

HANS-GÖRAN LAX

**VATTENKVALITET OCH LONGITUDINELL ZONERING
HOS MAKROZOOBENTOS I FORSAVSNITT
I MALAX Å (västra Finland)**

English summary: Water quality and longitudinal zonation of macrozoobentos in the rapids of the river Malax å (western Finland)

Tekijä on vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUKSEN JULKAISUJA koskevat tilaukset: Valtion painatuskeskus PL 516, 00101 Helsinki,
puh. (90) 566 01/julkaisutilaukset

ISBN 951-47-0217-4
ISSN 0783-327X

HELSINKI 1987

LAX, H-G. 1986. Water quality and longitudinal zonation of macrozoobenthos in the rapids of the river Malax å (western Finland).

The longitudinal zonation and annual fluctuations of the water quality and macrozoobenthos in a small polyhumic river was studied. The benthos was sampled from nine rapids using kicking-technique in the spring and autumn 1981.

The fluctuating water quality (pH 4.5 - 7.0, Mn 300 - 1100 ug/l, SO₄ 25 - 120 mg/l, tot.P 60 - 350 ug/l and colour 40 - 1100 Pt mg/l) and large variations in the discharge (0.04 - 94 m³/s) are typical to the river. During flooding periods the pH usually drops to 4.5. The water quality seemed to be more stable in the upper reaches of the river.

The changes in the macrobentic community was studied by diversity indices (Shannon-Wiener and Simpson), correspondance analysis (Decorana), similarity indices (Sørensen and Bray-Curtis), feeding groups and pollution indices (Long Score System and a index based on aberrations from the lognormal curve).

The results showed that the structure of the benthic community changed along the river. (1) The stability of the community increased towards the upper reaches. (2) A marked change in the fauna composition along the river could be shown. (3) In the upper reaches the fauna was more evenly distributed among the feeding groups while it was dominated by filter feeders in the lower reaches. (4) Diveristy indices were not able to show any clear changes along the river. (5) A growing environmental stress towards the lower reaches was shown by the pollution indices.

Key words: waterquality, macrozoobenthos, pollution indices
feeding groups.

Vattenkvaliteten och den longitudinella variationen hos makrozoobentos i en liten polyhumös å studerades genom att tidigare utförda vattenanalyser sammanställdes och genom att bottenprover (sparkprover) togs från nio forsar längs vattendraget våren och hösten 1981.

Den fluktuerande vattenkvaliteten (pH 4.5 - 7.0, Mn 300-1100 ug/l, SO₄ 25 - 120 mg/l, tot.P 60 - 350 ug/l och färg 40 - 1100 Pt mg/l) och de stora variationerna i flödet (0.04 - 94 m³/s) var typiska för vattendraget. Ån försurades två gånger i året (vår och höst). En svag tendens till stabilare vattenkvalitet i åns övre delar kunde skönjas.

Förändringarna hos makrozoobentossamhället studerades med hjälp av två diversitetsindex (Shannon-Winer's och Simpsons index), en korrespondensanalys (Decorana), två similaritetsindex (Sörensens och Bray-Curtis index), funktionella grupper och två miljöstressbeskrivande index (en tillämpning av lognormal kurvan och Long Score System).

Följande förändringar i åns bottenfauna kunde påvisas:

- (1) Stabiliteten hos art- och individantalet ökade uppströms i ån.
- (2) Faunasammansättningen förändrades tydligt i åns längdriktning.
- (3) Shannon-Wieners och Simpsons index kunde inte påvisa några trender i diversiteten i åns längdriktning.
- (4) Bottenfaunan tog upp sin näring nästan enbart genom filtrering i åns nedre delar, medan näringsupptaget i åns övre delar var betydligt mångsidigare.
- (5) Miljöstressen ökade tydligt nedströms i ån.

I N N E H Å L L

	sivu
1 INLEDNING	7
2 UNDERSÖKNINGSOMRÅDE	7
2.1 Allmän beskrivning	7
2.2 Nederbördsområde	9
3 MATERIAL OCH METODIK	10
3.1 Vattenflöde, -kvalitet och temperatur- regim	10
3.1.1 Presentation av materialet	10
3.1.2 Årscykeln hos vattenflödet	10
3.1.3 Temperaturregim	12
3.1.4 Trender i vattenkvaliteten 1961 - 1982	13
3.1.5 Årscykeln hos några vattenkemiska parametrar	16
3.1.5.1 Fosfor och kväve	16
3.1.5.2 Sulfat, pH, järn och kemisk syreförbrukning	17
3.1.5.3 Syre och fast substans	19
3.1.6 Humus i vatten	20
3.1.7 Longitudinell vattenkvalitets- zonering	21
3.2 Provtagningsstationernas miljöförhållanden	22
3.3 Provtagning	23
3.4 Systematik och taxonomi	25
4 MATERIALBEHANDLING	26
4.1 Samhällsbeskrivande parametrar	26
4.1.1 Diversitet och jämnfördelning	26
4.1.2 Similaritet	28
4.1.3 Korrespondensanalys	29
4.1.4 Dominans	30
4.1.5 Funktionella grupper	30
4.2 Miljöbeskrivande index	31
4.2.1 Allmänt	31
4.2.2 Lognormal kurvan	31
4.2.3 Tillämpning av lognormal kurva	33
4.2.4 Long Score System	33
5 RESULTAT	34
5.1 Diversitet	34
5.1.1 Shannon-Wiener's och Simpsons index	34
5.1.2 Korrespondensanalys	35
5.2 Similaritet	37
5.3 Dominans	42
5.4 Funktionella grupper	42
5.5 Tillämpning av lognormal kurvan	44
5.6 Long Score System	46
6 DISKUSSION	47
6.1 Provtagningsmetodens tillförlitlighet	47
6.2 Diversitet	50
6.2.1 Faktorer som påverkar diversitet	50

6.2.2	Diversitet, jämfördelning och dominans	52
6.3	Korrespondensanalys och similaritet	53
6.4	Funktionella grupper och älvkontinuitetsbegreppet	55
6.5	Inverkan av miljöstress på samhället	57
6.5.1	Tillämpning av lognormal kurvan	57
6.5.2	Long Score System	58

1 I N L E D N I N G

I slutet av 1800-talet indelade tyska fiskbiologer rinnande vattendrag i zoner enligt dominerande fiskarter. Zonerna de fann har senare definierats mera exakt i fysikaliska, kemiska och biologiska termer t.ex. den longitudinella zonerings hos makrozoobentosarter (Whitton 1975). Klassifikationssystemen har utvecklats från att söka nyckelarter och samhällen till att beskriva zonerna som delar in ett vattendrag ett i kontinuum där förändringarna är en funktion av en stor mängd miljöparametrar (Vannote et al. 1980).

Man har också utnyttjat makrozoobentosarter som indikatorer på graden av vattenförorening (ex. Woodiwiss 1964, Whitton 1975 och Nybacka 1980). De vattenföroreande processer som är mest aktuella är eutrofiering och försurning. Malax å lämpar sig väl för att studera effekterna av dessa eftersom vattnet försuras två gånger om året samtidigt som det är kraftigt eutrofierat.

Bottenfaunan (Nybacka 1977) och perifyton samt högre vegetation (Mattson 1979) har tidigare studerats i en österbottensk å (Kimo å) med liknande vattenkvalitet som Malax å. Undersökningarna antydde att det sker förändringar i taxasammansättningen hos bottenfaunan i åns längdriktning, medan en dylik tendens saknades hos perifyton och högre vegetation. I en undersökning av en annan å i Österbotten (Lappfjärds å) fann Nybacka (1980) förändringar hos bottenfaunan i åns längdriktning som var relaterade till förändrad vattenkvalitet. Med dessa undersökningar som bakgrund startades denna undersökning, 1981. Undersökningen sammanföll tidsmässigt med ett större projekt i Österbotten finansierat av vattenstyrelsen, "Vattenföringsvariationernas inverkan på bottenfaunan i forsar samt användningen av bioindex för beskrivning av situationen i älvar" eller det så kallade bioindexprojektet, som syftade till att påvisa effekterna av dygnsreglering och skapandet av ett bioindex baserat på makrozoobentos. Detta arbete kom senare att fogas till denna större undersökning.

Avsikten med undersökningen är att studera naturliga och människoinducerade faktorer som påverkar zonerings hos makrozoobentos samt att försöka förstå varför en eventuell zonering uppkommit.

2 U N D E R S Ö K N I N G S O M R Å D E

2.1 Allmän beskrivning

Malax å mynnar i norra Bottenhavet 13 km söder om Vasa (Fig. 1). Landskapet karaktäriseras av leriga ådalar som är åtskiljda av moränmarker i vilka försumpade skogspartier ofta ingår. Utanför åmynningarna finns vanligen låga skär och holmar.

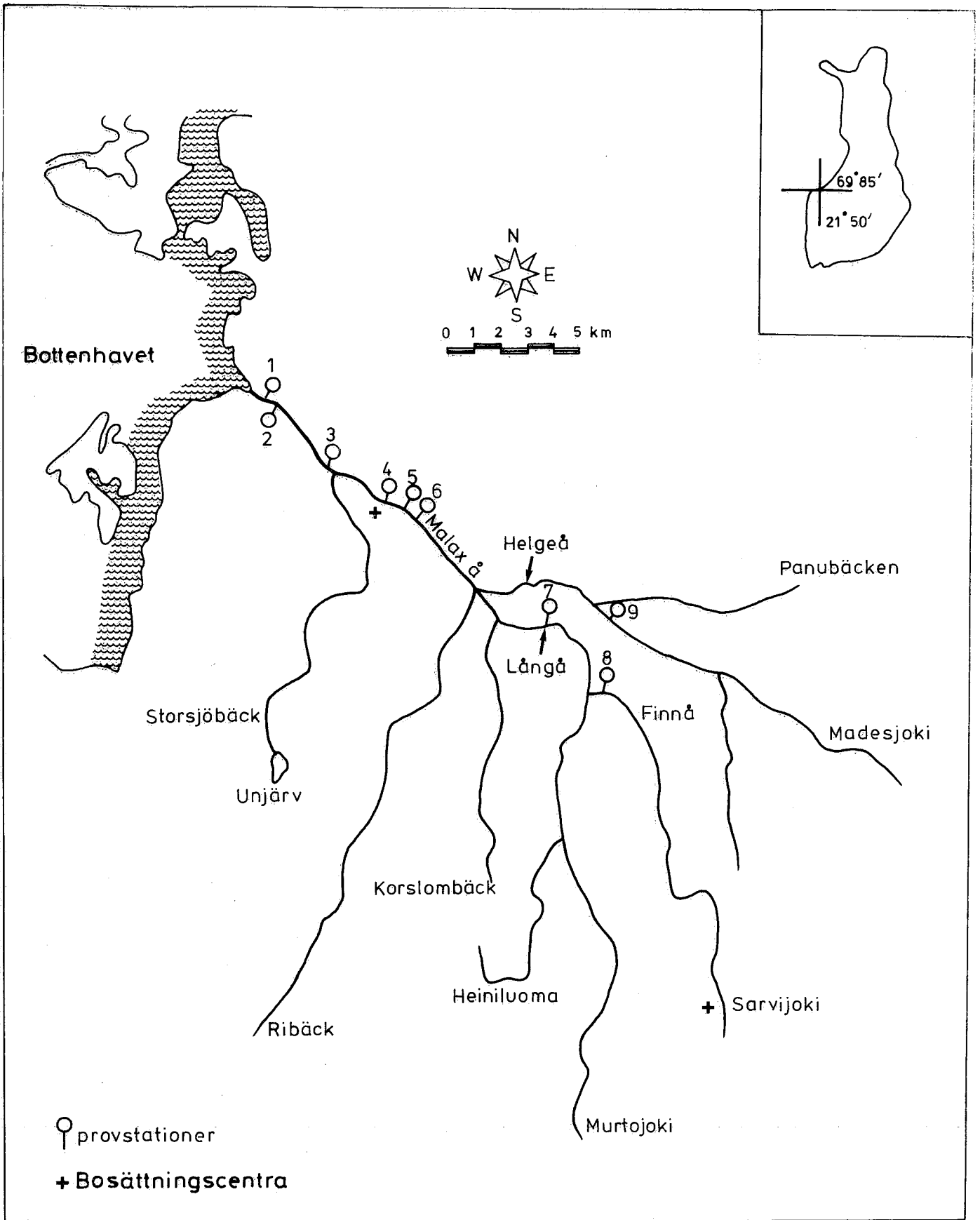


Fig. 1. Undersökningsområdets läge (infälld karta), provtagningstationernas placering och större befolkningscentra.

Området karaktäriseras också av en kraftig landhöjning på 0.8 mm per år (ex Eriksson 1982) och av förekomsten av sura salina jordarter (Siira 1985). Den sura jorden har sitt ursprung från litorinatiden då en del av de nuvarande landområdena var havsbotten (Siira 1985). Eftersom Malax ås nederbördsområde i sin helhet är beläget inom ett dylikt område spelar dessa sura jordar en viktig roll för de hydrokemiska förhållandena i ån. När fåran gräver ned sig litorinasedimenten kommer en del av de sulfider, främst järnsulfid, som bildats under anaeroba förhållanden på havsbotten, att mobiliseras (Eriksson 1982). Resultatet blir att vattnets pH sjunker kraftigt. Ingrepp där tidigare havssediment blottläggs kan fast det sker i nederbördsområdets perifera delar leda till att pH sjunker i huvudfåran.

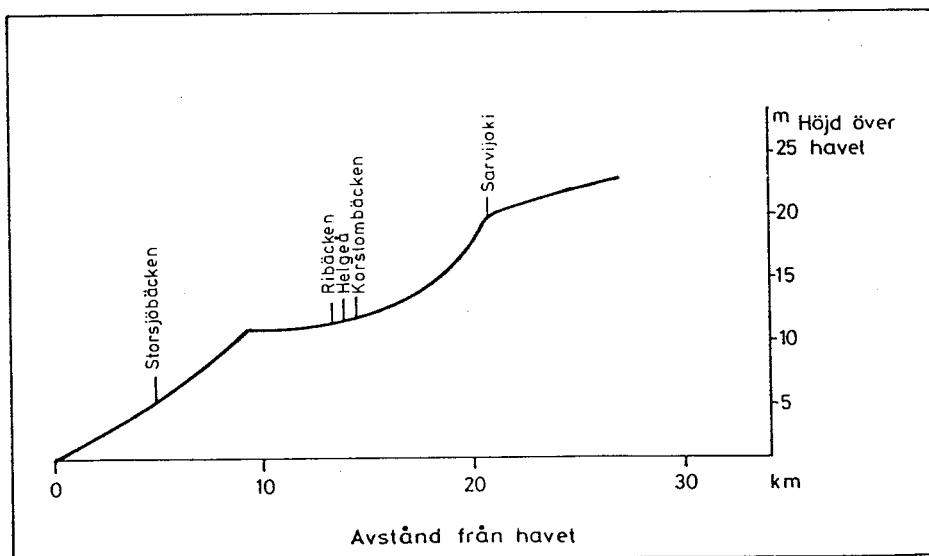


Fig. 2. Höjdprofilen hos sträckningen Malax å - Sarvijoki och inflöden av större bifåror (efter Vattenstyrelsen 1978).

2.2 Nederbördsområde

Malax ås nederbördsområde har en areal på 494 km². Den längsta fåran i vattensystemet utgörs av Murtojoki - Långå - Malax å (längd 32 km, medellutning 0.82 % ; Fig. 2). Den procentuella fördelningen mellan de olika marktyperna är: åkermark 20 %, skog 35,4 %, myrar 41,7 %, vatten 0,1 % och övrigt 2,2 % (Vattenstyrelsen 1978). Av dessa ligger åkermarken till stora delar närmast åfåran och följer densamma med korta avbrott av barrskog ända till källflödena. Åns källflöden består till stor del av myrar. Inom nederbördsområdet finns endast två små sjöar, Grodträsk och Unjärv. Bosättningen i området följer ådalen med de båda bosättningscentra Sarvijoki och Malax kyrkby som de tätast bebyggda områdena (Fig. 1). Inom området bor ca. 4 350 invånare. De viktigaste näringarna är jord- och skogsbruk samt några medelstora industrier främst i Malax kyrkby.

Ett speciellt drag hos Malax ås vattensystem är att fyra fåror flyter samman i nästan samma punkt ca. 6 km ovanför Malax kyrkby (Fig. 1). Höjdskillnaderna mellan de olika delarna av nederbörds-området är rätt obetydliga. Den högst belägna fåran befinner sig något över 20 m. ovanför havsytan. I medeltal faller ån något långsammare (0.67m/km) i de högre belägna delarna (avsnittet Murtojoki till Ribäckens mynning) medan fallhöjden nedanom denna sträcka är 1.08 m/km (Vattenstyrelsen 1978).

Ån ringlar sig långa sträckor fram genom ett platt jordbruksområde och kan därför anses som en typisk slättlandså. Bottnen består nästan helt av lösa avlagringar på dessa avsnitt. I åns övre delar är det svårt att hitta typiska forsar eftersom man grävt sönder dem för att vattnet skall rinna ut snabbare på våren. I stället finns avsnitt med hårdbotten där man grävt ned till moränmarken.

3 MATERIAL OCH METODIK

3.1 Vattenflöde, -kvalitet och temperaturregim

3.1.1 Presentation av materialet

Beskrivningen av vattenkvaliteten och vattenflödet är sammanställd utgående från data i Vasa vattendistrikts vattenkvalitetsregister. För att kunna uppgöra årscykeln för ett urval variabler ordnades analysdata från perioden 1971 - 81 upp månadsvis. Dessa data är kompletterade med data från 1968 eftersom det i ovannämnda period saknades data från vissa månader. Värdena i figurerna som illustrerar årscykeln hos en del parametrar är medeltal för de månader där flere observationer fanns att tillgå. Samtliga mätningar är gjorda på station 3.

Sammanställningen av temperaturregimen är utförd på samma sätt som för parametrarna ovan. Temperaturskillnaderna i åns längdriktning undersöktes i samband med den biologiska provtagningen.

Det säger sig självt att den bild man får av vattenkvaliteten med hjälp av dessa data är långt ifrån exakt om man betraktar de enskilda värdena och variablerna. Men den bild de tillsammans ger av vattenkvalitetsvariationerna torde i alla fall ge en grov bild av dynamiken under ett år.

3.1.2 Årscykeln hos vattenflödet

Ytavrinningen från de omgivande landområdena bidrar med huvuddelen av vattnet i Malax å. Vattenflödet kommer därför att följa det mönster som nederbörd och årstidsväxlingarna ger ramen för. Eftersom åns källflöden till stor del utgörs av myrar finns få platser där grundvattnet kommer direkt upp

i ån. Flödesregimen påverkas också av nederbördsområdets-
fysiografiska egenskaper, den dominerande jordtypen och
vilka naturtyper som strukturerar upp detsamma (Seuna 1983). I
Malax ås avrinningsområde samverkar följande faktorer till
att flödet varierar kraftigt (Tab.1.): nederbördsområdets
runda profil, lera som dominerande jordart, hög procent av
kulturmark, låg sjöprocent och små tillflöden av grundvatten.

Det högsta flödet som uppmättes under perioden 1964 - 74
var $94 \text{ m}^3/\text{s}$ medan det lägsta var $0,04 \text{ m}^3/\text{s}$. Det betyder
att flödet varierar med en faktor på 2 350. Man bör dock
minnas att dessa värden är uppmätta vid station 3. Flödes-
variationerna avviker säkert något från detta mönster högre
upp i åsystemet. Men eftersom detta är den enda plats där
regelbundna mätningar utförts så får den representera hela
ån.

Tabell 1. Vattenflödet och avrinningen i Malax å under
perioden 1964 - 1974 (Vattenstyrelsen 1978).

Vattenflöde	HQ 1/20	MHQ	MQ	MNQ	NQ 1/20
m^3/s	94	58	3.9	0.3	0.04
Avrinning	Hq 1/20	MHq	Mq	MNq	Nq 1/20
l/s km^2	190	118	7.9	0.6	0.08

Det karaktäristiska mönstret hos flödet under ett år framgår
av Fig. 3. Där kan man se att flödet ökar kraftigt i
månadsskiftet mars/april i samband med snösmältningen. Om
tjälén ligger kvar i marken under denna period blir

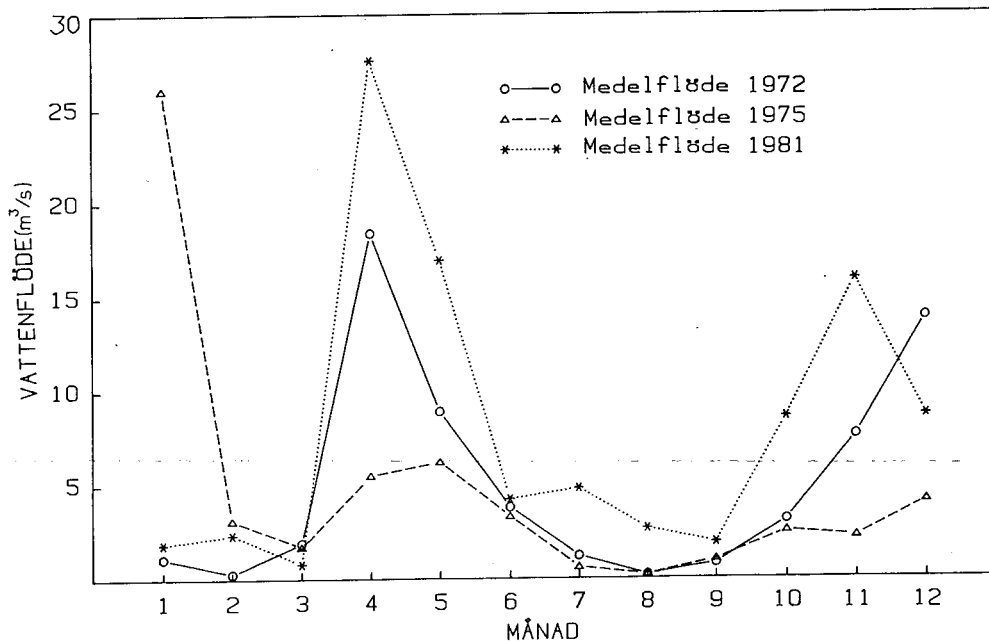


Fig. 3. Medelflödet på station 3 åren 1972, 1975 och 1981;
månadsmedelvärden (Vasa vattendistrikts register).

flödestoppen mycket kraftig. Efter snösmältningen mattas flödet snabbt av för att i augusti nå sitt minimivärde. I oktober eller november stiger flödet igen i samband med den ökade nederbörden. Under vintermånaderna är flödet i allmänhet stabilt och lågt. Om hösten varit lång kan flödet vara kraftigt ännu i januari (Fig.3.).

3.1.3 Temperaturregim

Ytavrinningens stora betydelse för vattenmängden, åns korta sträckning och små höjdskillnader samt den enhetliga natur genom vilken ån ringlar sig leder till att temperaturväxlingarna i rummet är små (Fig. 4). När vårflödet är som kraftigast rinner vattnet med en sådan hastighet att ingen

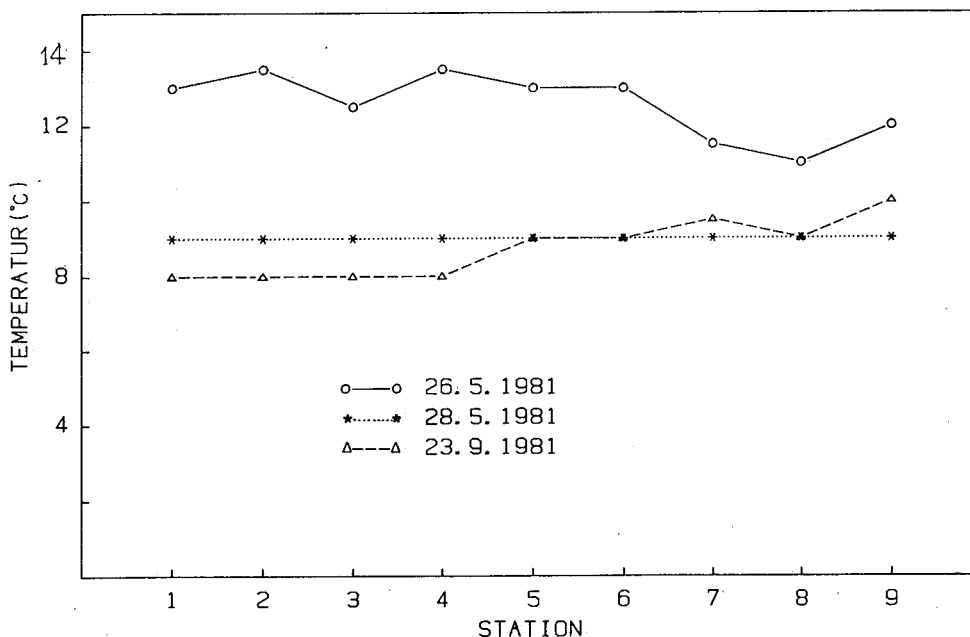


Fig. 4. Vattentemperaturen i Malax å (se Fig. 1) vid tre mättillfällen (obs. st. 9 befinner sig i annan bifåra fig. 1).

temperaturgradient i åns längdriktning hinner uppstå. Under hösten avkyls vattnet något snabbare högre upp i åns lopp. Det beror främst på att vattenmängden där är mindre och därför snabbare påverkas av lufttemperaturen. Man kan på samma grunder anta att dygnsväxlingarna i vattentemperaturen är större här än lägre ned.

