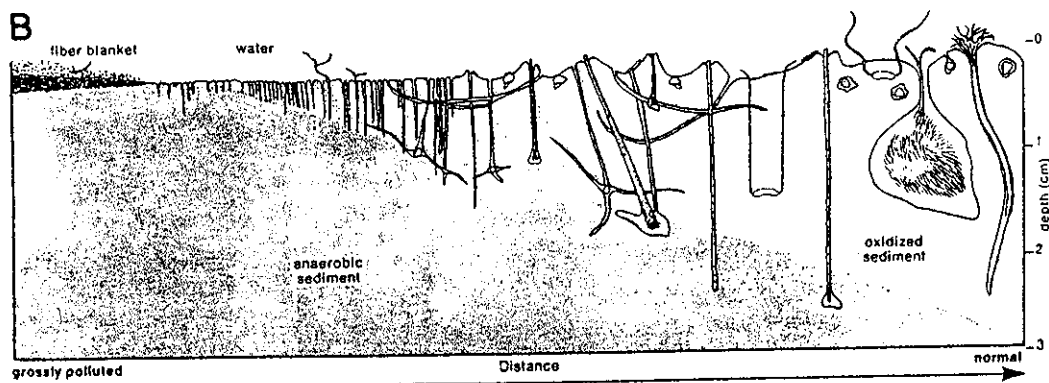
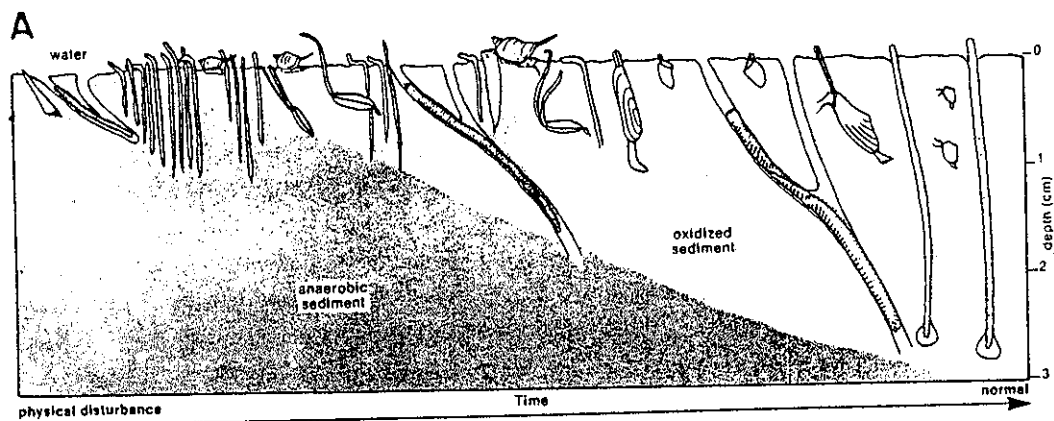


Vätternvårdsförbundet

Undersökning av naturlig mellanårsvariation hos meiofauna i Vättern



Rapport nr 51 från Vätternvårdsförbundet

Undersökning av naturlig mellanårsvariation hos meiofauna i Vättern

Rapport nr 51 från Vätternvårdsförbundet

Föreliggande rapport har utarbetats av Bertil Widbom, Zoologiska Institutionen, Stockholms Universitet. Projektet har utförts på uppdrag av Vätternvårdsförbundet och har finansierats gemensamt av Naturvårdsverket (regionala övervakningsmedel) och Vätternvårdsförbundet.

Rapporten har behandlat frågeställningen kring huruvida man kan använda organismer, så kallade bioindikatorer, som medel/metod för att följa förändringar i vattenmiljön. I föreliggande rapport har författaren studerat en för marina system känd metod innefattande meiofauna i Vättern under en treårs-period. Med meiofauna avses organismer mellan 40 µm och 1 mm och som lever i sediment. Dessa organismer har bl a låg förmåga att förflytta sig och "tvångsexponeras" därför för störningar. Störningen ger utslag i organismers artsammansättning, tätheter etc. Projektets målsättning har varit att beskriva variationen mellan olika år samt utreda huruvida meiofauna är en möjlig metod att applicera i miljöövervakningsprogrammen för sötvatten.

Vätternvårdsförbundet
Länsstyrelsen i Jönköpings län
551 86 Jönköping
Tel 036-157092 , 157619; Fax 036-167183
email: ingrid.mansson@f.lst.se (sekretariat)

ISSN 1102-3791
Upplaga: 100 ex

Bild framsida: Succession av bentisk faunasamhälle följande en kraftigare fysisk störning (A) och efter en kraftig förorening (B). Taget från PL McCall & MJS Tevesz. 1982. *Animal-Sediment Relations*. Plenum Press. London.

Rapporterna 1-29 utgavs av Kommittén för Vätterns Vattenvård, vilket ombildades 1989 till Vätternvårdsförbundet som fortsätter rapportserien från rapport nr 30.

Innehåll

Sammanfattning	1
Bakgrund	3
Material och metoder	4
Resultat	5
Bentisk meiofauna	5
Bentisk makrofauna	7
Diskussion	9
Meiofaunans lämplighet för miljöövervakning i Vättern.	11
Förslag till program	12
Referenser	12

Sammanfattning

För att kunna bedöma ett faunasamhälles potential för miljöövervakning bör man dels känna till samhällets naturliga variation i tid och rum och dels känna förekomsten av föroreningskänsliga och/eller föroreningståliga arter eller grupper. I denna undersökning har meiofaunan i Vättern studerats under tre år i syfte att utvärdera meiofaunas potential som parameter vid miljöövervakning av Vättern.

Den rumsliga variationen i meiofaunans abundans och biomassa på de fyra monitoring-stationerna var relativt hög. För de flesta taxa var variationskoefficienten (standardavvikelsen/medelvärdet) 1994 (Widbom & Pettersson, 1995) klart högre än de av Naturvårdsverket rekommenderade 20% och ungefär lika höga 1995 och 1996. Denna rumsliga variation är dock inte högre än normalt i marina och limniska sediment (inkl. brackvatten). Den är heller inte högre än att de skillnader mellan åren som uppmättes på de fyra stationerna nådde statistisk signifikans för de flesta taxa på de flesta stationer.

Den uppmätta mellanårsvariationen var ungefär lika hög för meiofaunan som för makrofaunan i de undersökta sedimentpropparna. För både meio- och makrofauna var den också i samma storleksordning som tillgängliga litteraturdata. Det finns därför ingen anledning att befara att man i ett miljöövervakningsprogram med meiofauna skulle ha svårare att upptäcka en föroreningsinducerad trend än i det befintliga makrofaunaprogrammet.

Den stora fördelen med en utökning av det befintliga programmet med ett miljöövervakningsprogram med meiofauna är det stora tillskottet av bottenlevande taxa som följs upp. I föreliggande pilotstudie av meiofaunan i Vättern noterades totalt 13 högre taxa, varav 8 inte ingår i makrofaunan. I materialet från 1994 undersöktes också sammansättningen av nematoderna på de fyra monitoringstationerna (Widbom & Pettersson, 1995). Härvid noterades totalt minst 18 olika släkter, fördelade på 16 familjer. Av dessa är flera goda indikatorer på en "ren" och opåverkad miljö med låg eutrofieringsgrad. Även de i meiofaunan ingående kräftdjursgrupperna utgör goda miljöindikatorer, även om de bara bestäms till högre taxa.

Bakgrund

Bentisk meiofauna, dvs. bottenlevande flercelliga djur som passerar ett 1 mm-såll och fångas upp på ett 40 µm-såll utgör en viktig potentiell, men hittills i hög grad outnyttjad, resurs för miljöövervakning i akvatisk miljö. Meiofaunan har härvid flera direkta fördelar jämfört med bentisk makrofauna:

- Meiofauna saknar planktoniska larvstadier och kan därmed bara spridas kortare sträckor genom resuspension av bottensediment (Gerlach, 1977). Den är därmed mer eller mindre helt beroende av de rådande miljöförhållandena på platsen.
- Meiofauna har i regel korta generationstider, vilket innebär att meiofauna-populationerna kan visa en snabb respons på ändrade miljöförhållanden, även i form av subletala effekter på reproduktion o dyl.
- I stabila miljöer visar meiofaunan i regel en stabil samhällsstruktur och populationstäthet (Heip, 1980).

Fördelen med att inkludera meiofauna i bottenfauna-monitoring är särskilt uppenbar i områden med låga artantal av bentisk makrofauna, såsom exempelvis Vättern.

