
| <i>Scenedesmus spp.</i> | <i>Synedra berolinensis</i> | |
| <i>Schroederia spp.</i> | | |
| <i>Selenastrum sp.</i> | | |

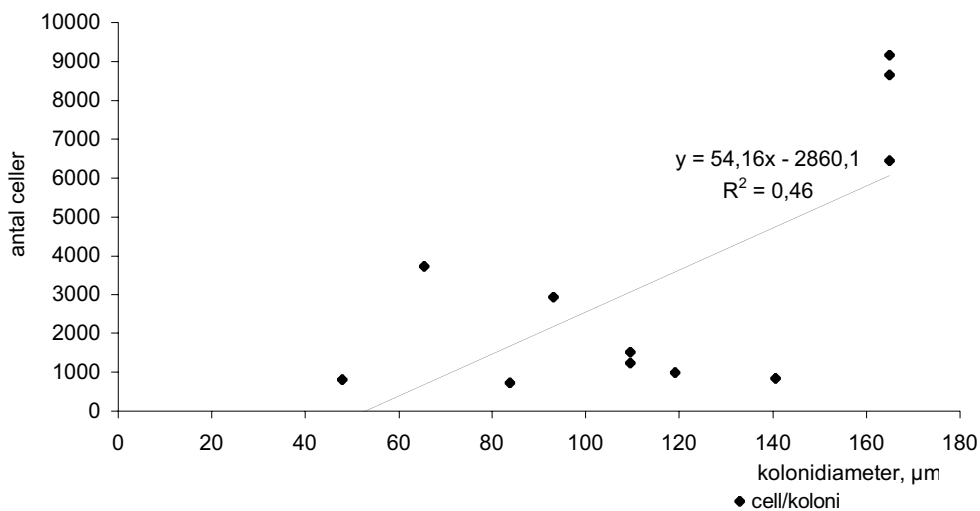
Beräkning av biovolym skedde i ett särskilt anpassat program som används på Institutionen för Miljöanalys ackrediterade planktonlaboratorium.

3.5 Beräkningsmodell för antalet celler i *Microcystiskolonier*

Elva stycken JJK konserverade prover från Ekoln 990921 och lokal 3 och 4 i Dalbyviken, 990803 - 990908, ultraljudbehandlades i 3x1minut, 2x1minut respektive 2 minuter.

Behandlingen skedde i ett kärl nedsänkt i isbad. Instrumentet som är av äldre modell betecknas Microsoni-ultrasoniccell disruptor XL, 22K Hz och 50 Watt.

I obehandlade prover räknades antalet *Microcystiskolonier* och deras medeldiameter enligt metodbeskrivningen i Olrik et al., 1998. I de ultraljudsbehandlade proverna skedde beräkningen cell för cell. Därefter beräknades antalet celler per koloni, beroende av medelkolonistorlek i respektive prov.



Figur 3. *Microcystiskolonistorleken* plottad mot antal celler i respektive koloni. Sambandet gav en trendlinje. Linjens ekvation användes vid beräkning av antalet celler i *Microcystiskolonier* större än 55µm, i Dalbyviken.

Sonikering och beräkning av antal *Microcystiskolonier* och celler resulterade i ett samband mellan kolonistorlek och cellantal (figur 3). Den på så vis framtagna ekvationen, $y=54,16x-2860,1$, användes för att räkna ut antalet celler i *Microcystis* kolonierna i prover från Dalbyviken. Ekvationen användes på kolonier med en storlek över 55µm. Cellantalet på kolonier $\leq 55\mu\text{m}$ erhöles från den modell som används på IMA, SLU i miljöövervakningsanalys (tabell 3).

Tabell 3. Antal Microsystisceller per koloni, beroende av kolonidiametern (data AM Wiederholm).

| Diameter, μm | Cellantal |
|-------------------------|-----------|
| 26 | 55 |
| 30 | 64 |
| 34 | 72 |
| 43 | 92 |
| 52 | 110 |

3.6 Rums- och tidsvariation

Skillnaden i växtplanktonssammansättning kategoriserad som systematiska grupper, livsformer och livsstrategier mellan de olika lokalerna undersöktes med korrespondensanalys, CA, en multivariat ordinationsmetod. För att pröva om prover från de tre lokalerna skiljde sig åt längs ordinationsaxlarna användes variansanalys (ANOVA). I de fall en taxonomisk upplösning visade signifikant skillnad mellan lokalerna enligt variansanalysen, testades vilka lokaler som skiljde sig åt med regressionsanalys.

Inverkan av olika miljövariabler på artsammansättningen i de olika proverna testades med kanonisk korrespondensanalys, CCA. De ingående miljövariablerna var vindriktning, vindstyrka, temperatur, absorbans, makrofytförhållande, koncentration av totalfosfor och oorganiskt kväve samt kväve/fosfor-kvoten.

De multivariata analyserna utfördes i dataprogrammet CANOCO (ter Braak, 1987).

I analysen användes otransformerade data, förutom för vindriktning där en transformering gjordes enligt tabell 4.

Innan varje CCA-ordination, testades vilka av de uppmätta miljövariablerna som hade en signifikant inverkan på de artdata som analyserades. Detta utfördes genom ett Monte Carlo test som finns inbyggt i CANOCO.

Resultatet av en CCA-körning ger ordinationsdiagram med axlar som multivariata funktioner av miljö- och taxonomiska variabler. För att undersöka om det fanns en tidsmässig trend i lokalernas position längs ordinationsaxlarna användes Spearmans rankkorrelation (Fowler et al., 1998). Tidsmässiga trender i miljövariablerna testades också med Spearmans rankkorrelation (Jongman et al., 1995).

Tabell 4. Transformation av befintliga vindriktningsdata till data användbara i en multivariat analysmodell (Vong 1985).

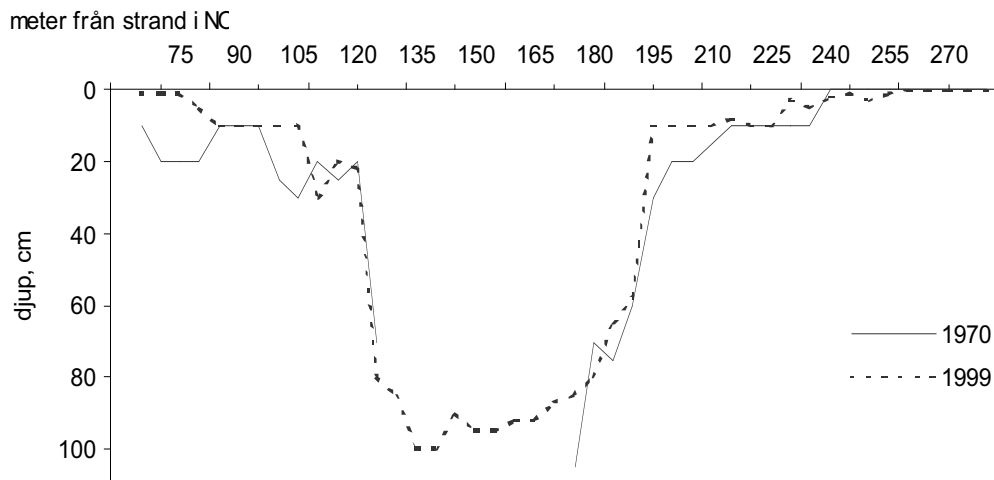
| Vindriktning, grader, ° | Transformationsekvation, ÖV-vindriktning | Transformationsekvation, NS-vindriktning |
|-------------------------|------------------------------------------|------------------------------------------|
| 0 - 90 | Riktning/90 | 1 - Riktning/90 |
| 90 - 179 | 2 - Riktning/90 | 1 - Riktning/90 |
| 180 - 269 | 2 - Riktning/90 | Riktning/90 - 3 |
| 270 - 359 | Riktning/90 - 4 | Riktning/90 - 3 |

4. Resultat

4.1 Makrofyttutveckling och vattendjup i en transekt på lokal 1

4.1.1 Vattendjup

Mätningarna av vattendjupet i transekten i Dalbyviken visade att en uppgrundning av viken skett mellan 1970 och 1999. Förändringen har statistiskt säkerställts med en signifikans på $p < 0,02$ (figur 4).



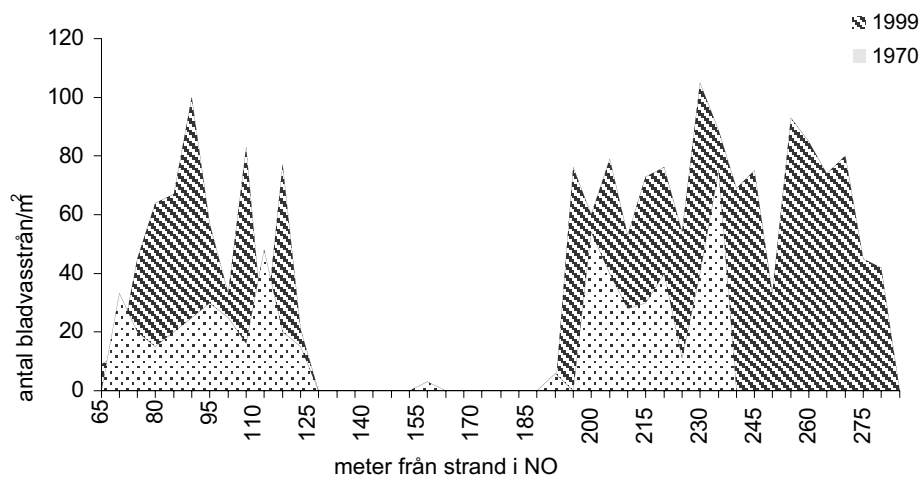
Figur 4. Mätningar av vattendjupet i en transekt i Dalbyviken åren 1970 och 1999. Resultatet visar att en påtaglig uppgrundning har skett.

Uppgrundningen har framförallt skett på de strandnära partierna i nordost vilket har resulterat i att transekten minskat med 20 meter. Utslaget på 29 år ger det en minskning av vikens bredd med cirka 70 cm per år.

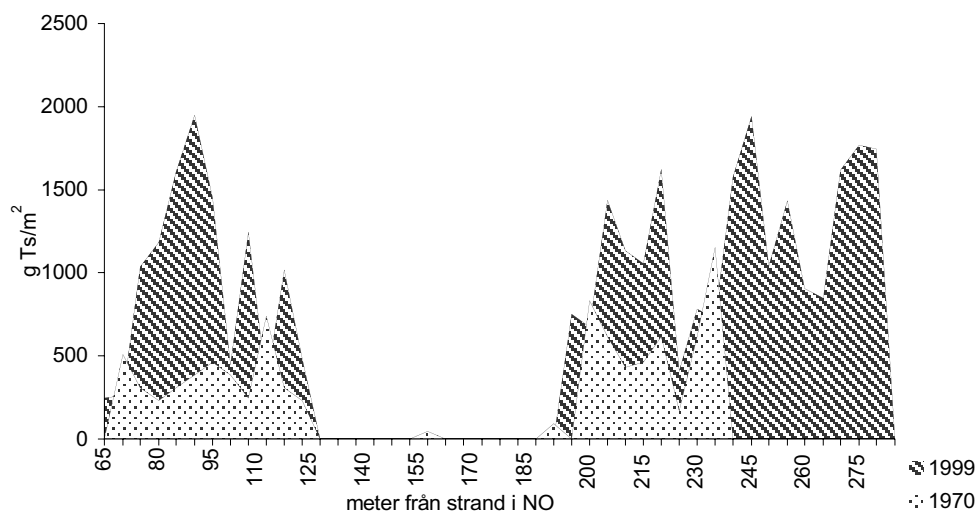
4.1.2 Vegetationsbältet

Bladvassbältet var 45 meter bredare 1999 jämfört med 1970. Vassen ser ut att ha brett ut sig från landsidan i sydväst (figur 5 och 6).