Ett exempel på hur snabbt åvattnet reagerar på förändringar i väderleken kom till synes under vårprovtagningen. Perioden före den 26.5. hade varit varm och utan nederbörd. Därför hade vattnet snabbt värmts upp till 12°C. Endast två dagar

senare hade temperaturen fallit till runt 9°C i hela ån. Orsaken till det var att det hade regnat på natten till den 28.5., vilket ledde till att flödet ökade något och att de sista snöresterna smälte bort.

Detta ger en bild av hur snabbt vattentemperaturen varierar från dag till dag och t.o.m. inom samma dygn beroende på väderleksförändringar. Den bild som Fig. 4 och 5 ger är alltså grova generaliseringar av de verkliga förhållandena. Det säger sig självt att för att få korrekta värmsummor för ett dylikt vattendrag krävs mycket täta provtagningar.

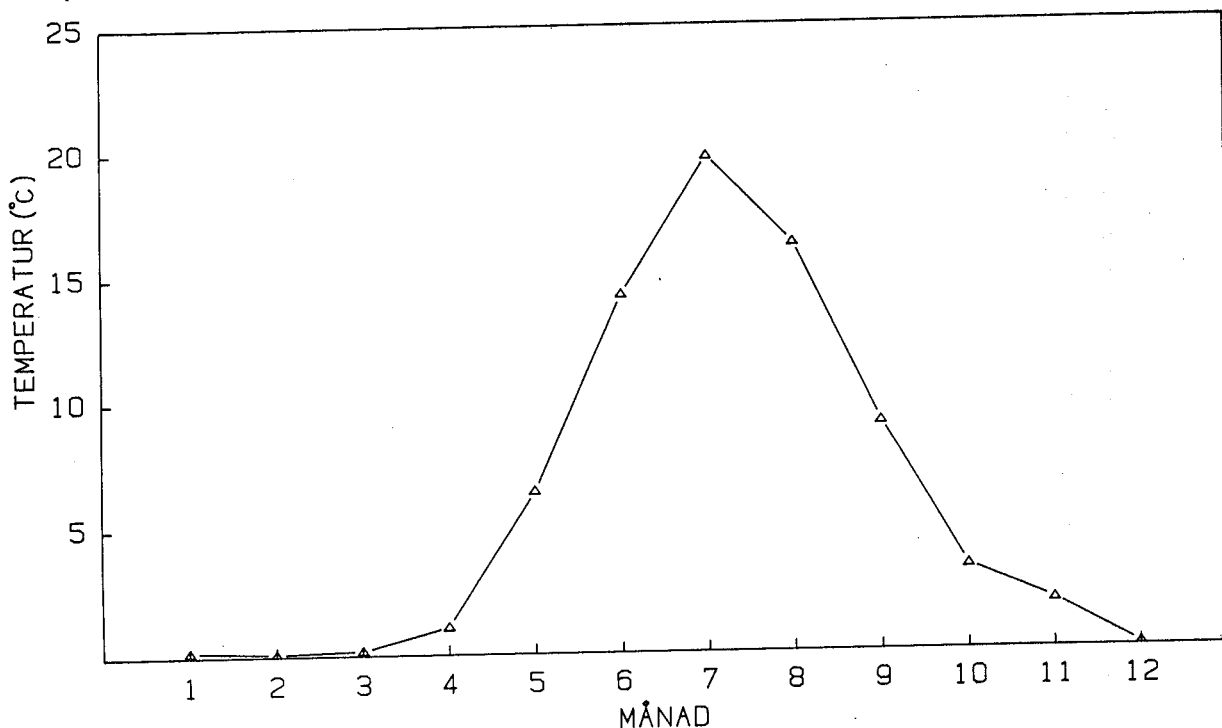


Fig. 5. Vattentemperaturen på station 3 1971 - 1981 (månadsmedelvärden) (Vasa vattendistrikts register).

3.1.4 Trender i vattenkvaliteten 1961-82

Det första tydliga tecknet på försämrad vattenkvalitet kommer från 1930 då den dittills stora idstammen i ån försvann. Den troliga orsaken till det var de rensningar som då skedde i ån (Vattenstyrelsen 1981). Efter det har rensningar nästan årligen utförts i någon del av vattensystemet. Samtidigt som man rensat har också ett flertal myrar torrlagts för att få ny odlingsmark. Under 1960- och 1970-talet har de största ingreppen varit skogs- och myrdikningar samt

dräneringen av åkermarkerna. Även mindre industrier har grundats i området, de flesta av dem i början av 1960-talet. Reningen av deras avfallsvatten har fram till 1980-talet varit bristfällig. Deras inverkan är störst på avsnittet under station 7. Även det kommunala avfallsvattnet har renats i ganska ringa omfattning. År 1980 fick man reningsverket färdigt och dit leds nu ca. 250 invånares avlopp och en del av det industriella avfallsvattnet. Det renade avfallsvattnet släpps ut ca. 300 m ovanför station 1.

De äldsta vattenkemiska data från Malax å är från 1961. Figurerna 6 och 7 visar den vattenkvalitetsförändring som dessa data utgör basen för. Värdena för de enskilda punkterna i figurerna är glidande medelvärden, d.v.s. man har tagit med samma mätvärde två gånger i två olika perioder, för att jämma ut de stora variationer som förekommer vid olika mättillfällen.

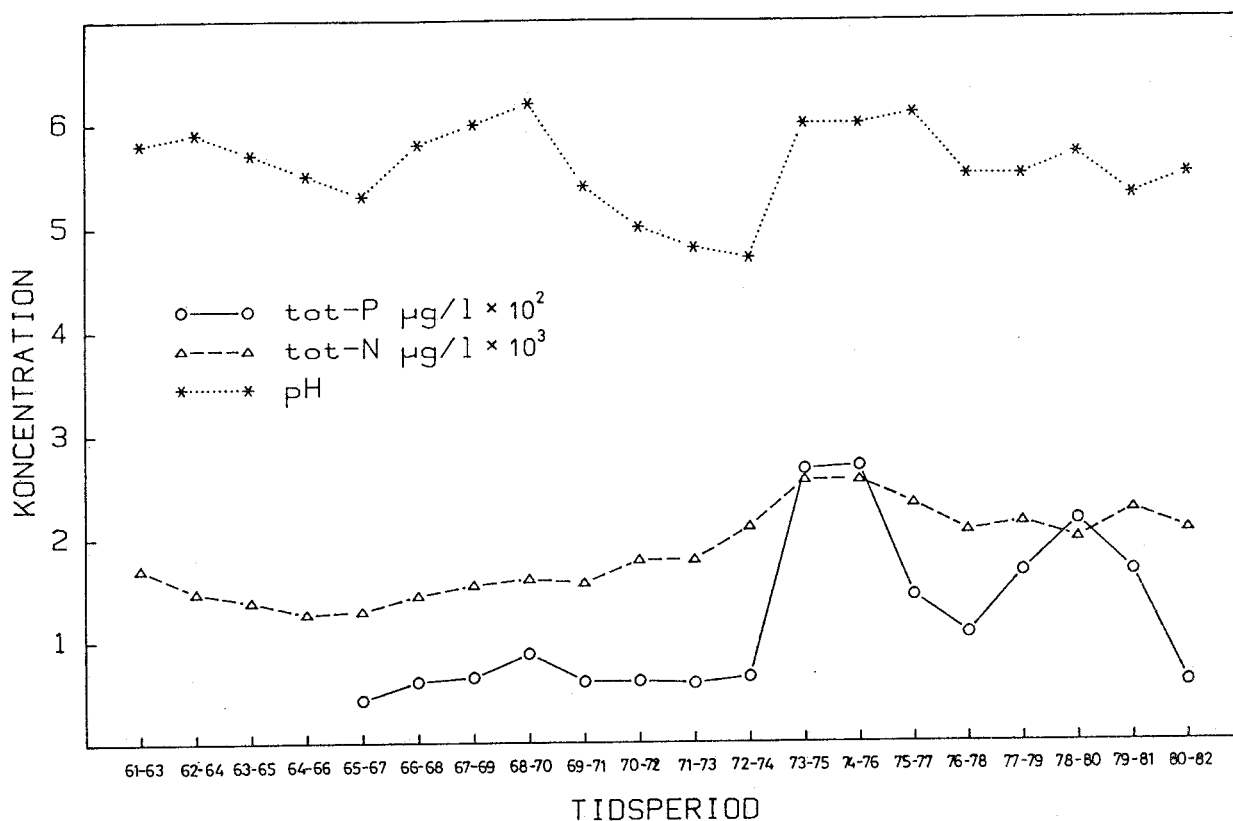


Fig. 6. Totala fosfor- och kvävehalten samt pH under tjugooårsperioden 1961 - 1981 (medelvärden för respektive tidsperiod) (Vasa vattendistrikts register).

Under 1960-talets början var närsalthalterna jämförelsevis låga (tot.P 50 $\mu\text{g/l}$ och tot.N 1500 $\mu\text{g/l}$) och pH hölls runt 6; ån var m.a.o. lätt eutrofierad och hade ett stabilt pH.

I slutet av 1960-talet föll pH markant och var under perioden 1969 - 1973 ofta under 5. Efter 1973 började pH igen variera runt 6. Men istället gick eutrofieringen vidare och tot. P nådde värden på 250 $\mu\text{g/l}$ och även tot. N ökade något. Färgvärdena och den kemiska syreförbrukningen var mycket

höga i medlet av 1970-talet med toppvärden för färg på 610 mg Pt/l och KS (kemisk syreförbrukning) på 60 mg/l O₂.

Under slutet av 1970-talet och början av 1980-talet har koncentrationerna för de ovan nämnda parametrarna åter närmat sig de förhållanden som rådde i början av 1960-talet.

Ett annat sätt att använda samma material är att ange de olika parametrarnas variationsgränser (Tab. 2). På detta sätt får man fram de variationer som under en längre tid varit typiska för Malax å, men inte hur länge dessa extremförhållanden rått vilket kan vara nog så viktigt.

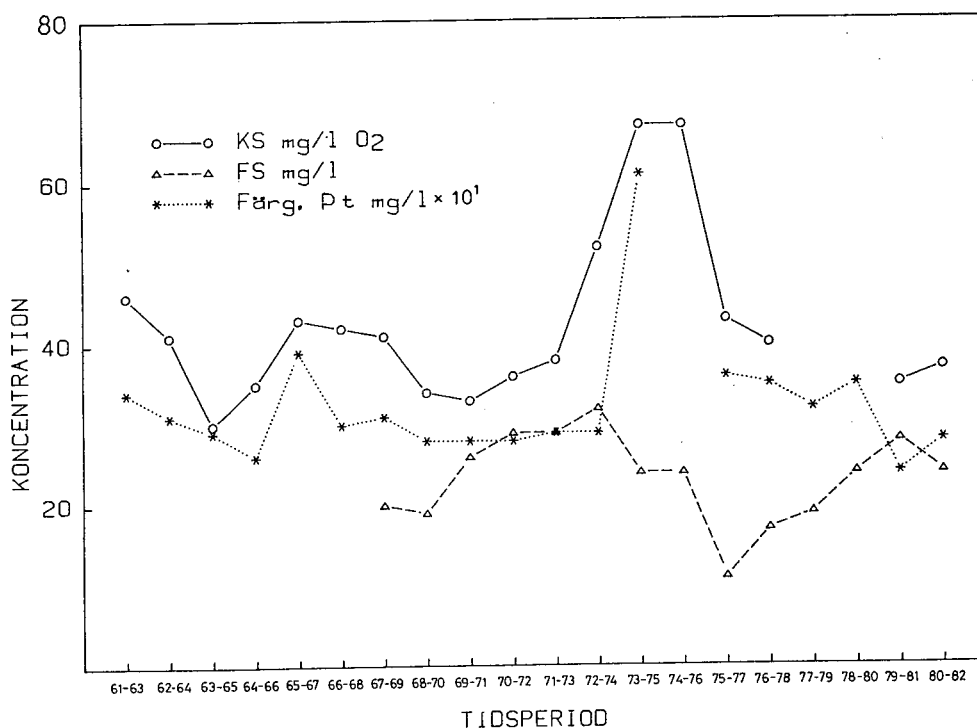


Fig. 7. Den kemiska syreförbrukningen (KS), fast substans (FS) och färg under tjugooårsperioden 1961-1981 (medelvärden för respektive tidsperiod) (Vasa vattendistrikts register).

Sammanfattningsvis kan man konstatera att Malax å under en lång tid uppvisat kraftiga pH växlingar och att en fortgående eutrofiering av ån förekommit ända till början av 1980-talet.

Tabell 2. Vattenkvaliteten i Malax å under perioden 1961-82 vid station 3 (enligt Vasa vattendistrikts register) (\bar{x} = medeltal, s = standardavvikelse, s^2 = varians).

Param.	Min	Max	\bar{x}	s	s^2	n
pH	4.1	7.6	5.5	1.16	134	124
tot.P (ug/l)	10	550	105.5	91.6	8390.5	99
tot.N (ug/l)	900	3300	1671	496	246016	118
färg (Pt mg/l)	40	950	294	139.7	19516	126
KS (mg/l O ₂)	14.6	88	39.6	14	196	103

3.1.5 Arscykeln hos några vattenkemiska parametrar

3.1.5.1 Fosfor och kväve

Vattnet i ån är mycket näringsrikt under hela året (Fig. 8). Enligt Wetzel (1975) kan vattnet klassas som hypereutroft om tot.P överstiger 100 ug/l och tot.N 1200 ug/l. I Malax å är tot.P vanligen runt 200 ug/l och tot.N runt 2000 ug/l. Åns vatten kan därför anses som hypereutroft.

Fosfor- och kvävehalten påverkas tydligt av vattenföringen. Båda når sina högsta halter när vattenföringen i ån är som lägst (februari, juli och augusti). Utspädningen under högvattenperioderna är också lika markant (april, maj och november).

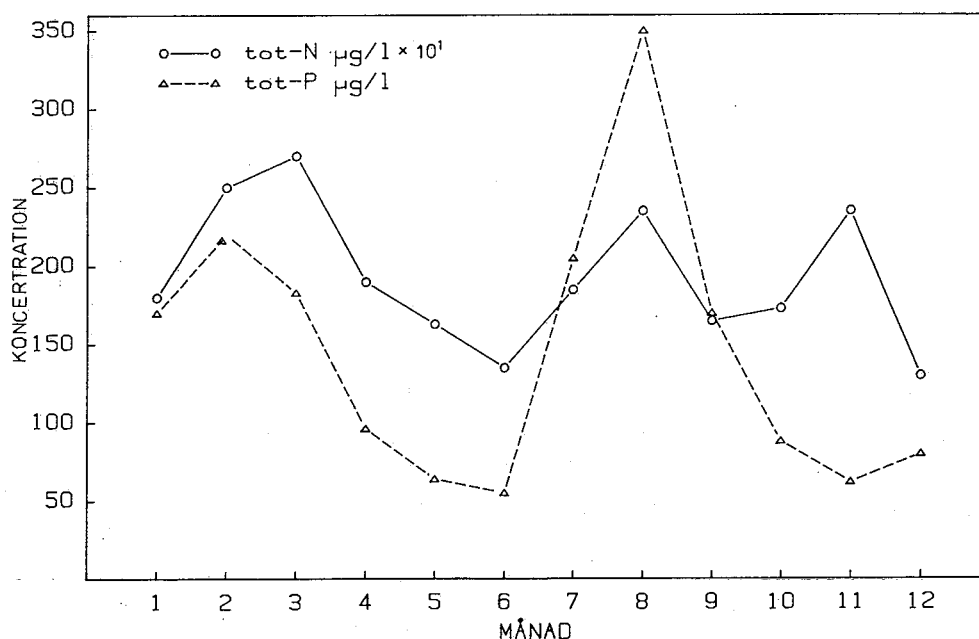


Fig. 8. Arscykeln hos tot.N och tot.P 1971-1981 i Malax å (medelvärden) (Vasa vattendistrikts register).

Den största källan till de höga närsaltsvärdena är den diffusa belastningen från åkermark och bebyggelse. Speciellt stor roll spelar dessa för vattenkvaliteten under lågflödesperioden under sommaren (Vattenstyrelsen 1978).

I och med att det är de totala halterna kväve och fosfor som anges betyder det att en stor del är organiskt bundet. Ahl & Wiederholm et al. (1977) fann i en undersökning i Sverige att 75 % av den totala kvävehalten är organiskt bunden. En del av kvävet som urlakas transporteras som fast bundet till lerpartiklar (Wartiovaara 1978). Man har vidare kunnat påvisa att största delen av det organiskt bundna kvävet finns i former som är resistent mot bakteriell nedbrytning (Wetzel 1975). Kväveomsättningen hämmas av lågt pH (< 5) och om det finns höga halter av tanniner i vattnet. Det är nitrifikationsbakteriernas verksamhet som störs, vilket gör att bildningen av nitrat från ammonium hämmas.

Av den totala fosforhalten är ofta upp till 90 % organiskt bundet (Wetzel 1975). Vidare har man funnit att lerpartiklar ofta har ett tydligt adsorptionsmaximum av fosfor vid pH 4 - 5 (Kauppi 1978). Eftersom halterna av humus, järn, sulfat och kanske även aluminium är höga samtidigt som pH är lågt finns säkert en stor del av fosfor och endel kväve i komplexbildningar med dessa. Bl.a. Salonen (1982) har visat att aluminium är effektiv utfällare av fosfor vid pH 5 - 6.

3.1.5.2 Sulfat, pH, mangan, järn och kemisk syreförbrukning

Det karaktäristiska för Malax å är att den två gånger i året försuras. Den första försurningen inträffar i april/maj under snösmältningen och varar till början av juni (Fig. 9). Årets andra försurning infaller i samband med höstregnen från mitten av oktober till december. Under dessa perioder sjunker pH till runt 5 och vissa år ännu lägre (Fig. 9). Orsaken till pH sänkningen är att sulfat skjöls ned i vattendraget från de omgivande lermarkerna. När sulfat kommer i kontakt med vatten bildas svavelsyra vilket tär på vattnets buffertkapacitet (Eriksson 1982). När pH sjunkit till 6,0 är bikarbonatets buffertförmåga nästan helt förbrukad och pH sjunker snabbt till 5,5 (Wright & Gjessing 1976). I pH intervallet 5.5 - 4.5 är det främst aluminium- och humuskomponenter som står för vattnets buffertförmåga (Johannessen et al. 1980). Om pH sjunker ytterligare faller humussubstanserna ut och med dem bl.a. fosfat och järn.

Utfällningen leder till att en gelek flock bildas och faller till botten varvid vattnet blir klart samtidigt som botten täcks av en brunfärgad hinna. Hinnan lägger sig också på de bottenlevande evertebraterna och fiskarna. Följden av det blir att deras andning försvåras eller omöjliggörs (Sevola 1979).

Eftersom det finns stora mängder svavel i den omgivande marken samtidigt som nederbördens pH är runt 4,6 (Järvinen 1982) kommer endel tungmetaller att mobiliseras och sköljas ned i ån, i dessa marker främst aluminium och mangan (Tiitinen

1981). Inga uppgifter om aluminiumhalterna i Malax å finns att tillgå. Men i den närbelägna Kyrö älv som omges av samma typ av lermarker stiger aluminiumhalten snabbt när pH sjunker under 5 (Sevola et al. 1982). Man har också i andra undersökningar funnit att stora mängder aluminium går i lösning runt pH 4,5 (bl.a. Hutchinson 1957). Tungmetaller kan även lösgöras från vattendragens botten när pH är lågt (Wright & Gjessing 1976).

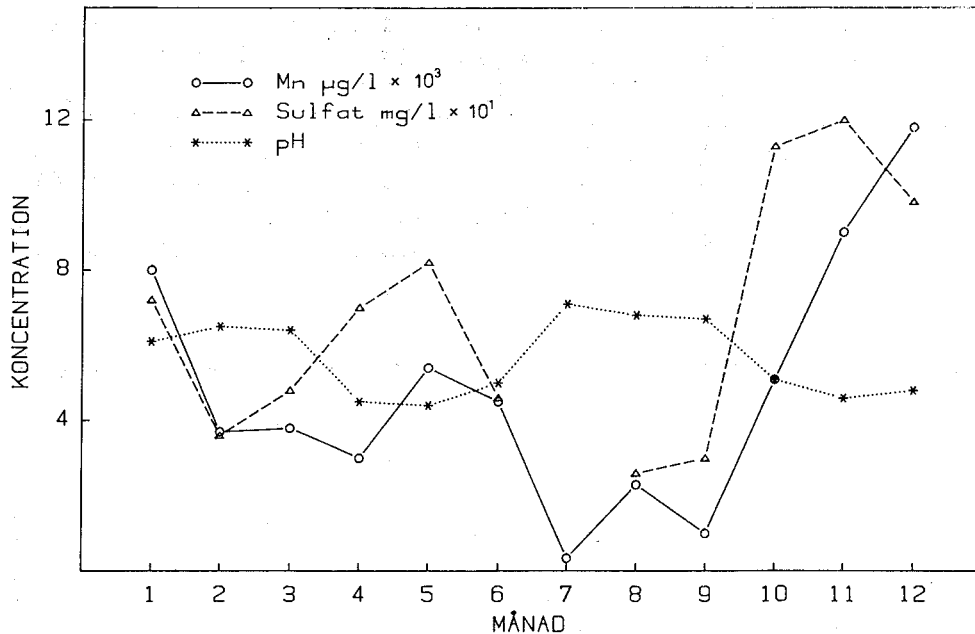


Fig. 9. Årscykeln hos mangan, sulfat och pH i Malax å (medelvärden) (Vasa vattendistrikts register).

I Malax å mobiliseras alltså mangan både från åns sediment och från det omgivande landområdet under vår och höst. I fig. 9 ser man hur väl manganhalten följer pH-växlingarna. Det är också troligt att aluminium följer samma mönster. Bland annat i Pätilä (1982) och Joki-Heiskala (1984) finns uppgifter om ett dylikt förhållande mellan aluminium och mangan.

Järnet uppvisar en annorlunda årscykel än de ovan nämnda metallerna (Fig. 10). Halter är låga under vår och höst när även färgvärdet och den kemiska syreförbrukningen är som lägst. Det är först när pH sjunker under 3,3 som löst järn finns i höga halter i vatten (Tiitinen 1981). Därför kommer järnet att kunna nå höga halter i ån endast under perioder när det finns mycket humus i vattnet. Orsaken till det är att organiska syror kan hålla järn i lösning även när pH

är över 5. I Malax å är förekomsten av humus i vattnet som störst under sommaren eftersom en stor del av vattnet då utgörs av myrvatten (Fig. 10.)

3.1.5.3 Syre och fast substans

Syrehalten varierar med flödet, d.v.s. när strömhastigheten är hög leder det till att utbytet av syre mellan vattnet och luften blir effektivare. Under högflödesperioder är syrehalterna därför goda i hela ån, medan de under lågflödet

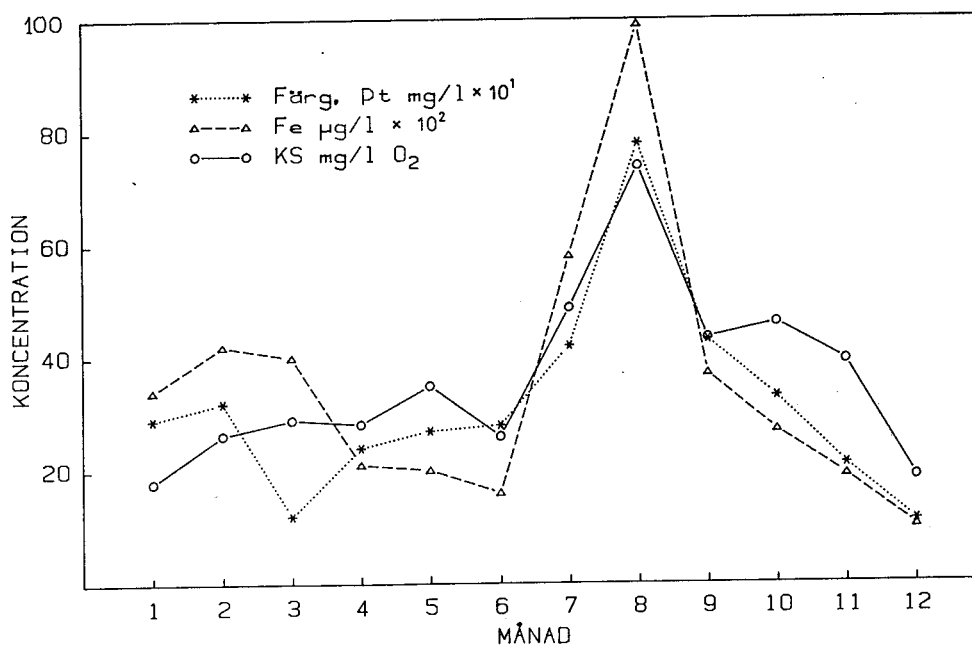


Fig. 10. Årscykeln hos färg, järn och kemisk syreförbrukning (KS) 1971 - 1981 (medelvärden) i Malax å (Vasa vattendistriktets register).

kan sjunka markant. Lågflödesperioderna sammanfaller delvis i tid med en ökad koncentration av syreförbrukande substans och högre vattentemperatur (sommaren). Båda dessa samverkar och leder till att syrehalten når för rinnande vatten låga halter under sommaren ca. 6 mg O₂/l (fig. 11).