1994 initierades av Vätternvårdsförbundet en pilotstudie för att undersöka meiofaunans lämplighet som komplement till det befintliga miljöövervakningsprogrammet med bentisk makrofauna i Vättern. Provtagning och analys av meiofauna gjordes anslutning till de ordinarie makrofaunaprovtagningarna i maj (25-27/5) och augusti (31/8-1/9) 1994. Resultaten av dessa analyser har redovisats i en rapport till Vätternvårdsförbundet (Widbom & Pettersson, 1995). Viktiga kriterier att undersöka var därvid:

1. Den rumsliga variationen på provtagningsstationerna. Meiofaunan undersöktes på fyra "stationer", var och en bestående av nio punkter i ett rutnät (se Material och Metoder). För att meiofaunan på dessa "stationer" ska vara lämplig för monitoringändamål måste den naturliga rumsliga variationen inom varje

"station" vara så liten att eventuella skillnader mellan provtagningsstillfällena inte överskuggas av denna. Den rumsliga variationen på stationen anges som variationskoefficienten (c.v.), dvs. spridningen (standardavvikelsen) kring medelvärdet i % av medelvärdet för varje undersökt taxon. Variationskoefficienten befinns vid 1994 års för alla meiofaunataxa utom nematoder och harpacticoida copepoder överstiga det av Naturvårdsverket rekommenderade maximivärdet på 20% på i stort sett alla stationer.

2. Förekomsten av föroreningskänsliga taxa, vilka minskar i täthet eller helt försvinner vid olika typer av störning, och/eller föroreningsstålga taxa med låg konkurrenskraft i opåverkade miljöer, vars förekomst, åtminstone i större tätheter, indikerar en ostörd miljö. Bland högre meiofaunataxa har fr.a. olika kräftdjursgrupper visat sig vara goda indikatorer på en opåverkad limnisk miljö (Särkkä, 1979, 1987, 1992). Inom gruppen Nematoda (rundmaskar), som normalt dominerar den bottenlevande meiofaunan, finns en rad söt-vattenlevande släkter och familjer som är känsliga för organisk belastning och låga syrehalter och vars förekomst därmed är en utmärkt indikation på en ostörd miljö (Prejs, 1977 a, b; Traunspurger, 1989). 1994 års provtagningar i Vättern visade en meiofauna vars numerär och sammansättning tydligt indikerade en "ren" och opåverkad miljö med låg eutroferingsgrad.

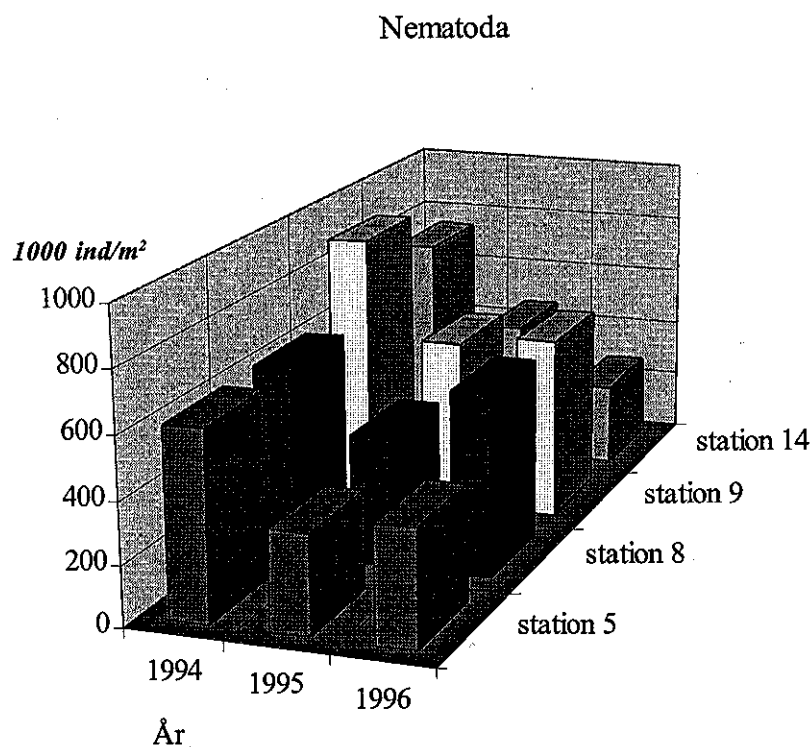
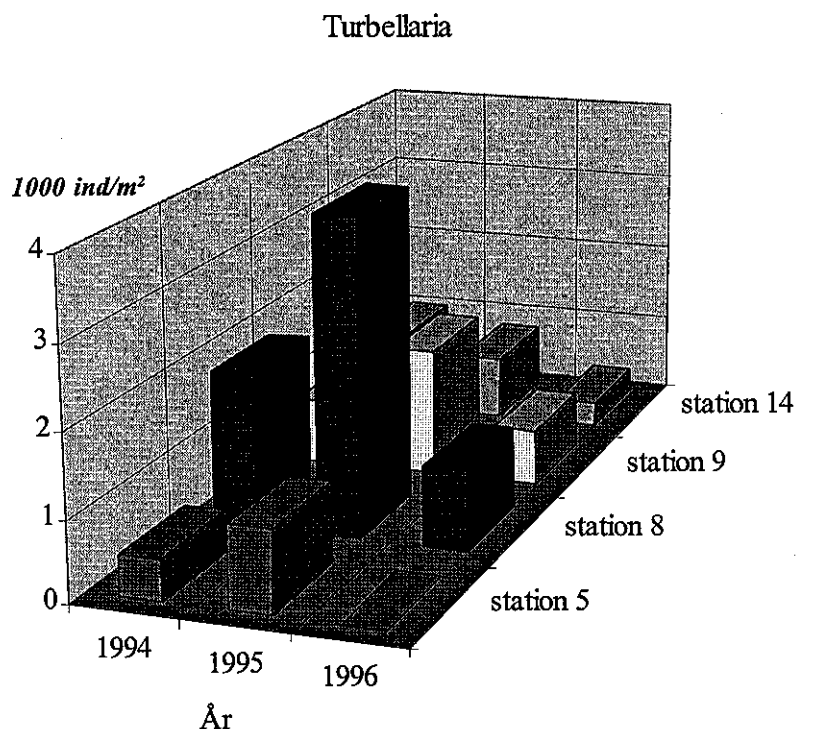
I föreliggande rapport redovisas resultaten av provtagningar och analyser av den bentiska meiofaunan på de fyra undersökningsstationerna i Vättern i september 1995 och 1996 och jämförelser av dessa med motsvarande resultat från september 1994. Detta har gjorts för att undersöka den naturliga mellanårsvariationen på stationerna, vilken liksom den rumsliga variationen bör vara så låg som möjligt för att en föroreningsinducerad trend ska kunna upptäckas.

Material och metoder

Provtagning utfördes på de fyra undersökningsstationerna i Vättern den 5-6 september 1995 med Stockholms universitets undersökningsfartyg U/F Aurelia och den 24-25 september 1996 med M/S Taurus från Försvarets Materielverk i Karlsborg.

Var och en av de fyra stationerna består av nio punkter placerade i en kvadrat med 1 km sida. I denna kvadrat ligger en provtagningspunkt i varje hörn och en punkt däremellan på varje sida samt en punkt i kvadratens mitt. Stationerna 5 och 9 har ett homogent djup kring 100 m och station 8 ett homogent djup kring 35 m, medan djupet varierar mellan 45 och 90 m på station 14. Sedimentets beskaffenhet på de fyra stationerna analyserades i samband med 1994 års provtagning (Widbom & Pettersson, 1995). Ett problem vid återbesöken på stationerna 1995 och 1996 har varit att endast mittpunkten på respektive kvadrat var känd, varför sannolikheten att exakt samma nio punkter på respektive station återbesökts är i det närmaste obefintlig. Detta innebär att de nio punkterna vid den statistiska bearbetningen av resultaten betraktats oberoende av varandra (se nedan).

På var och en av de nio punkterna på varje station togs en sedimentpropp för kvantifiering av meiofauna med ett modifierat Kajakpropplod med 8 cm inre diameter (Blomqvist & Abrahamsson, 1985). Från varje sedimentpropp snittades de översta 5 cm av och konserverades tillsammans med överliggande vatten i 10% formalin.



Figur 1. Årvis och stationsvis utveckling av virvelmaskar (Turbellaria) och rundmaskar (Nematoda) i Vättern 1994-1996.

På laboratoriet (Zoologiska institutionen, Stockholms universitet) sållades sedimentprovet först genom ett 0,5 mm-såll för att avskilja makrofauna. Eftersom man i det befintliga miljöövervakningsprogrammet med bentisk makrofauna använder ett 0,5 mm-såll som nedre storleksgräns har meiofaunan i denna undersökning definierats som de djur som passerar igenom ett 0,5 mm-såll. Meiofaunan extraherades från sedimentet med hjälp av kiselkolloiden Ludox och bestämdes till högre taxa. Före sortering och bestämning sållades det extraherade meiofaunaprovet genom en sållserie med 200 µm, 100 µm och 40 µm maskvidd. Genom att materialet delats upp i olika storleksfraktioner har biomassan (torrvikt) kunnat bestämmas genom omräkning från abundansvärden med hjälp av medelvärden av individvikter av olika meiofaunataxa i olika sållfraktioner (Widbom, 1984). Makrofaunans biomassa bestämdes genom vägning. En detaljerad beskrivning av den metodik för provtagning och analys av meiofauna som använts vid denna undersökning, och som rekommenderas för en eventuell fortsatt miljöövervakningsverksamhet med meiofauna, finns i Widbom (1994).