En jämförelse av stråttäthet av bladvass mellan 1970 och 1999, visar att tätheten vasstrån har ökat signifikant ($t=24,4$, $p < 0,02$, $n=32$, Wilcoxon's test för matchade par). Medeltätheten har ökat med 30 strån per m^2 (figur 5). Förutom täthetsökningen som dessutom gav utslag i biomasseberäkningen har stråvikten (g Ts/strå) ökat i genomsnitt över hela transekten från 15,4 g 1970 till 16,8 g 1999 (figur 6). Vid en granskning av endast det nordöstra strandpartiet har en ökning av stråvikten från 15,4 g till 20,3 g skett.



Figur 5. Antal strån av bladvass per m² i en transekt i Dalbyviken 1970 och 1999. Resultatet visar en ökning av medelstråtätheten med 30 strån/m².



Figur 6. Biomassa av bladvass, g Ts/m², beräknat 1970 och 1999. Resultatet visar en signifikant ökning av biomassan på 29 år ($t=37,7$; $p < 0,02$, $n=32$, Wilcoxon's test for matched pairs).

4.1.3 Vegetationsbeskrivning

Vid inventeringen 1970 undersöktes inte hela transekten utan endast en linje från vasskanten till näckrosbältets början, från både norr och söder.

Närmast land fanns 1970 en zon med vasstarr och jättegröe, som följdes av svärdsilja strax före bladvassbältet. Bladvassbältet var relativt glest med stora inslag av föregående års döda vasstrån. Stående och liggande vasstrån förekom i stor mängd. Cirka 60 meter ut i profilen förekom flyttuvor med sprängört, brunskära, kärrdunört med flera arter. Dyblad, vattenaloe och andmat förekom i det omgivande vattnet och vid 80 meter uppträdde dessutom vattenbläddra. En del bladvasstrån växte i ytterkanten av det följande näckrosbältet, där både gula och vita näckrosor fanns, dessutom fanns här stora inslag av trådalger.

Transekten södra del på andra sidan det öppna vattnets näckrossamhälle präglades av smalkaveldun, innanför dem fanns zoner med bladvass respektive svärdsilja och jättegröe. Vid inventeringen 1999 fanns närmast den norra stranden en zon på cirka 45 meter som dominerades av jättegröe med inslag av ängsväxter och starrarter. Denna zon har betats av betesdjur. Därefter följde ett obetat område med jättegröe, här förekom även svärdsilja, brunskära, sprängört och andmat. Ungefär 65 meter ut i transekten uppträdde bladvass, till att börja med i kombination med jättegröe men efter ytterligare 20 meter ut i transekten dominerades växtligheten av bladvass. Bladvassbältet var cirka 30 meter brett och följdes av en zon med smalkaveldun, säv, jättegröe, stor igelknopp med inslag av bland annat dunört, strandklo, vattanaloe och sprängört. I vattnet utanför uppträdde dyblad, besksöta, hornsärv, vattenskräppa, kranstinga, andmat med flera arter. Därefter följde ett näckrossamhälle med gula och vita näckrosor, här förekom även arter som grovnate, hornsärv, kranstinga, vattenbläddra och andmat.

Den södra sidans bladvassbälte var cirka 85 meter brett, tydligt avgränsat och med tät bladvassvegetation. Den sista zonen mot stranden präglades av en starkt betad vegetationszon. Här förekom rikligt med lånke, vattenklöver, vattenfräken och enstaka hästsvans.

Makrofytarternas förekomst framgår av tabell 5a och b. För jämförbarhetens skull måste den transekt som analyserades 1999 delas upp i en bladvasszon (tabell 5a) och en flytbladszon (tabell 5b) och frekvensen av de i kvadratrutorna ingående arterna beräknade inom vardera zonen. Frekvensjämförelse kan göras enbart för bladvasszonen eftersom flytbladszonen inte ingick i den tidigare analysen.

Skillnaden mellan åren visar en procentuell ökning av vissa arter och en minskning av andra. Arter som har ökat mycket är jättegröe och grovnate.

Tabell 5a. En jämförelse mellan 1970 och 1999 av vattenväxters förekomst i bladvasszonen på lokal 1 (+ = arten förekommer i transekten. - = arten förekommer ej i transekten).

| Arter i bladvasszonen | | Förekomst 1970 | Förekomst 1999 | % förekomst 1970 | % förekomst 1999 |
|---------------------------------|----------------|----------------|----------------|------------------|------------------|
| Latinskt namn | Svenskt namn | | | | |
| <i>Bidens tripartita</i> | brunskära | + | + | 6,7 | 14,9 |
| <i>Callitriche sp.</i> | lånke | - | + | 0,0 | 12,8 |
| <i>Caltha palustris</i> | kabbeleka | - | + | 0,0 | 4,3 |
| <i>Carex acuta</i> | vasstarr | + | - | 0,0 | 0 |
| <i>Carex pseudocyperus</i> | slokstarr | + | + | 3,3 | 10,6 |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> | hornsärv | + | + | 10,0 | 0 |
| <i>Cicuta virosa</i> | sprängört | + | + | 16,7 | 19,1 |
| <i>Equisetum fluviatile</i> | sjöfräken | + | + | 0,0 | 6,4 |
| <i>Glyceria maxima</i> | jättegröe | + | + | 10,0 | 53,2 |
| <i>Hippuris vulgaris</i> | hästsvans | + | + | 0,0 | 4,3 |
| <i>Hottonia palustris</i> | vattenblink | + | - | 0,0 | 0,0 |
| <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> | dyblad | + | + | 33,3 | 4,3 |
| <i>Iris pseudacorus</i> | gul svärdsilja | + | + | 3,3 | 21,3 |
| <i>Juncus effusus</i> | veketåg | + | - | 0,0 | 2,1 |
| <i>Lemna minor</i> | liten andmat | + | + | 73,3 | 61,7 |
| <i>Lemna trisulca</i> | korsandmat | - | + | 0,0 | 8,5 |
| <i>Lycopus europeus</i> | strandklo | + | + | 3,3 | 6,4 |
| <i>Menyanthes trifoliata</i> | vattenklöver | - | + | 0,0 | 6,4 |
| <i>Myosotis scorpioides</i> | förgätmigej | - | + | 0,0 | 2,1 |
| <i>Nuphar lutea</i> | gul näckros | + | + | 13,3 | 0,0 |
| <i>Persicaria amphibia</i> | vattenpilört | - | + | 0,0 | 2,1 |
| <i>Peucedanum palustre</i> | kärrsilja | - | + | 0,0 | 2,1 |
| <i>Phragmites australis</i> | bladvass | + | + | 70,0 | 66,0 |
| <i>Rumex aquatica</i> | hästkräppa | + | + | 0,0 | 2,1 |
| <i>Rumex hydrolapathum</i> | vattenskräppa | - | + | 0,0 | 4,3 |
| <i>Scirpus lacustris</i> | säv | + | + | 0,0 | 2,1 |
| <i>Solanum dulcamara</i> | besksöta | - | + | 0,0 | 4,3 |
| <i>Sparganium erectum</i> | stor igelknopp | + | + | 3,3 | 2,1 |
| <i>Spirodela polyrrhiza</i> | stor andmat | - | + | 0,0 | 6,4 |
| <i>Stachys palustris</i> | stinksyska | - | + | 0,0 | 4,3 |
| <i>Stratiotes aloides</i> | vattenaloe | + | + | 6,7 | 4,3 |
| <i>Typha angustifolia</i> | smalkaveldun | + | + | 20,0 | 4,3 |
| <i>Typha latifolia</i> | bredkaveldun | + | + | 0,0 | 2,1 |
| <i>Utricularia vulgaris</i> | vattenbläddra | + | + | 3,3 | 2,1 |

Det totala antalet arter av makrofyter 1970 var 24 stycken, 1999 var antalet 35. Antalet arter i flytbladzonen 1999 var 19 stycken (tabell 5b). Undervattens och flytbladsvegetationen kan 1999 klassas som artrik enligt "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag" (Naturvårdsverket, 1999).

Tabell 5b. Vattenväxters förekomst i flytbladszonen 1999 i en transekt i Dalbyviken.

| Arter i flytbladszonen | | |
|-----------------------------------|----------------|---------------------|
| Latinskt namn | Svenskt namn | % förekomst i rutor |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> | hornsärv | 100,0 |
| <i>Cicuta virosa</i> | sprängört | 8,3 |
| <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> | dyblad | 25,0 |
| <i>Lemna minor</i> | liten andmat | 33,3 |
| <i>Myosotis scorpioides</i> | förgätmigej | 8,3 |
| <i>Myriophyllum verticillatum</i> | kransslinga | 50,0 |
| <i>Nuphar lutea</i> | gul näckros | 83,3 |
| <i>Nymphaea candida</i> | nordnäckros | 8,3 |
| <i>Potamogeton lucens</i> | grovnate | 58,3 |
| <i>P. natans</i> | gäddnate | 16,7 |
| <i>P. obtusifolius</i> | trubbnate | 8,3 |
| <i>Rumex hydrolapathum</i> | vattenskräppa | 8,3 |
| <i>Solanum dulcamara</i> | besksöta | 8,3 |
| <i>Sparganium erectum</i> | stor igelknopp | 8,3 |
| <i>Spirodella polyrrhiza</i> | stor andmat | 50,0 |
| <i>Stachys palustris</i> | stinksyska | 8,3 |
| <i>Stratiotes aloides</i> | vattenaloe | 8,3 |
| <i>Typha angustifolia</i> | smalkaveldun | 16,7 |
| <i>Utricularia vulgaris</i> | vattenbläddra | 41,7 |

4.2 Makrofytsammansättning på lokal 2 och 3

På lokal 2 fanns det fem arter med en dominans av gul näckros (tabell 6). Även nordnäckros var vanligt förekommande. Hornsärv förekom i alla rutorna men då skotten inte nådde upp till ytan uppskattades inte tätheten, som i tabellen anges vara >1. Näckmossa förekom i 60 % av kvadraterna och trubbnate i 10 %. På lokal 3 förekom endast två arter, hornsärv och gul näckros som där dominerade (tabell 6).

Undervattens- och flytbladsområdet kan även här klassas som artrikt (Naturvårdsverket, 1999).

Vegetationstypen kan bedömas utifrån helofytsamhället som "tät bladvass typ" enligt Pålhlsson, 1998. Vassen har där en ensam dominans bland gräs och örter.

Flytbladsvegetationen respektive långskottvegetationen kan enligt samma bedömning klassas som en "gul näckros-andmat typ" och "natetyp".

Tabell 6. Förekomst av vattenväxter på lokal 2 och 3 och dominerande arters täthet.

| Art | Svenskt namn | Lokal 2 | | Lokal 3 | |
|---------------------------------|--------------|------------------------------|---------------------|------------------------------|---------------------|
| | | Täthet, antal/m ² | % förekomst i rutor | Täthet, antal/m ² | % förekomst i rutor |
| <i>Fontinalis sp.</i> | näckmossa | - | 60 | - | 0 |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> | hornsärv | >1 | 100 | >1 | 60 |
| <i>Potamogeton obtusifolius</i> | trubbnate | - | 10 | - | 0 |
| <i>Nuphar lutea</i> | gul näckros | 14,3 | 100 | 18,1 | 100 |
| <i>Nymphaea candida</i> | nordnäckros | 4,3 | 30 | - | 0 |
| totalt antal arter | | | 5 | | 2 |

4.3 Miljöfaktorer

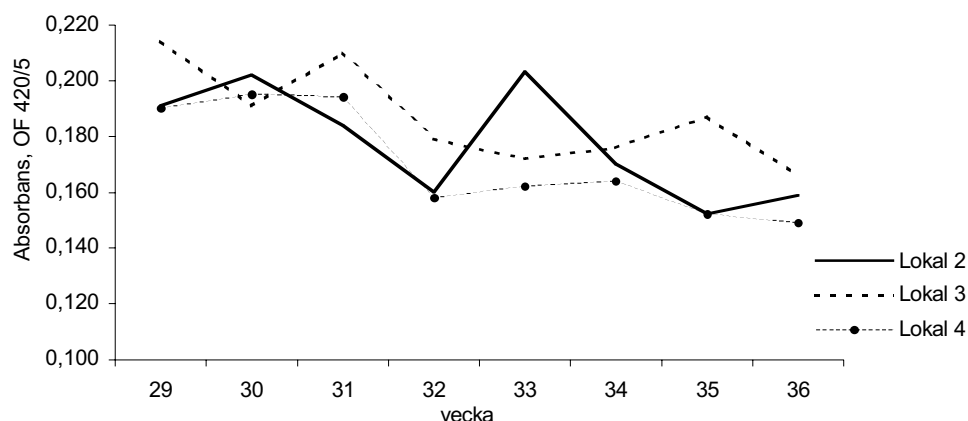
Omgivningsparametrarna under åtta veckor i Dalbyviken uttryckt som medeltal för hela perioden visar att förhållandena skiljer sig tydligt åt mellan den inre lokalen i litoralzonen och den yttre lokalen i vikens mynning mot Ekoln (tabell 7). Särskilt gäller detta siktdjup och närsalter.