Den fasta substansen i vattnet når sina högsta halter under snösmältningen i april/maj (Fig. 11). Eftersom flödet då också är som störst betyder det att stora mängder fast substans transporteras förbi ett tvärsnitt av ån per tidsenhet. Skillnaden till övriga månader är därför betydligt större än vad halterna i Fig. 11 visar. Det som främst transporteras är material från den omgivande jordbruksmarken. I ån kommer det till synes genom att stora lerbankar bildas vid åkanterna där strömhastigheten är lägre.

3.1.6 HUMUS I VATTEN

De höga färgvärdena och den höga kemiska syreförbrukningen (färg 800 Pt mg/l, KS 60 mg/l O₂, jämför fig. 10) under perioder med lågt vattenflöde gör att Malax å kan klassificeras som ett polyhumöst vattendrag.

Humus påverkar ett vattendrag på många sätt. Förutom de tidigare nämnda verkningarna på järnets löslighet och humus som buffert spelar det också en viktig roll för omsättningen av fosfor och tungmetaller. På grund av humussubstansernas heterogena sammansättning kan de både fälla ut tungmetaller genom komplexbildning och samtidigt kan andra fraktioner reagera med metaller och organiska föreningar och bilda komplex som är vattenlösliga (Wetzel 1975). När humus bildar komplex med fosfater fungerar ofta järn som förmedlare och reutaget blir att fosfor fälls ut. Dessa komplex är därefter svårtillgängliga för den biologiska produktionen (Ilmavirta 1983). Men humus kan också leda till en ökad eutrofiering genom ligandutbyte där fosfater frigörs från järn och aluminiumkomplex i sedimenten (Kaila 1983).

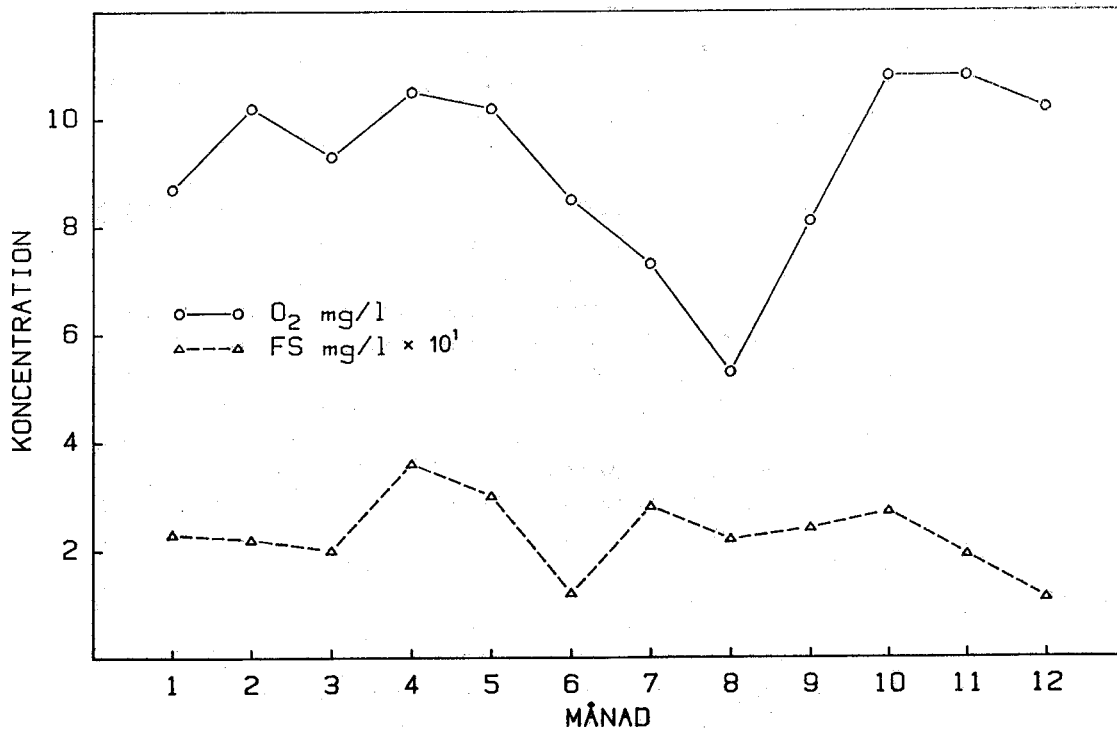


Fig. 11. Årscykeln hos syre och fast substans (FS) 1971-1981 i Malax å (medelvärden) (Vasa vattendistrikts register).

Andra effekter som humus har är att det påverkar temperaturregimen i vattendragen. Det beror på att absorptionen av strålning är betydligt kraftigare när humus finns i vattnet (Ilmavirta 1983), vilket leder till att vattnet värms upp betydligt snabbare på våarna.

De höga färgvärdena antyder att primärproduktionen kan ske endast i ett tunnt ytskikt. Om färgvärdet är 150 mg Pt/l sker ingen primärproduktion under 1 m:s djup (Ilmavirta 1983). I Malax å är färgvärdet mycket sällan under 300 mg Pt/l under vegetationssäsongen.

Humus som redan är kraftigt nedbrutet torde vara en dålig näringskälla för heterotrofa mikroorganismer. Därför torde den syreatgång som sker vid nedbrytning av det vara låg liksom de mängder närsalter som frigörs (Kaila 1983).

3.1.7 Longitudinell vattenkvalitetszonering

Som framkommit i föregående avsnitt är variationerna hos de kemiska parametrarna och flödet både nyckfulla och kraftiga. Detta plus de många små dikningarna och den glesa provtagningen i vattensystemets högre belägna delar gör att en tydlig zonering är svår att påvisa.

Från mynningsområdet och ca. 10 km uppåt är mängden fekala streptokocker över 250 st/100 ml (avsnittet nedanom Ribäckens mynning). I de övre delarna är halten under 250 st/100 ml (Vattenstyrelsen 1978). Vattnets hygieniska egenskaper kan anses som dåliga i det nedre loppet och som nöjaktiga i den övre delen.

Tab. 3. Medelkoncentrationerna och min. och max. värden hos några kemiska variabler på stationerna 1, 3, 7 och 9 (n = högst 3 ibland 1).

St. nr	Fe (ug/l)	KS (mg/l O ₂)	Färg (mg Pt/l)	pH	SO ₄ (mg/l)	Mn (ug/l)	Tot.P (ug/l)	Tot.N (ug/l)	O ₂ (mg/l)
1	7900 (2800-13000)	52,5 (21-84)	505 (180-830)	6,7(6,4-7,1)	60 (21-100)	700	300 (160-440)	2300 (2200-2400)	7,2 (3,6-10,0)
2	8370 (3000-13800)	54,2 (22-83)	583 (200-820)	6,7(6,2-7,0)	110	700	290 (150-450)	2330 (1600-3000)	6,5 (3,5-10,0)
7	7430 (6300-9200)	42,6 (35-50)	450 (350-550)	7,3 (6,8-7,6)	41 (31-52)	420	210 (190-250)	1330 (1000-2000)	8,1 (6,9-9,2)
9	8000 (3600-14100)	59,0 (20-83)	570 (200-860)	6,9 (6,4-7,3)	70 (46-95)	630	230 (160-350)	1700 (1100-2300)	7,9 (4,8-10,0)

I tab. 3 är medeltalet och min. och max. värdena för några kemiska parametrar i olika delar av ån angivna. Proverna är tagna 10.8.1971, 11.8.1975 och 1.3.1983. Orsaken till att 1983 års prover är med fastän undersökningen utfördes 1981 är för att få med mera än en årstid. Tabellen grundar sig dock på mycket få mätvärden vilka också i tid är vitt åtskiljda. Variationerna på station 7 för de angivna parametrarna är konsekvent mindre än på övriga stationer (Tab. 3). Även vad medeltalet beträffar är vattenkvaliteten bäst på station 7. Stationerna 1 och 3 representrar den del av ån som är mest eutrofierad och där vattenkvaliteten fluktuerar mest. Det att vattenkvaliteten är så pass dålig på station 9 är något överraskande. Orsaken kan vara att man under 1970-talet muddrat och grävt rätt intensivt i denna bifåra.

3.2 Provtagningsstationernas miljöförhållanden

De stora växlingarna i vattenflödet leder till att vattendjupet och strömhastigheten varierar kraftigt beroende på årstid. Endast växlingarna i vattendjupet har klarlagts närmare i denna undersökning (Tab. 4). Vissa partier där bottenprover togs på våren är torra under lågvattenföring. Andelen av provtagningsytan som är torr vid lågvattenföring i förhållande till den yta som är under vatten hela tiden för de olika stationerna har inte uppskattats. Därför kan andelen av den betydligt instabilare miljö som den tidvis torra ytan utgör variera mellan stationerna. Detta kan i sin tur kan leda till feltolkningar i diskussionen om orsakerna till skillnader i makrozoobentossamhällets struktur mellan stationerna.

På station 1 bildas en tröskel vid mynningen till den bifåra som stationen är belägen i vid lågvatten. Detta medför att vattnet under torra somrar och eventuellt under vintern strömmar mycket sakta och t.o.m. kan bli helt stillastående i ifrågavarande fåra.

På en del stationer är åfåran uppdelad i flera parallella fåror åtskiljda av långsamala öar. En dylik öbildning i rinnande vatten är typisk för områden där vattendrag rinner över morängrus (Hynes 1970). I Malax å är öarna rätt stabila eftersom de är bevuxna med lövträd, främst Alnus incana. De fyra lägst ned belägna stationerna finns alla i en miljö av denna typ.

Siffervärdena efter punkten åns storleksordning är ett av de sätt varpå man beskriver morfometrin hos det system av fåror som dränerar ett område. En av de första som försökte skapa ett system att ordna upp olika stora fåror i ett nederbördsområde var A. N. Strahler (Smith & Stopp 1978). Systemet går ut på att de minsta fåror man tar med får storleksordningen ett. Beroende på vilken kartskala man utgår från så kan den egentliga storleken hos klasserna variera något. Hynes (1970) anser att vid biologiska undersökningar bör den minsta enheten utgöras av fåror som har vatten under så långa tider av året att ett bentossamhälle hinner utvecklas. Den karta man utgår kommer därför att ha olika skala beroende på i vilken klimatregion undersökningsområdet är beläget. Enligt Hynes skulle en lämplig skala för tempererade områden vara 1 : 250 000, varvid de fåror som syns på en dylik karta kommer med. I denna undersökning ansågs att de fåror som kommer fram på en karta med skala 1 : 200 000 fyller de ovan angivna kriterierna. När man bestämt utgångspunkten för storleksfördelningen går man vidare på så sätt att när två ettor flyter ihop bildas en fåra av andra storleksordningen. För att en fåra av tredje storleksordningen skall uppstå krävs att två fåror av andra graden skall flyta samman. Sedan fortsätter man enligt samma princip tills man nått huvudfårans mynning.

Betydelsen av ett dylikt system är att man får ett klart klassificeringssystem när man vill förklara hur olika abiotiska och biotiska faktorer förändras beroende på fårans

storlek. I och med att man mer och mer övergår till att studera ett nederbördsområde som en helhet är det tacksamt att ha ett system för att beskriva morfometrin.

En faktor som inte kommit fram i tabellen men som troligen är av betydelse för utbredningen av flera både växt- och djurarter är den hinnbildning som sker på stenar i hela ån men som är speciellt kraftig från station fem och nedåt.

Hinnan är ca 3 mm tjock och brun till färgen. Den består troligen av en blandning av lerpartiklar, humus och järn.

I hela vattensystemet sker stora förflyttningar av lerjord från åkanterna. Detta kan ses som stora lerbankar som sedimenterat längs någon åsida eller bakom större föremål. Denna erosion och transport av material kommer bäst till synes i vissa delar av Helge å och vid stationerna ett och sex. Det är alltså på dessa platser som en stor del av lerjorden tycks sedimentera (d.v.s. av det som sedimenterar i närheten av forsar, selavsnitten är inte undersökta). Den kraftiga sedimentationen på dessa platser kan leda till att det som är hårbotten ett år nästa år kan vara täckt av lerjord.

3.3 Provtagning

Makrozoobentosprover insamlades våren och hösten 1981 med en skafthåv (diameter 30 x 40 cm, påsens djup 50 cm, maskstorlek 0,5 mm). Proverna togs enligt HYNES (1961). Vattendjupet vid provtagningen varierade mellan 20 cm till max 80 cm. Håven placerades stadigt mot botten med öppningen mot strömmen, därefter grumlades substratet framför håvöppningen upp genom att skrapa med foten i 30 s. Det uppvirvlade materialet fördes sedan med strömmen in i håven. Från varje station togs ett sammelprov bestående av sju delprover. Provtagningen startades alltid längst ned i forsens och framskred tills forsens nacke nåddes. Vid vandringen uppför forsens sattes stor vikt vid att få alla typer av habitat med.

Stationerna placerades om möjligt på sådant sätt att en var ovanför känd belastningspunkt och dess par strax nedanom. Ett annat viktigt kriterium var att stationerna skulle ha så likartad botten som möjligt. Bottenbeskaffenhetens betydelse för bentossamhällets sammansättning poängteras i de flesta undersökningar (ex. Hynes 1970, Kuusela 1979 och Gurtz & Wallace 1984). Stationernas läge i förhållande till större kända belastningspunkter var följande:

Station

1. Nedanför reningsverkets utlopp
2. Ovanför reningsverkets utlopp
3. Nedanför kyrkbyns centrum och strax nedanför Storbäckens mynning i huvudfåran
4. Ovanför kyrkbyns centrum
- 5 och 6. Stationspar med något avvikande botten ovanför kyrkbyns centrum

Tab. 4. Provtagningsstationernas biotopkaraktärer. 1. Vegetationen på bottnen indelas i följande klasser: A. Kraftig, största delen av botten täckt. B. Moderat, spridda bestånd. C. Svag, enstaka exemplar eller bestånd. 2. Beskuggningsgraden från den omgivande landvegetationen indelas i följande klasser: A. Kraftig, fåran omgiven av träd och buskar som bildar ett tak över den. B. Moderat, fåran omgiven av glest träbestånd. C. Svag, fåran omgiven av låga buskar, betesmark eller enstaka träd. 3. Strömstyrkan mättes med R. Ott's mätflugel (typ 12052). Mätningarna utfördes 5.6.1981. Vattenflödet var något under medelvärdet vid mätningen. De angivna värdena är medelvärdet från tre efter varandra gjorda mätningar.

Provstationens nr	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Koordinater Grid 25°E	698450 - 52595	698320 - 52750	698257 - 52771	698192 - 52940	698095 - 53095	698070 - 53130	697685 - 53710	697420 - 53820	697698 - 53900
Avstånd till havet m	1520	3100	4340	6120	8140	8580	17260	20560	19080
Avstånd till närmast ovanför belägna fors m	1580	400	1780	2020	420	8680	1200	2000	1100
Forsens längd m	800	300	200	200	25	60	200	250	155
Forsens bredd m	25	30	40	22	17	45	6,6	3,5	5
Vattendjupets växlingar under året cm	30 - 120	25 - 110	20 - 80	20 - 70	30 - 90	30 - 90	20 - 90	15 - 80	15 - 50
Strömstyrka 10 cm från ytan m/s	0,72	0,95	1,08	1,06	1,17	1,34	0,51	0,51	0,95
10 cm från botten m/s	0,40	0,20	0,20	0,91	0,76	0,99	0,23	0,44	0,75
Forsens fallprofil	jämnt fall	jämnt fall	jämnt fall	jämnt fall	jämnt fall	jämnt fall	jämnt fall	jämnt fall	jämnt fall
Årfårens utseende	uppdelad i tre fåror	uppdelad i tre fåror	uppdelad i tre fåror	uppdelad i tre fåror	en fåra	uppdelad i två fåror	en fåra	en fåra	en fåra
Års storleksordning	3	3	3	3	3	3	2	1	2
Bottentyp	block- och lergrus	växtdetritus och block	växtdetritus och block	växtdetritus och block	matta av Carex spp och växtdetritus	matta av Carex spp och växtdetritus	block och lergrus	grus och småstenar	block och lergrus
Vegetation i forsen samt dess täckningsgrad	epilitiska alger svag	epilitiska alger moderat	epilitiska alger moderat	epilitiska alger svag moderat	Fontinalis svag Carex spp kraftig	Fontinalis indet. Carex spp kraftig	epilitiska alger svag, Fontinalis indet svag, Sparganium spp moderat Equisetum spp moderat	epilitiska alger svag, Fontinalis indet. moderat	epilitiska alger svag, Fontinalis indet. moderat
Omgivande landområdets vegetation	Alnus incana samt riklig örtvegetation	Alnus incana Salix spp betesmark	Alnus incana gräsvegetation	Alnus incana Prunus padus Salix spp riklig gräsvegetation	Salix spp åkermark	Salix spp åkermark	Picea abies åker/betesmark	Picea abies Betula pubescens Salix spp	Alnus incana Picea abies Salix spp
Landvegetationens beskuggning av årfåran	kraftig	svag	moderat	moderat	svag	svag	moderat	kraftig	moderat
Ingrepp i och runt forsen	ingen	kor betar ibland ändra ned i ån	skrot och annat bråte nedkastat i ån	kvardamm strax ovan provpunkt	inga	inga	årfåran är upprädd och utträdad Kor betar ändra ned i ån.	årfåran är upprädd och utträdad	rester av gammal kvardamm

7. Nedanför utlopp från råvattenreningsverket
8. Ovanför utlopp från råvattenreningsverket
9. Långt forsavsnitt i opåverkat avsnitt av Helgeå

Stationerna 5 och 6 togs med för att få en uppfattning om bottenfaunasamhällets sammansättning ovanför det tätbebyggda området i kyrkbyn. En annan anledning till att stationerna togs med var att station 5 är belägen i ett avsnitt av ån med turbulent vatten efter ett långt selavsnitt. Därför kan man anta att vattnet har låg syrehalt när det når stationen och att det innehåller en del planktiska organismer, ex. zooplankton som kan utgöra viktig födoresurs för stationens bottendjur. Station 5 sätts iförhållande till station 6 som är belägen endast 200 m längre nedströms och där förhållandena är mycket likartade.

På de provtagningsplatser där ån var uppdelad i flera parallella fåror (Tab. 4) valdes en av dessa som provtagningsfåra. På stationerna 5 och 6 togs proverna från åns norra strand och så långt ut mot mitten av fåran som var möjligt.

Under vårprovtagningen var vattenflödet betydligt kraftigare än på hösten (Fig. 3). Detta ledde till att provtagningen på våren var något ineffektivare än på hösten. Inga försök har gjorts att objektivt uppskatta effektivitetsskillnaderna. Skillnaderna spelar största rollen när man jämför vår- och höstprovernas individmängder.

Efter att proverna tagits tömdes materialet i sin helhet i 1 l plastburkar och konserverades med 90 % alkohol. Materialet plockades under preparationsmikroskop med 15 gångers förstoring.

3.4 Systematik och taxonomi

Bestämningsnivån för olika taxa i denna undersökning varierar kraftigt (Bilaga 1 och 2). Endel taxa är bestämda endast till klassnivå medan andra är bestämda till art. En förutsättning för att artbestämning skulle utföras var att den skulle vara möjlig att göras med preparationsmikroskop och en rimlig arbetsinsats.

Gastropoda har identifierats enligt Hubendick (1949). Hirudinea är identifierad enligt Panelius (1972) och även nomenklaturen är hämtad från densamma. Nomenklaturen för Ephemeroptera är från Saaristo & Savolainen (1980) och de viktigaste källorna för artbestämningen är Müller-Liebenau (1969) och Macan (1970). Nomenklaturen för Plecoptera är enligt Meinander (1980) och de viktigaste källorna för artbestämningen är Brinck (1949), Brinck (1952) och Hynes (1977). Nomenklaturen för Coleoptera är enligt Entomologiska föreningen (1979) och de viktigaste källorna för artbestämningen är Lindroth (1967) och Holland (1972). Nomenklaturen för Megaloptera är enligt Meinander (1962) och artbestämningen enligt Kaiser (1977). Nomenklaturen för Trichoptera är enligt Svensson & Tjeder (1975) och de viktigaste artbestämningskällorna är

Bray (1965), Hickin (1967), Lepneva (1970, 1971), Sedlak (1971), Szczesny (1974), Hiley (1976), Wallace (1980), Edington & Hildrew (1981) och Wallace (1981). Dipterernas nomenklatur är enligt Hackman (1980) och de viktigaste artbestämningskällorna är Hennig (1952), Quigley (1977), Pennak (1978), och Biro (1981).

En del grupper som är uppspjälkta till artnivå har kategorin "obestämda". I dessa fall är det frågan om individer som varit så pass skadade eller små att en bestämning skulle ha varit mycket osäker. Denna kategori beaktas inte vid materialbehandlingen. Speciellt när de tillhör Coleoptera eller Diptera är det svårt att avgöra om de är terrestra eller akvatiska.

I de fall där släktet inte är uppspjälkt i arter behandlas gruppen som ett taxa. Inom större taxa som spjälkts upp i arter men där ett släkte kan vara svårt att spjälka upp i arter under vissa utvecklingsstadier har de antalsförhållanden som rått när artbestämning varit möjlig utnyttjats vid materialbehandlingen. Främst har detta använts för att få artnamn på sl. Nemoura vid höstprovtagningen då det representerades av ett stort antal små individer (> 5 mm) vilkas artbestämning enligt BRINCK (1952) är osäker. Även sl. Hydropsyche från hösten behandlades på samma sätt.

Tre släkten inom Diptera (Pseudolimnophila, Ormosia och Molophilus) är identifierade enbart på basen av skleritmönstret på larvens sista segment enligt Pennak (1978). Av denna orsak är dessa släkten utmärkta med frågetecken i artlistan (Bilaga 1 och 2).

4 MATERIALBEHANDLING

4.1 Samhällsbeskrivande parametrar

4.1.1 Diversitet och jämfördelning

Diversiteten beskriver mångformigheten hos ett samhälle utgående från dess artantal och arternas inbördes abundans förhållanden (Wilhm 1967, Nuttall & Purves 1974, Hughes 1978 och Murphy 1978).

Shannon-Wiener's och Simpsons index samt en korrespondansanalys har använts för att analysera diversiteten.

Shannon-Wiener's diversitetsindex beskrevs ursprungligen av följande formel (Shannon & Wiener 1963):

(1)

$$H = - \sum_{i=1}^S (p_i) (\log_2 p_i)$$

$$p_i = n_i/N$$

n_i = antal individer

N = totala individantal

S = totala artantalet

men i många undersökningar har man ersatt \log_2 med \ln och därmed får indexet formen $H = - \sum_{i=1}^S (p_i) (\ln p_i)$. Utbytet av logaritmbasen har ingen betydelse för informationsinnehållet i ekologiska undersökningar (Krebs 1978). Den senare formen har använts i denna undersökning. Formeln till uträkning av jämnhetsfördelningen ingår i t.ex. Krebs (1978):

(2)

$$E = H/H_{\text{Max}}$$

H = indexvärdet

M_{Max} = $\ln S$ (\ln för antalet arter)

E = arternas jämnhetsfördelning

H_{Max} är diversiteten när jämnhetsfördelningen mellan arterna som ingår i det beskrivna samhället är den ideala för den underliggande modellen (d.v.s. Shannons index).

Simpsons index beskrivs av formeln: (Krebs 1978)

(3)

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S (p_i)^2$$

p_i = antalet individer av art 1

N = totala individ antalet

S = totala artantalet

Genom att de olika arternas relativa abundanser kvadreras kommer de arter som har en låg abundans att spela en mindre roll för indexvärdets slutsumma än om abundansvärdena skulle adderas som sådana.

Vid uträkningen av Shannon-Wiener's och Simpsons diversitetsindex samt totala antalet taxa togs följande taxa i bilagorna 1 och 2 inte i beaktande: Nematoda, Cladocera, Copepoda, Ostracoda och Hydracarina. Orsaken till det är att de inte ansågs som hörande till kategorin makrozoobentos.