Skillnader i täthet och biomassa mellan respektive provtagningstillfälle vid varje station analyserades med envägs variansanalys (Wardlaw, 1985). Enligt planen för denna undersökning av mellanårsvariation skulle skillnader mellan tillfällena analyseras med en variansanalys där varje provtagningspunkt på respektive station analyseras var för sig (enligt Green, 1993). I och med att provtagningarna 1995 och 1996 kom att utföras med två andra fartyg än 1994, och endast mittpunkten i den kvadrat som utgör varje provtagningsstation var känd, förefaller det dock i det närmaste helt osannolikt att exakt samma nio punkter kom att representera respektive station under de tre jämförda åren. Jag har därför valt att testa de uppmätta mellanårs-skillnaderna med en "vanlig" envägs variansanalys där de nio sedimentpropparna från varje station betraktats som likvärdiga delprover.

I de fall som variansanalysen visade en statistiskt signifikant skillnad mellan provtagningsår har värdena från de tre åren analyserats parvis med Student's t-test (Wardlaw, 1985). Resultaten av de statistiska analyserna redovisas i bilagor (Tabell 3 och 4).

Resultat

Bentisk meiofauna

De uppmätta meiofaunaabundanserna och den totala meiofaunabiomassan (torrvikt) vid provtagningarna på de fyra stationerna i Vättern i september 1995 och 1996 presenteras tillsammans med motsvarande värden från september 1994 i bilaga (Tabell 1) och Figur 1-5. Motsvarande värden för den bentiska makrofaunan i de undersökta sedimentpropparna anges i bilaga (Tabell 2).

Statistiskt signifikanta skillnader (se bilagor) mellan de tre provtagningsåren noterades för de flesta undersökta taxa, både för meiofauna (Tabell 3) och makrofauna (Tabell 4).

Turbellaria (virvelmaskar) (Fig. 1), för vilka dock den här använda tekniken för konservering och extraktion av prover inte ger helt tillförlitliga resultat, noterades en signifikant minskning av abundansen mellan provtagningarna 1995 och 1996 vid station 5 och 8.

Nematoda (rundmaskar) (Fig. 1) utgör den kvantitativt klart dominerande meiofaunagruppen vid samtliga provtagningsstationer. Vid alla stationer noterades en signifikant minskning i abundans från 1994 till 1995. Vid station 8 ökade åter nematodabundansen till 1996, medan station 14 visade en ytterligare minskning till 1996.

För Oligochaeta (glattmaskar) (Fig. 2) noterades endast mindre, icke signifikanta skillnader mellan provtagningsåren. Den enda statistiskt signifikanta skillnaden var en minskning mellan 1995 och 1996 vid station 8.

Cladocera (hinnkräftor) är en mestadels planktonisk grupp som här representeras av

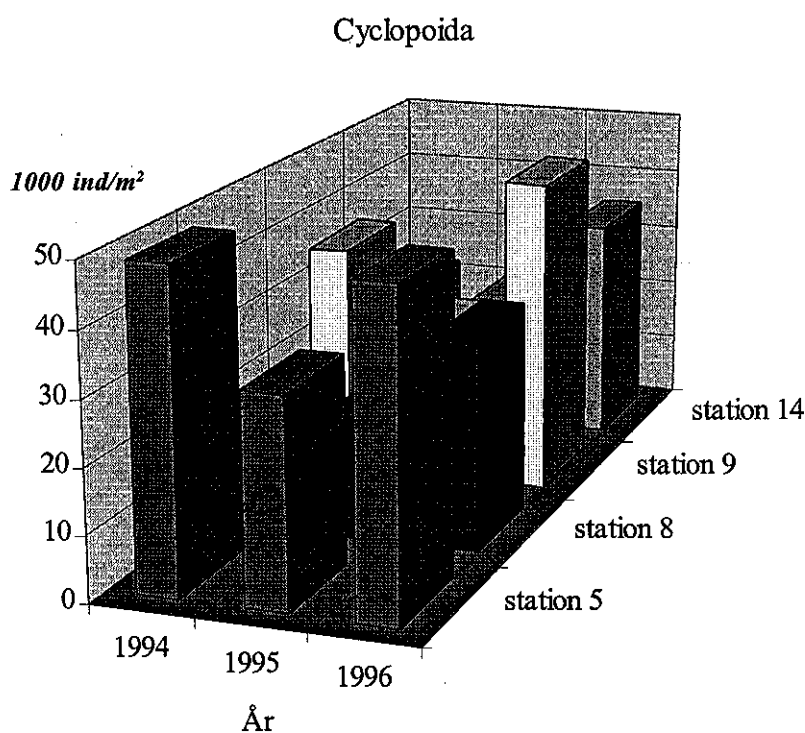
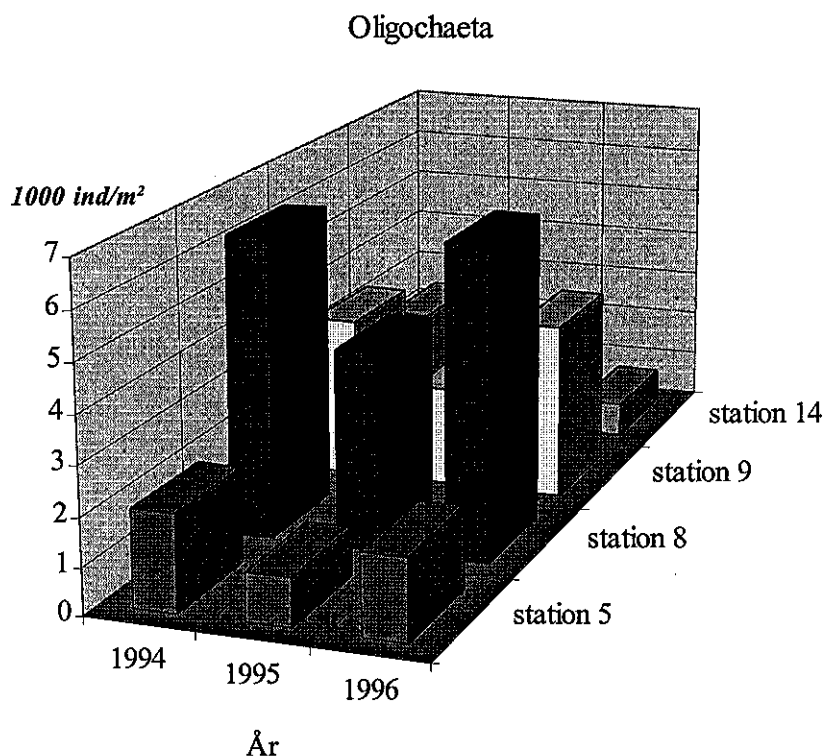
det partiellt bentiska släktet *Chydorus*. För denna grupp noterades relativt stora skillnader mellan åren (Tabell 1). Inga gemensamma trender för de fyra stationerna noterades dock (Tabell 3).

Även de cyclopoida hoppkräftorna (Fig. 2) är endast delvis bentiska. Också denna grupp visade statistiskt signifikanta skillnader mellan provtagningsår på samtliga stationer. På alla stationer noterades en signifikant ökning från 1995 till 1996, vilken på station 5 och station 9 föregicks av en minskning från 1994. På station 8 ökade cyclopoidabundansen från 1994 till 1995, medan den var oförändrad mellan dessa år på station 14.