Tabell 7. Medeltal och standardavvikelse för uppmätta biologiska, kemiska och fysikaliska parametrar på tre olika lokaler i Dalbyviken från mätningar vecka 29 - 36 1999.

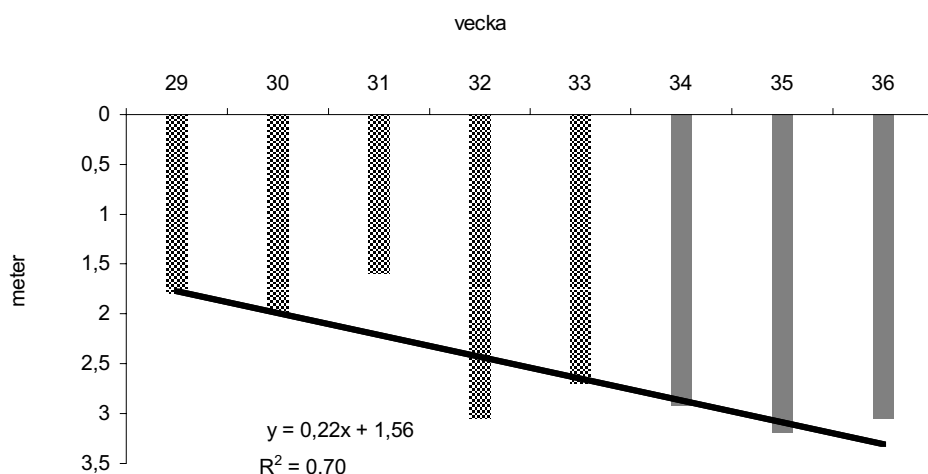
| Parametrar | Lokal 2 | | Lokal 3 | | Lokal 4 | |
|----------------------------------|-------------------|------|------------|------|--------------|------|
| | medelvärde | s.d. | medelvärde | s.d. | medelelvärde | s.d. |
| Siktdjup, meter | (bottendjup) 1,20 | 0,12 | 1,39 | 0,2 | 2,54 | 0,64 |
| Absorbans, OF, 420/5 | 0,18 | 0,02 | 0,19 | 0,02 | 0,17 | 0,02 |
| Temperatur, °C | 18,2 | 2,0 | 18,9 | 1,9 | 19,2 | 1,9 |
| pH, rakt medelvärde | 7,7 | 0,2 | 8,0 | 0,2 | 8,1 | 0,3 |
| Oorganiskt kväve, µg/l | 99 | 49 | 515 | 206 | 737 | 149 |
| Total fosfor, µg/l | 125 | 50 | 42,1 | 8,1 | 24,6 | 5,3 |
| Oorganiskt N/Total P-kvot | 0,9 | 0,6 | 12,8 | 5,7 | 31,2 | 10,0 |
| Växtplankton, mm ³ /l | 3,7 | 4,4 | 6,4 | 5,8 | 4,4 | 5,2 |
| Makrofytförekomst | Se tabell 6 | | | | | |

4.3.1 Ljus klimat

Ljusförhållandena i vattnet förbättrades succesivt under säsongen vilket återspeglades både i absorbansvärdet och i siktdjupet (figur 7 och 8). Det högsta medelvärdet på absorbansen fanns på lokal 3 (figur 7, tabell 7) som således var grumligast utom vecka 33 då grumligheten var större på lokal 2. De lägsta absorbansvärdena förelåg på lokal 4 (figur 7). Siktdjupet på lokal 2 kunde ej fastställas då siktskivan under hela perioden nådde botten. Lokal 3 hade ett siktdjup som låg nära bottendjupet men nådde endast vid två tillfällen ända dit ner. På lokal 4 framträdde det förbättrade ljusklimatet under säsongen tydligast (figur 8).



Figur 7. Absorbansen visade en sjunkande trend under provtagningsperioden. Längst in i viken, lokal 2 var variationen störst. Det högsta värdet på absorbansen uppmättes på lokal 3 alla veckor utom vecka 30 och 33, då absorbansen på lokal 2 var högre.



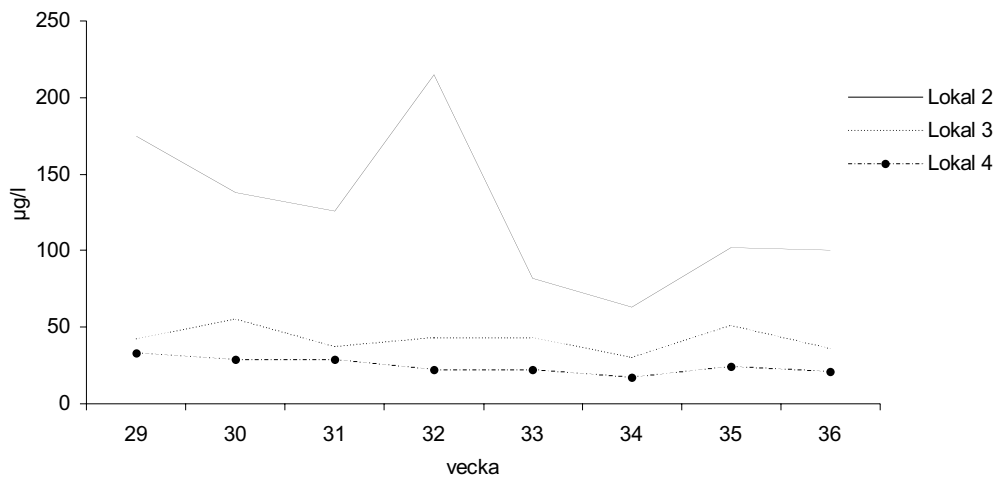
Figur 8. Siktdjupet på lokal 4. På denna lokal i pelagialzonen syns det förbättrade ljusklimatet tydligast. Själdjupet är på den aktuella platsen 9 meter.

4.3.2 Vattentemperatur

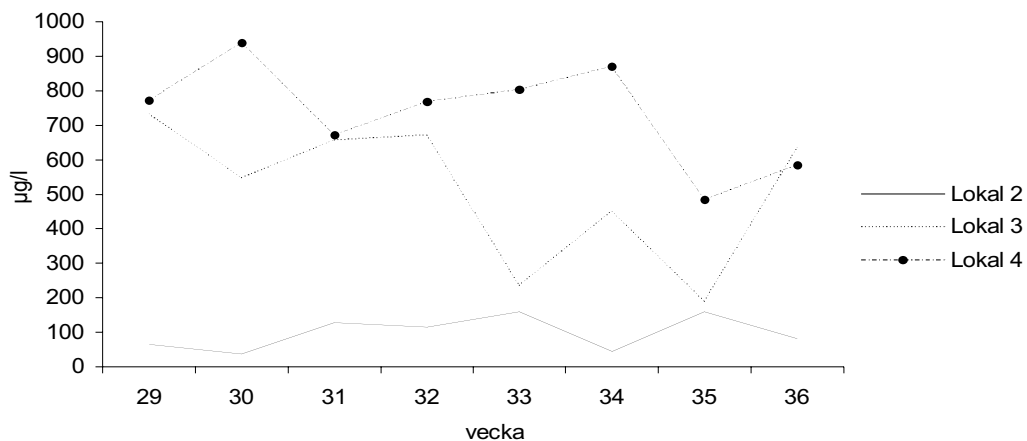
Vattentemperaturen höll sig i intervallet mellan 15,9 - 22,5 °C. Lägsta medeltemperaturen återfanns på lokal 2 med 18,2 °C (tabell 7). Även den lägst uppmätta temperaturen under sommaren, 15,9 °C fanns på lokal 2. Högsta vattentemperaturen förelåg längst ut i viken med en medeltemperatur på 1 °C högre än i den inre litorala zonen. Temperaturen sjönk under provtagningsperioden på alla lokaler. Vid en mätning av den vertikala temperaturprofilen på lokal 4 kunde inget språngskikt märkas.

4.3.3 Näringsämnen

Medelvärdet av totalfosforhalten under de åtta veckorna, var extremt högt på lokal 2 och högt på lokal 3 och 4, se tabell 7 (Naturvårdsverket 1999). På lokal 2 låg fosforvärdena högt i början av mätserien. Ett maximum nåddes vecka 32, därefter sjönk halterna ned till tillståndet mycket höga halter, 45 -96 µg/l (figur 9). På lokal 3 och 4, det vill säga i makrofytbältets slut och i pelagialen, varierade värdena inte lika mycket (figur 9).

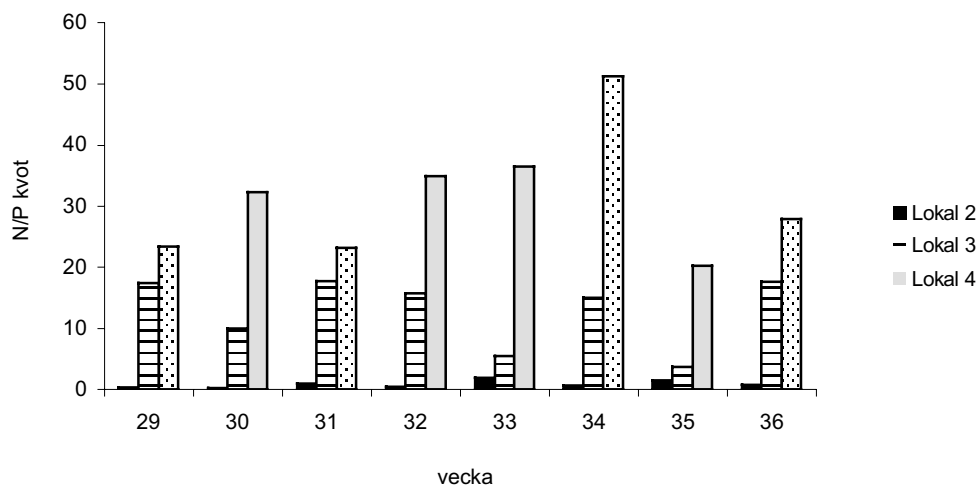


Figur 9. Variationen av totalfosforhalter under åtta veckor sommaren 1999. Enligt bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999) klassas halter över 45 µg/l i augustivärde, som mycket höga. På lokal 2 var det lägsta värdet under provtagningsperioden 63 µg/l.



Figur 10. Oorganiskt kväve, det vill säga växttillgängligt kväve i de olika lokalerna i Dalbyviken. De lägsta halterna erhöles längst in i viken och de högsta längst ut.

Halten av oorganiskt kväve var högst på lokal 4 och lägst på lokal 2 det vill säga ett motsatt förhållandet mot fosforhalterna. Detta återspeglas både i medelvärden, (tabell 7) och i veckoanalyserna (figur 10). Lokal 4 höll de högsta värdena vid alla provtagningstillfällen utom vid den sista provtagningen vecka 36, då värdet på lokal 3 överskred något (figur 10).