4.1.2 Similaritet

Similaritetsindex ger ett mått på antalet organismer som två habitat (eller prover) har gemensamma. Indexen baserar sig endera på antalet arter eller på både antalet arter och deras abundans. Skillnaden mellan dem är att om man utnyttjar endast artantalet så kommer sällsynta arter att spela en större roll än om de får ett viktighetsvärde baserat på deras abundans. Problemet med de index som utnyttjar abundansdata är att någon art av en slump eller utvecklingskede kan dominera i ett prov och på så vis leda till att två platser som iövrigt har en liknande fauna får låga similaritetsvärden. För att minska denna maskeringseffekt av en dominerande art använder man ofta transformerade abundansvärden. De vanligaste transformeringarna är $\ln(x+1)$ och kvadratroten (Huhta 1979, Sarvala 1984). Fördelen med omvandlade värden är att indexen stabiliseras. I Huhta (1979) där ett flertal index jämfördes fann man att transformerade värden underlättade resultattolkningen.

Av de index som använts i denna undersökning utnyttjar Sörensens index endast antalet gemensamma arter medan Bray-Curtis index även utnyttjar arternas abundans. Abundansdata i Bray-Curtis index har \ln -transformerats. Formlerna för indexen är (Huhta 1979):

(4)

$$QC = \frac{2c}{a+b}$$

QC = Sörensens index

a = antal taxa på ena lokalen

b = antal taxa på den andra lokalen

c = antal gemensamma taxa

(5)

$$BC = \frac{2W}{A+B}$$

BC = Bray-Curtis index

A = den sammanlagda abundansen på den ena stationen

B = den sammanlagda abundansen på den andra stationen

W = summan av de lägsta abundansvärdena för varje taxon

Stationernas inbördes similaritetsförhållanden har illustrerats med hjälp av Trellis diagram och dendrogram (bl.a. Southwood 1978).

4.1.3 Korrespondensanalys

Diversiteten har också testats med korrespondensanalys som ger en bild av den typ av diversitet som Whittaker (1972) kallar β -diversitet. Den är ett mått på storleken och innehållet i den förändring som sker från en plats till en annan (Southwood 1978). Skillnaden mellan β -diversitet och den diversitet man får fram med de båda andra indexen är att β -diversiteten också visar på riktningen i vilken diversiteten förändras mellan de olika samhällen (provtagningsstationerna), medan de båda andra indexen bara ger en bild av en station i gången.

Den korrespondensanalys som använts i denna undersökning är detrended correspondens analys (Decorana) enligt Hill (1979). Den är en ordinationsmetod för att reducera de mångdimensionella samband som finns i ett material med många variabler.

Analysen arbetar med arternas fördelning och abundans. För att ge ett relevant resultat bör materialet vara sådant att proverna åtminstone i princip kan arrangeras längs en gradient på ett sådant sätt att de enskilda arterna endast finns längs en begränsad del av gradienten (Hill 1979).

Grafiskt illustreras analysresultatet genom att provtagningsplatserna får ett läge som bestäms av ett antal axlar. Antalet axlar som behövs för att beskriva variationen i materialet är beroende av hur tydligt arterna på provtagningsstationerna ordnar sig längs en tänkt gradient. Analysen kommer att ordna upp arterna och bestämma stationernas läge på flera olika sätt tills möjligast stor del av variationen i materialet är förklarad.

Den axel som har det högsta s.k. egenvärdet är den axel enligt vilken största delen av förändringarna i artsambanden mellan stationerna kan förklaras. Ju lägre värde de andra axlarna har i förhållande till axeln med det högsta värdet desto mindre del av artförändringarna förklarar de. T.ex. om egenvärdena är 0.362, 0.102, 0.031 och 0.015 för fyra axlar så är det endast de två första som har någon reell betydelse för den gradientbildning som artsambanden uppvisar (Hill 1979).

Skaleringen av axlarna är sådan att förändringarna i artsammansättningen längs axlarna sker på ett konstant avstånd. Axlarnas enhet är medel standardavvikelsen för artomsättningen (average standard deviation of species turnover S.D.). Ett fullständigt artutbyte mellan två punkter sker på 4 S.D. enheters avstånd. En 50 % förändring sker på 1 S.D. enhets avstånd.

Vid behandlingen med korrespondensanalysen ln-tranformerades individantalen. Abundansen hos arter med låg förekomstfrekvens nedvägdes enligt deras förhållande till den mest frekventa arten (Hill 1979). Förutom de taxa som omnämndes i samband med Shannon-Wiener's och Simpsons diversitetsindex är också Collembola bortlämnad samt släktena som hör till familjen Tipulidae hopslagna till ett taxa.

4.1.4 Dominans

Det dominerande taxonets betydelse i samhället har illustrerats med hjälp av Berger-Parkers dominansindex. Indexet är matematiskt enkelt och uttrycker den del av den totala fångsten som är beroende av det dominerande taxonet (Southwood 1978):

(6)

$$d = N_{\text{Max}}/N_T$$

d = Berger-Parker dominansindex

N_{Max} = totala antalet individer i provet

N_T = dominerande taxonets individantal

4.1.5 Funktionella grupper

Med funktionella grupper avsåg Cummins & Clug (1979) den indelning av bentos som man kan göra enligt varifrån repektive grupp tar sin föda:

1. Delare. Uppsöker och sönderdelar grovt dött organiskt material (partiklarna > 1 mm). De gynnar material som är rikligt koloniserat med mikroorganismer.

2. Samlare. Uppsöker och äter finfördelat dött organiskt material (<1 mm) som har en bakteriematta.

3. Filtrerare. Fångar driftande levande och dött material.

4. Predatorer.

5. Skrapare. Betar alger, speciellt perifyton, från olika typer av fast underlag.

6. Sugare. Suger innehållet ur växtceller.

I många fall är det oklart vart vissa arter skall räknas. Ett annat problem är att många organismer kan växla födoresurs beroende på vad som finns tillgängligt (Cummins & Clug 1979, Henricsson & Sjöberg 1981). De taxonomiska en-

heterna i denna undersökning har indelats i olika funktionella grupper enligt Brinck (1952), Cummins & Minshall (1979), Kuusela (1979), Henricsson & Sjöberg (1981) Edington & Hildrew (1981) och Brittain (1982).

4.2 Miljöstressbeskrivande index

4.2.1 Allmänt

Olika typer av diversitetsindex har använts för att påvisa miljöstress eftersom de sammanfattar en del information om ett samhälle i en enda siffra. Ett annat exempel är användningen av lognormal fördelningen som ett grafiskt hjälpmedel att enkelt åskådliggöra förändringar i ett samhälle (Gray & Mirza 1979). Dessa metoder kan påvisa föroreningsbetingade störningar genom att arters antal och abundans förändras på ett visst sätt. Men när störningarna är mindre markanta eller när förhållandena mellan arterna är de samma men själva arterna är ersatta av andra (ex. föroreningskänsliga arter ersatta med toleranta) fungerar diversitetsindexen ofta dåligt (Hodgkiss & Kan 1978, Woodiwiss 1978). Därför har man byggt upp index som tar varapå den kunskap man har om enskilda arters miljökrav. Arterna har fått ett poängvärde som avspeglar deras tolerans/icke tolerans mot föroreningar, ju tolerantare desto lägre värde. Nästan alla organismer som finns i vattendragen har utnyttjats som bas för att göra upp dylika index (Whitton 1975, Depauw & Vanhooren 1983). I och med att arternas tolerans och icke tolerans långtifrån är klarlagda har deras poängvärden blivit föremål för mycken diskussion (Jensen & Aagaard 1981).

De två miljöstressbeskrivande index som utnyttjas i denna undersökning är en tillämpning av lognormal modellen och ett biotiskt index som grundar sig på empirisk kunskap om taxonens tolerans, Long Score System.

4.2.2 Lognormal kurvan

Lognormal kurvan beskriver förhållandet mellan arter och deras abundans. Modellen bygger på att individerna är fördelade mellan arter enligt normalfördelning och att populationernas tillväxt är geometrisk. Kurvan beskrivs genom att sätta arternas abundans enligt en geometrisk skala på x-axeln och antalet arter på y-axeln. De sällsynta arterna finns längst till vänster och de arter som består av ett medelmåttigt antal individer bildar den högsta punkten hos kurvan. Längst till höger finns de arter som antalsmässigt dominerar samhället. Det är p.g.a. att x-axelns skala är geometrisk eller logaritmisk som modellen börjat kallas lognormal (Krebs 1978).

Den klockformade kurva som tycks vara ett gott sätt att beskriva den relativa abundansen med kan utnyttjas till att räkna ut hur många arter som egentligen finns i det samhälle man studerar. Detta kan göras med utgångspunkt från antalet arter i den modala oktaven.

Lognormal ekvationen har tre basparametrar vilka är följande:

y_0 = antalet arter i den modala klassen

a = konstant som är mått på bredden hos utspridningen och kurvans läge på x-axeln. Den är beroende av antalet individer i förhållande till antalet arter i provet. Man har visat att den i många fall är 0.2 (Krebs 1978).

π = 3.14159

Utgående från dessa parametrar har man uppgjort följande formel:

(7)

$$S = y_0 \sqrt{\pi/a}$$

S = totala antalet arter i samhället

y_0 = antalet arter i modala oktaven

a = konstant ofta 0.2

π = 3.14159

Genom att utnyttja denna formel kan man räkna ut artantalet som enligt lognormal modellen är troligt för samhället ifråga utgående från de antal arter man känner till och deras relativa abundanser.

Modellen har den visat sig fungera bra på ett flertal olika typer av samhällen (Krebs 1978). Detta skulle tyda på någon typ av regelbundenhet i samhällsstrukturen. Man har funnit att lognormal spridning ofta tycks beskriva vilket diverst samhälle som helst med ett stort antal arter som fyller ett brett nischspektrum (Krebs 1978).

Två svårigheter i utnyttjandet av lognormal kurvan för studiet av samhällsuppbyggnaden har blivit påtalade. En är att det inte finns någon teoretisk bas för att lognormal kurvan skulle vara en lag för den relativa abundansen. Den andra är att modellen utgår från att det skall råda stabila jämviktsförhållanden i samhället. Ätminstone den senare invändningen är lätt att förstå eftersom en del undersökningar har påvisat att stabiliteten i ett samhälle består i dess förmåga att vara dynamiskt (Connell & Slatyer 1977).

4.2.3 Tillämpning av lognormal kurvan

Gray & Mirza (1979) utnyttjade teorin kring lognormal kurvan för att grafiskt påvisa när ett bentossamhälle är stressat. Genom att sätta arternas kumulativa procentvärden på y-axeln istället för antal arter per oktav och plotta det mot x-axelns oktavvärden fick de fram att ett samhälle som är i balans enligt lognormal modellen borde bilda en oavbruten rät linje genom punkterna. För att en rät linje skall bildas bör kurvan ritas på logaritmpapper. De studerade olika samhällen utgående från denna hypotes och fann att det förekom brott på linjen hos samhällen som man kunde ana existerade under stressade yttre betingelser. Genom att studera var brotten på linjen uppstod och hur mycket lutningen förändrades ansåg de att man kan säga hur kraftigt stressat ett samhälle är.

4.2.4 Long Score System

Long Score System är ett föroreningsindex som just nu håller på att utvecklas i Europa. En preliminär rapport om dess uppbyggnad och funktion kom ut i juli 1984 (ISO 1984).

Indexet är snabbt och enkelt att använda eftersom det utnyttjar familjer som arbetsenheter. Makrozoobentosfamiljerna är ordnade så att de som är mest känsliga för miljöstress förekommer högst upp i poängschemat (Bilaga 6). En familjs plats i systemet är avgjord enligt dess mest toleranta art, såvida dylik är känd. Systemet är baserat på 85 familjer som har en vid utbredning både på erosions- och sedimentationsbottnar.

Indexet beräknas på följande sätt: 1. Lista görs upp över de familjer som förekommer i provet med mera än två individer. 2. Poängvärdet för respektive fam. fås från bilaga 6. 3. Familjernas värden adderas så att det kumulativa poängvärdet för platsen erhålls.

Man utnyttjar både det totala poängtalet per station och medelpoängvärdet för ingående taxa. Medelpoängvärdet förkortas ASPT (average score per taxon) och fås genom att dividera totala poängtalet (förkortas TS) med antalet taxa.

Den procentuella förändringen som skett på samma plats mellan två provtagningar kan uträknas på basen av poängtalerna (ISO 1984).

5 RESULTAT

5.1 Diversitet

5.1.1 Shannon-Wieners och Simpsons index

På våren varierar värdena för Shannon-Wiener indexet mellan stationerna utan någon tydlig trend (Fig. 12). Indexet antyder att åns mellersta delar skulle ha en rikare fauna än andra avsnitt av ån på våren.

Simpsons index ger nästan samma bild av diversitetsförhållandena som Shannon-Wieners index. Den enda märkbara skillnaden är att St. 7 inte når upp till samma nivå som St. 5 och 6.

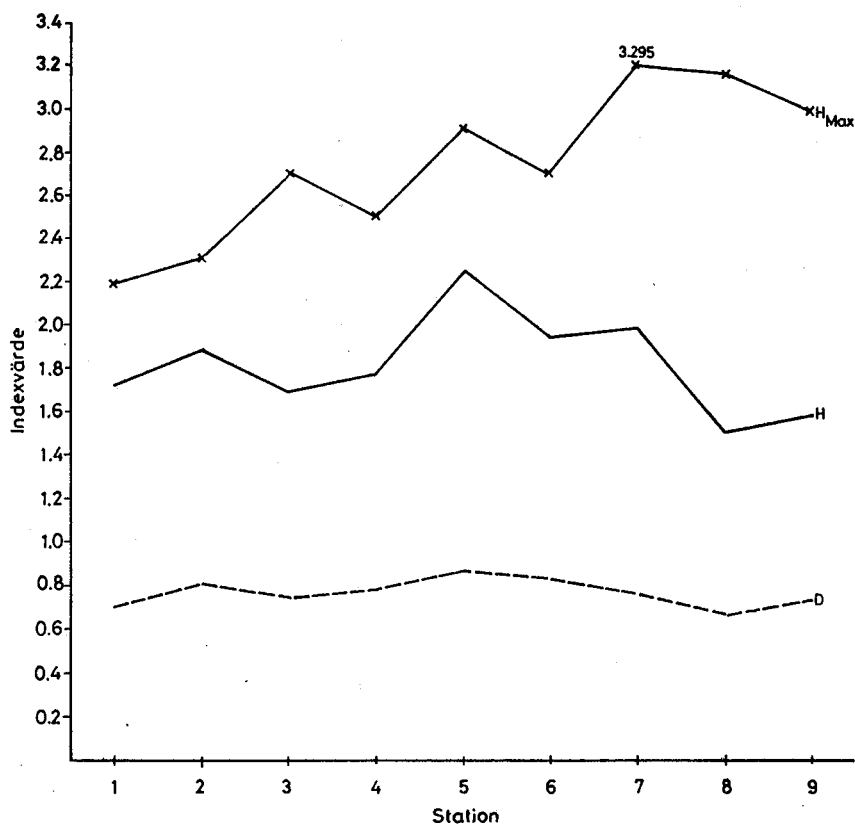


Fig. 12. Shannon-Wiener's index (H), H_{Max} och Simpsons diversitetsindex (D) vid vårprovtagningen.

H_{Max} som ger en bild av antalet arter, utan att ta deras abundans i beaktande, visar på ett annorlunda inbördes mönster mellan stationerna än de båda diversitetsindexen. H_{Max} ökar tydligt uppströms (Fig. 12).

På hösten har diversiteten förändrats radikalt på en del stationer. Den största förändringen har skett på station 5 vars värde har sjunkit från 2,25 på våren till 0,90 på hösten. Orsaken till nedgången är inte att artantalet skulle ha sjunkit under sommaren (detta har istället ökat från 19 till 22 taxa) utan att en art Hydropsyche angustipennis blommat upp kraftigt. Detta avspeglas i att stationens E

har sjunkit från 0,765 till 0,290 på hösten (Bilaga 3 och 4). Andra förändringar som skett är att de översta stationerna (7, 8 och 9) uppvisar en högre diversitet än de lägst ned belägna stationerna (1, 2, 3 och 4) (Fig. 13).

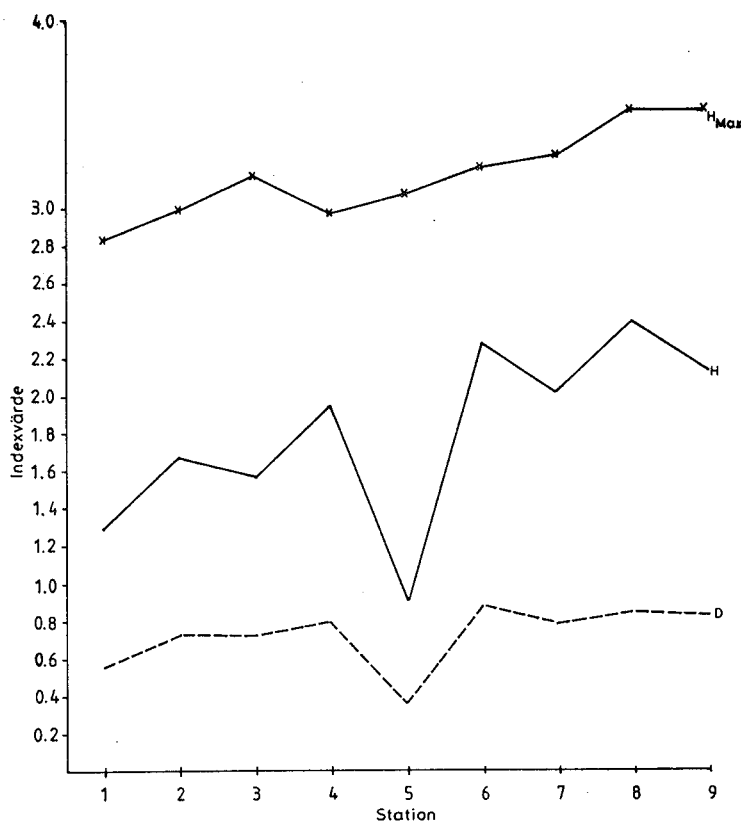


Fig. 13. Shannon-Wiener's index (H), H_{Max} och Simpsons diversitetsindex (D) vid höstprovtagningen.

Även Simpsons index påverkas starkt av att en art dominerar faunan (Fig. 13). Det framgår också med indexet att stationerna 7, 8 och 9 når en högre diversitet än de lägst ned belägna stationerna (1 och 2). Däremot når St. 4 ett förhållandevis högre värde med Simpsons index än med Shannon-Wieners.

H_{Max} visar på samma mönster som på våren (Fig. 13). Enda skillnaden är att de flesta stationerna uppvisar högre indexvärden eftersom deras artantal har ökat under sommaren (Bilaga 3 och 4).

5.1.2 Korrespondensanalys

Vid behandling med korrespondansanalys slogs vår- och höstproverna från respektive station samman. Stationernas läge i figurerna 14 och 15 bestäms av summan av de arter som förekommit på dem under vår och höst.

För att få fram hur stor del av variationen i materialet som de enskilda axlarna förklarar har summan av samtliga

axlars egenvärden dividerats med den enskilda axelns värde. Axlarna får följande egenvärden: axel 1 : 0,314, Axel 2: 0,078 och axel 3: 0,008. Räknar man om detta till procentvärden blir resultatet att axel 1 förklarar 72 %, axel 2 20 % och axel 3 3,8 % av den kända variationen i materialet.

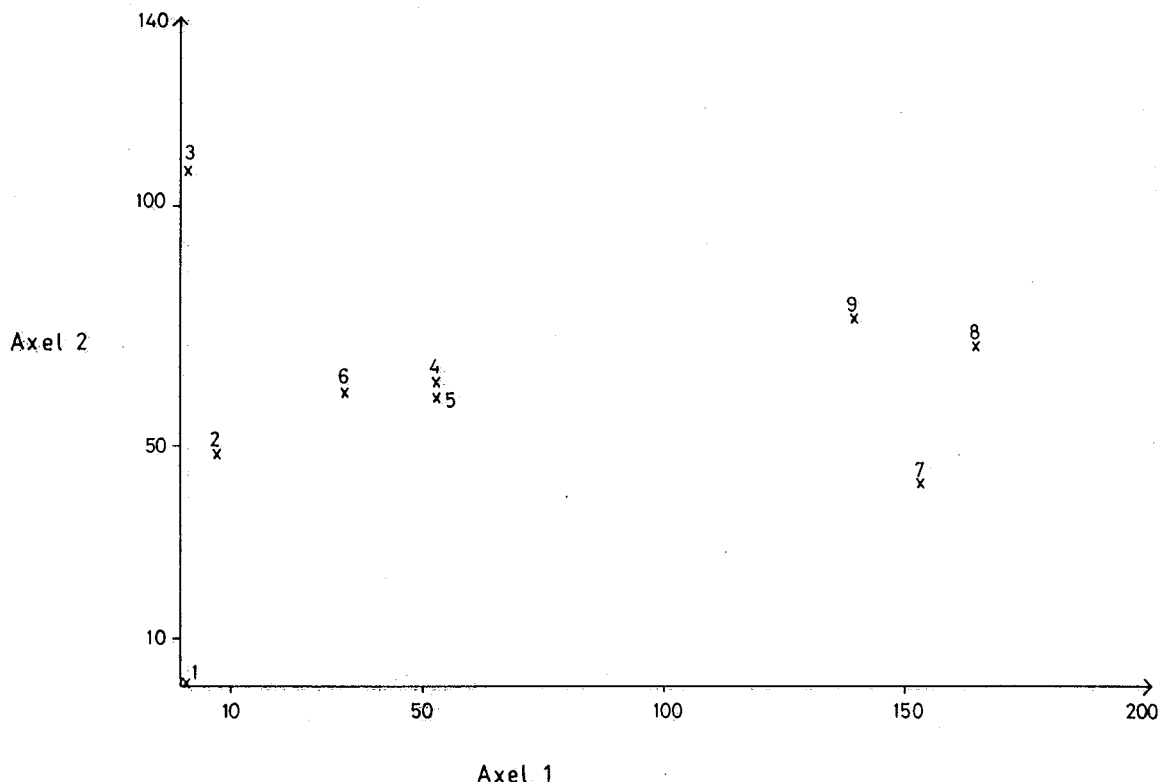


Fig. 14. Stationernas läge enligt korrespondensanalysen längs axel 1 och 2.

Axel 1 förklarar största delen av variationen i materialet. Stationerna bildar tre ganska väl avskiljda grupper. De tre lägst ned i ån belägna stationerna (1, 2 och 3) har ett bentostossamhälle med en likartad fauna. Stationerna 4, 5 och 6 har en likartad fauna som påminner mera om den på stationerna 1, 2 och 3 än den på stationerna 7, 8 och 9. De tre sistnämnda stationerna har ett samhälle som är klart separerat från de övriga stationernas (Fig. 14 och 15).

Den koordinat som bestäms av axel två ordnar stationerna på ett helt annat sätt (Fig. 14). Enligt den del av variationen som axel två förklarar är stationerna ett och tre de som avviker mest från varandra. De övriga stationerna bildar en diffus mittenhet med stationerna 4, 5 och 6 som den klaraste gruppen. Axel tre igen antyder att stationerna 4 och 5 är de som avviker mest från varandra (Fig. 15), medan övriga stationer är lika varandra.

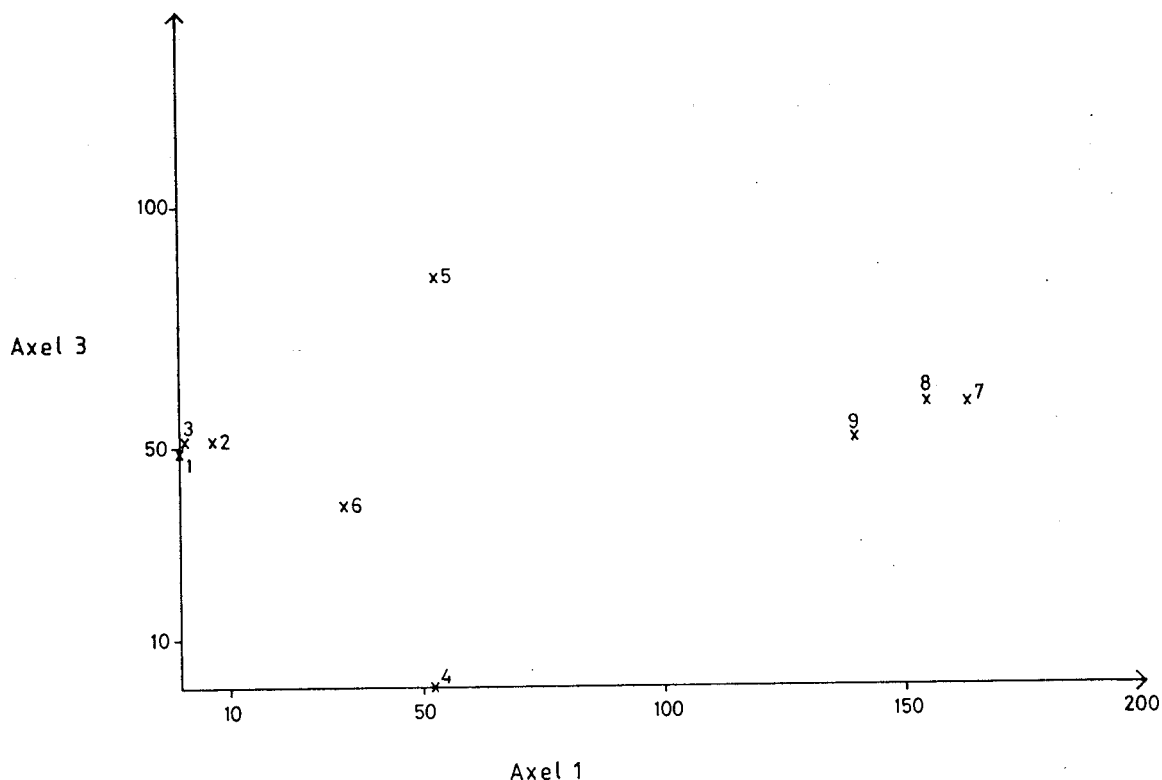


Fig. 15. Stationernas läge enligt korrespondensanalysen längs axel 1 och 3.