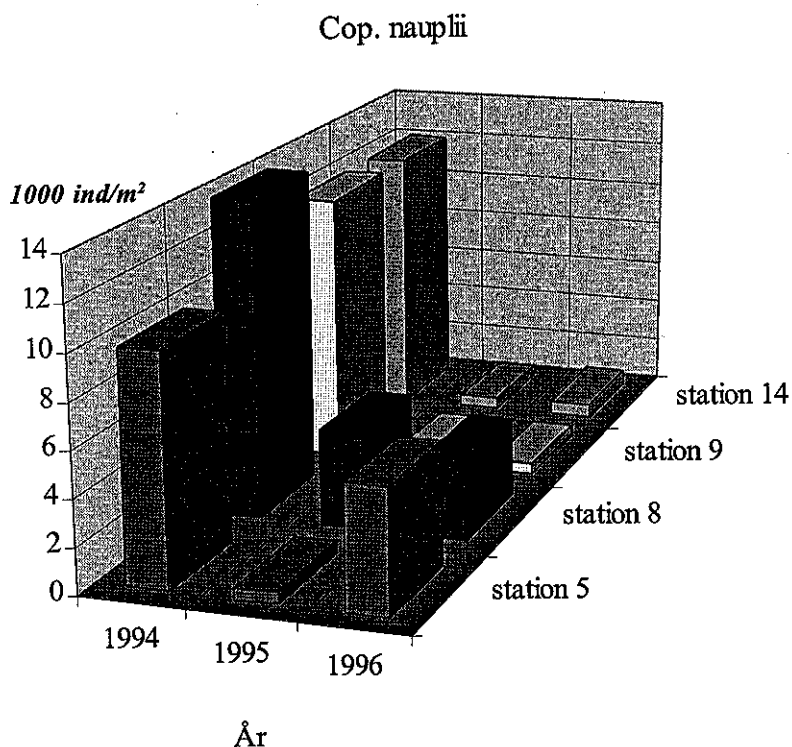
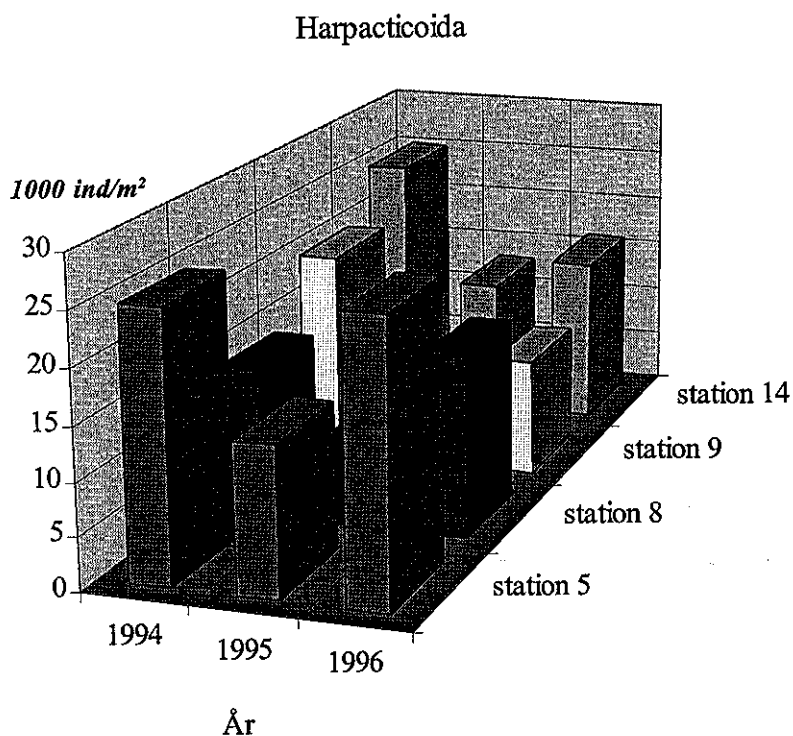
Harpacticoida hoppkräftor (Fig. 3), vilka är helt bentiska, visade en signifikant minskning från 1994 till 1995 på samtliga stationer, vilken liksom för de cyclopoida hoppkräftorna följdes av en återhämtning till 1996 på station 5 och 9. Beroende på en mycket stor spridning kring medelvärdet 1996 var dock denna ökning inte statistiskt signifikant på station 9. Detta är också orsaken till att variansanalysen över samtliga provtagningsår inte visade statistisk signifikans på denna station.

Copepoda nauplii (Fig. 3), dvs. de harpacticoida copepodernas larver, visade betydligt högre abundanser 1994 än de båda följande provtagningsåren vid samtliga stationer. På station 5 ökade abundansen signifikant igen till 1996, liksom för de adulta harpacticoida och cyclopoida copepoderna.

Ostracoda (musselkräftor) (Fig. 4), visade signifikant högre abundans 1994 än de båda följande provtagningsåren på station 5 och



Figur 2. Årvis och stationsvis utveckling av glattmaskar (Oligochaeta) och hoppkräfta (cyclopoida Copepoda) i Vätern 1994-1996.



Figur 3. Årsvis och stationsvis utveckling av bentiska harpacticoida hoppkräftor (Copepoda) och dess larvstadier (Copepoda nauplii) i Vätern 1994-1996.

station 14. Inga övriga signifikanta skillnader mellan provtagningsår noterades för denna grupp.

Chironomidae (fjädermygglarver) (Fig. 4) visade en signifikant högre abundans 1996 än på station 5 och en signifikant lägre abundans 1995 än 1994 på station 14. Inga andra statistiskt signifikanta skillnader noterades.

Den totala meiofaunaabundansen (Fig. 5) följde samma mönster som den kvantitativt dominerande gruppen Nematoda., med en signifikant minskning från 1994 till 1995 på samtliga stationer, följt av en ökning till 1996 på station 5 och station 8 men en fortsatt minskning till 1996 på station 14.

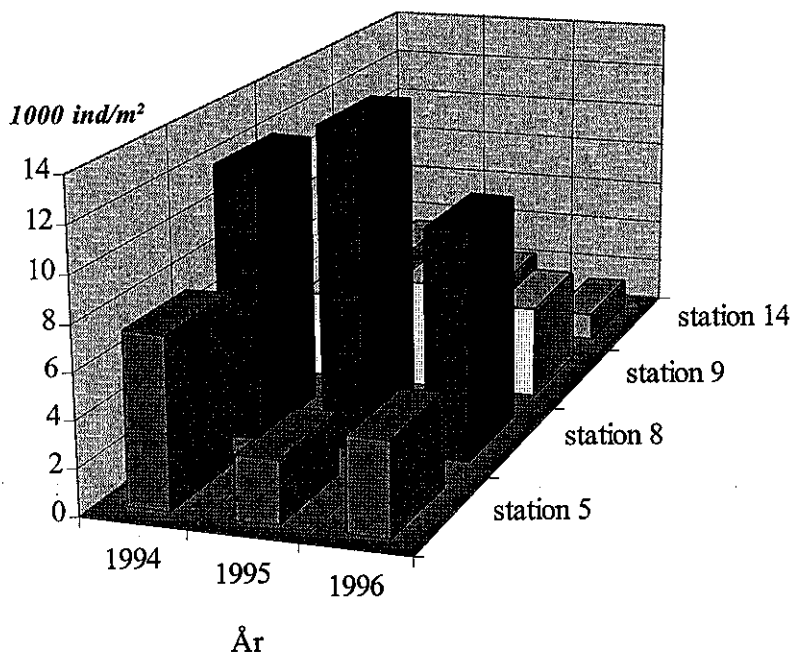
Den totala meiofaunabiomassan (torrvikt) (Fig. 5) visade inga statistiskt signifikanta skillnader mellan provtagningsåren på station 8. På de tre övriga stationerna minskade biomassan signifikant från 1994 till 1995, följt av en ökning till 1996 på station 5 och station 9.

Bentisk makrofauna

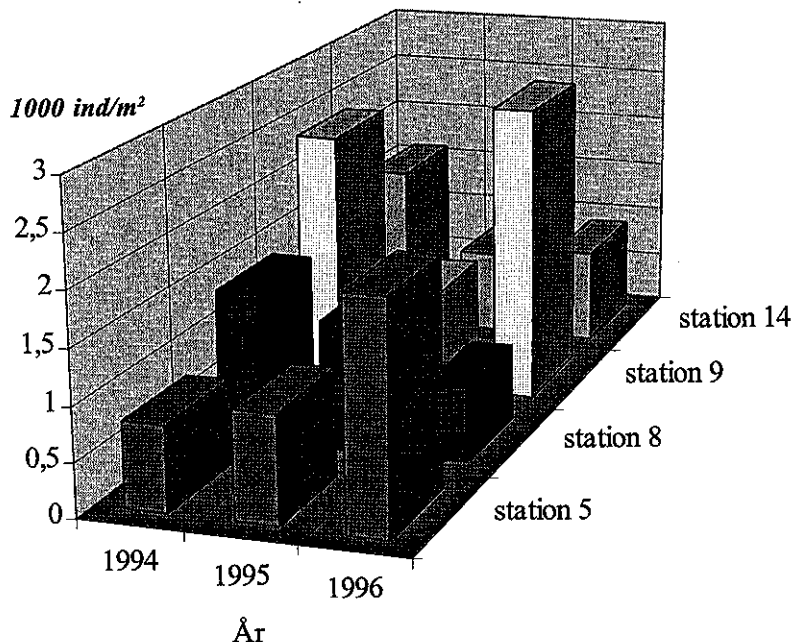
Uppmätta abundanser och total biomassa av bentisk makrofauna i de undersökta sedimentpropparna redovisas i Tabell 2, och resultaten av motsvarande statistiska analyser av dessa data i Tabell 4.