Figur 11. Skillnaderna i näringsförhållanden mellan den grunda litorala zonen och den djupa pelagiala är tydlig då NP-kvoten beräknas. I slutet av makrofytbältet, lokal 3, rädde vid 50 % av mätillfällena en balans mellan N och P.

N/P kvoten beräknades mellan oorganiskt kväve och totalfosfor. Medelkvoten under provtagningssäsongen visade låga värde på alla tre lokalerna (tabell 7). Kvoterna steg successivt från litoralzonen, lokal 2, till pelagialzonen, lokal 4 (figur 11). De låga kvoterna i litoralzonen kunde antyda ett kväveunderskott. Vecka 34 var kvoten drygt 51, på lokal 4, vilket var ett mycket högt värde. Det fanns inget mönster i kvotförändringarna som var likartade på alla lokalerna.

4.3.4 pH

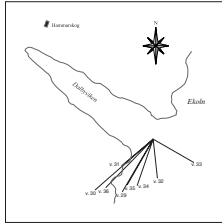
pH-värdena låg överlag högt över 7 (tabell 7). pH topparna återspeglar fotosyntesproduktionen. Området som studien utfördes i är dessutom kalkinfluerad, vilket också påverkar pH. Högst pH -värde på lokal 2 nåddes vecka 33 med pH 8,0. På lokal 3 och 4 nåddes maximum två veckor tidigare med pH 8,4 respektive 8,8. pH topparna sammanföll med ett maximum i växtplanktons biomasseutveckling.

4.3.5 Vind

Tabell 8. Vindstyrka och riktning i Ekoln. Uppgifterna för varje enskild vecka är medianvärden från veckan innan provtagningen.

| vecka | Vindstyrka, m/s | Vindriktning, grader |
|-------|-----------------|----------------------|
| 29 | 4,0 | 211 |
| 30 | 5,1 | 230 |
| 31 | 2,7 | 230 |
| 32 | 2,6 | 174 |
| 33 | 3,1 | 121 |
| 34 | 3,2 | 200 |
| 35 | 3,4 | 211 |
| 36 | 4,5 | 225 |

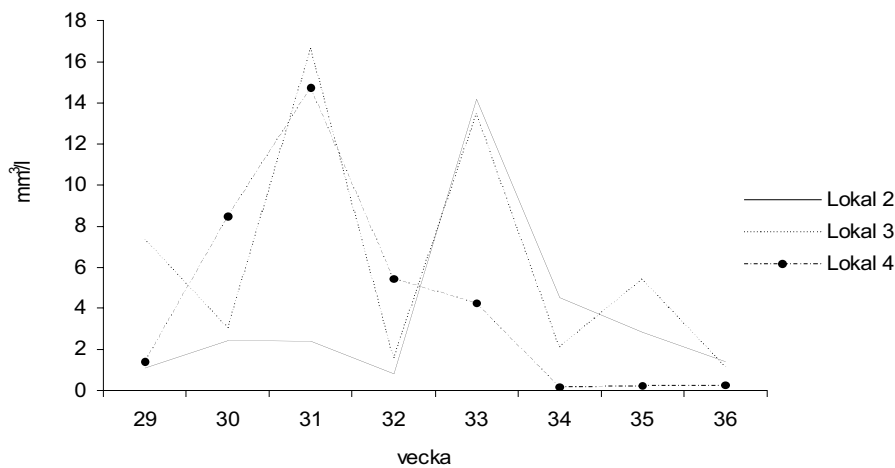
Den förhärskande vindriktningen under provtagningsperioden var sydvästlig (tabell 8, figur 12). Under vecka 32 var medianvinden rakt sydlig och under vecka 33 sydöstlig. Inte vid något tillfälle rådde en vind med riktning från den litorala zonen ut mot öppet vatten.



Figur 12. Vindriktningen under hela provtagningsperioden var dominerande sydvästlig. 1 cm på vindvektorerna motsvarar 1,2 m/s i vindstyrka.

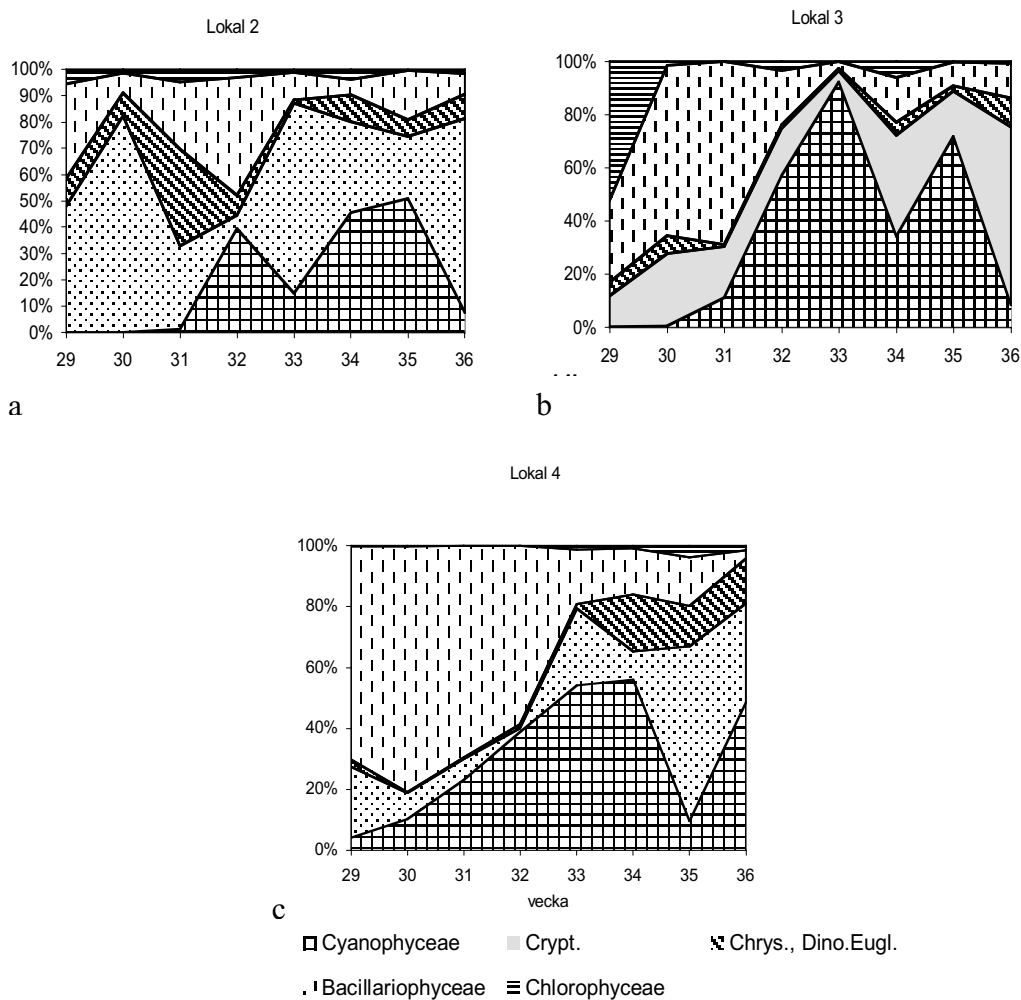
4.4 Växtplanktonsamhällen

Biovolymen växtplankton var i medeltal under provtagningsperioden $6,4 \text{ mm}^3/\text{l}$ på lokal 3. Både på lokal 2 och 4 låg medelbiovolymen på lägre nivåer, $3,7$ respektive $4,4 \text{ mm}^3/\text{l}$ (tabell 7). Augustivärden över $4,0 \text{ mm}^3/\text{l}$ bedöms som stor biomassa (Naturvårdsverket, 1999). Variationen mellan veckorna var stor (figur 13). Den högsta biovolymen utvecklades tidigast på lokal 3 och 4 (vecka 31) och samvarierade med en produktionstopp som kunde verifieras av ett högt pH-värde. På lokal 3 påvisades två biomassetoppar, vecka 31 och 33. Först två veckor senare, vecka 33, fick den litorala lokalen sitt biovolymmaximum (figur 13).



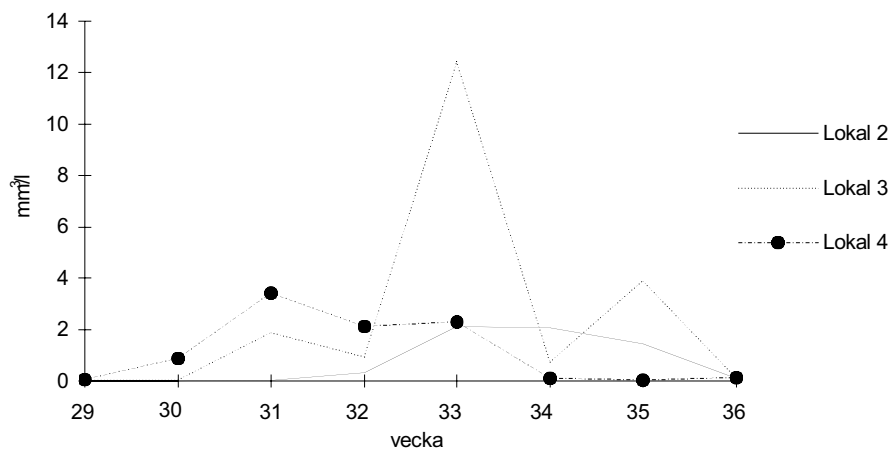
Figur 13. Biovolym och växtplankton på tre lokaler i Dalbyviken. Volymstoppen nåddes tidigast på lokal 3 och 4.

5.4.1 Systematiska grupper

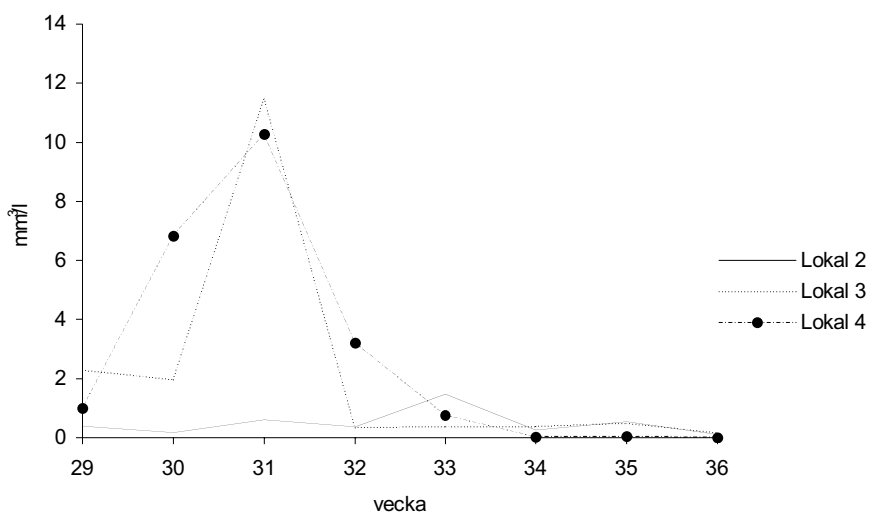


Figur 14. Procentuell andel av dominerande växtplanktongrupper på tre lokaler i Dalbyviken, sommaren 1999.