5.2 Similaritet

Bray-Curtis och Sörensens index grupperar stationerna i ett liknande mönster på våren och hösten (Fig. 16 och 17). Stationerna 7, 8 och 9 är klart avskiljda från övriga stationer med båda indexen och både vår och höst. Inom gruppen är St. 8 och St. 9 mera lika varandra än St. 7. Stationer 5 och 6 bildar en tydlig grupp på våren med båda indexen.

På hösten blir de mera lika de nedströms belägna stationerna och framstår då inte som någon egen grupp. De fyra lägst ned belägna stationerna bildar en något diffus enhet där de inbördes förhållandena varierar något beroende på index och årstid.

Den tilläggsinformation man kan få genom att framställa similariteten i form av Trellisdiagram är att stationerna blir mera lika varandra från vår till höst (Fig. 18 och 19). På våren uppvisar ingen av stationerna som är belägna under gruppen bestående av stationerna 7, 8 och 9 en likhet med denna grupp som överskrider 60 %. På hösten däremot har stationerna 3, 4 och 5 en likhet på över 60 % med gruppen vid uträkning med Sörensens index (Fig. 18 B). Med Bray-Curtis index syns inte detta mönster. Istället syns den ökade likheten genom att de lägre ned belägna stationerna i gemen

uppvisar en ökande likhet med stationerna 7,8 och 9 (Fig.19 A och B).

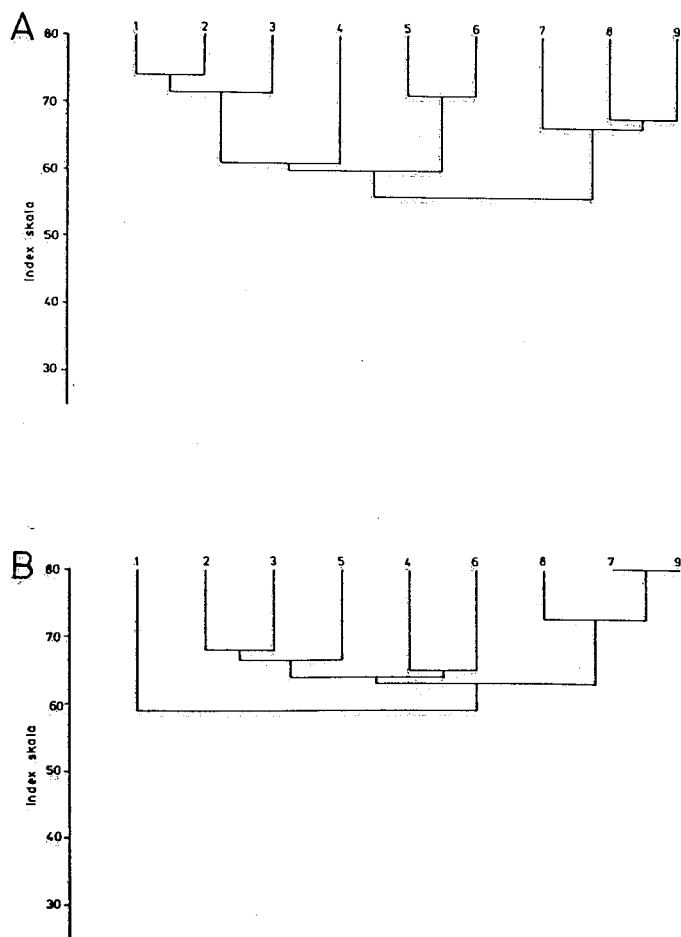


Fig. 16. Sørensens similaritetsindex framställt med dendrogram. A = vår, B = höst.

Sammanfattningsvis kan man påvisa den ökade likheten mellan stationerna genom att räkna ut andelen stationspar som har en likhet över 60 % om våren och hösten. Resultatet blir att på våren är andelen 25 % med Sørensens index och 19,4 % med Bray-Curtis index. Motsvarande värden på hösten är 47,2 för båda indexen.

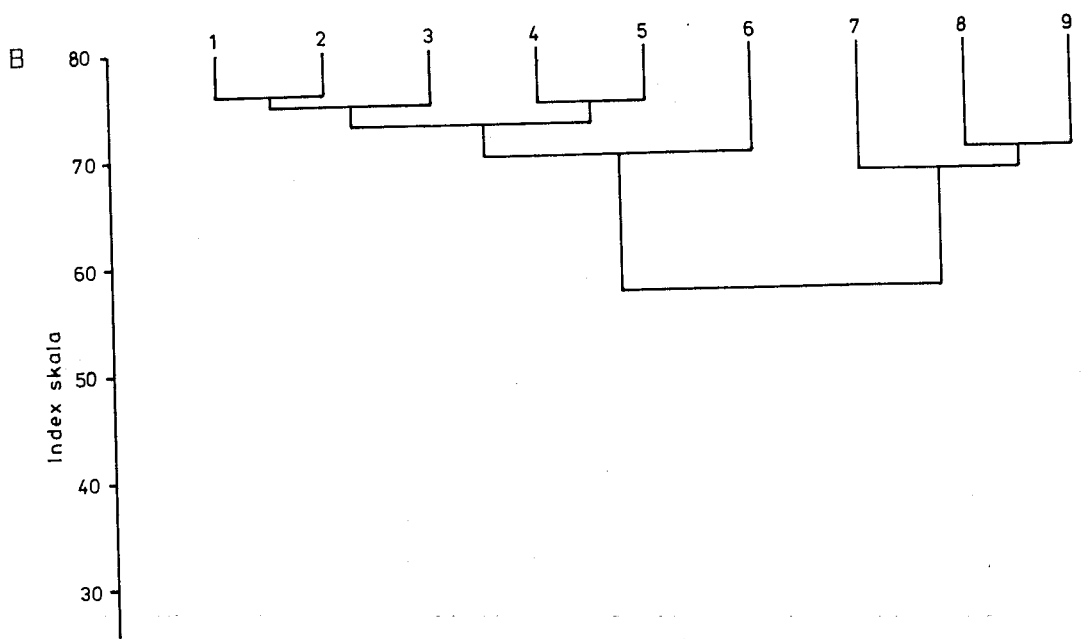
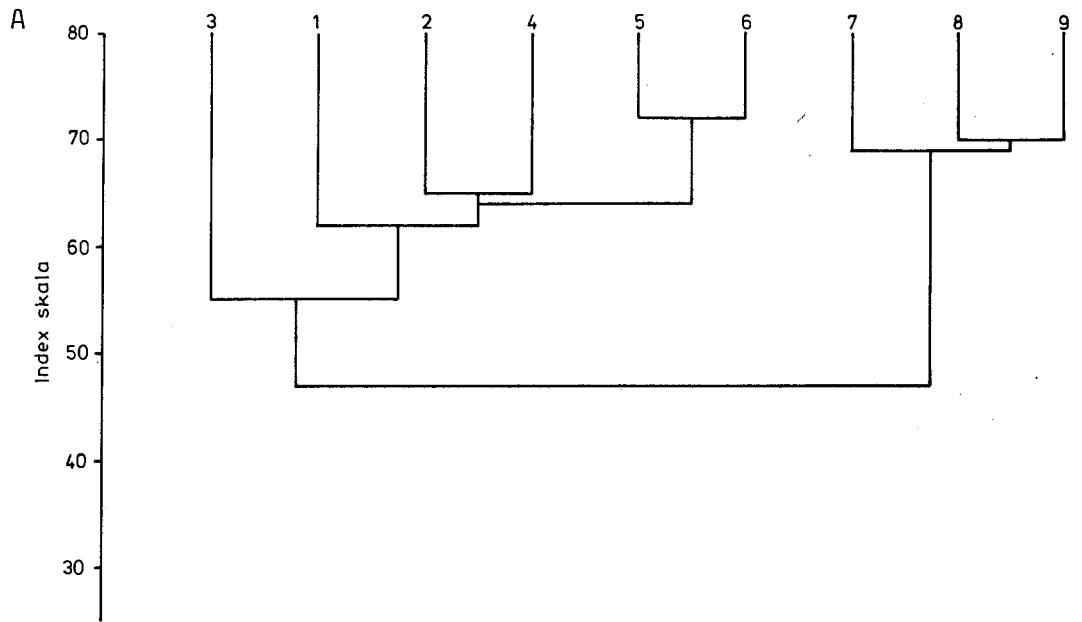


Fig. 17. Bray-Curtis similaritetsindex framställt med dendrogram. A = vår, B = höst.

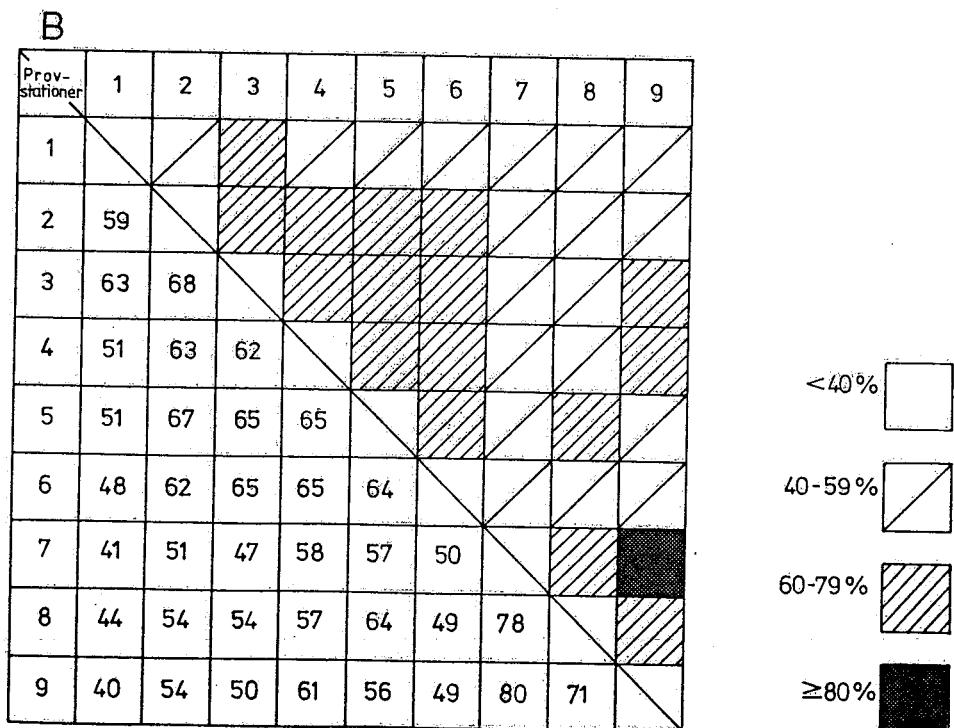
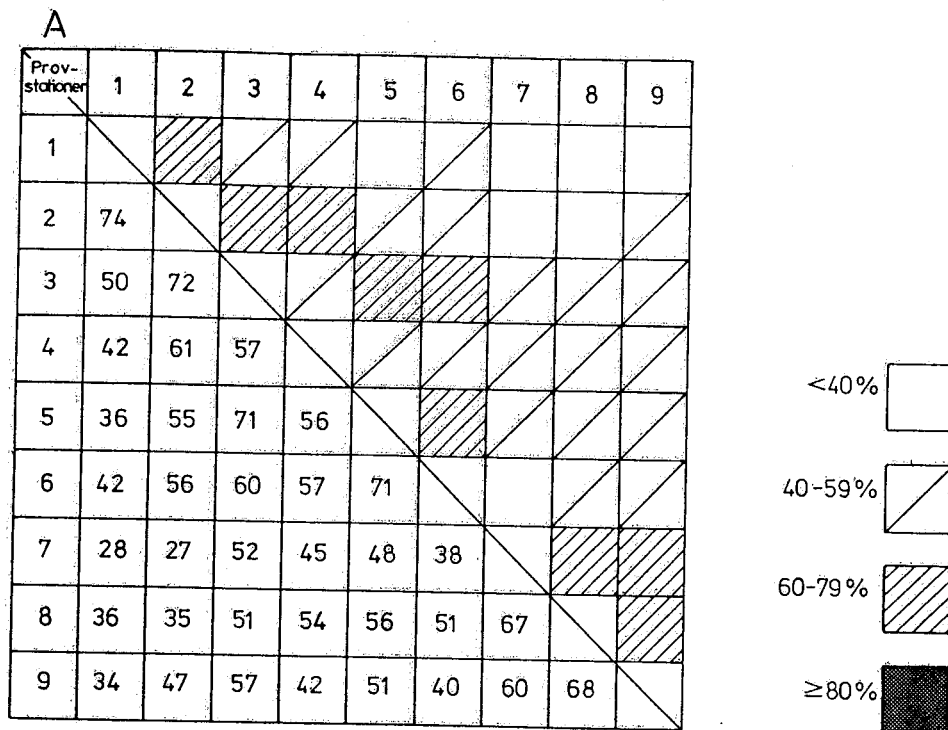


Fig. 18. Sörensens similaritetsindex framställt med Trellis diagram. A = vår, B = höst.

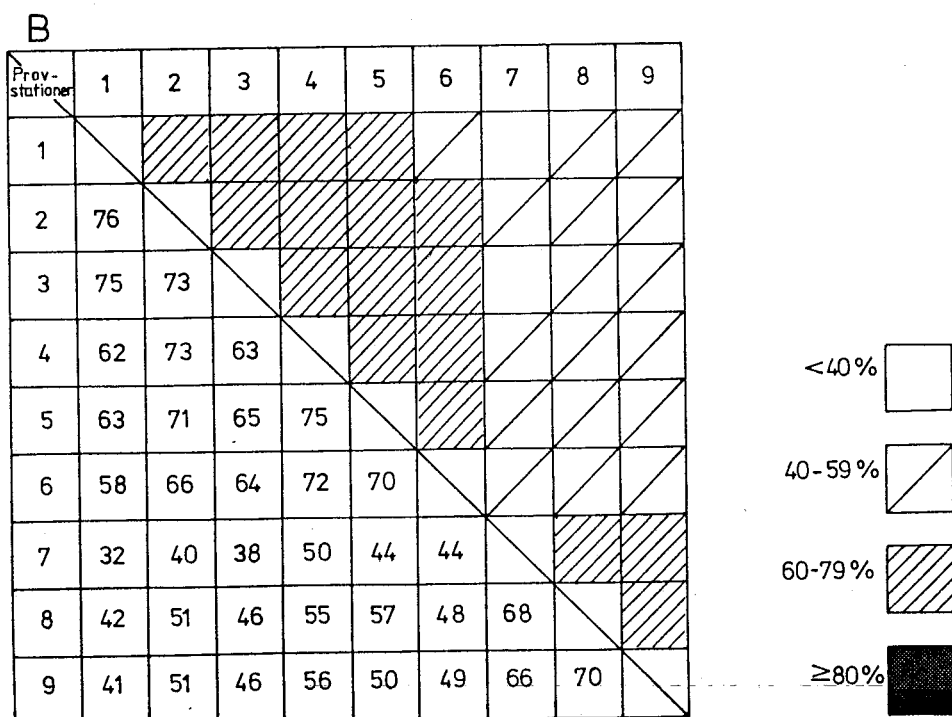
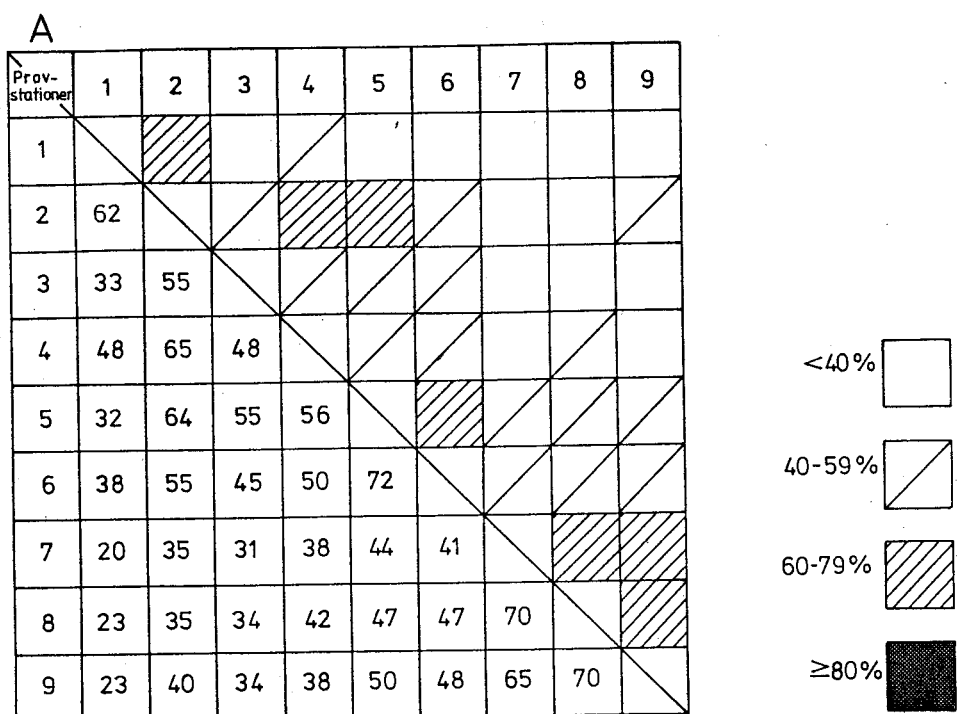


Fig. 19. Bray-Curtis similaritetsindex framställt med Trellis diagram. A = vår, B = höst.

5.3 Dominans

På våren är Nemoura cinerea den dominerande arten på stationerna 1, 2, 4, 8 och 9 (Tab. 5.). Artens andel av faunan varierar mellan 30 och 40 %. På St. 3 utgör Neureclipsis bimaculata nästan 40 % av faunan. Stationerna 5 och 6 domineras av Tanypodinae respektive Collembola. Båda grupperna utgör ca. 20 % av faunan. Orsaken till att Collembola dominerar på St. 6 är troligen att provet togs i ett starrbestånd som delvis är på torra land under lågvatten perioder. Station 7 domineras av Oulimnius tuberculatus, vilken utgör 40% av faunan. Arten saknas eller förekommer sparsamt på de övriga stationerna. På hösten dominerar Hydropsyche angustipennis

Tab. 5. De dominerande taxonen vid vår- och höstprovtagningen uträknade enligt Berger-Parkers dominansindex (d).

Stations nr	Dominerande taxon på våren	d	Dominerande taxon på hösten	d
1	<u>Nemoura cinerea</u>	0,370	<u>Hydropsyche angustipennis</u>	0,645
2	<u>Nemoura cinerea</u>	0,333	<u>Hydropsyche angustipennis</u>	0,449
3	<u>Neureclipsis bimaculata</u>	0,377	<u>Hydropsyche angustipennis</u>	0,414
4	<u>Nemoura cinerea</u>	0,295	<u>Hydropsyche angustipennis</u>	0,363
5	Tanypodinae	0,203	<u>Hydropsyche angustipennis</u>	0,782
6	Collembola	0,233	<u>Nemoura spp.</u>	0,251
7	<u>Oulimnius tuberculatus</u>	0,437	<u>Oulimnius tuberculatus</u>	0,414
8	<u>Nemoura cinerea</u>	0,416	<u>Nemoura spp.</u>	0,343
9	<u>Nemoura cinerea</u>	0,382	<u>Nemoura spp.</u>	0,306

hela åns nedre lopp ända upp St. 5. Högre upp i ån är det främst Nemoura spp. som dominerar, med undantag för St. 7 där Oulimnius tuberculatus dominerar.

5.4 Funktionella grupper

Vår

Delarnas stora roll på St. 8 och 9 skiljer dem från de övriga stationerna. Det är främst den rika förekomsten av Nemoura cinerea som leder till denna dominans. På St. 7 är den rika förekomsten av Oulimnius tuberculatus förklaringen till att skraparna spelar en stor roll .

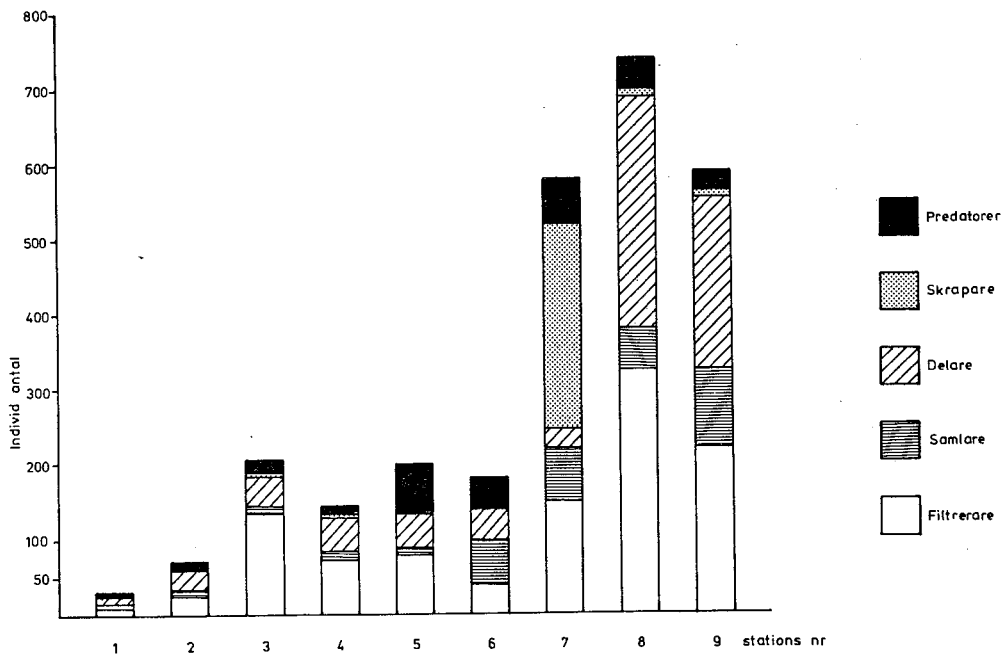


Fig. 20. Indelning av bentos i funktionella grupper på våren.

Dipteralarver och Nemoura cinerea utgör de viktigaste grupperna på St. 5 och 6. Neureclipsis bimaculata är den viktigaste filtreraren på stationerna 1-4. Speciellt på St. 3 bildar den tillsammans med Hydropsyche angustipennis en stor filtrerande enhet. Orsaken till att arterna finns i stort antal på St. 3 kan vara att en bifåra (Storsjöbäcken) mynnar ovanför stationen. I Storsjöbäcken finns endast ett fåtal platser med lämpligt substrat för filtrerande populationer (såsom Simuliidae, Hydropsychidae och Polycentropidae). Därför är det möjligt att tillskottet av organiskt material till huvudfåran är stort och gynnar filtrerarna.

Höst

På stationerna 1, 2, 3, 4, och 5 utgör filtrerarna den dominerande gruppen främst p.g.a. det stora antalet Hydropsyche angustipennis. Oligochaeterna är de viktigaste samlarna på St. 1, 2, 4, 7 och 9. Orthocladinae är de viktigaste samlarna på St. 5 och 6. Nemoura spp. (troligen N. cinerea och N. avicularis) dominerar som delare på st. 3, 6, 8, och 9. Station 7 avviker från de övriga genom att skraparen Oulimnius tuberculatus finns i stort antal och genom att den viktigaste delaren är Asellus aquaticus.