Som nämnts ovan (Material och Metoder) innebär makrofauna här alla djur som fastnat på ett 0,5 mm-såll. Detta innefattar då även en del djur (nematoder, harpacticider, cylopoider och ostracoder) i storleksordningen 0,5-1 mm, som normalt borde räknats

Ostracoda



Chironomidae



Figur 4. Årsvis och stationsvis utveckling av musselkräftor (Ostracoda) och fjädermygglarver (Chironomidae) i Vättern 1994-1996.

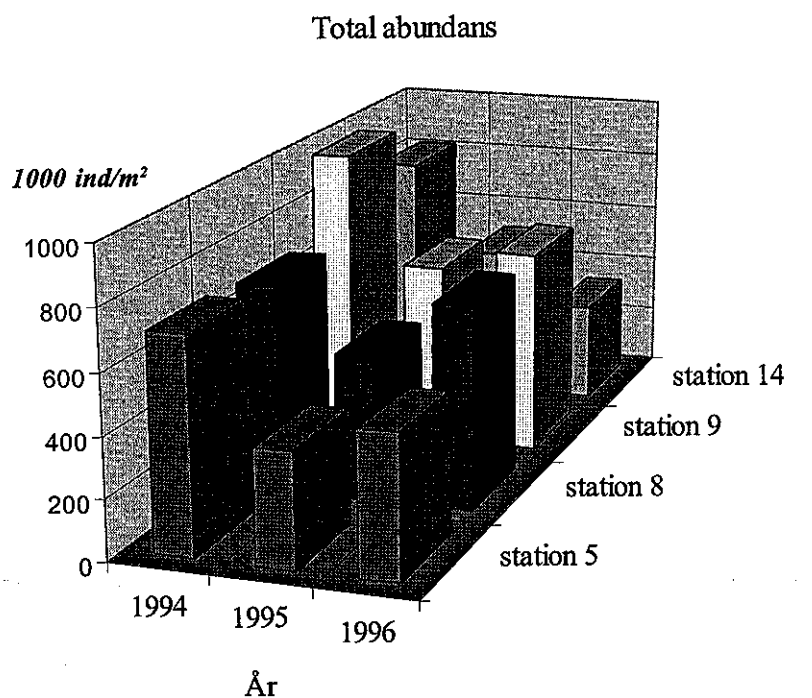
till meiofaunan. Andelen av dessa som verkligen fastnar på 0,5 mm-sållet är starkt beroende av den sållningsteknik som används. Detta gäller fr.a. för de smala och långsträckta nematoderna, som om man sållar länge förr eller senare kan slinka igenom sållmaskorna. Den kraftiga ökning från 1994 till 1995 och 1996 som noterades vid samtliga stationer för nematoder i makrofaunafraktionen är sannolikt en effekt av detta och har följdaktligen förmodligen ingenting med en reel förändring att göra.

För Oligochaeta var den uppmätta abundansen 1994 mindre än 1996 på station 9 och mindre än 1995 på station 14.

Även cyclopoidea hoppkräftor ökade statistiskt signifikant från 1994 till 1995 vid samtliga stationer, på station 5 och station 14 följt av en ytterligare ökning till 1996. Eftersom denna trend är motsatt den som fanns i meiofaunafraktionen (<0,5 mm) kan man även här förmoda att tekniken vid sållningen i 0,5 mm-sållet ligger bakom detta mönster.

För musselkräftor (Ostracoda) i makrofaunafraktionen noterades en signifikant ökning från 1994 och 1995 till 1996 på station 5 och en signifikant minskning från 1994 till 1995 och 1996 på station 14.

Även den dominerande makrofaunaarten, amphipoden (märlkräftan) *Monoporeia affinis*, visade statistiskt signifikanta skillnader mellan provtagningsår på samtliga stationer, med max.värden 1994. På station 5 och station 8 minskade abundansen statistiskt signifikant till 1995, och på station 5 därefter ytterligare



till 1996. På station 9 och station 14 noterades en signifikant minskning i abundans först mellan 1995 och 1996.

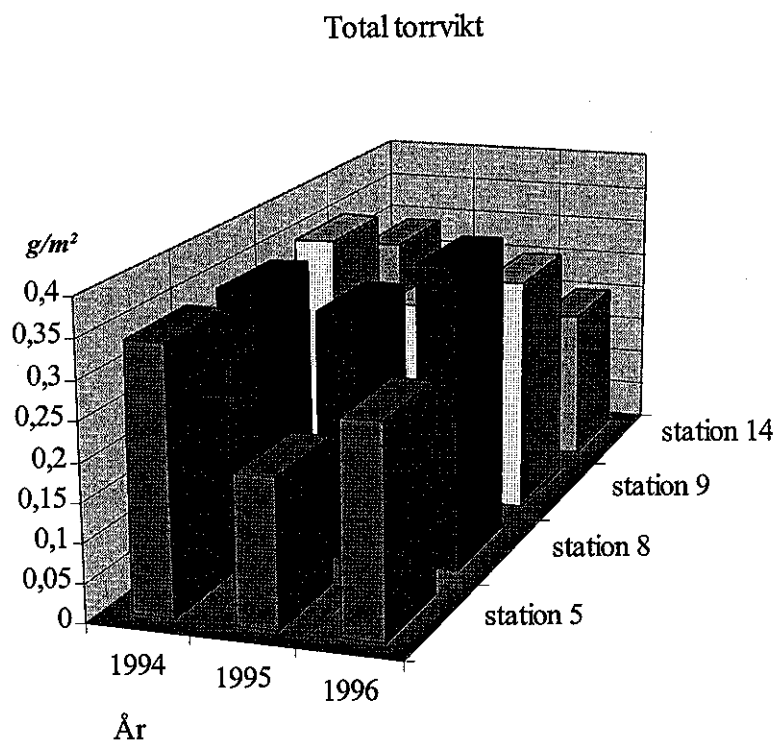
För fjädermygglarver (Chironomidae) noterades signifikanta max.värden 1994 på station 8 och station 14.

Den totala makrofaunaabundansen följde i stort sett mönstret för nematoder i makrofaunafraktionen, med signifikanta minimivärden 1994 följda av en ökning till 1995 och/eller 1996 vid samtliga stationer, medan den totala makrofauna-biomassan i stort sett följde det ovan beskrivna mönstret för *Monoporeia affinis*.

Diskussion

Vid en analys av ovan beskrivna mellanårsvariationer på de fyra undersökta stationerna i Vättern bör ett antal möjliga felkällor beaktas.

Mellan den första och den andra provomgången har ett byte av labpersonal ägt rum. Detta innebär att proverna från 1995 och 1996 års provtagningar bearbetats av en annan person än 1994 års prover. Detta kan ha haft betydelse dels för tekniken vid sällningen av de olika storleksfraktionerna av meiofaunaproverna, dels för effektiviteten vid genomgången av de olika sällfraktionerna. Vad gäller sällningstekniken, fr.a. hur länge varje prov sällats, har denna sannolikt påverkat mängden nematoder som passerat igenom 0,5 mm-sället och därigenom antalet nematoder som räknats till makrofaunafraktionen. Denna stora ökningen av nematoder i makrofaunan, och därmed även den totala makrofaunaabundansen,



Figur 5. Årsvis och stationsvis utveckling av den totala meiofaunabiomassan i Vättern 1994-1996.

beror sannolikt på detta och bör därmed inte beaktas vid en analys av den naturliga mellanårsvariationen. Inom de fraktioner som här räknats till meiofaunan, dvs. 200, 100 och 40 µm, påverkas inte de beräknade abundanserna av eventuella skillnader i sållningsteknik, eftersom alla djur räknas till meiofaunan oavsett i vilken storleksfraktion de hamnat. Biomassan, vilken beräknas genom omräkning från antalet funna individer av olika taxa i respektive sållfraktion, kan dock ha påverkats något av detta. Effektiviteten vid provgenomgång kan skilja sig mellan olika personer, fr.a. i de minsta storleksfraktionerna (100 µm och 40 µm). Jag har dock kollat effektiviteten hos labpersonalen i detta avseende både före och efter bytet av personal, och i bägge fallen funnit denna helt tillfredsställande. Denna faktor bör därmed inte ha påverkat de uppmätta skillnaderna mellan abundanserna från 1994, 1995 och 1996.

En annan möjlig felkälla är det faktum att provtagning utfördes med olika fartyg de tre åren. I och med att endast koordinaterna för mittpunkten i den yta som utgör varje station var känd kunde inte exakt samma nio punkter på varje station återbesökas de tre åren. Eftersom i varje fall samma yta representerade respektive station varje år och de uppmätta skillnaderna mellan åren på respektive station för de flesta undersökta taxa vida översteg den rumsliga variationen mellan de nio punkterna på varje stationsyta, torde dock de uppmätta mellanårsskillnaderna vara reella.