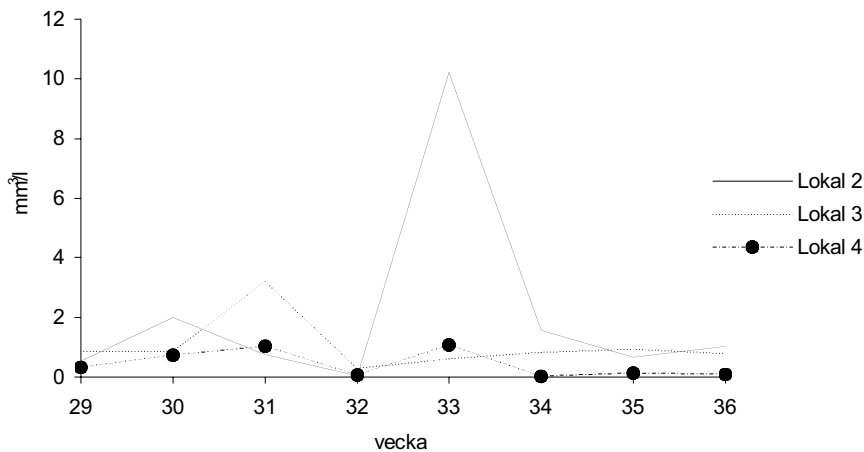
Biovolymen av växtplanktons systematiska grupper var olikartat vid de tre lokalerna (figur 14 a,b,c). Den dominerande systematiska gruppen på lokal 2 var Cryptophyceae med en volymstopp vecka 33. Betydelsefullast var här släktet *Cryptomonas* (figur 14a och 17). Andra förekommande släkten var *Rhodomonas* och *Katablepharis*. På lokal 3 dominerade cyanobakterier och kiselalger (figur 14b, 15 och 16). Mest tongivande bland cyanobakterierna var *Microcystis aeruginosa* men även släktena *Aphanizomenon* och *Planktotrix* hade stor biovolym under vissa veckor. Bland kiselalgerna dominerade *Aulacoseira granulata*. Lokal 4 präglades av kiselalger, Bacillariophyceae i början av sommaren (figur 14c och 16). I augusti (vecka 33) blev cyanobakterier betydelsefulla och något senare (vecka 35) utvecklades en ökad andel rekylalger, Cryptophyceae (figur 14c, 15 och 17). Vanliga kiselalger var också här *Aulacoseira granulata* men även arter av släktet *Fragilaria*. Vanliga cyanobakterier var *Microcystis aeruginosa* och *Aphanizomenon flos-aqae*. Släktet *Rhodomonas* dominerade bland cryptophyceerna.



Figur 15. Biovolymen av Cyanophyceae på tre lokaler i Dalbyviken, sommaren 1999.



Figur 16. Biovolymen av Bacillariophyceae på tre lokaler i Dalbyviken, sommaren 1999.

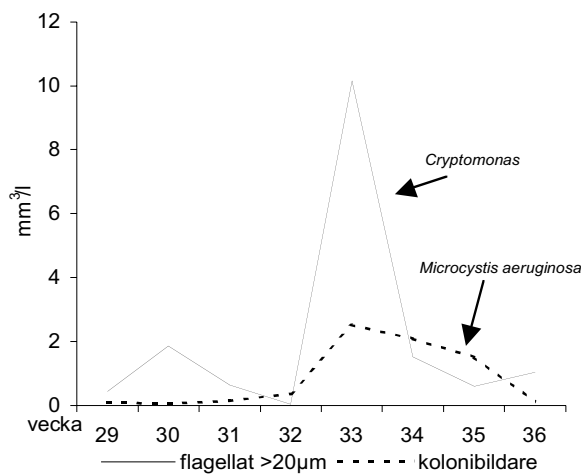


Figur 17. Biovolymen av Cryptophyceae på tre lokaler i Dalbyviken, sommaren 1999.

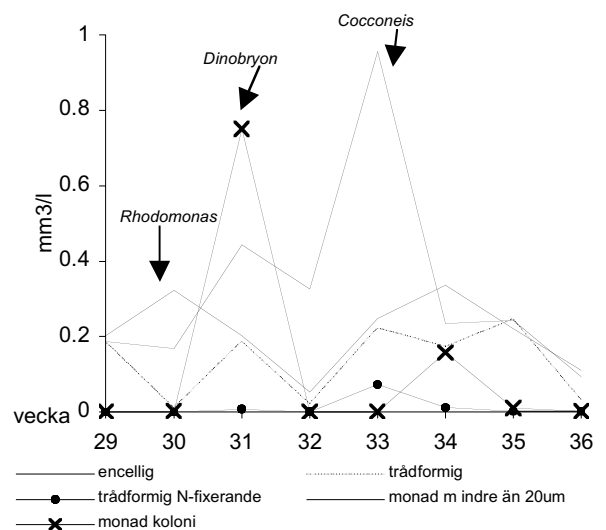
4.4.2 Livsformer

Den dominerade livsformen på lokal 2 var stora flagellater (figur 18). Störst biovolym bland de stora flagellaterna hade *Cryptomonas*. Stora biomassefluktuationer förekom mellan olika veckor. Ett maximum uppmättes vecka 33. Från och med vecka 33 och framåt fick kolonibildande alger en stark position. Framförallt var det *Microcystis aeruginosa* som orsakade ökningen. Den totala biovolymen växtplankton sjönk påtagligt vecka 36. Den enda livsform som fortsatte att hålla en hög volym var de stora flagellaterna. Livsformer med låg biovolym dominerades av encelliga växtplankton och små flagellater (figur 19). Bland de encelliga arterna utan gissel skedde en ökning vecka 31-33 framförallt beroende på en ökning av kiselalger.

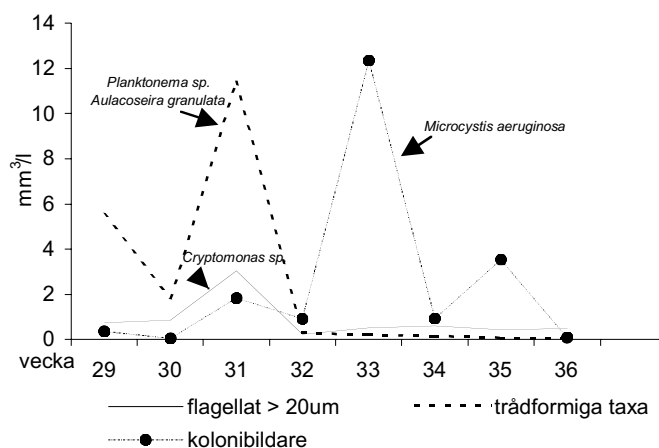
Lokal 2



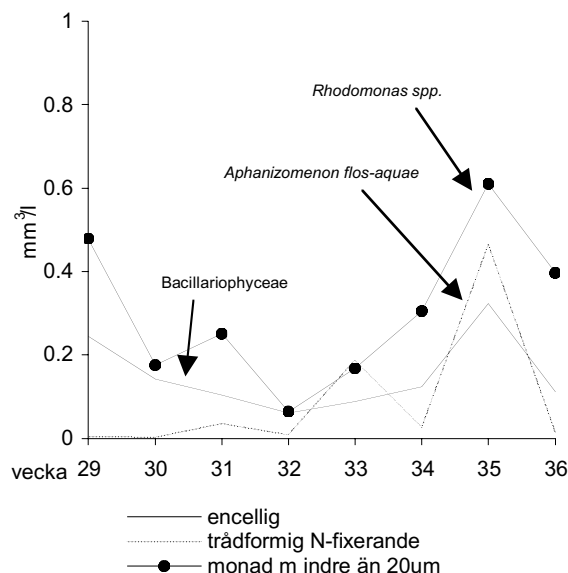
Figur 18. Dominerande livsformer på lokal 2 i Dalbyviken, sommaren 1999.



Figur 19. Livsformer med låg biovolym som utvecklades på lokal 2 i Dalbyviken, sommaren 1999.



Figur 20. Tre dominerande livsformer på lokal 3 i Dalbyviken, sommaren 1999.



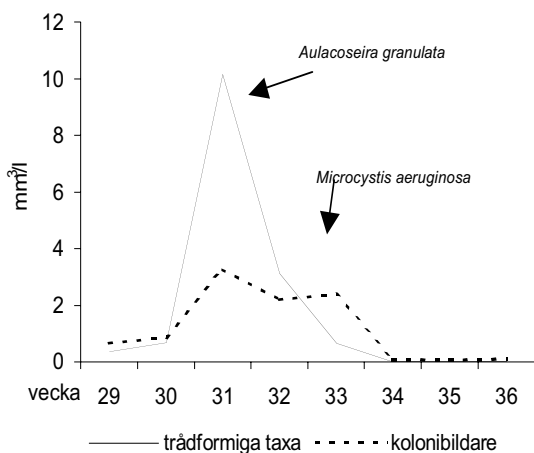
Figur 21. Livsformer med låg biovolym som utvecklades på lokal 3 i Dalbyviken, sommaren 1999.

Lokal 3

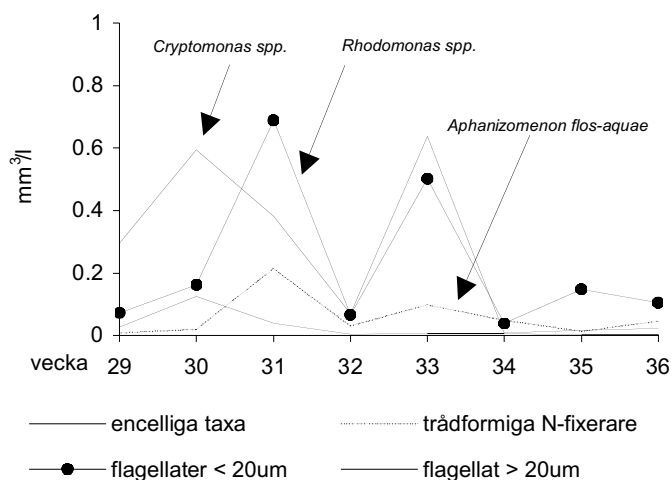
Betydelsefullaste livsformer på lokal 3 var kolonibildarna, trådformiga växtplankton och i början av provtagningsperioden stora flagellater (figur 20). Inom respektive livsform hade följande taxa en dominerande position *Microcystis aeruginosa*, *Aulacoseira granulata* och *Cryptomonas spp.*

Bland livsformer med låg biovolym var små flagellater mest framträdande. Det viktigaste släktet var här *Rhodomonas*. Trådformiga N-fixerande cyanobakterier ökade succesivt under provtagningsperioden.

Lokal 4



Figur 22. De två dominerande livsformerna på lokal 4 var trådformiga taxa och kolonibildare.



Figur 23. Livsformer med låg biovolym på lokal 4 präglades av stora och små flagellater.

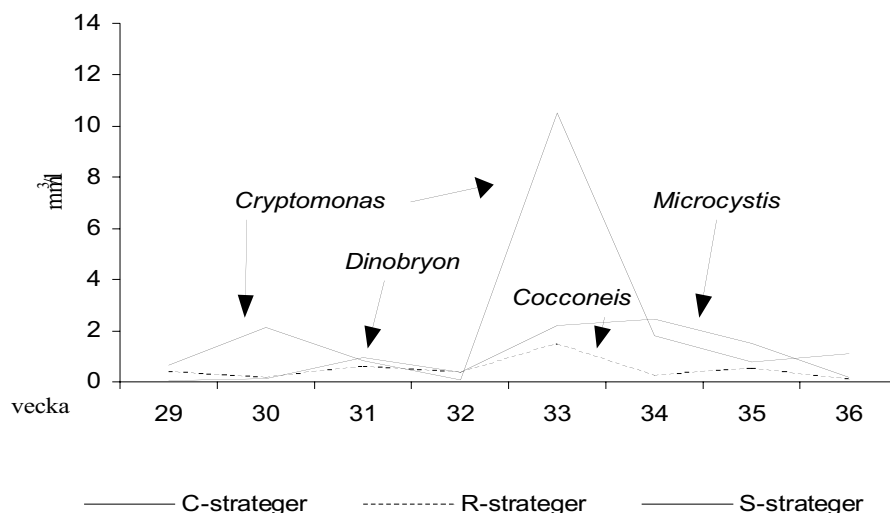
På lokal 4 dominerade den trådformiga livsformer och kolonibildande livsformer (figur 22). Betydelsefulla taxa inom respektive livsform var *Aulacoseira granulata* och *Microcystis aeruginosa*. En mycket stor biomassa förelåg vecka 31-33. De trådformiga algernas biomassa sjönk drastiskt vecka 33 medan kolonibildarna fanns kvar ännu en vecka. Flagellater, både stora och små utmärkte sig bland de livsformer som hade låg biovolym (figur 23).