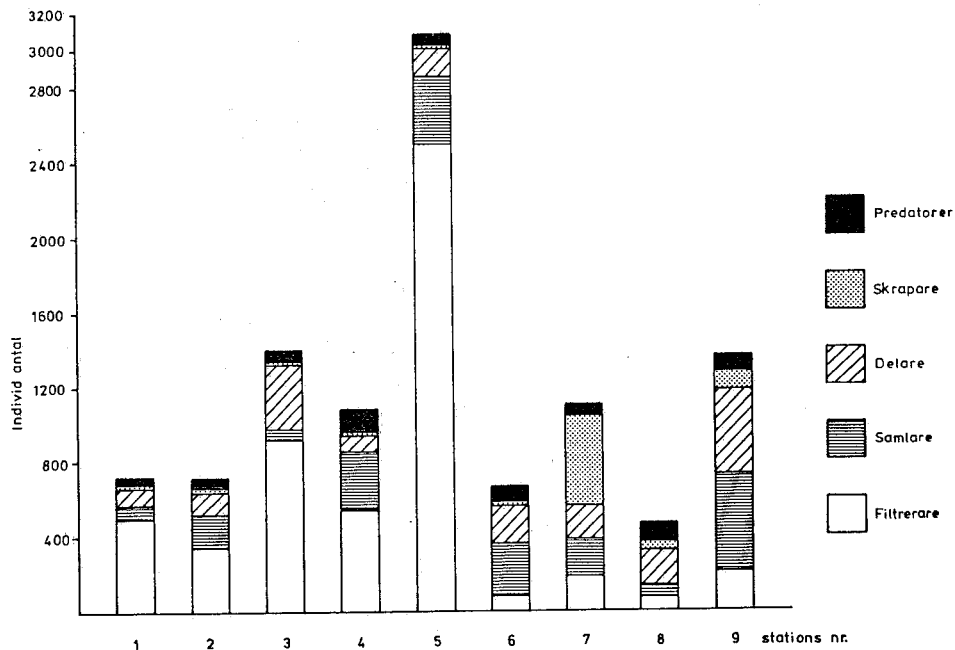


Fig. 21. Indelning av bentos i funktionella grupper på hösten.

Det verkar som om den tillgängliga födan skulle tas tillvara på ett mångsidigare sätt högre upp i ån eftersom flere grupper där når höga tätheter både på våren och hösten. Från station 5 och nedåt utnyttjas nästan enbart i vattnet driftande material för att bygga upp bentossamhället. Det ensidiga näringsutnyttjandet utmärks också av kraftigt fluktuerande populationer.

5.5 Tillämpning av lognormal kurvan

Enbart höstproverna testades med denna metod. Vårproverna var för små i åns nedre delar för att analysen skulle kunna användas.

Det klassintervall inom vilket de flesta stationerna befinner sig är kl.1-9 (Fig. 22). St. 5 utgör ett undantag genom att där finns ett betydligt bredare intervall. Orsaken till det är den stora förekomsten av Hydropsyche angustipennis. En trend mot bättre balans i bentossamhället enligt lognormal modellen kan skönjas uppströms i ån. Det syns genom att brotten på linjen blir svagare och färre. Orsaken till att nästan samtliga stationer i någon mån avviker från lognormal modellen är att taxa som representeras av 8 - 127 individer

finns i för litet antal och att några arter når mycket höga abundanser.

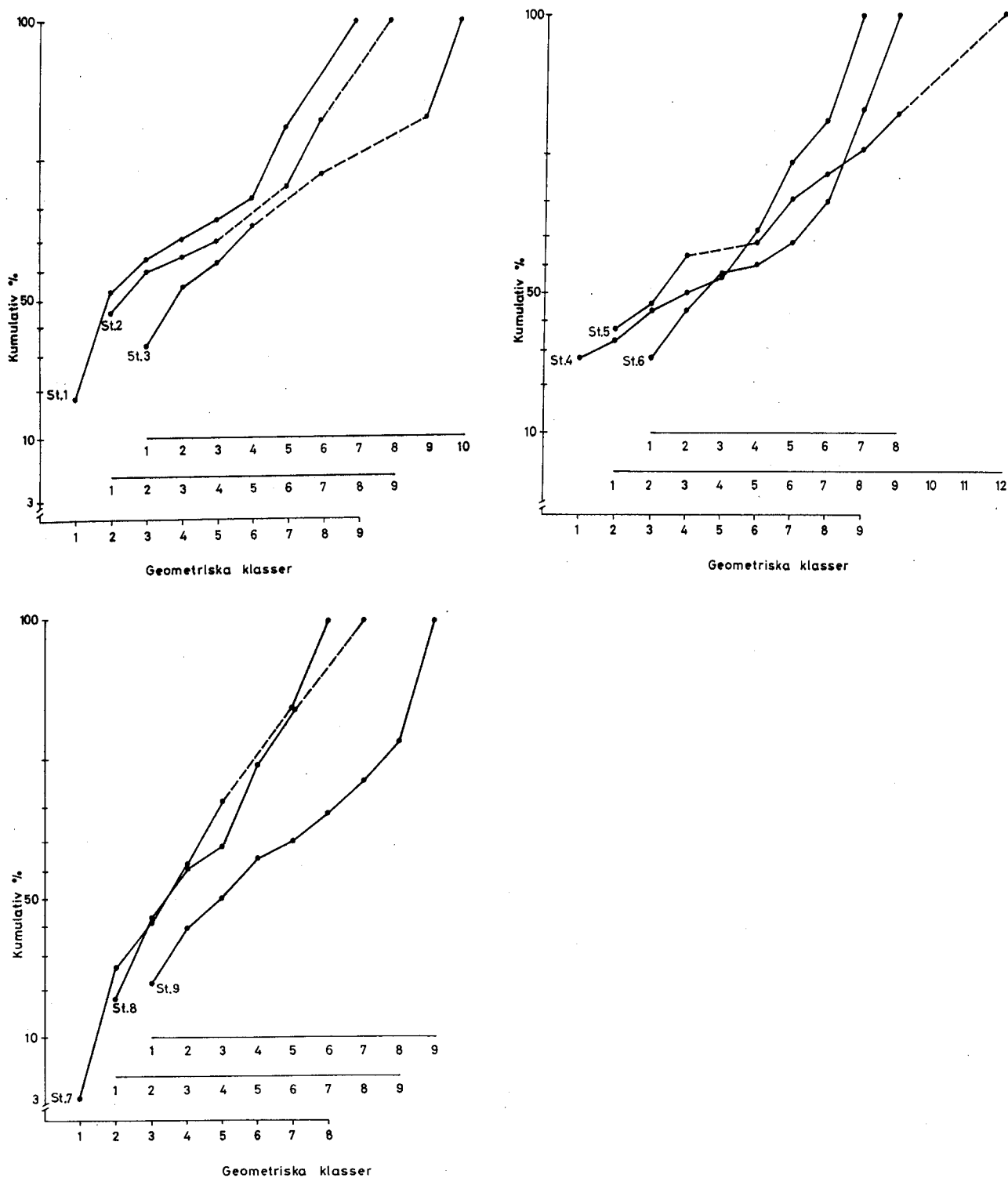


Fig. 22. Art-abundansförhållandet som tillämpning av lognormal modellen på hösten.

A. Stationerna 1, 2, 3. B. Stationerna 4, 5, 6.

C. Stationerna 7, 8, 9.

Streckad linje betyder att de klasser som finns längs den saknas.

8.6 Long Score System

Long Score System indexet visar att miljöförhållandena för makrozoobentos blir fördelaktigare ju högre upp i ån man kommer i och med att indexpoängen (TS) stiger (Fig. 23). Det att värdena på våren sjunker efter St. 7 kan delvis bero på att St. 8 och 9 befinner sig i bifåror (Fig.1) där miljöförhållandena kan präglas av specifika särdrag hos respektive bifåra. På hösten var indexvärdet på samtliga stationer högre än på våren. Stationerna 3, 4, 5, 8 och 9 uppvisar mycket högre värden på hösten än på våren. Indexvärdena på stationerna 1 och 7 varierar jämförelsevis lite mellan årstiderna. Orsaken till den låga variationen på St. 1 är troligen att förhållandena där är så stressande att endast ett fåtal arter klarar sig och att de förekommer där oberoende av årstid.

På St. 7 är familjespektret stort både vår och höst vilket leder till små variationer i indexvärdena. Den tydliga topp i indexvärden som St. 3 uppvisar på hösten kan bero på en kolonisation av nya familjer från Storsjöbäcken under sommaren. Den utjämning av skillnaderna mellan St. 7, 8 och 9 som skett under sommaren antyder att det är miljöskillnader under vintern som leder till olikheterna på våren. En trolig skillnad är att bifåror där stationerna är belägna bottenfryser i olika omfattning.

ASPT värdena på våren blir högre ju högre upp i ån man kommer (Tab. 8). Det högsta värdet uppvisar St. 8 d.v.s. faunan utgörs av representanter för mera föroreningskänsliga grupper än på övriga stationer. Eftersom det ASPT-värde (6,2) som var högst på våren uppnås i nästan alla åns delar på hösten verkar det som om mindre toleranta familjer skulle klara vintern endast på ett fåtal platser i ån (främst St. 7, 8 och 9).

Den immigration av nya arter som sker under sommaren höjer TS värdet på alla stationer. Nemoura cinerea, Oulimnius tuberculatus, Polycentropus irroratus, Simuliidae och Pisidium obest. är exempel på taxa som förkom endast i åns övre delar på våren. Vid höstprovtagningen hade flera av dem spritt sig enda ned till St. 3. Familjen Chironomidae fanns också i betydligt större antal på de flesta stationerna på hösten. En del helt nya taxa kom med på hösten bl. a. Asellus aquaticus, Rhyacophila nubila, Brachycentrus subnubilus, flera arter av familjen Limnephilidae och Phryganeidae.

Det är naturligt att taxa med flygande adulter sprider sig under sommaren från omkringliggande vattendrag eller ifråga om brackvatten toleranta arter från mynningsområdet. Däremot torde Asellus aquaticus inte hinna vandra upp från mynningsområdet till St. 8 på en sommar. Den måste därför ha en övervintrande population både i Helge å och Långå som ej kom med vid vårprovtagningen. Den kraftiga ökningen av taxa på St. 3 kan vara ett indicie på att Storsjöbäcken bidrar med en del av de nya taxa som dyker upp i ån. Många av de taxa som etablerar sig på St. 3 under sommaren tycks inte

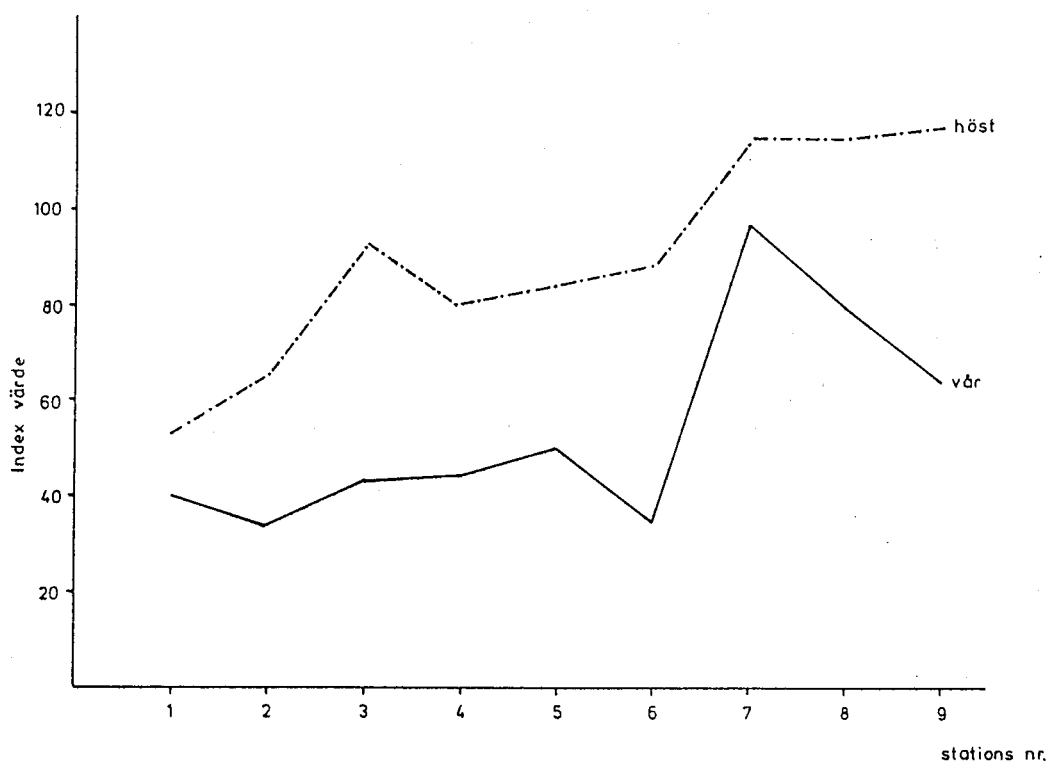


Fig. 23. Stationernas poängvärden (TS) enligt Long Score System vid vår- och höstprovtagningen.

klara av att sprida sig till St. 1 och 2 (ex. Asellus ag., Pisidium och Polycentropus irroratus). Det att St. 7, 8 och 9 får ett högre indexvärde (både TS och ASPT) än övriga stationer beror på flere arter av dag- och bäcksländor förekommer på dessa (Bilaga 1 och 2).

6 DISKUSSION

6.1 Provtagningsmetodens tillförlitlighet

Vid jämförelse mellan olika metoder för provtagning på hård- botten i rinnande vatten har man oftast kommit till att större skillnader fås fram oberoende av metoden (Wiederholm et al. 1983). I en del undersökningar har man fått flest antal taxa med kolonisationsboxar (Hughes 1975).

Vid jämförelse mellan sparkmetoden och boxsamplers fann man att artantalet korrelerade signifikant mellan de båda redskapen på olika platser och i olika vattendrag (Fig. 24). Eftersom en kvadratsampler anses ta kvantitativa prover kan man anse att de kvalitativa eller semikvalitativa prover som erhålls med sparkmetoden är någorlunda pålitliga när korrelationen mellan metoderna är så pass god (ISO 1983). Det är ett känt faktum att sparkmetoden missar vissa grupper

Tab. 8. Sammanfattning av Long Score Systemets olika indexvärden och den procentuella förändringen i indexvärden på stationerna från vår till höst.

Sta. nr	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<u>Vårprovtagning</u>									
Index p.									
TS	40	34	43	44	50	35	97	80	64
ASPT	5,0	4,9	5,4	5,5	5,6	5,0	5,7	6,2	5,8
<u>Höstprovtagning</u>									
TS	53	65	93	80	84	89	115	115	117
ASPT	5,3	5,9	6,2	6,2	6,0	5,9	6,1	6,1	6,2
Föränd. i %	32,5	91,8	116,3	81,8	68,0	154,3	18,6	43,7	82

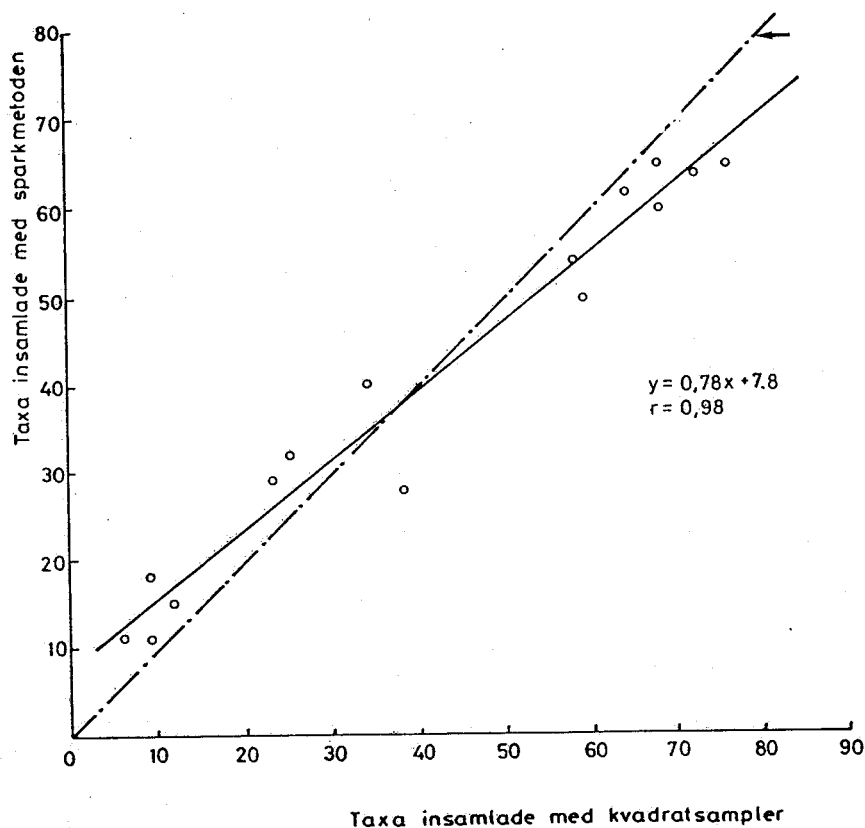


Fig. 24. Jämförelse av antalet taxa insamlade med sparkmetoden och kvadratsamplers på ett urval stationer i olika älvar. Pilen utmärker linjen för fullständig korrelation (efter ISO 1983).

av organismer. Speciellt de som lever hårt fästa till underlaget, djupt ned i substratet (10-45 cm och djupare) och yngre stadier av många insektlarver (Macan 1958, Frost 1971, ISO 1983). Därför är det viktigt att man tar hänsyn till organismernas livscykel när man jämför prover från olika tidpunkter (ex. Hynes 1961, Bjarnov & Thorup 1970). Arter kan beroende på tidpunkt befinna sig i ett livsstadium som gör att de inte är fångstbara med sparkmetoden. Detta leder till att den relativa abundansen blir skev och t.o.m. artantalet kan bli missvisande.

Den relativa abundansen erhålls med sparkmetoden genom att standardisera provtagningstiden eller genom att räkna antalet sparkar (Frost et al. 1971, Brittain 1978, ISO 1983, Vattenstyrelsen 1984). Eftersom metoden är känslig för typen av substrat (Frost et al. 1971) samtidigt som organismerna är substratbundna skall man sträva till att alla stationer har samma typ av botten. Vad beträffar tidsbunden arbetsinsats finns bl.a. följande förslag:

1. Frost et al. (1971) tog prover under 1 - 5 min. eller ett visst antal platser per fors.
2. Armitage et al. (1983) sparkade 3 min. per plats eller ett svep från alla huvudhabitat som de kunde hitta.
3. I en internationell standard anger man två minuter per prov som lämplig arbetsinsats (ISO 1983).
4. Wiederholm et al. (1983) sparkade 90 s. per prov och tog sex parallellprover per station.
5. Andersen et al. (1984) använde sig av tre tvärsnittslinjer per station och från alla linjer togs fyra delprov. Ett delprov utgjordes av två sparkar.
6. I ett förslag till standard i Finland anges en minut per prov och tre parallellprover per station som lämpligt (Vattenstyrelsen 1984).

Som framkommit av exemplen ovan är arbetsinsatsen av varierande längd och utformning. Även beskrivningen av hur man arbetar när man tar prover är i de flesta fall för odetaljerad för att man skall kunna upprepa undersökningen. Om man vill ha semikvalitativa data som är jämförbara mellan två undersökningar måste tillvägagångssättet vid provtagningen beskrivas mycket noggrant som t. ex. i Andersen et al. (1984). Bl. a. bör man ange om man med provtagningstiden avser endast den tid under vilken man sparkar eller om det är den tid som man befinner sig i forsen. Fast man anger att man sparkat en minut är detta mått ganska oexakt eftersom effektiviteten påverkas kraftigt av vattendjup, strömhastighet och uthålligheten hos provtagaren. Därför verkar det som om antalet sparkar per prov är ett bättre mått på arbetsinsatsen. Även om effektiviteten hos sparkarna påverkas av samma faktorer får man bort den skillnad som beror på hur effektivt provtagningstiden utnyttjas. I Frost et al. (1971) fick man 60 % av de fångstbara arterna med en spark och 90 % med tre sparkar.

Den stora mängden vegetation och detritus i en del forsar gör att man kan få stora och arbetsdryga prover med sparkmetoden. Variationen i vikt och vidfästning till vegetationen hos organismerna gör det svårt att mekaniskt eller kemiskt få djuren ur proverna. Eftersom andelen vegetation, detritus och mineralpartiklar varierar mellan proverna är det också svårt att hitta ett bra sätt att dela proverna på. Slutsatsen blir därför att man bör begränsa provtagningsytan och ansträngningen så mycket som möjligt. Man kunde t. ex. hålla proverna från de olika habitaten skilt från varandra under de första provtagningarna för att se om det räcker med att ta prover från vissa habitat för att få svar på arbetshypotesen.

6.2 Diversitet

6.2.1 Faktorer som påverkar diversitet

Det diversitetsvärde man erhåller med Shannons och Simpsons index är beroende av ett flertal faktorer som inte har någon relevans till de ekologiska samband man vill förklara med dem. Bl. a. är de beroende av provtagningsytans storlek. När provytan växer ökar också diversiteten. Man har funnit att förhållandet mellan artantal och yta kan beskrivas av en enkel ekvation (ex. Krebs 1978):

(8)

$$S = C A^z$$

S = artantal

A = provyta

C och z = konstanter som kan uppskattas från en serie värden för A och S

För att uppskatta hur stor del av ett områdes arter man har i sina prover kan man t.e.x. rita upp en kurva som beskriver artantalets förhållande till provtagningsytan eller individmängden. När kurvan planar ut kan man anse att man har en tillförlitlig bild förhållandet (ex. Hill 1973, Krebs 1978, Valiela 1984). Med provtagningsytans storlek sammanhänger också vilken typ av diversitet man har i proverna. Whittaker (1972) diskuterade tre typer av diversitet: (1) den diversitet som finns inom ett habitat eller samhälle (α -diversitet), (2) den förändring i artsammansättning och artantal som sker längs en gradient (β -diversitet), (3) diversiteten inom ett visst geografiskt område i vilket en mosaik av habitat är representerade (γ -diversitet). Indelningen poängterar vikten av att precisera vilken typ av rumsindelning man har på sin undersökning. Man kan alltså inte jämföra diversiteten inom ett habitat med den för ett större område

där det troligen finns flera habitat utan att ta i beaktande att möjligheterna att nå höga diversitetsvärden är mycket olika för de båda platsernas samhällen.

När man definerat provytan och diversitetstypen gäller det att hitta ett rättvisande vägningsvärde för att få fram olika taxas inbördes viktighet i samhället. Antalsförhållandet anses ge en rättvisande bild av arternas betydelse om alla arter är av samma storleksordning (Pielou 1975). Men har man prover där arternas storlek är mycket varierande är det inte lämpligt att använda individantalet som vägningsfaktor. Då rekommenderas i stället arternas biomassevärden (Hill 1973).

En annan faktor som påverkar diversiteten är den taxonomiska urskiljningsnivån man använder sig av (Hughes 1978). När man jämför diversitetsvärden uträknade utgående från data med samma urskiljningsnivå är dessa naturligtvis jämförbara. Men när man vill jämföra diversiteten med andra samhällsparametrar såsom produktivitet, näringskedjors mångformighet och kolonisationsförlopp kommer den taxonomiska urskiljningsnivån att påverka resultatet. Hur mycket information angående taxasammansättningen man har råd att förlora innan förlusten blir så allvarlig att den leder till fel-tolkningar när man jämför diversitet med andra parametrar hos samhället är oklart och varierar säkert beroende på vilken uppbyggnad det undersökta samhället har.

I Pielou (1975) diskuterades huruvida variationer i större systematiska enheter (ordningar, familjer och släkten) borde avspegla sig i det diversitetsvärde ett samhälle får. Frågan är om diversiteten är högre i ett samhälle med många stora systematiska enheter än i ett samhälle med färre stora enheter men med samma antal arter. Den potentiella förmågan till anpassning till förändrade förhållanden borde ju teoretiskt sett vara större om variationen i det systematiska spektret är stor.

De synpunkter som förts fram ovan är endast ett urval för att påvisa det invecklade samspel som råder mellan den praktiska provtagningen och behandlingen av materialet samt tolkningen av resultaten beträffande samhällsparametern, diversitet. I Tuomi & Niemelä (1979) behandlas samspelet mellan ett flertal samhällsparametrar på ett förtjänstfullt sätt.

Materialet i denna undersökning är insamlat under endast två provtagningsomgångar och på ett sådant sätt att förhållandet mellan yta och artantal eller individantal och arter inte kan fastslås. Därför är det omöjligt att fastställa hur stor del av provtagningsplatsernas taxa som är registrerade. Bl. a. Hill (1973) och Jensen & Aagaard (1981) har påtalat svårigheten att veta i vilket förhållande provernas diversitet och en plats egentliga samhälls diversitet står till varandra. Med detta problem sammanhänger också vilka associationer av organismer som man skall anse bildar ett samhälle och hur man skall avgränsa det i den praktiska provtagningen (Macarthur 1965, Connell & Slatyer 1977, Krebs

1978). De associationer av organismer som erhållits med den här använda metodiken och strategin behandlas som ett samhälle trots att inga objektiva undersökningar utförts för att klarlägga om så är fallet.