En annan skillnad mellan provtagningarna de tre undersökningsåren var provdatum. Fr.a. gäller detta 1996, då provtagningen ägde rum 24-25/9, mot 31/8-1/9 1994 och 5-6/9 1995. Variationerna inom meiofaunasamhället torde dock inte vara så stora under en tidsrymd av ca 3 veckor på sensommaren att detta skulle ha någon avgörande betydelse. I själva verket torde vädermässiga skillnader under denna årstid betyda minst lika mycket.

Mot bakgrund av ovanstående diskussion torde således de uppmätta mönstren i mellanårsvariation vara reella. Ett gemensamt mönster på de fyra stationerna var en signifikant minskning för flertalet taxa från 1994 till 1995. På station 5 och station 8 ökade flera taxa igen till 1996, dock i några fall inte signifikant. Vid station 9 och station 14 varierar utvecklingen mellan olika taxa. Makrofaunan hade en liknande utveckling. Exempelvis minskade den biomassamässigt dominerande makrofaunaarten *Monoporeia affinis* kontinuerligt från 1994 till 1996 vid samtliga stationer, dock inte alltid statistiskt signifikant. Vad dessa mönster beror på är omöjligt att säga i brist på omvärldsdata. En tänkbar orsak till de låga abundanserna 1995 skulle kunna vara låga syrehalter i Vätterns djupare delar, men eftersom den grunda (35 m) station 8 visar samma mönster måste även andra faktorer (temperatur, födotillgång mm.) vara inblandade.

De uppmätta mellanårsvariationerna för meiofaunan i Vättern är relativt stora. För de flesta taxa ligger de på ca 40-60 %, beräknat som mellanårsvariationen i % av det högsta värdet för respektive taxon. Den totala meiofaunaabundansen varierade med mellan 19 och 59 % (den största variationen på station 14), medan den totala biomassan var mer stabil (13-44 % variation, störst på station 5). Litteraturdata över meiofaunans mellanårsvariationer är mycket sällsynta. De enda värden jag har hittat gäller fem stationer på djup mellan 20 och 91 m i södra Östersjön (Arlt et al., 1982), där den genomsnittliga variationen i total meiofaunaabundans mellan åren 1973-1976 var 48%, dvs i samma storleksordning som på de fyra stationerna i Vättern.

För att ligga till grund för en utvärdering av ett miljöövervakningsprogram med meiofauna som komplement till det befintliga makrofaunaprogrammet i Vättern måste de uppmätta mellanårsskillnaderna i meiofauna givetvis jämföras med motsvarande mellanårsvariation i abundans och biomassa hos den ben-

tiska makrofaunan. Då jag inte har tillgång till data från det befintliga makrofaunaprogrammet i Vättern kan jag endast jämföra mina meiofaunadata med motsvarande värden för makrofauna (>0,5 mm) från mina sedimentproppar. Dessa visar en mellanårsvariation på 30-75 % för *Monoporeia affinis*, 43-66 % för *Oligochaeta* och 55-80 % för *Chironomidae*, dvs. i samma storleksordning som för meiofaunans taxa. De signifikanta skillnaderna mellan åren i totalabundans för makrofauna var 46-57 % och i total makrofaunabiomassa 53-78 %, dvs. något högre än motsvarande värden för meiofauna. Det i meiofaunaundersökningen använda Kajak-propplodet ger dock en för liten provyta för att man ska få tillförlitliga resultat för makrofauna och med ett större provtagningsredskap skulle mellanårsvariationerna troligen bli något mindre. En jämförelse med mellanårs-variationen i abundans och biomassa av bentisk makrofauna i Asköområdet under 1980 talet (Cederwall, 1989), vilka provtagits med den betydligt större vanVeen-huggaren (ca 0,1 m² huggyta) visar dock att även där noterades värden som ungefärligen överensstämmer med de här redovisade mellanårsvärdena för meiofauna i Vättern. Sålunda noterade Cederwall en skillnad på 39% (1700 - 2800 ind/m²) i total abundans och 26% (140 - 190 g/m²) i total biomassa mellan det högsta och det lägsta årsmedelvärdet 1981-1989 på 20 stationer på djup <70 m i Asköområdet. Enskilda taxa varierade mer. Mellan 1988 och 1989 noterades en skillnad i abundans på 40% hos *Monoporeia affinis*, 39% hos *Oligochaeta* och 86% hos *Oligochaeta* (beräknade på samma sätt som de redovisade mellanårsskillnaderna i Vättern). Även dessa värden var alltså i samma storleksordning som i Vättern. Sammanfattningsvis kan alltså sägas att mellanårsvariationen hos den bentiska makrofaunan var minst lika hög som hos den bentiska meiofaunan i de undersökta sedimentpropparna i Vättern. Både makro- och meiofaunavärdena överensstämmer väl med tillgängliga litteraturdata över mellanårsvariation.

Meiofaunans lämplighet för miljöövervakning i Vättern.

Som nämnts inledningsvis bör man för att kunna bedöma ett faunasamhälles potential för miljöövervakning dels känna till samhällets naturliga variation i tid och rum och dels känna förekomsten av föroreningskänsliga och/eller föroreningståliga arter eller grupper.

Den rumsliga variationen i meiofaunans abundans och biomassa på de fyra monitoring-stationerna är relativt hög. För de flesta taxa var variationskoefficienten (standard-avvikelsen/medelvärdet) 1994 (Widbom & Pettersson, 1995) klart högre än de av Naturvårdsverket rekommenderade 20% och ungefär lika höga 1995 och 1996. Denna rumsliga variation är dock inte högre än normalt i marina och limniska sediment (inkl. brackvatten). Den är heller inte högre än att de skillnader mellan åren som uppmättes på de fyra stationerna nådde statistisk signifikans för de flesta taxa på de flesta stationer.

Den uppmätta mellanårsvariationen var ungefär lika hög för meiofaunan som för makrofaunan i de undersökta sedimentpropparna. För både meio- och makrofauna var den också i samma storleksordning som tillgängliga litteraturdata. Det finns därför ingen anledning att befara att man i ett miljöövervakningsprogram med meiofauna skulle ha svårare att upptäcka en föroreningsinducerad trend än i det befintliga makrofaunaprogrammet.

Den stora fördelen med en utökning av det befintliga programmet med ett miljöövervakningsprogram med meiofauna är det stora tillskottet av bottenlevande taxa som följs upp. I föreliggande pilotstudie av meiofaunan i Vättern noterades totalt 13 högre taxa, varav 8 inte ingår i makrofaunan. I materialet från 1994 undersöktes också sammansättningen av nematoderna på de fyra monitoringstationerna (Widbom & Pettersson,

1995). Härvid noterades totalt minst 18 olika släkten, fördelade på 16 familjer. Av dessa är flera goda indikatorer på en "ren" och opåverkad miljö med låg eutrofieringsgrad. Även de i meiofaunan ingående kräftdjursgrupperna utgör goda miljöindikatorer, även om de bara bestäms till högre taxa.

Förslag till program

För att ett meiofaunaprogram effektivt ska kunna komplettera det befintliga makrofaunaprogrammet bör provtagning utföras samtidigt med makrofaunaprovtagningen. Detta minimerar provtagningskostnaderna samtidigt som det ger en möjlighet att direkt jämföra resultaten. Av tids- och kostnadsskäl föreslår jag att meiofaunaprovtagning utförs endast i samband med det ena provtagningstillfället för makrofauna, dvs. det i augusti-september då meiofaunapopulationerna normalt är som störst. Provtagningen görs på de nio punkterna på varje station enligt beskrivningen ovan, men vid den statistiska behandlingen av resultatet behandlas alla punkter vid varje station som likvärdiga delprover. Vid provtagningen används ett modifierat Kajak-propplod (enl. Blomqvist & Abrahamsson, 1985) av den typ som använts vid den här redovisade pilotstudien. Provtagning och analys sker i enlighet med den metodik som anges i Widbom (1994). Meiofaunan bestäms till högre taxa och därefter bestäms nematoderna till släkte (eller familj).