5.4.2 Livsstrategier

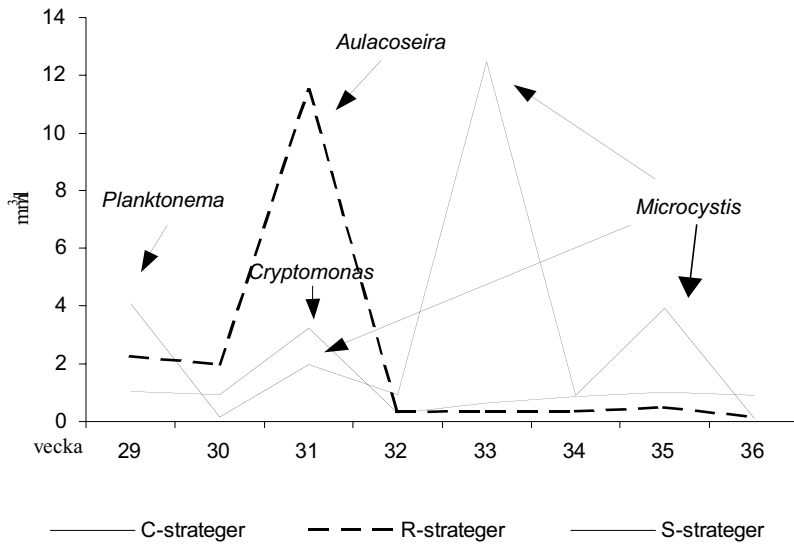
På lokal 2 var konkurrensstarka C-strateger den största gruppen, dominerande av släktet *Cryptomonas* (figur 24). En biovolymstopp inföll vecka 33. S-strateger ökade sin biovolym något senare under provtagningsperioden, ökningen orsakades av *Microcystis aeruginosa*. Biovolymen vecka 31 dominerades av *Dinobryon*. Störningstoleranta R-strateger hade mindre betydelse på lokal 2. Den viktigaste gruppen av R-strateger var encelliga kiselalger av släktet *Cocconeis*.

Lokal 3 präglades främst av S och R-strateger som *Microcystis* och *Aulacoseira* (figur 25).

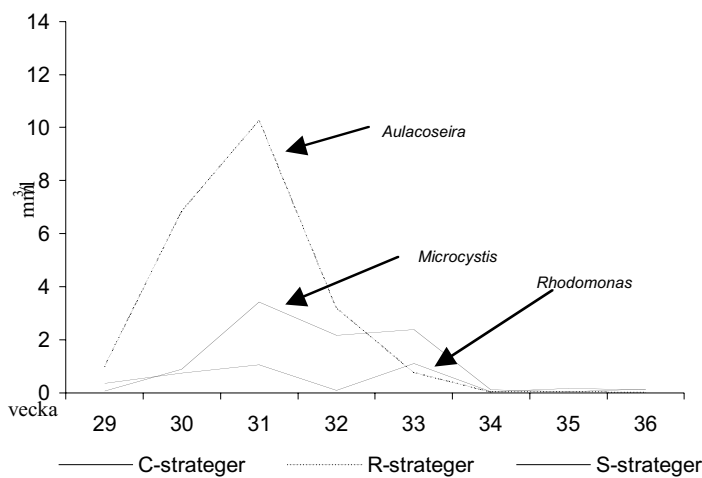
Lokal 4 dominerades av R-strateger som *Aulacoseira* (figur 26). Detaljerna i successionsordningen framgår av diagrammen.



Figur 24. Utveckling av olika livsstrategier hos växtplankton på lokal 2 i Dalbyviken, sommaren 1999.



Figur 25. Utveckling av olika livsstrategier hos växtplankton på lokal 3 i Dalbyviken, sommaren 1999.



Figur 26. Utveckling av olika livsstrategier hos växtplankton på lokal 4 i Dalbyviken, sommaren 1999.

4.5 Rumsvariation

Den rumsliga variationen av taxa, oavsett analysstidpunkt, undersöktes med CA, en analys för vardera systematiskagrupper, livsformer och livsstrategier. De högsta egenvärdena för axel 1 erhöles för livsformer och systematiska grupper (tabell 9)

Tabell 9. Egenvärden för CA-ordinationer med växtplankton indelade i olika grupperingar.

| Taxonomisk upplösning | Egenvärde axel 1 | Egenvärde axel 2 |
|-----------------------|------------------|------------------|
| Systematisk grupper | 0,45 | 0,36 |
| Livsformer | 0,46 | 0,37 |
| Livstrategier | 0,36 | 0,31 |

Då livsformer testades visade sig en signifikant skillnad för lokalernas placering i ordinationsrymden (ANOVA; $p < 0,05$). Prover från lokal 2 skilde sig från proverna från lokal 3 och 4, längs både första och andra ordinationsaxlarna (Fishers PLSD; $p < 0,05$). Däremot skilde sig inte lokal 3 och 4 från varandra varken längs axel 1 eller 2 (Fishers PLSD; $p > 0,05$). Vid uppdelningen av växtplankton i systematiska grupper och livsstrategier fanns det ingen signifikant skillnad mellan lokalernas placering i ordinationsrymden (ANOVA; $P > 0,05$).

4.5.1 Miljövariablers inverkan

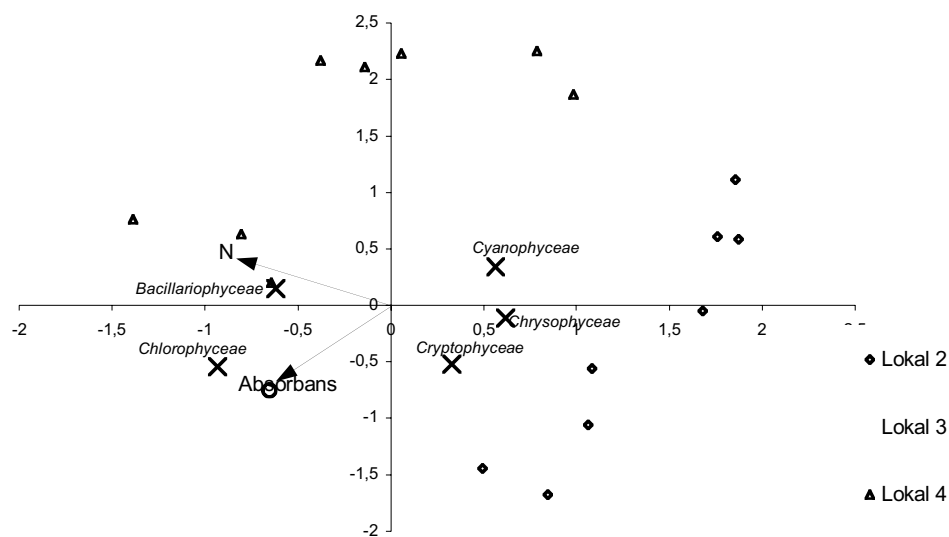
För att testa hur de olika uppmätta miljövariablerna kunde förklara variationen i artsammansättning mellan de lokaler och provtagningstidpunkter användes CCA. Resultatet var olika beroende på vilken gruppering som användes. Nedan redovisas resultatet för var och en av de använda grupperingarna.

4.5.2 Systematiska grupper

I CCA-ordinationen med systematiska grupper visade sig endast oorganiskt kväve och grumlighet (absorbans) vara signifikanta omvärldsfaktorer som kan förklara lokalernas placering i ordinationsdiagrammet (tabell 10, figur 27). Enligt den kanoniska korrelationskoefficienten påverkade oorganiskt kväve spridningen av växtplanktonsamhällena starkast längs axel 1. Längs axel 2 hade absorbans högsta korrelation med lokalernas placering (tabell 10). Den kanoniska korrelationskoefficienten ser till effekten av en miljövariabel i taget och eliminerar effekten av övriga variabler för att på så sätt hitta den variabel som har den största förklaringsgraden till lokalernas fördelning i en ordination.

Tabell 10. Egenvärden och korrelationsvärden i CCA-ordinationen för systematiska grupper som taxonomisk enhet.

| | Axel 1 | Axel 2 |
|-----------------------------|--------|--------|
| Egenvärde | 0,32 | 0,12 |
| Kanonisk koefficient | | |
| Oorganiskt N | -0,78 | 0,67 |
| Absorbans | -0,48 | -0,90 |
| Intersektkorrelation | | |
| Oorganiskt N | -0,79 | 0,27 |
| Absorbans | -0,58 | -0,44 |



Figur 27. CCA-ordination med systematiska grupper. Signifikanta miljövariabler var oorganiskt N och absorbans.

Intersetkorrelationerna gav en likartad bild, oorganiskt N hade en stark negativ korrelation med axel 1 och absorbans var starkast korrelerad med axel 2.

Grönalgerna, Chlorophyceae, tenderade att följa absorbansvektorn och är negativt korrelerad med axel 1 och 2 (figur 27). De uppträder alltså där vattnet är lite grumligare. Grönalgerna placerade sig långt från origo, dvs de hade i denna undersökning en roll som specialist. Kiselalgerna, Bacillariophyceae, var negativt korrelerade med axel 1 och följde kvävevektorn. Kiselalgerna förekommer alltså med högre biomassa där halten oorganiskt N var de i studien högsta. Cyanobakteriers position var negativ mot absorbansvektorn, dvs lägre absorbansvärde gav högre biovolym. Placering av rekylalger, Cryptophyceae, styrdes av en kombination av låga N-halter och lågt absorbansvärde (liten grumlighet). Guldalger, Chrysophyceae, följde axel 1 i positiv riktning, vilket visar att lägre halt oorganiskt N resulterat i högre frekvens av den gruppen.

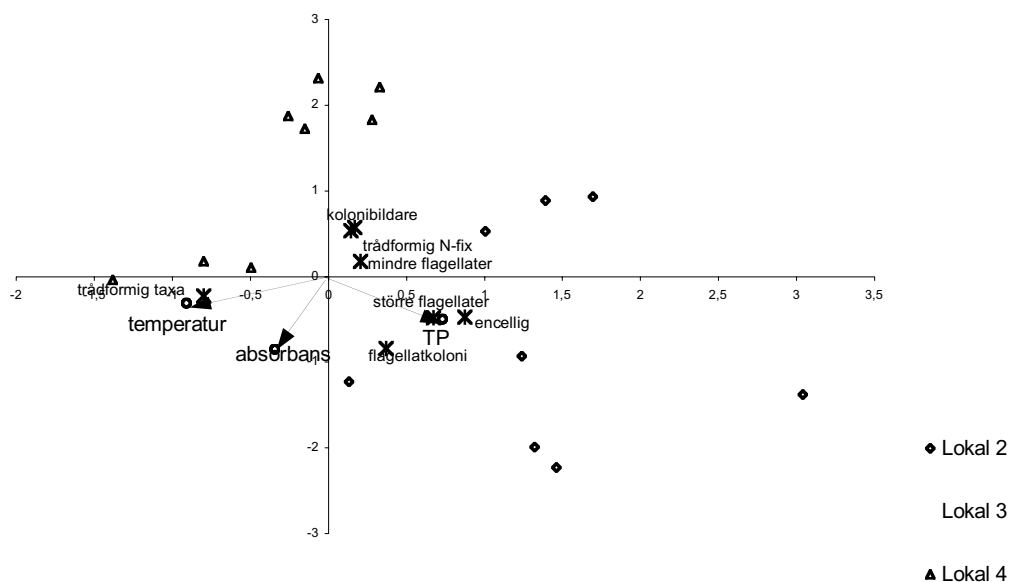
4.5.3 Livsformer

CCA-ordinationen med växtplanktons livsformer gav totalfosfor, absorbans och temperatur som signifikanta miljövariabler (tabell 11, figur 28).