Den taxonomiska urskiljningsnivån leder knappast till fel-tolkningar eftersom diversiteten bara jämförts mellan stationerna och endast i ringa grad med andra samhällsparametrar.

Variationen i det systematiska spektret är olika stort på stationerna och förstärker därför ytterligare skillnaderna mellan en del stationer. Bl. a. saknas så viktiga taxonomiska enheter som Mollusca, bottenlevande crustaceer, Ephemeroptera och Simuliidae helt i åns nedre del (St. 1-3).

Detta avspeglas delvis i diversitetsvärdena eftersom artantalet också är lägre. Men skillnaderna mellan stationer som har alla dessa grupper eller några av dem och de som saknar dem borde vara större. Diversitetsindexen antyder tex.

att diversiteten på våren är högre på stationerna 1 och 2 än på St. 8 och 9. Ändock finns de flesta ovannämnda stora systematiska enheter representerade på de båda övre stationerna på våren, men saknas på de lägre. I denna undersökning är det alltså viktigt att framhålla denna aspekt på diversiteten för att inse att skillnaderna mellan åns nedre och övre delar är tydligare än vad indexens siffervärden anger.

Emedan avsikten med undersökningen är att studera bottenfaunan i hela forsar är provtagningen utformad så att α och β -diversitet är de typer av diversitet som tros ha undersökts.

Organismerna är av ungefär samma storleksordning. Därför har individantalet använts som vägningsvärde.

6.2.2 Diversitet, jämfördelning och dominans

Förutom de sammanhang som framkom i föregående avsnitt påverkas de båda numeriska indexen också av hur jämt individerna är fördelade mellan de ingående taxa. Betydelsen av detta kan påvisas genom att korrelera indexvärdena med arternas jämfördelning. Man finner att r_{H-E} på våren är 0,607 och på hösten 0,619 ($p = 0,05$). I en större undersökning i Sverige fick Friberg et al. (1977) en korrelation på 0,881 ($p = 0,01$). Eftersom de båda indexen korrelerar signifikant sinsemellan i denna undersökning, på våren var korrelationen 0,877 och på hösten 0,956 ($p = 0,001$), är det uppenbart att båda indexen påverkas kraftigt av hur individerna är fördelade mellan arterna. Undersökningen visar också att det är onödigt att använda båda indexen eftersom de reagerar på samma sätt. Det tycks inte heller vara någon skillnad vilket man väljer emedan de ger samma bild av diversiteten i de studerade samhällena. Om man omfattar hypotesen att det är gynnsammare för ett samhälle ju jämnare fördelade individerna är mellan arterna ger alltså båda indexen en god bild av skillnaderna i denna aspekt mellan stationerna.

Genom att indexvärdena påverkas av jämfördelningen betyder det att de har inbyggt i sig en annan samhällsparameter också, d.v.s. dominans. Dominansens betydelse för diversitetsvärdet framgår av att r_H-d på våren är $-0,657$ ($p = 0,05$) och på hösten $-0,929$ ($p = 0,001$). Diversiteten påverkas alltså mycket negativt om något taxa når en kraftig dominansställning. De dominanta taxas kraftiga inverkan på indexvärdet kan t.o.m. maskera effekten av att samhällets totala taxonantal stiger. På detta utgör station 5 ett tydligt exempel. Där föll diversiteten genom att ett taxon var kraftigt dominerande ($d = 0,782$) på hösten och detta trots att totala artantalet växte från 19 till 22.

Diversitetsindexens känslighet för enskilda taxas dominansställning gör att deras värden kan variera kraftigt på samma plats vid olika årstider. I lotiska miljöer spelar detta stor roll eftersom enskilda grupper kan uppnå mycket höga abundanser under vissa årstider tex. simuliidernas försommarmaximum. I både Murphy (1978) och Jensen & Aagaard (1981) har effekten av dylika årstidsbundna variationer på indexvärdena påtalats. De ifrågasätter nyttan av den bild av samhället som dylika index ger.

Detta avsnitt och föregående påvisar tydligt hur svårt det är att tolka de diversitetsvärden man enkelt kan räkna ut. Av detta följer att det är närapå omöjligt att plocka ut en abiotisk eller biotisk faktor och påstå att den till stor del styr ett samhälles diversitet. Därför är slutsatsen att diversiteten som den påvisas med hjälp av de numeriska indexen ensam inte skulle ha gett en tillförlitlig bild av huruvida det finns verkliga skillnader i faunasammansättningen mellan stationerna. Indexen kan inte heller påvisa några tydliga skillnader mellan åns nedre och övre delar eftersom variationerna mellan årstiderna är så stora.

6.3 Korrespondensanalys och similaritet

Som framkommit tidigare ger korrespondensanalysen en bild av β -diversiteten i ett material. Det innebär att materialet den ordnar upp borde uppvisa gradvisa förändringar i någon riktning. Om dylika förändringar sker är nästa steg att försöka finna den/de parametrar som är orsaken till gradientbildningen. Därför utgör resultaten av korrespondensanalysen en förbindande länk mellan föregående avsnitt om alfa diversitet och efterföljande avsnitt om förändringar i vattendragets längdriktning enligt kontinuitetsprincipen.

Eftersom både korrespondensanalysen och similaritetsindexen framställda i form av dendrogram ordnar upp stationerna på basen av likheter i deras fauna jämförs resultaten av de båda analyserna i detta avsnitt.

Korrespondensanalysens axel 1 och Sörensens samt Bray-Curtis similaritetsindex framställda i form av dendrogram ordnar upp stationerna i ett likartat mönster. Den bästa överensstämmelsen finns mellan axel 1 och Bray-Curtis index på höst

(Fig. 14, 16, 17). Mönstret mellan stationerna är ungefär detsamma enligt similaritetsindexen på våren och hösten. Det betyder att trots att faunan förändras från vår till höst (Bilaga 1 och 2) kvarstår olikheter som gör att stationerna står i ungefär samma inbördes förhållande till varandra.

Korrespondansanalysen ordnar upp stationerna i samma ordningsföljd som de har i ån längs axel ett vilket tyder på att det sker kontinuerliga förändringar i faunasammansättningen i åns längdriktning. Om en axel förklarar en stor del av variationen i ett material tyder det på att det finns en stark primär miljögradient som påverkar faunan (Whittaker 1967, Hill & Gauch 1980). I en undersökning av Townsend et al. (1983) fann man att axel ett korrelerade signifikant med pH och axel två med sommarens högsta vattentemperatur. Skillnaderna i pH förklarade 34 % av skillnaderna i artrikedom mellan stationerna. Man fann också att platser med högre maximalt vattenflöde hade en högre individtäthet. Skillnaderna i det maximala flödet förklarade 30 % av variationen i individantal mellan stationerna. Den slutsats som drogs i deras undersökning var att skillnaderna i pH och högsta sommartemperatur var de viktigaste orsakerna till olikheterna mellan stationerna. Miljöparametrar som korrelerade bäst med förändringar i faunan i en undersökning av Furse et al. (1984) var bottenkvalitet, alkalinitet, kvävehalten, klor, ortofosfat och fårans lutning. I Sarvala (1984) finns några exempel på hur uppordningen av bottenfaunan längs axel 1 ofta uppvisar samma mönster som förändringarna i vattenkvaliteten.

I denna undersökning kan bottenkvalitetsskillnader och fårans lutning direkt uteslutas eftersom variationen hos dem inte följer något mönster uppifrån nedåt i ån. Inte heller de andra miljöparametrarna som presenteras i Tab. 4. varierar regelbundet i denna riktning förutom åns storleksordningen. CUSHING et al. (1983) fann att mycket av den variation i faunan som analysen beskrev kunde hänföras till förändringar som är beroende av storleksordningen på fåran. De ansåg att de naturliga och kontinuerliga förändringar som sker från källflödena till vattendragets mynning (Vannote et al. 1980 och den s.k. kontinuitetsprincipen) är en orsak till faunaförändringarna.

Eftersom stationerna i denna undersökning är belägna i en enhetlig miljö där storleksordningen på åsträckorna där de är belägna varierar endast från ett till tre inverkar troligen de miljöfaktorer som berör av förändringar i fårans storlek rätt lite. För det talar den otydliga zonerings som de funktionella grupperna uppvisar och att föroreningskänsliga arter är de som saknas i de nedre delarna. Den faktor som återstår är då förändringar i vattenkvaliteten. Av de ovan nämnda faktorerna bidrar antagligen skillnaderna i pH mellan stationerna mest till att samhällenas struktur varierar i olika delar av Malax å, antingen direkt eller indirekt genom att påverka halterna av tungmetaller och utfällningen av humus. Stationerna 7, 8 och 9 verkar ha något stabilare pH än de övriga (Tab. 3.)

På basen av de fåtaliga mätningar av vattentemperaturen som

gjorts (Fig. 4) och den korta sträckning som Malax å har kan det inte väntas några större skillnader i sommarens maximala vattentemperatur mellan stationerna. Därför spelar denna faktor troligen ingen roll för uppstruktureringen av faunan i ån. Inte heller tycks det ökade flödet nedströms i ån leda till någon allmän ökning av individtätheten.

Slutsatsen skulle därför bli att axel 1 i korrespondensanalysen ordnar stationerna enligt ett mönster som kan relateras till en varierande grad av stabilt pH och av det beroende parametrar. Även i Anttila (1985) fann man ett klart samband mellan graden av stabilt pH och bottenfaunasammansättningen som den förklarades av axel 1. En annan faktor som uppvisar en gradient uppifrån nedåt i ån är syrehalten på sommaren (Tab. 3). Den är betydligt lägre i åns nedre delar (6 mg/l) i jämförelse med stationerna högre upp (10 mg/l). Eftersom det är känt att många av arterna som lever i forsar är beroende av höga syrehalter (Hynes 1970) kan också den bidra till den uppkomna ordningen på axel ett. Stationernas lägen längs de övriga axlarna är det däremot svårt att finna några förklaringar till.

Fastän förändringarna i vattenkvaliteten tycks vara den viktigaste orsaken till förändringarna i bottenfaunan kan inte inverkan av andra abiotiska (ex. skillnader i vattennmängd och flöde) eller biotiska (ex. skillnader i inom- och mellanarts konkurrens, fiskpredation) faktorer som verkar i samma riktning som vattenkvaliteten uteslutas. Därför är det viktigt att man analyserar samhället med andra metoder också som kan styrka eller dementera betydelsen hos vattenkvalitetsförändringarna.

6.4 Funktionella grupper och älvkontinuitetsbegreppet

Älvkontinuitetsbegreppet är en modell som beskriver ett vattendrag som ett ekosystem sammansatt av en serie samhällen från källorna till havet (Vannote et al. 1980). Modellen försöker visa hur fysikaliska parametrar såsom vattenföring, bottenljusintensitet, temperatur och förändringar i temperaturvariationen förändras kontinuerligt längs ett vattendrag. De biologiska parametrar som uppvisar en dylik kontinuerlig ändring är diversitet, autotrofi/heterotrofi balansen (ett visst åavsnitts produktions/respirationskvot) och förändringar i förhållandet mellan grov- och finpartikulärt organiskt material i driften. Grundtanken är att energi- och materietransporten samt lagringen av dessa styrs av geomorfologiska processer, vilket leder till att den form i vilken energi och materia finns beror på platsens läge i ån. Detta resulterar i en anpassning hos makrozoobentossamhället som avspeglar dessa förändringar. Den mest studerade förändringen hos bentos är hur de funktionella grupperna har tyngdpunkten i sin utbredning i olika delar av ett vattendrag som en adaptation till de ovan nämnda variationerna.

Enligt modellen dominerar delarna och samlarna i vattendragens övre delar (platser storleksordningen 1-3). Orsaken till

det är den stora betydelse som tillskottet av grovt och fint organiskt material från strandzonen spelar. Dessa båda grupper är anpassade för att tillgodogöra sig organiskt detritus med varierande partikelstorlek. En ökad storlek hos vattendraget och en allmän minskning i partikelstorleken hos detritus leder till att samlarna ökar i betydelse nedströms. Predatorerna utgör ungefär lika stor del av samhället i alla delar av vattendraget.

I Malax ås vattensystem finns endast fåror med storleksordningarna 1, 2 och 3. Därför uppkommer heller ingen tydlig zonerings av bottenfaunan enligt älvkontinuitetsprincipen emedan den kräver ett större vattendrag med flere storleksordningar för att bli tydlig. Delarna och samlarna uppvisar dock en trend till att spela en större roll på de två översta stationerna än lägre ned. Filtrerarna spelar också en större roll från station 5 och nedåt på hösten. Denna zonerings tyder på att det är främst grövre organiskt material och bottenbunden detritus som går via bentos i åns övre del. Lägre ned spelar de mindre detrituspartiklarna större roll och då främst de som utvinns genom filtrering av vattnet. Zoneringsen störs av att bentossamhället är svagt utvecklat på våren från station 5 och nedåt. Bl. a. saknas försommartoppen hos Simuliidae, medan den förkommer högre upp, vilket gör att filtrerarna spelar en proportionellt större roll högre upp på våren.

Det mest kännetecknande för ån är den stora betydelse som filtrerarna spelar för bentossamhället på hösten. Gruppen domineras nästan helt av en enda art, Hydropsyche angustipennis. Förekomsten av andra hydroptychider omöjliggörs av det låga flödet under sommaren och vintern, hög temperatur och låg syrehalt i vattnet på sommaren (Edington & Hildrew 1981). Hydroptychider gynnas av stora mängder kväverikt detritus från jordbruket (Dudgeon 1984) genom att den låga C/N kvoten gynnar tillväxten hos larverna (Anderson & Cummins 1979, Vannote & Sweeney 1980). En stor larv ger upphov till en stor adult och desto större den adulta insekten är desto flere ägg producerar den (Vannote & Sweeney 1980). Detta innebär att populationen kan växa mycket snabbt.

En annan grupp filtrerare som borde gynnas av den höga halten seston är Simuliidae. Det verkar dock som gruppens känslighet för variationer i flödet (Henricsson & Müller 1979), låga syrehalter (Bagge 1968), den stora mängden oorganisk substans som sedimenterar på våren (Lemly 1982) och utfällningen av järn-humus-ler komplex skulle leda till att de saknas nästan helt på stationerna 1 till 3. Under senvåren och försommaren är det annars vanligt att stora populationer av Simuliidae finns i rinnande vatten (Henricsson & Müller 1979). De filtrerar då ut stora mängder suspenderat material ur vattnet (Ulfstrand 1968). Denna topp saknas på stationerna 1-3, är svag på St. 5 och 6 och är tydlig endast på St. 8 och 9 (Bilaga 1).

Skraparna är den funktionella grupp som verkar att påverkas kraftigast av den instabila vattenkvaliteten i ån. Det är endast på St. 7 som gruppen finns i större mängder. Eftersom

deras näring främst utgörs av perifyton (diatomeer) kan en av orsakerna till att skraparna inte trivs i en stor del av ån vara att denna födohålla saknas under vissa årstider eller att den inte är tillgänglig för dem. Istället är det växter med luftskott såsom starr, gräs och flytbladsväxter som verkar vara de primärproducenter som utnyttjar den rika förekomsten av närsalter på sommaren. Även de submersa makrofyterna, vattenmossa och grönalger saknas nästan helt från station sex och nedåt (Tab.4). Den kraftiga absorptionen av ljus i humusvatten kan vara den begränsande faktorn för produktionen hos diatomeer och grönalger (Otto & Svensson 1983). Eftersom färgvärdet i Malax å är mycket högt under sommaren (Fig. 10) utgör det en viktig orsak till att förekomsten av alger och vattenmossa är svag. Detta i sin tur leder till att en näringskedja mera eller mindre slås ut (närsalter-perifyton- skrapare).

Predatorerna utgör i enlighet med kontinuitetsmodellen en lika stor del av samhället på samtliga stationer.

Indelningen i funktionella grupper visar tydligt att en stor del av bottenfaunans produktion grundar sig på det alloktona materialet och att det utvinns främst genom filtrering. Vattendragets egna primärproduktion tycks vara av ringa betydelse för omsättningen av energi och materia via bottenfaunan. Jämför man individantalet och de funktionella grupperna på stationerna är det uppenbart att stationerna 1 till 6 har ett bentossamhälle där flera funktionella grupper representeras av ett fåtal individer på våren (Fig. 20). De tre översta stationerna uppvisar ett klart mångsidigare utnyttjande av näringen på våren. Under sommaren växer individantalet kraftigt på stationerna i åns nedre lopp, främst beroende på en arts uppblomstring. Bottenfaunasamhället där har en specialiserad funktion nämligen att filtrera ut näring ur vattnet en kort period, varefter det nästan elimineras.

6.5 Inverkan av miljöstress på samhället

6.5.1 Tillämpning av lognormal kurvan

Gray & Mirza (1979) och Ugland & Gray (1982) anser att det är förändringar hos arter som representeras av 16-128 individer (klass 5-9) som är de mest givande att studera när man vill påvisa att ett samhälle är stressat. De fann att individantalet i dessa klasser ökade vid organisk belastning innan de sällsynta arterna i de första klasserna eliminerades. När den organiska belastningen ökar ännu ett steg slås de sällsynta arterna ut och några få arter dominerar samhället helt.

För att ge en tillförlitlig bild av förhållandet mellan artantal och abundans kräver lognormal modellen stora prover där arternas fördelning är summerad från många förekomstplatser. Orsaken till det är att små prover från några få platser ger en bild av det småskaliga fördelningsmönstret som påverkas av predation, konkurrens, varierande rekrytering och differentierad mortalitet (differential mortality) (UGLAND

& Gray 1982). Men tar man stora prover från många platser kommer de olika arternas inbördes abundans att variera på de enskilda platserna beroende på de ovannämnda faktorerna så att summan av arternas abundans beskrivs av en lognormal kurva. Shepard (1984) anser att log-normal fördelningen är den bästa för att studera art-abundansmönstret i akvatiska ekosystem (och speciellt i rinnande vatten). Orsakerna är de många substrattyper som finns i forsar och att man med sparkmetoden får stora prover, samt det stora artantalet. Shepard visade också hur lognormal kurvan varierar under ett år beroende på arternas livscykel. Han kunde också demonstrera hur en störning av botten leder till förändringar i kurvan och hur kurvan en tid efter störningen återgår till samma mönster som före.

I Malax å kan inte individantalet hos klasserna 5 - 9 ha ökat eftersom så få av stationerna har taxa med en abundans som överstiger den hos klass 9 (>511 individer). Istället verkar det som om taxa som tillhör de ovannämnda klasserna skulle ha en lägre abundans eller saknas helt. Speciellt kraftigt tycks gruppen vara drabbad på stationerna 1, 2, 3 och 5. Dessa stationer tycks ha nått det stadiet att både potentiellt sällsynta och "medelsällsynta" taxa har försvunnit från dem. Man kan därför anta att miljöförhållandena på dessa stationer är på gränsen till vad ett fungerande bentosamhälle tål. Det verkar t.o.m. som om samhällena här skulle rasa samman under vintern och tidiga våren eftersom det finns så få taxa och individer representerade vid vårprovtagningen (Bilaga 1).

Slutsatsen man kommer till är att lognormal modellen är ett gott hjälpmedel att påvisa förändringar i art-abundansmönstret om man undersöker en miljö med många arter och tar delprover från många platser. På basen av denna undersökning framgår det att metoden inte är lämplig när samhället är så stort att endast ett fåtal arter kvarstår. Orsaken är att det finns för få arter för att kunna påvisa skillnader åtminstone med den grafiska metoden. I Shepard (1984) finns ett numeriskt index som utgår från modellen och som kanske också kan användas i ovannämnda fall.

6.5.2 Long Score System

Nybacka (1980) påvisade att B.M.W.P. och Trent indexet fungerade tillfredsställande för att påvisa effekter av kraftiga utsläpp av organiskt material på bentos. Indexvärdena sjönk kraftigt nedanom känd belastningspunkt. Den gradvisa ökningen hos den organiska belastningen nedströms ledde till att indexvärdena sjönk i samma riktning.

Nybacka & Nyman (1982) utnyttjade tre föroreningsindex som påminner om Long Score System, Chandlers index (Chandler 1970), Chandlers modifierade index (Balloch et al. 1976) och B.M.W.P. indexet (B.M.W.P. 1978) i en inventering av de mellersta delarna av Perho å. Den information dessa index gav var att detta avsnitt av ån hade en bottenfauna som ej nämnvärt var stressad av dålig vattenkvalitet. Däremot

varierade indexen något beroende på årstiden. Man fick ett något lägre indexvärde i augusti än i maj. Skillnaden antogs främst bero på att en större del av arterna var adulta i augusti och därför befann sig i terrester miljö.

I Anttila (1985) kunde man med B.M.W.P. indexet visa hur bottenfaunan utarmades nedströms i Kyrö älv och hur kraftig inverkan en bifåra (Seinäajoki) med dålig vattenkvalitet har på faunan i huvudfåran. Det var främst frågan om en ökande grad av organisk belastning.

På basen av Long Score System verkar det som om miljöstressen skulle vara kraftigast i Malax å under perioden november till april, eftersom skillnaden mellan indexvärdena på våren och hösten är kraftig. Vidare pekar indexet på att stressen växer ju lägre ned i ån man kommer. Följande indexvärden talar för detta: 1. TS-värdena stiger ju högre upp i ån man kommer. 2. ASPT-värdet lägre på våren än på hösten. 3. ASPT värdena högre uppströms om våren. Dessa antagande bestyrks av att både individmängderna och taxonantalet är högre på hösten än på våren.

Eftersom Malax å är starkt förorenad även i de övre delarna är en tilltagande organisk belastning nedströms troligen inte den viktigaste orsaken till att indexet sjunker nedströms. Istället är den ökade miljöstressen nedströms troligen ett resultat av större fluktuationer i pH och av det beroende faktorer. Det verkar som om speciellt bentosamhället nedan om kyrkbyn skulle vara beroende av en kolonisation både från åns övre delar och omkringliggande vattendrag för att överhuvudtaget kunna existera. Immigrationen av nya arter till ån under sommaren avspeglas av att similariteten mellan stationerna ökar och att alla stationer får högre TS-värde.

LITTERTURFÖRTECKNING

- Ahl, T. & T. Wiederholm. 1977. Svenska vattenkvalitets-kriterier. Eutrofierande ämnen. - SNV PM 918: 1-124.
- Andersen, M.M., Riget, F.F. & Sparholt, H. 1984. A modification of the Trent index for use in Denmark. *Water Res.* 18: 145-151.
- Anderson, N.H. & K.W. Cummins 1979. Influences of diet on the life history of aquatic insects. - *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 335-342.
- Anttila, M-E. 1985. Koskikivikoiden pohjaeläimistö Kyrönjoen vesistöissä. - Vesihallitus. Tiedotus 257: 1-72. Aro, J. E. 1928. Suomen päivänkorennoiset. - *Otavan hyönteiskirjasia* 3: 1-68.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & M.T. Furse 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. - *Water Res.* 12: 33-347.
- Bagge, P. 1968. Ecological studies on the fauna of subarctic waters in Finnish Lapland. - *Rep. Kevo Subarctic Sta.* 4: 28-79.
- Balloch, D., Davies, C.E. & F.H. Jones. 1976. Biological assessment of water quality in three British rivers: The North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Taf (Wales). - *Wat. Pollut. Control* 75: 92-113.
- Biro, K. 1981. A guide for the identification of chironomid larvae in Hungary. - *Hydrobiology for Water Management Praxis* 11: 1-230.
- Bjarnov, N. & J. Thorup 1970. A simple method for rearing running water insects, with some preliminary results. - *Arch. Hydrobiol.* 67: 201-209..
- B.M.W.P. 1978. Final report of the biological monitoring working party. Assessment and presentation of the biological quality of rivers in Great Britain. - Unpublished report Department of the Environment. Water Data Unit. 37 pp.
- Bray, R. P. 1965. The taxonomy of the larvae and pupae of the British Phryganeidae (Trichoptera). - *J. Zool.* 153: 223-244.
- Brinck, P. 1949. Studies of Swedish stoneflies (Plecoptera). *Opuscula Entomol. Suppl.* 11: 1-250.
- Brinck, P. 1952. Bäcksländor, Plecoptera. - *Svensk insektfauna* 15: 1-127.
- Brittain, J.E. 1978. Sparkemetoden - fordelar, ulemper og anvendelser. - *Fauna* 31: 56-58.