Referenser

- Arlt, G., B. Mueller & K.H. Warnack, 1982. On the distribution of meiofauna in the Baltic Sea. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, 67: 97-111.
- Blomqvist, S. & B. Abrahamsson, 1985. An improved Kajak-type gravity core sampler for soft bottom sediment. *Schweiz Z. Hydrodrol.*, 47: 81-84.
- Cederwall, H., 1989. Övervakning av mjukbottenfauna i Östersjöns kustområden. Rapport från verksamheten 1989. *Naturvårdsverket, Rapport 3796*.
- Gerlach, S.A., 1977. Means of meiofauna dispersal. *Mikrofauna Meeresboden*, 61: 89-103.
- Heip, C., 1980. Meiobenthos as a tool in the assessment of marine environmental quality. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer*, 179: 182-187.
- Green, R.H., 1993. Application of repeated measures designs in environmental impact and monitoring studies. *Austr. J. Ecol.*, 18: 81-98.
- Prejs K., 1977. The littoral and profundal benthic nematodes of lakes with different trophy. *Ecologia Polska*, 25: 21-30.
- Prejs, K., 1977. The species diversity, numbers and biomass of benthic nematodes in the central part of lakes with different trophy. *Ecologia Polska*, 25: 31-44.
- Särkkä, J., 1979. The zoobenthos of Lake Päijänne and its relations to some environmental factors. *Acta Zool. Fennica*, 160: 1-46.
- Särkkä, J., 1987. Meiobenthos of a lake chain affected by pulp mill effluents. *Aqua Fennica*, 17: 35-41.
- Särkkä, J., 1992. Lacustrine profundal meiobenthos as an environmental indicator. *Hydrobiologia*, 243/244: 333-340.
- Traunspurger, W., 1989. Systematik und Ökologie der Nematoda des Königsees. *Diss. Ludwig-Maximilian Universität, München*: 303 pp.
- Wardlaw, A.C., 1985. Practical statistics for experimental biologists. John Wiley & Sons Ltd.: 290 pp.
- Widbom, B., 1984. Determination of average individual dry weights and ash-free dry weights in different sieve fractions of marine meiofauna. *Mar. Biol.*, 84: 101-108.
- Widbom, B., 1996. Provtagning och analys av bentisk meiofauna. *Naturvårdsverket, Rapport 4414*: 7 pp.
- Widbom, B. & H. Pettersson, 1995. Pilotundersökning för eventuell framtida miljöövervakning med meiofauna i Vättern. *Rapport till Vätternvårdsförbundet och Länsstyrelsen i Jönköpings län*, 11 pp. (mimeo).

Vätternvårdsförbundet Rapport 51, 1998

Tabell 1. Meiofauna (<0,5mm) abundans (1000ind/m²±s.e.) och torrsvikt (g/m²±s.e.) på de fyra stationerna i september 1994, 1995 och 1996

	Station 5				Station 8		
	1994	1995	1996		1994	1995	1996
<i>Turbellaria</i>	0,5±0,1	1,0±0,3	0	<i>Turbellaria</i>	1,9±0,5	3,9±0,8	1,0±0,2
<i>Nematoda</i>	612±67	324±23	377±29	<i>Nematoda</i>	626±25	423±21	601±39
<i>Oligochaeta</i>	2,0±0,6	1,0±0,2	1,7±0,5	<i>Oligochaeta</i>	6,3±0,9	4,1±0,7	6,5±0,6
<i>Pisidium</i>	0	0	0	<i>Pisidium</i>	0	0	0
<i>Cladocera</i>	0,9±0,3	0,1±0,1	0,6±0,1	<i>Cladocera</i>	2,7±0,2	1,2±0,3	1,8±0,7
<i>Cyclopoida</i>	49±3	32±1	49±5	<i>Cyclopoida</i>	14±2	20±1	33±2
<i>Harpacticoida</i>	25±4	14±3	26±3	<i>Harpacticoida</i>	14±1	8,0±1,3	17±3
<i>Cop.nauplii</i>	10±2	0,5±0,3	5,3±1,3	<i>Cop.nauplii</i>	14±2	4,2±1,2	3,5±1,2
<i>Ostracoda</i>	7,4±1,3	2,7±0,3	4,0±0,9	<i>Ostracoda</i>	12±2	14±2	10±2
<i>Monoporeia</i>	0	0	0,3±0,3	<i>Monoporeia</i>	0	0	0
<i>Chironomidae</i>	0,8±0,2	1,0±0,3	2,1±0,6	<i>Chironomidae</i>	1,4±0,5	1,2±0,3	0,7±0,2
<i>Acari</i>	0	0	0	<i>Acari</i>	0	0	0
<i>Tardigrada</i>	0	0,7±0,5	1,8±0,9	<i>Tardigrada</i>	0	0,9±0,3	0,6±0,4
<i>Rotifera</i>	0	0,4±0,2	0	<i>Rotifera</i>	0	0	0
Tot.abundans	707±64	377±25	467±33	Totalabundans	691±23	481±23	675±44
Totaltorrvikt	0,34±0,02	0,19±0,01	0,27±0,02	Totaltorrvikt	0,34±0,02	0,32±0,02	0,39±0,03
Perm.meiof.	0,33±0,02	0,19±0,01	0,25±0,02	Perm.meiofauna	0,32±0,02	0,30±0,02	0,36±0,03

	Station 9				Station 14		
	1994	1995	1996		1994	1995	1996
<i>Turbellaria</i>	0,8±0,5	1,6±0,3	0,7±0,2	<i>Turbellaria</i>	1,0±0,3	0,8±0,2	0,3±0,2
<i>Nematoda</i>	903±79	569±25	606±28	<i>Nematoda</i>	747±119	466±30	275±34
<i>Oligochaeta</i>	3,4±0,4	2,1±0,3	3,7±0,9	<i>Oligochaeta</i>	2,4±0,8	1,4±0,3	0,7±0,2
<i>Pisidium</i>	0,1±0,1	0	0	<i>Pisidium</i>	0	0	0
<i>Cladocera</i>	0,5±0,1	0,8±0,2	0,2±0,1	<i>Cladocera</i>	0	0,4±0,2	0
<i>Cyclopoida</i>	36±3	24±2	49±3	<i>Cyclopoida</i>	22±2	21±2	35±5
<i>Harpacticoida</i>	20±3	9,0±2,5	11±7	<i>Harpacticoida</i>	25±3	13±2	16±4
<i>Cop.nauplii</i>	12±2	0,5±0,3	0,5±0,3	<i>Cop.nauplii</i>	12±3	0,5±0,3	1,6±0,8
<i>Ostracoda</i>	3,9±0,9	4,8±0,6	4,1±0,7	<i>Ostracoda</i>	3,5±0,4	2,2±0,4	1,2±0,3
<i>Monoporeia</i>	0	0	0	<i>Monoporeia</i>	0	0	0
<i>Chironomidae</i>	2,4±0,2	0,9±0,1	2,8±1,1	<i>Chironomidae</i>	1,6±0,3	0,8±0,3	0,9±0,3
<i>Acari</i>	0	0,2±0,2	0,1±0,0	<i>Acari</i>	0,2±0,1	0,2±0,1	0,2±0,2
<i>Tardigrada</i>	0,2±0,2	0	0,2±0,2	<i>Tardigrada</i>	2,3±1,4	0,4±0,4	0
<i>Rotifera</i>	0	0	0	<i>Rotifera</i>	0	0	0
Tot.abundans	982±78	613±24	684±27	Totalabundans	817±119	506±30	331±39
Totaltorrvikt	0,35±0,02	0,27±0,01	0,31±0,01	Totaltorrvikt	0,29±0,02	0,21±0,01	0,20±0,02
Perm.meiof.	0,33±0,02	0,26±0,02	0,30±0,01	Perm.meiofauna	0,27±0,02	0,21±0,01	0,19±0,02

Vätternvårdsförbundet Rapport 51, 1998

Tabell 2. Makrofauna (>0,5mm) abundans (1000 ind/m²±s.e.) och torrsvikt (g/m²±s.e.) på de fyra stationerna i september 1994,1995 och 1996

	Station 5				Station 8		
	1994	1995	1996		1994	1995	1996
<i>Nematoda</i>	1,42±0,22	6,39±0,91	6,01±1,43	<i>Nematoda</i>	0,76±0,15	2,63±0,42	7,39±1,02
<i>Oligochaeta</i>	0,98±0,19	1,48±0,24	1,30±0,32	<i>Oligochaeta</i>	0,69±0,25	0,35±0,09	0,92±0,25
<i>Pisidium</i>	0,18±0,07	0,07±0,03	0,13±0,07	<i>Pisidium</i>	0,11±0,05	0,13±0,07	0,15±0,05
<i>Cyclopoida</i>	0,67±0,19	3,12±0,49	8,60±1,34	<i>Cyclopoida</i>	0,96±0,16	2,87±0,47	4,55±0,97
<i>Ostracoda</i>	0,40±0,16	0,09±0,03	1,08±0,16	<i>Ostracoda</i>	2,02±1,31	0,22±0,05	1,09±0,38
<i>Monoporeia</i>	5,79±0,51	3,60±0,29	1,55±0,22	<i>Monoporeia</i>	1,51±0,13	0,75±0,20	1,07±0,19
<i>Chironomidae</i>	0,29±0,06	0,38±0,12	0,04±0,03	<i>Chironomidae</i>	0,60±0,09	0,27±0,10	0,12±0,07
<i>Pallasea</i>	0,02±0,02	0	0	<i>Pallasea</i>	0	0	0,02±0,02
<i>Mysis</i>	0,02±0,02	0	0	<i>Mysis</i>	0	0,02±0,02	0
<i>Hydrozoa</i>	0,02±0,02	0,02±0,02	0	<i>Hydrozoa</i>	0,02±0,02	0	0
Tot.abundans	9,79±0,56	15,2±1,63	19,1±2,26	Totalabundans	6,67±1,78	7,30±0,67	15,4±2,30
Totaltorrvikt	2,31±0,19	0,92±0,28	0,57±0,12	Totaltorrvikt	1,13±0,26	0,54±0,17	0,68±0,15