Enligt de kanoniska korrelationskoefficienterna var temperatur den enskilda faktor som påverkade livsformsmönstret mest längs axel 1 (tabell 11). Längs axel 2 var absorbansen den enskilda faktor som påverkade spridningen mest. Intersetkorrelationen gav samma resultat som de kanoniska koefficienterna.

Tabell 11. Egenvärden och korrelationskoefficienter i en CCA-ordination med livsformer som taxonomisk enhet.

| | Axel 1 | Axel 2 |
|-----------------------------|--------------|--------------|
| Egenvärde | 0,35 | 0,2 |
| Kanonisk koefficient | | |
| TP | 0,44 | -0,57 |
| Absorbans | 0,01 | -0,78 |
| Temperatur | -0,75 | -0,16 |
| Intersekorrelation | | |
| TP | 0,65 | -0,37 |
| Absorbans | -0,31 | -0,63 |
| Temperatur | -0,81 | -0,23 |



Figur 28. CCA-ordination med livsformer och tre signifikanta miljövariabler, totalfosfor, absorbans och temperatur.

De encelliga livsformerna och större flagellaterna följde totalfosforvektorn (figur 28). Trådformiga alger, följde temperaturvektorn. Flera livsformer förhöll sig negativa till miljövariablerna som ingick i ordinationen. Trådformiga N-fixerare och kolonibildande alger placerade sig motsatt absorbansvektorn, dvs de hade störst biomassa i klarare vatten. Mindre flagellater visade likartad tendens men var också korrelerade med totalfosforvektorn. Mindre flagellater låg nära mittpunkten och kan därför betraktas som en generalist i denna studie. Lokal 2 präglades av större flagellater, encelliga livsformer och flagellatkolonier.

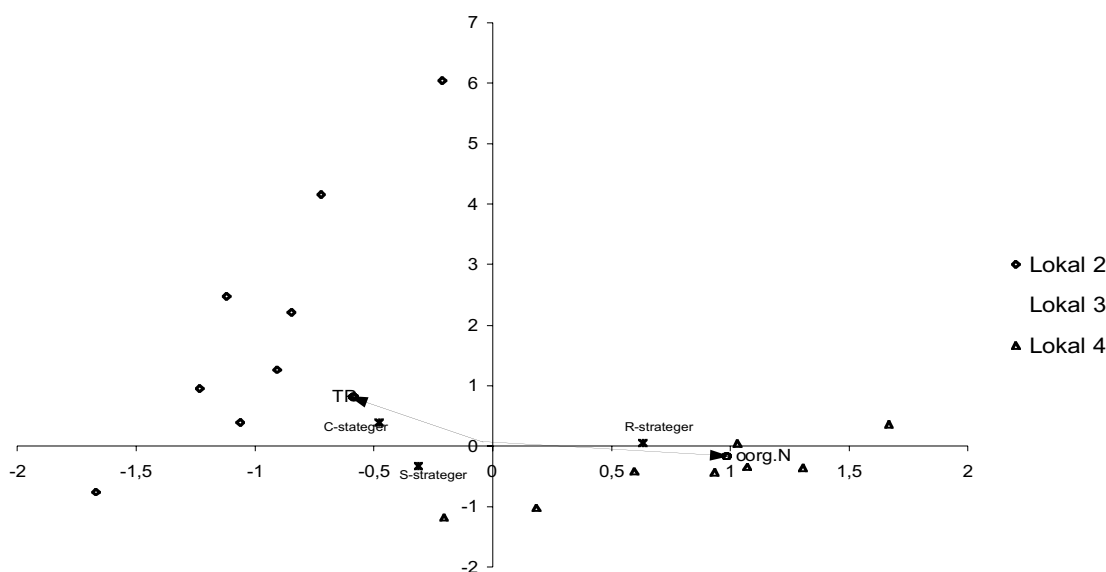
4.5.4 Livsstrategier

CCA-ordinationen med livsstrategier hade totalfosfor och oorganiskt kväve som signifikanta miljövariabler (tabell 12, figur 29).

Tabell 12. Egenvärden och korrelationskoefficienter för en CCA-ordination med livsstrateger som taxonomisk enhet.

| | Axel 1 | Axel 2 |
|-----------------------------|-------------|-------------|
| Egenvärde | 0,25 | 0,08 |
| Kanonisk koefficient | | |
| Oorg. N | 1,16 | 0,84 |
| TP | 0,25 | 1,41 |
| Interset korrelation | | |
| TP | -0,48 | 0,41 |
| Oorg.N | 0,81 | -0,09 |

Oorganiskt kväve var korrelerat till axel 1, vilket syns både i den kanoniska koefficienten och i interset korrelationsvärdet (tabell 12). Axel 2 hade ett mycket lågt egenvärde, så korrelationerna med fosfor säger inte så mycket om anledningar till spridning längs den axeln. Lokal 2 innehöll stor andel C-strateger som var korrelerade med totalfosforvektorn (figur 29). Lokal 4 bestod till stor del av R-strateger. S-strategerna placerades däremellan, i centrum av lokal 3:s placering.



Figur 29. CCA-ordination med livsstrateger som taxonomisk enhet och två signifikanta miljövariabler, totalfosfor och oorganiskt kväve.

4.5.5 Tidsvariation

Inom respektive lokal fanns en tidsmässig trend mellan provtagningstidpunkterna. Bland systematiska grupper styrdes tidstrenden av absorbansvektorn för lokalerna 3 och 4 (Spearman rank korrelation; $p < 0,05$). Enheten livsformer hade en tidstrenden styrd av absorbansvärdet för lokal 2 och 3 (Spearman rank korrelation; $p < 0,02$). Temperatur placerade

provtagningstidpunkterna i lokal 4 i en tidsföljd (Spearman rank korrelation; $p < 0,02$). Inom de livsstrategiska grupperna fanns det en tidsmässig fördelning i lokal 4 som var korrelerad till fosforhalten (Spearman rank korrelation; $p < 0,05$).

5. Diskussion

5.1 Makrofytotveckling

Dalbyviken är till stora delar långgrund och har sin huvudsakliga längdriktning i SO - NV. Bortspolning av fint material försvåras därmed och en uppgrundning har också kunnat konstateras. Uppgrundningen har huvudsakligen skett i de strandnära partierna.

Fosforbelastningen på Ekoln har minskat från 1970-talets mitt men detta har inte påverkat vassutbredningen. Den interna cirkulationen av näringsämnen är tillräcklig för fortsatt tillväxt; systemet kan sägas vara självgenererande.

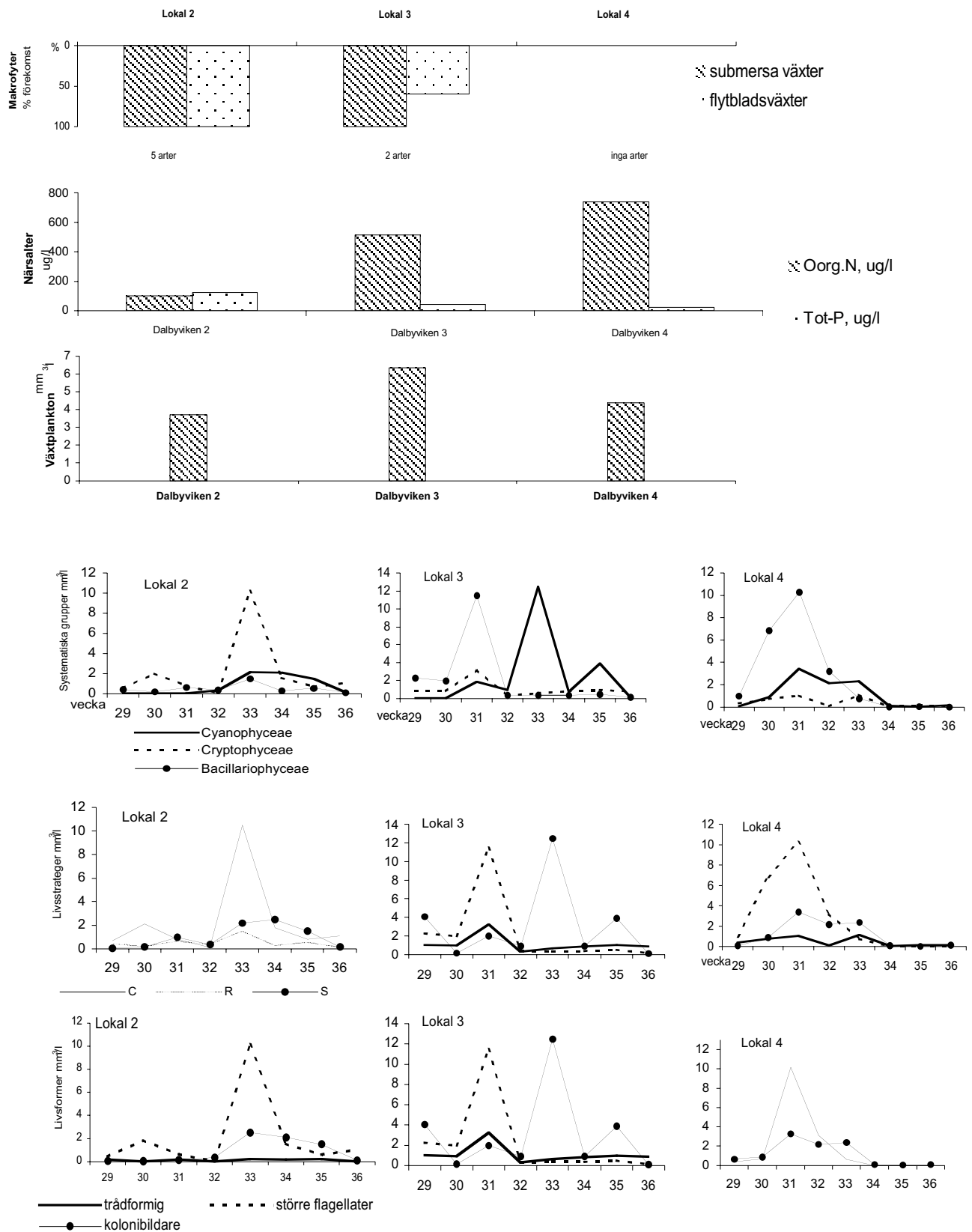
Eutrofiering kan spåras i form av förtätning och ökad stråstorlek av bladvass. Vasstäthet varierar visserligen år från år men i det här fallet har täthetsökningen varit nästan 30 strån per m^2 och kan inte ses som ett resultat av enstaka års gynnsamma förhållanden.

Bladvassbältets bredd har enligt mätningen 1999 ökat. Ökningen har tillsynes skett mot landsidan, där bladvassen återtagit utrymme som tidigare markerats som ett starr- och jättegröe område. En tänkbar orsak till detta är stabiliseringen av vattenståndet i Mälaren och vikens morfologi. Minimivattenståndet kan, beroende på stabiliseringen inte bli lika lågt som tidigare. Det resulterar i att ingen upptorkning av de grunda partierna sker under delar av året. Nötkreaturen som betar strandängarna har därmed inte kunnat nå ut till vassen och vasspopulationen har istället givits möjlighet att breda ut sig.

En tilltagande igenväxning hjälps upp av de nu etablerade undervattensväxterna som stabiliserar sedimenten vilket är positivt för vidare växtetablering.

På grund av olikheter i inventeringsmetodik 1970 och 1999 kan inga säkra slutsatser av en förändring i artbeståndet dras, trots att artlistan 1999 har utökats.