- Brittain, J.E. 1982. Biology of mayflies.- Ann. Rev. Entomol. 27:119-147.
- Chandler, J.R. 1970. A biological approach to water quality management. - Wat. Pollut. Control 69: 415-422.
- Connell, J.H. & R.O. Slatyer 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. - Am. Natural. 111: 1119-1144.
- Cummins, K.W. & M.J. Klug 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. - Ann. Rev. Ecol. Syst. 10: 147-172.
- Cummins, K.W. & G.W. Minshall. 1979. Resource partitioning in fluvial ecosystems. - Kursmaterial från Lund 30/7 - 3/8 1979.
- Cushing, C.E., McIntire, C.D., Cummins, K.W., Minshall, G.W., Petersen, R.C., Sedell, J.R. & R.L. Vannote 1983. Relationships among chemical-physical and biological indices along river continua based on multivariate analyses. - Arch. Hydrobiol. 92:1-10.
- Depauw, N. & G. Vanhooren. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. - Hydrobiologia 100: 153-168.
- Dudgeon, D. 1984. Seasonal and long-term changes in the hydro biology of the Lam Tsuen River, New Territories, HongKong with special references to benthic macroinvertebrate distribution and abundance. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 69: 55-169.
- Edington, J.M. & A.G. Hildrew 1981. Caseless caddislarvae of the British Isles. - Freshwat. Biol. Ass. Sci. Publ. 43: 1-91.
- Entomologiska föreningen 1979. Enumeratio Coleopterum Fennoscandiae et Daniae. Helsingfors.
- Eriksson, E. 1982. Landhöjning och kustbygdsförändring.- Nordiskt Symposium. Luleå.
- Friberg, F., Nilsson, L.M., Otto, C., Sjöström, P., Svensson, B.W., Ssvensson, Bj. & S. Ulfstrand. 1977. Diversity and environments of benthic invertebrate communities in south Swedish streams. - Arch. Hydrobiol. 81: 129-154.
- Frost, S., Huni, A. & W.E. Kershaw. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. - Can. J. Zool. 49: 167-173.

- Furse, M.T., Moss, D., Wright, J.F. & Armitage, P.D. 1984. The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macro-invertebrate communities.- *Freshwater Biology* 14: 257-280.
- Gray, J.S. & F.B. Mirza. 1979. A possible method for detecting pollution-induced disturbance on marine benthic communities.- *Mar. Poll. Bull.* 10: 142-146.
- Gurtz, M.E. & J.B. Wallace. 1984. Substrate-mediated response of stream invertebrates to disturbance. - *Ecology* 65: 1556-1569.
- Hackman, W. 1980. A checklist of the Finnish Diptera 1. Nemato-cera and Brachycera (s. str.). - *Notulae Entomol.* 60: 17-48.
- Hennig, W. 1952. Die Larvenformen der Dipteren.- 3. Teil. Berlin.
- Henricsson, J. & K. Müller. 1979. Stream regulation in Sweden with some examples from Central Europe. - In: Ward, J.V. & J. A. Stanford (ed.). *The ecology of regulated streams.* Plenum Press, New York. pp 182-199.
- Henricsson, J. & G. Sjöberg. 1981. Fiskevård i sidovattendrag ett gödslingsförsök, bottenfaunaundersökningen. - *FÅK Informerar* 10: 17-36.
- Hickin, N.E. 1967. *Caddis larvae.*- Hutchinson & Co. London. 476 pp.
- Hildrew, A.G. & J.C. Morgan 1974. The taxonomy of the British Hydropsychidae (Trichoptera). - *Ent.* 43: 217-229.
- Hiley, P.D. 1976. The identification of British limnephilid larvae (Trichoptera). - *Systematic Entomol.* 1: 147-167.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. - *Ecology* 54: 428-431.
- Hill, M.O. 1979. Decorana - a Fortran program for detrended correspondance analysis and reciprocal averaging. - *Ecology and Systematics, Cornwall University.* 52 pp.
- Hill, M.O. & H.G. Gauch. 1980. Detrended correspondance analysis an improved ordination technique. - *Vegetatio* 42: 47-58.

- Hodgkiss, I.J. & W.P. Kan. 1978. A comparison of four biological indices based on studies of streams in the New Territories, HongKong. - *Wat. Pollut Control* 77: 532-539.
- Holland, D.G. 1972. A key to the larvae, pupae and adults of the British species of Elminthidae. - *Freshwat. Biol. Ass. Sci. Publ.* 26: 1-50.
- Hubendick, B. 1949. *Våra snäckor*. - Bonniers, Stockholm. 100 sid.
- Hughes, B.D. 1975. A comparison of four samplers for benthic macroinvertebrates inhabiting coarse river deposits. - *Water Res.* 9: 61-69.
- Hughes, B.D. 1978. The influence of factors other than pollution on the value of Shannon's diversity index for macroinvertebrates in streams. - *Water Res.* 12: 359-364.
- Huhta, V. 1979. Evaluation of different similarity indices as measures of succession in arthropod communities of the forest floor after clear-cutting. - *Oecologia* 41: 11-23.
- Hutchinson, G.E. 1957. A treatise on limnology. 1. Geography, physics and chemistry. - John Wiley & Sons, Inc. New York. 1015 pp.
- Hynes, H.B.N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. - *Arch. Hydrobiol.* 57: 344-388.
- Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running waters. - Liverpool Univ. Press. Liverpool. 555 pp.
- Hynes, H.B.N. 1977. A key to the adults and nymphs of the British stoneflies, with notes on their ecology and distribution. - *Freshw. Biol. Ass. Sci. Publ.* 17. 92 pp.
- Ilmavirta, V. 1983. Humusjärvien ekologisista erityispiirteistä. - *Luonnon Tutkija* 87: 67-70.
- ISO. 1983. Water quality - Methods of biological sampling - handnet sampling of aquatic benthic macroinvertebrates.- International Organization for Standardization ISO/DIS 7828.
- ISO. 1984. Water quality - assessment of the water and habitat quality of rivers by a micro-invertebrate score. - International Organization for Standardization. Draft Proposal ISO/DP 8689.
- Jensen, F & P. Aagaard. 1981. A critical comparison of some indices used for measuring stream pollution. - *Natura Jutlandica* 19: 147-160.

- Johannessen, M., Skartveit, A. & R.F. Wright. 1980. Stream-water chemistry before, during and after snowmelt. - Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip. SNSF project, Norway.
- Joki-Heiskala, P. 1984. Lumen epäpuhtaudet ja lumen sulamisen vaikutus metsäjärviin. - Vesihallituksen monistesarja 1984: 246.
- Järvinen, O. 1982. Sadevesien happamoituminen Suomessa. - Luonnon Tutkija 86: 7-10.
- Kaila, A. 1983. Humuksesta luonnossa. - Luonnon Tutkija 87: 63-64.
- Kauppi, L. 1978. Effect of drainage basin characteristics on the diffuse load of phosphorus and nitrogen. - Publ. Water Res. Inst. Nat. Board of Waters, Finland, No. 30.
- Kaiser, E.W. 1977. Aeg og larver af 6 Sialis-arter fra Skandinavien og Finland (Megaloptera, Sialidae). - Flora og Fauna 83: 65-79.
- Krebs, C.J. 1978. Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance. - Harper & Row Publishers Inc. New York. 678 pp.
- Kuusela, K. 1979. Early summer ecology and community structure of the macrozoobenthos on stones in the Jäväjänkoski rapids on the river Lestijoki, Finland. - Acta Univ. Ouluensis A 87. Biol. 6. 123 pp.
- Lemly, A.D. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. - Hydrobiologia 87: 229-245.
- Lepneva, S.G. 1970. Larvae and pupae of Annulipalpia. - Fauna of the U.S.S.R., Trichoptera Vol. II, no. 1. Israel Prog Sci. Transl. Jerusalem. 638 pp.
- Lepneva, S.G. 1971. Larvae and pupae of Integripalpia. - Fauna of the U.S.S.R., Trichoptera Vol. II, no. 2. Israel Prog Sci. Transl. Jerusalem. 700 pp.
- Lindroth, C.H. 1967. Våra skalbaggar och hur man känner igen dem, del 1. - Stockholm.
- Macan, T.T. 1958. Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. - Mitt. Internat. Verein. Limnol. 8: 1-21.
- Macan, T.T. 1970. A key to the nymphs of British Ephemeroptera, with notes on their ecology. - Freshwat. Ass. Sci. Publ. 20. 68 pp.

- Macan, T.T. 1977. A key to the British fresh- and brackish-water gastropods, with notes on their ecology. - Freshwat. Biol. Ass. Sci. Publ. 13. 76 pp.
- Macarthur, R.H. 1965. Patterns of species diversity. - Biol. Rev. 40: 510-533.
- Mattson, B. 1979. Vattenkvalitetens inverkan på perifyton och högre vegetation i en förorenad å i Österbotten. - Pro gradu. Inst. för biologi. Åbo Akademi. sid 47.
- Meinander, M. 1962. The Neuroptera and Mecoptera of Eastern Fennoscandia. - Fauna Fennica 13. 96 sid.
- Meinander, M. 1980. Finlands bäcksländor (Plecoptera). - Notulae Entomol. 60: 7-10.
- Müller, K. 1954. Faunistisch-ökologische Untersuchungen in nordschwedischen Waldbächen. - Oikos 5: 77-93.
- Müller-Liebenau, I. 1969. Revision der europäischen Arten der Gattung Baetis Leach, 1815 (Insecta Ephemeroptera). - Gewässer und Abgewässer 48/49: 1-214.
- Murphy, P.M. 1978. Temporal variability in biotic indices. - Environ. Poll. 17: 227-236.
- Nuttall, P. M. & J. B. Purves 1974. Numerical indices applied to the results of a survey of the macro-invertebrate fauna of the Tamar catchment area (Southwest England). - Freshw. Biol. 4: 213-222.
- Nybacka, K. 1977. Kartläggning av bottenfaunan i en förorenad å i Österbotten. - Pro gradu. Inst. för biologi Åbo Akademi. 68 sid.
- Nybacka, K. 1980. Rapport om vattenkvaliteten i Lappfjärds å - Isojoki enligt biotiska index och kemisk-fysikaliska parametrar. - Duplicerad rapport, Vasa Vattendistrikt. 75 sid.
- Nybacka, K. & C. Nyman 1982. Den makroskopiska bottenfaunan i några forsavsnitt i Perho ås mellersta lopp 1980. - Rapport till Miljövårdsnämnden i Kronoby kommun. 11 sid.
- Otto, C. & B. Svensson 1983. Properties of acid brown water streams in south Sweden. - Arch. Hydrobiol. 99: 15-36.
- Panelius, S. 1972. Finlands makroskopiska evertebrater (exklusive Arthropoda) 2. Uppl. Dupl. Helsingfors.

- Pennak, R.W. 1978. Freshwater invertebrates of the United States. - 2. Ed. Chichester Brisbane & Toronto. New York.
- Pielou, E.C. 1975. Ecological Diversity. - John Wiley & Sons New York.
- Pättilä, A. 1982. Katsaus luonnonvesiä happamoittaviin tekijöihin. - Luonnon Tutkija 86: 3-6.
- Quigley, M. 1977. Invertebrates of streams and rivers. - Edward Arnold Ltd. London.
- Salonen, K. 1982. Vesistöjen happamoitumisen biologiset vaikutukset. - Luonnon Tutkija: 43-46.
- Sarvala, J. 1984. Numeerinen yhteisöanalyysi vesistötutkimuksissa. - Luonnon Tutkija 88: 108-115.
- Sedlak, E. 1971. Bestimmungstabellen der Larvaen der häufigen tschechoslowakischen Arten der Gattung Hydropsyche Pict. (Trichoptera). - Acta Entomol. Bohemosl. 68: 185-187.
- Seuna, P. 1983. Influence of physiographic factors on maximum runoff. - Publ. Wat. Res. Inst. Nr. 50.
- Sevola, P. 1979. Pohjanmaan ongelmasavet - muinaismeren pohjaliejut. - Suomen Luonto 38: 102-106.
- Sevola, P., Hudd, R. & M.Hilden. 1982. Luontaiset mahdollisuudet tutkia happamuuden vaikutuksia vesiin Suomessa tulisi käyttää hyväksi. - Luonnon Tutkija 86: 62- 64.
- Shepard, R.B. 1984. The logseries distribution and Mountford's similarity index as a basis for the study of stream benthic community structure. - Freshw. Biol. 14: 53-71.
- Siira, J. 1985. Saline soils and their vegetation on the coast of the Gulf of Bothnia Finland. - Ann.-Bot. Fennici 22: 63-90.
- Smith, D.I. & P. Stopp. 1978. The river basin. An introduction to the study of hydrology. - Cambridge Univ. Press, Cambridge. 120 pp.
- Southwood, T.R.E. 1978. Ecological methods with particular reference to the study of insect populations. - University Printing House, Cambridge.
- Szczesny, B. 1974. Larvae of the genus Hydropsyche (Insecta Trichoptera) from Poland. - Pol. Arch. Hydrobiol. 21: 387-390.

- Svensson, B. W. & B. TJEDER. 1975. Check-list of the Trichoptera of North-Western Europe. - Ent. scand. 6: 261-274.
- Tuomi, J. & P. Niemelä. 1979. Eliöyhteisöjen monimuotoisuus ja tasapainoisuus. - Luonnon Tutkija 83: 37-42.
- Tiitinen, R. 1981. Vesien happamuuden vaikuttavista tekijöistä alunamaa-alueilla. - Vesihallituksen monistesarja, No. 69.
- Townsend, C.R., Hildrew, A.G. & J. Francis. 1983. Community structure in some southern English streams: the influence of physiochemical factors. - Freshw. Biol. 13: 521-544.
- Ugland, K.I. & J S. Gray. 1982. Lognormal distributions and the concept of community equilibrium. - Oikos 39: 171-178.
- Ulfstrand, S. 1968. Benthic animal communities in Lapland. Oikos suppl. 10: 1-120.
- Valiela, I. 1984. Marine ecological processes. - Springer Verlag. New York. 546 pp.
- Wallace, I.D. 1980. The identification of British limnephiliid larvae (Trichoptera; Limnephilidae) which have singelfilament gills. - Freshwater Biol. 10: 171-189.
- Wallace, I. D. 1981. A key to the larvae of the family Leptoceridae (Trichoptera) in Great Britain and Ireland. - Freshw. Biol. 11: 273-297.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.
- Vannote, R.L. & B.W. Sweeney. 1980. Geographic analysis of thermal equilibria; a conceptual model for evaluating the effects of natural and modified thermal regims on aquatic insect communities. - Am. Natural. 115: 667-695.
- Wartiovaara, J. 1978. Phosphorus and organic matter discharged by Finnish rivers to the Baltic Sea. - Publ. Wat. Res. Inst. No. 29.
- Vattenstyrelsen 1978. Pohjanmaan eteläosan vesien käytön kokonaissuunnitelma. II osa. - Vesihallitus.- Tiedotus, 140.
- Vattenstyrelsen. 1981. Maalahdenjoen järjestelysuunnitelma. - Suunnitelmaselostus TN:o 172. Vav 1. 30 s.

- Vattenstyrelsen 1984. Pohjaeläinnäytteenotto käsihaavilla virtaavissa vesissä. Luonnos standardiehdotukseksi VHB-11.- Vesihallinnon tieteellinen neuvottelukunta. Biologinen työryhmä. 9 s.
- Wetzel, R.G. 1975. Limnology.- W. B. Saunders Company. Philadelphia. 743 pp.
- Whittaker, R.H. 1967. Gradient analysis of vegetation. - Biol. Rev. 42: 207-264.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. - Taxon 21: 213-251.
- Whitton, B.A. (ed.). 1975. River ecology.- Blackwell Sci. Publ. Oxford.
- Wiederholm, T., Ekström, C., Fritzon, A., Johansson, C., Petersen, R., Svensson, B. & O. Söderström. 1983. Biologiska förhållanden i rinnande vatten med föroreningspåverkan. En jämförande metodikstudie. - SNV Rapp. 1574, Solna. 171 sid.
- Wilhm, J.L. 1967. Comparison of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. - J. Water Poll. Contr. Fed. 39: 1673-1683.
- Woodiwiss, F.S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. - Chemistry and Industry 14: 443-447.
- Woodiwiss, F.S. 1978. The Trent biotic index - macroinvertebrates in biological surveillance. Elaboration of the scientific bases for monitoring of surface water by hydrobiological indicators. - Report of the first U.K./U.S.S.R. seminar held in Valkai, U.S.S.R., 12-14 July, 1976. 58-81 pp.
- Wright, R.F. & T. Gjessing. 1976. Changes in the chemical composition of lakes. - Ambio 5: 219-223.

Bilaga 1 forts.

Taxa	1	2	3	4	5	6	7	8	9
TRICHOPTERA forts.									
Malesus spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetopteryx villosa (Fabricius)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Limnephilidae obest.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oligostomis reticulata (L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phryganeidae obest.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DIPTERA									
Tipula spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dicranota spp	-	-	1	-	1	-	2	1	2
Pseudolimnophila spp.†	-	-	-	2	-	-	1	5	-
Ormosia spp.†	-	-	-	1	2	-	-	-	-
Molophilus spp.†	-	-	4	-	6	3	-	-	-
Limoniinae obest.	-	-	-	1	-	2	-	1	-
Psychodidae	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Chaoboridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Culicidae	-	-	3	1	-	-	1	5	11
Ceratopogonidae	-	-	-	-	3	-	-	-	1
Simuliidae	-	-	-	-	40	37	105	291	204
Tanypodinae	2	5	9	2	45	34	32	21	21
Orthocladinae	-	8	5	-	8	4	27	14	46
Chironomini	2	1	4	1	1	3	13	6	-
Chironomidae puppa	-	-	-	-	-	2	1	-	8
Tabanus spp	-	-	-	-	1	1	3	-	-
Empididae	-	-	1	-	2	-	1	-	-
Sciomyzidae	-	-	-	-	-	2	-	-	-
Cecidomyiidae	-	-	-	-	-	5	-	-	-
Diptera larv obest.	-	7	7	1	17	-	-	-	-
Diptera puppa obest.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diptera puppa obest.	-	-	-	-	-	1	1	1	-

Taxa	1	2	3	4	5	6	7	8	9
PLECOPTERA									
<i>Taeniopteryx nebulosa</i> (L.)	-	-	-	-	-	-	8	3	262
<i>Leuctra</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphinemura borealis</i> (Morton)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nemoura avicularis</i> Norton	-	-	-	-	-	-	4	3	9
<i>N. cinerea</i> (Retzius)	-	-	-	-	-	7	-	-	-
<i>Nemoura</i> spp	69	112	309	51	129	160	12	158	413
<i>Diura bicudata</i> (L.)	-	-	-	-	-	-	3	10	7
<i>Plecoptera</i> obest.	5	2	-	-	-	-	-	-	1
ODONATA									
Libellulidae	-	-	1	1	-	-	-	-	-
HETEROPTERA									
Corixidae	3	5	9	8	5	9	8	6	1
COLEOPTERA									
<i>Hydroporus</i> sp	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Potamonectes depressus</i> (Fabricius)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dytiscidae obest.	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (Müller)	-	1	1	1	3	1	455	31	85
<i>Limnius volckmari</i> (Panzer)	-	-	-	-	1	-	27	2	-
<i>Coleoptera</i> larv obest.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MEGALOPTERA									
<i>Sialis lutaria</i> l.	-	-	-	-	-	1	6	2	-
<i>S. fuliginosa</i> Pict.	-	-	-	-	-	-	-	24	-
<i>Sialis</i> spp	3	-	-	-	-	-	1	3	-
TRICHOPTERA									
<i>Rhyacophila nubila</i> (Zetterstedt)	-	-	-	4	-	-	3	-	9
<i>Neureclipsis bimaculata</i> (L.)	32	33	326	49	44	16	1	-	-
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet)	-	1	-	-	-	-	71	46	135
<i>P. irroratus</i> (Curtis)	4	1	8	-	1	2	-	-	-
<i>Polycentropidae</i> obest.	-	1	7	-	1	2	-	1	-
<i>Cyrnus flavidus</i> McLachlan	3	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Lype phaeopa</i> (Stephens)	-	-	-	-	-	-	3	-	-
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (Curtis)	408	267	569	385	2310	43	-	3	9
<i>H. pellucidula</i> (Curtis)	-	-	-	-	-	-	3	-	33
<i>H. silfenii</i> Ulmer	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hydropsyche</i> spp	49	45	20	-	83	-	-	3	25
<i>Athripsodes cinereus</i> (Curtis)	2	3	3	-	1	-	-	1	-
<i>Brachycentrus subnubilus</i> Curtis	-	-	2	2	3	2	-	1	-
<i>Limnophilus</i> spp	3	-	6	-	-	-	7	2	6
<i>Potamophylax</i> spp	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stenophylax permistus</i> McLachlan	-	1	-	-	-	-	-	-	-

Bilaga 3. Översikt av samhällsparametrar vid vårprovtagningen.

S = antal taxa, N = individ antal, H = Shannon-Wieners index

$H_{Max} = \ln S$, $E = H/H_{Max}$ (jämnhet) och D = Simpsons index

St. nr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Σ
Samhälls parametr.										
S	9	10	15	13	19	15	27	24	18	41
N	27	75	212	146	222	193	581	747	605	2808
H	1,72	1,88	1,71	1,78	2,25	1,95	1,99	1,51	1,59	
H_{Max}	2,20	2,30	2,71	2,56	2,94	2,71	3,30	3,18	2,90	
E	0,78	0,82	0,63	0,69	0,77	0,72	0,60	0,47	0,55	
D	0,70	0,81	0,75	0,78	0,87	0,83	0,77	0,67	0,73	

Bilaga 4. Översikt av samhällsparametrar vid höstprovtagningen.
 S = antal taxa, N = individ antal, H = Shannon-Wieners
 index, $H_{Max} = \ln S$, $E = H/H_{Max}$ (jämnhet) och D = Simpsons
 index

St.nr	1	2	3	4	5	6	8	9	Σ	
Samhälls- parametr.										
S	17	20	24	18	22	25	27	28	28	57
N	709	695	1421	1060	3059	665	1099	461	1351	10517
H	1,31	1,67	1,57	1,95	0,90	2,28	2,07	2,40	2,15	
H_{Max}	2,83	3,00	3,18	2,89	3,09	3,22	3,30	3,33	3,33	
E	0,46	0,56	0,49	0,67	0,29	0,71	0,63	0,72	0,64	
D	0,56	0,73	0,73	0,80	0,38	0,88	0,79	0,85	0,83	

Funktionell grupp	Taxon
Delare	Asellus aquaticus, Leuctra spp, Nemoura avicularis, N. cinerea, Nemoura spp, Plecoptera obest, Limnephilus spp, Potamophylax spp, Stenophylax permistus, Halesus spp, Chaetopteryx villosa, Limnephilidae obest, Oligostomis reticulata, Phryganeidae obest.
Samlare	Oligochaeta, Collembola, Siphonuridae, Leptophlebia marginata, Paraleptophlebia spp, Taeniopteryx nebulosa, Amphinemura borealis, Tipula spp, Psychodidae, Orthocladinae, Chironomini.
Filterrare	Pisidium spp, Neureclipsis bimaculata, Polycentropus flavomaculatus, P. irratus, Polycentropidae obest, Cynus flavidus, Hydropsyche angustipennis. H. pellucidula, H. silfenii. Hydropsyche spp, Brachycentrus subnubilus, Simuliidae.
Predatorer	Glossiphonia complanata, Erpobdella octoculata, Hydracarina, Diura bicaudata, Libellulidae, Corixidae, Hydroporus sp., Potamonectes depressus, Dytiscidae obest, Sialis lutaria, S. fuliginosa, Sialis spp, Molophilus spp, Limoniinae obest, Tanypodinae, Tabanus spp, Empididae, Ceratopogonidae.
Skrapare	Valvata piscinalis, Baetis niger, B. rhodani, B. subalpinus, Baetis spp, Centroptilum luteolum, Oulimnius tuberculatus, Limnius volckmari, Lypephacopa, Athripsodes cinereus.

INSECTA											SCORE		
PLECOPTERA	EPHEMEROPTERA	TRICHOPTERA	COLEOPTERA	HEMPTERA	DIPTERA	OTHER INSECTS	TRICLADIDA	CRUSTACEA	MOLLUSCA	HYMENOPTERA		ARHIELIDA HIMENOPTERA	OLIGOCHAETA
Capniidae Leuctridae Chloroperlidae Perlidae Perlidae													10
Taeniopterygidae													9
													8
													7
													6
													5
													4
													3
													2
													1

Bilaga 6. Poängberäkningsgrunder för Long Score System indexet (ISO 1983).

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA

1. Julkaiseminen vesi- ja ympäristöhallinnossa. Helsinki 1987.
2. Heikkilä, Raimo: Kyrönjoen deltan sedimenttitutkimus 1983-1985. Helsinki 1986.
3. Nyman, Kurt; Anttila, Marja-Eliisa; Lax, Hans-Göran; Sarvala, Jouko: Koskien pohjaeläimistö jokien laatuluokittelun perustana.
Nyman, Kurt; Anttila, Marja-Eliisa; Lax, Hans-Göran: Pohjaeläinnäytteenotto käsihaavilla virtaavasta vedestä. Helsinki 1986.
4. Vesistöhankeiden vaikutusten arviointi. Helsinki 1986.
5. Talsi, Tuija: Porvoon edustan merialueen tila ja sen kehitys vuosina 1965-1984. Helsinki 1987.
6. Lax, Hans-Göran: Vattenkvalitet och longitudinell zonering hos makrozoobentos i forsavsnitt i Malax å (västra Finland). Helsinki 1987.