	Station 9				Station 14		
	1994	1995	1996		1994	1995	1996
<i>Nematoda</i>	2,85±0,55	6,59±1,12	15,9±3,28	<i>Nematoda</i>	2,27±0,52	8,51±0,69	13,1±2,26
<i>Oligochaeta</i>	0,98±0,19	1,04±0,23	1,72±0,27	<i>Oligochaeta</i>	0,22±0,07	0,64±0,12	0,62±0,19
<i>Pisidium</i>	0,18±0,07	0,02±0,02	0,02±0,02	<i>Pisidium</i>	0,02±0,02	0	0
<i>Cyclopoida</i>	0,67±0,19	2,94±0,33	4,22±0,52	<i>Cyclopoida</i>	0,40±0,12	1,79±0,39	4,31±0,69
<i>Ostracoda</i>	0,40±0,16	0,30±0,08	0,64±0,15	<i>Ostracoda</i>	0,73±0,07	0,29±0,08	0,24±0,04
<i>Monoporeia</i>	5,79±0,51	4,43±0,45	1,42±0,31	<i>Monoporeia</i>	4,02±0,35	3,56±0,54	1,33±0,15
<i>Chironomidae</i>	0,29±0,06	0,35±0,06	0,53±0,09	<i>Chironomidae</i>	0,78±0,10	0,53±0,09	0,29±0,09
<i>Pallasea</i>	0,02±0,02	0	0	<i>Pallasea</i>	0	0	0
<i>Mysis</i>	0,02±0,02	0	0	<i>Mysis</i>	0	0	0
<i>Hydrozoa</i>	0,02±0,02	0,02±0,02	0	<i>Hydrozoa</i>	0,16±0,07	0	0,02±0,02
Tot.abundans	10,8±2,95	15,8±1,27	24,5±3,91	Totalabundans	8,60±0,65	15,4±0,85	20,1±2,67
Totaltorrvikt	2,95±0,21	0,99±0,14	0,64±0,15	Totaltorrvikt	1,39±0,07	1,50±0,28	0,66±0,16

Tabell 3. Statistiskt signifikanta skillnader i meiofaunans abundans och biomassa mellan provtagningsåren på de fyra stationerna i Vättern

<u>TAXON</u>	<u>STATION</u>	<u>ANOVA</u>	<u>Specifiserad skillnad (t-test: $p < 0.05$)</u>
Turbellaria	Station 5	$p < 0,001$	1994 och 1995 > 1996
	Station 8	$p < 0,01$	1995 > 1996
	Station 9	n.s.	
	Station 14	n.s.	
Nematoda	Station 5	$p < 0,001$	1994 > 1995 och 1996
	Station 8	$p < 0,001$	1995 < 1994 och 1996
	Station 9	$p < 0,001$	1994 > 1995 och 1996
	Station 14	$p < 0,01$	1994 > 1995 > 1996
Oligochaeta	Station 5	n.s.	
	Station 8	$p < 0,05$	1995 < 1996
	Station 9	n.s.	
	Station 14	n.s.	
Cladocera	Station 5	$p < 0,05$	1995 < 1994 och 1996
	Station 8	$p < 0,05$	1994 > 1995
	Station 9	$p < 0,01$	1994 och 1995 > 1996
	Station 14	$p < 0,05$	1995 > 1994 och 1996
Cyclopoida	Station 5	$p < 0,01$	1995 < 1994 och 1996
	Station 8	$p < 0,001$	1994 < 1995 < 1996
	Station 9	$p < 0,001$	1995 < 1994 och 1996
	Station 14	$p < 0,01$	1994 och 1995 < 1996
Harpacticoida	Station 5	$p < 0,05$	1995 < 1994 och 1996
	Station 8	$p < 0,05$	1994 > 1995 och 1996
	Station 9	n.s.	1994 > 1995
	Station 14	$p < 0,05$	1994 > 1995 och 1996
Cop. nauplii	Station 5	$p < 0,001$	1995 < 1994 och 1996
	Station 8	$p < 0,001$	1994 > 1995 och 1996
	Station 9	$p < 0,001$	1994 > 1995 och 1996
	Station 14	$p < 0,001$	1994 > 1995 och 1996
Ostracoda	Station 5	$p < 0,01$	1994 > 1995 och 1996
	Station 8	n.s.	
	Station 9	n.s.	
	Station 14	$p < 0,01$	1994 > 1995 och 1996
Chironomidae	Station 5	$p < 0,05$	1994 < 1996
	Station 8	n.s.	
	Station 9	n.s.	
	Station 14	$p < 0,05$	1994 > 1995
Acari	Station 5	n.s.	
	Station 8	n.s.	
	Station 9	n.s.	
	Station 14	n.s.	
Tardigrada	Station 5	n.s.	
	Station 8	$p < 0,05$	1994 < 1995
	Station 9	n.s.	
	Station 14	n.s.	
Total abundans	Station 5	$p < 0,001$	1995 < 1996 < 1994
	Station 8	$p < 0,001$	1995 < 1994 och 1996
	Station 9	$p < 0,001$	1994 > 1995 och 1996
	Station 14	$p < 0,001$	1994 > 1995 > 1996
Total torrsvikt	Station 5	$p < 0,001$	1995 < 1996 < 1994
	Station 8	n.s.	
	Station 9	$p < 0,01$	1995 < 1994 och 1996
	Station 14	$p < 0,01$	1994 > 1995 och 1996

Tabell 4. Statistiskt signifikanta skillnader i makrofaunans abundans och biomassa mellan provtagningsåren på de fyra stationerna i Vättern

<u>TAXON</u>	<u>STATION</u>	<u>ANOVA</u>	<u>Specifiserad skillnad (t-test: $p < 0.05$)</u>
Nematoda	Station 5	$p < 0,01$	1994 < 1995 och 1996
	Station 8	$p < 0,001$	1994 < 1995 < 1996
	Station 9	$p < 0,001$	1994 < 1995 < 1996
	Station 14	$p < 0,001$	1994 < 1995 < 1996
Oligochaeta	Station 5	n.s.	
	Station 8	n.s.	
	Station 9	$p < 0,05$	1994 < 1996
	Station 14	$p < 0,05$	1994 < 1995
Pisidium sp.	Station 5	n.s.	
	Station 8	n.s.	
	Station 9	n.s.	
	Station 14	n.s.	
Cyclopoida	Station 5	$p < 0,001$	1994 < 1995 < 1996
	Station 8	$p < 0,01$	1994 < 1995 och 1996
	Station 9	$p < 0,001$	1994 < 1995 och 1996
	Station 14	$p < 0,001$	1994 < 1995 < 1996
Ostracoda	Station 5	$p < 0,001$	1994 och 1995 < 1996
	Station 8	n.s.	
	Station 9	n.s.	
	Station 14	$p < 0,001$	1994 > 1995 och 1996
Monoporeia	Station 5	$p < 0,001$	1994 > 1995 > 1996
	Station 8	$p < 0,05$	1994 > 1995
	Station 9	$p < 0,001$	1994 och 1995 > 1996
	Station 14	$p < 0,001$	1994 och 1995 > 1996
Chironomidae	Station 5	n.s.	
	Station 8	$p < 0,01$	1994 > 1995 och 1996
	Station 9	n.s.	
	Station 14	$p < 0,01$	1994 > 1996
Pallasea sp.	Station 5	n.s.	
	Station 8	n.s.	
	Station 9	n.s.	
	Station 14	n.s.	
Mysis sp.	Station 5	n.s.	
	Station 8	n.s.	
	Station 9	n.s.	
	Station 14	n.s.	
Hydrozoa	Station 5	n.s.	
	Station 8	n.s.	
	Station 9	n.s.	
	Station 14	n.s.	
Total abundans	Station 5	$p < 0,01$	1994 < 1995 och 1996
	Station 8	$p < 0,01$	1994 och 1995 < 1996
	Station 9	$p < 0,01$	1994 < 1995 och 1996
	Station 14	$p < 0,001$	1994 < 1995 och 1996
Total torrsvikt	Station 5	$p < 0,001$	1994 > 1995 och 1996
	Station 8	n.s.	