Dalbyvikens växtsamhälle är av stabil typ med bladvass, näckrosor och nate. Den fortsatta igenväxning som kan befaras sker sannolikt genom kolonisation av landväxter. De här ovannämnda samhällstyperna påverkas av en kulturgynnad eutrofiering.



Figur 30. Sammanfattning av makrofyt förekomst närsaltkoncentrationer, växtplantkons biovolym samt dominerande grupper, livsstrategier och livsformer hos växtplantkon på 3 lokaler i Dalbyviken, Mälaren sommaren 1999.

5.2 Växtplanktonsamhället

Skillnaden mellan växtplanktonsituationen för de olika lokalerna var signifikant vad gäller utvecklingen av livsformer, enligt en utförd korrespondensanalys. Stora flagellater dominerade livsformsmönstret i inre delen av vegetationsbältet. Ljuset i grundområden kan många gånger bli så starkt att planktonalgernas fotosyntessystem förstörs. Därför präglas ofta sådana områden av plankton som någorlunda snabbt kan förflytta sig i vertikalled. I yttre delen av vegetationsbältet, lokal 3, där vattnet var lite djupare fanns en blandning av olika livsformer. På sensommaren uppträdde här rikligt med kolonibildande cyanobakterier. Lokal 3 har också den mest varierade växtplanktonfloran. Där blandas vatten från vassbältet med vatten från Dalbyvikens pelagial, vilket ger förutsättningar för många livsformer att samexistera.

Även om den statistiskt säkerställda skillnaden mellan lokalerna inte var lika tydlig för alggrupper och livsstrategier som för livsformer, framgår dock vissa skillnader (figur 30). De miljövariabler som ingick i ordinationen utgör dessutom inte förklaringsgrund för all rumslig variation i ordinationsdiagrammet.

Medelbiomassan under sommaren var särskilt hög på den mittersta lokalen i gradienten, lokal 3. Ljusförhållanden och kvävetillgång kunde verifieras i korrespondensanalysen som huvudstyrande variabler vid utvecklingen av kiselalger och grönalger. Cyanobakterier och rekyalger utvecklades främst vid lägre kvävekonzentrationer och något mindre vattenomrörning.

Dominerande livsstrategier varierade mellan lokalerna. Viktigaste miljövariabler för de livsstrategiska gruppernas utveckling var närsalter (figur 29). Snabbväxande konkurrensstarka arter (C-strategier) var framträdande i lokal 2, långt in i vegetationsbältet (figur 24) medan stresstoleranter och störningsanpassade arter utvecklades i lokal 3, strax innanför vegetationsbältet (figur 25). I Dalbyvikens mynning, lokal 4, var störningsanpassade alger (R-strategier) dominerande (figur 26). Den lokalen också är mest utsatt för vind- och vågpåverkan, där skyddet av makrofytbältet saknas.

Resursskillnader, konkurrens och störning kan mycket väl förklara de olikartade växtplanktonsamhällena på lokalerna.

5.3 Interaktion makrofyter - växtplankton

Makrofyter, särskilt submersa arter konkurrerar med växtplankton om näring. Därför kan man förvänta sig en mindre växtplanktonbiomassa i makrofytzone. Biomassan av fastsittande alger kan däremot vara stor. Dessa har emellertid inte analyserats i detta arbete. En översiktlig bedömning av dominerande taxa på lokal 1 långt in i vegetationsbältet visade dock påtagliga inslag av påväxtalger framförallt grönalger och cyanobakterier. I makrofytzone på lokal 2 var växtplanktonbiomassan låg i juli och i början på augusti. Den steg sedan betydligt när flagellater och cyanobakterier utvecklades i slutet av augusti. Totalfosforkonzentrationerna var här hela sommaren mycket hög ($>50 \mu\text{g/l}$) medan de organiska kvävehalterna var låga ($<150 \mu\text{g/l}$). Perioder med kvävebrist både för makrofyter och växtplankton kan inte uteslutas. Under förhållanden med knappa näringsresurser är snabbväxande och fritt rörliga alger som flagellater konkurrenskraftiga. Den låga biomassan av andra alggrupper kan vara ett utslag av kvävebrist med makrofyter som näringskonkurrenter. Ett alltför starkt ljus ned till botten slår också ut vissa alggrupper.

I yttre delen av vegetationsbältet på lokal 3 fanns också konkurrens med vattenväxter men här var växtplanktonbiomassan hög och där förekom alggrupper från litoralen såväl som från pelagialen.

5.4 Interaktioner litoralzonen - pelagialen

Lokal 2 i vegetationsbältet avviker från de övriga undersökta lokalerna.

Växtplanktonsamhället präglas här av en stor andel uppvirvlade bottenlevande alger samt fritt rörliga flagellater. Mellan lokal 3, i det yttre vattenväxtbältet och lokal 4 i Dalbyvikens mynning, finns möjligheter till interaktioner beroende på rådande vindriktning och vattenrörelser. Sommaren 1999 präglades av sydliga och sydostliga vindar (figur 12) där en dominerande vattenrörelse bör ha gått från Ekoln in mot Dalbyviken. Av den orsaken är det inte troligt att några större mängder alger transporterats från vikens litoralzon, i sydostlig riktning ut mot Ekoln. En sommar med andra dominerande vindar kan göra att litoralzonens alger transporteras ut mot öppna sjön. Om så sker kan alger från litoralen, som utvecklas tidigare än i öppna sjön, utgöra en ymp för pelagialzonens plankton.

Resultatet från samtliga ordinationer med olika kategoriseringar av växtplankton visade att det i Dalbyviken sommaren 1999 inte fanns någon tidstrend som tyder på att växtplanktonpopulationer återfanns tidigare i den litorala zonen än den pelagiala.

Biovolymtopparnas tidsförskjutning mellan lokalerna stärker därmed inte teorin om litoralen som ympkammare detta år.

6. Tackord

Ett stort tack till mina handledare Berta Andersson och Eva Willén som med engagemang och konstruktiv kritik stött mig i mitt arbete. Jag vill även tacka övrig personal på Institutionen för miljöanalys för trevligt och positivt bemötande. Ett speciellt tack till Ulf Grandin som på ett mycket tydligt sätt väglett mig bland de multivariata metoderna. Till sist vill jag tacka Sebastian som skapar den yttersta meningen med allt!

7. Referenser

- Andersson B. (1973). Vegetationsundersökningar i Mälaren 1. Ekoln 1969-1972. -SNV, PM 399.
- Andersson B. (1978). Vegetationsundersökningar i Mälaren 2. 1970-77. -SNV. PM 1059.
- Andersson B. & Willén E. (1999). Lakes. - Acta phytogeographica Suecica, 84: 149-168.
- Barko J.W. & James W.F. (1998) Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation and resuspension. -Ecological studies, 131: 197-214.
- Carpenter S.R., Kitchell J.F. and Hodgson J.T. (1985). Cascading trophic interactions and lake Productivity. -BioScience 35: 634-639.
- Cedergren - Forchhammer N. (1999). Production potential of aquatic plants in system mixing floating and submerged macrophytes. -Freshwater Biology. 41: 183-191.
- Christensen T. (1980) Algae a taxonomic survey. Fasc.1 -AiO. Ltd.Odense
- Christensen T. (1994) Algae a taxonomic survey. Fasc.2 -AiO. Ltd.Odense
- Crowder L.B., McCollum E.W. and Martin T.H. (1998). Changing perspectives on food web interactions in lake littoral zones. -Ecological studies, 131: 240-249.
- Fager P.-J. (1973). Mälarens reglering -kommittén för Mälarens vattenvård. Publikation nr. 31.
- Forsell L. (1998). Migration from the littoral zones as an inoculum for phytoplankton. -Advanc. Limnol. 51: 21-27.
- Fowler J., Cohen L. and Jarvis P. (1998). Practical statistics for field biology. -John Wiley and Sons, Chichester.
- Ilmavirta V. & Toivonen H. (1986). Comparative studies on macrophytes and phytoplankton in ten small brownwater lakes of different trophic status. -Aqua Fennica 16 (2):125-142.

- Jasser I. (1995). The influence of macrophytes on a phytoplankton community in experimental conditions. -*Hydrobiologia* 306: 21-32.
- Jones Ch. (1990). The effect of submersed aquatic vegetation on phytoplankton and water quality in the tidal freshwater Potomac River. -*Journal of Freshwater Ecology*, 5: 279-289.
- Jongman, R. H., ter Braak, C. J. F. and Tongeren, O. F. R. (1995). Data analysis in community and landscape ecology. 2 edn. -Cambridge University Press, Cambridge.
- Kairesalo T. & Koskimies I. (1985). Vernal succession of littoral and nearshore phytoplankton: significance of interchange between the two communities. -*Aqua Fennica* 15 (1):115-126.
- Lemming J., Lindell T. och Kvarnäs H. (1971). Mälarens areal- och volymförhållanden. - Naturvårdsverkets Limnologiska Undersökning. Meddelande 48.
- Moss B. (1990). Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. -*Hydrobiologia* 200/201: 367-377.
- Naturvårdsinventering i Uppsala kommun, 1988-1996. (1994). Dalby socken. -Rapport 6/40.
- Naturvårdsverket. (1993). Handbok för miljöövervakning. E. Del 2. Avsnittet växtplankton i sjöar.- Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (1999). Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. -Naturvårdsverket Rapport 4913.
- Odum E. (1992). Ecology and our endangered life-support systems. -Sunderland, MA. Sinauer.
- Olrik K., Blomqvist P., Brettum P., Cronberg G., Eloranta P. (1998). Methods for quantitative assessment of phytoplankton in freshwaters, Part 1. -Naturvårdsverket Rapport 4860.
- Persson G., Olsson H. och Willen E. (1990). Mälarens vattenkvalitet under 20 år. -Naturvårdsverket. Rapport 3759.
- Phillips G.L., Eminson D.F. and Moss B. (1978). A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. -*Aquatic Botany* 4: 103-126.
- Påhlsson, L. (red.) 1998. Vegetationstyper i Norden. -TemaNord 1998:510. Nordiska Ministerrådet.
- Reynolds C.S. (1987). The response of phytoplankton communities to changing lake environments. - *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 49(2): 220-236.
- Roijackers R.M.M. (1985) Phytoplankton studies in a nymphaeid-dominated system. -CIP-data Koninklijke bibliotheek. Haag.
- Søndergaard M. & Moss B. (1998). Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes. -*Ecological studies* 131: 115-132.
- Stephen D., Moss B. and Phillips G. (1998). The relative importance of top-down and bottom-up control of phytoplankton in a shallow macrophyte dominated lake. -*Freshwater Biology* 39: 699-713.
- ter Braak, C. J. F. (1987) CANOCO-a FORTRAN program for community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondance analysis, principal components analysis and redundancy analysis. -Agricultural Mathematical Group, Wageningen, The Netherlands.
- Van Vierssen W. & Prins T.C. (1985). On the relationship between the growth of algae and aquatic plants in brackish water. -*Aquatic Botany* 21: 165-179.
- Westlake D.F. (1963). Comparison of plant productivity. *Biological Review*.38:385-425.
- Wetzel R.G. (1990). Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *International Association of theoretical and applied limnology. Proceedings* 24:6-24.
- Wiederholm A-M Institutionen för miljöanalys, SLU Uppsala, Sweden.
- Willen E., Willen T. och Ahlgren G. 1995. Skadliga cyanobakterier och alger i svenska sjöar och hav. I Edler et al. Skadliga alger i sjöar och hav. - Naturvårdsverket Rapport 4447.
- Willen T.(1962). Studies on the phytoplankton of some lakes connected with or recently isolated from the Baltic. -*Oikos* 13:169-199.
- Wium- Andersen S., Anthoni U., Christophersen C. and Houen G. 1982. Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes. -*Oikos*. 39: 187-190.
- Vong R.J. (1985) Simultaneous observations of rainwater and aerosol chemistry at a remote mid-latitude site. -PhD thesis, University of Washington.Seattle.