



LLI

O-87119 / E-88421

Nr 1. Generell del



Bruk av
vassdragets **bunnfauna** i
vannkvalitetsklassifiseringen.

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor Postboks 33, Blindern 0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:	0-87119 E-88421
Undernummer:	01
Løpnummer:	2278
Begrenset distribusjon:	FRI

Rapportens tittel:	Dato:
Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr. 1 Generell del.	9.2.1989
Forfatter (e):	Prosjektnummer:
Karl Jan Aanes (NIVA) Torleif Bækken (NIVA)	0-87119 E-88421
	Faggruppe:
	Vassdrag
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag):
	62

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
Statens Forurensningstilsyn (SFT) Norsk institutt for vannforskning (NIVA)	

Ekstrakt:
Rapporten er en videreføring av prosjektet "Vannkvalitetskriterier for ferskvann". Den gir en generell oversikt over kunnskapen om og mulighetene for å bruke vassdragets bunnfauna til å sette kriterier og å klassifisere et vassdrags vannkvalitet. Det er videre foretatt en sammenstilling av kunnskapen omkring virkningene av ulike forurensningstyper på bunnfaunaen. Forurensningstypene er eutrofi, virkning av organisk stoff, giftvirkning, forsurening og virkningen av partikkelforurensning. Eksempler er hentet fra utenlandske og norske vassdrag. Bunnfaunaen, brukt som klassifiseringsverktøy, har store muligheter i det videre arbeidet med å beskrive og overvåke vannkvaliteten, fordi bunndyrsamfunnene endrer karakter ved forurensninger og integrerer effekten av miljøpåvirkningene over lang tid.

- 4 emneord, norske:
1. Bunnfauna
 2. Vannkvalitet
 3. Klassifisering
 - 4.

- 4 emneord, engelske:
- 1.
 - 2.
 - 3.
 - 4.

Prosjektleder:


Karl Jan Aanes

For administrasjonen:


Dag Berge

ISBN 82-577-1579-4

0-87119/E-88421

Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering

Nr. 1 Generell del

Oslo, 9. februar 1989

Prosjektleder: Karl Jan Aanes
Medarbeider : Torleif Bækken

FORORD

Statens forurensningstilsyn (SFT) har i samarbeid med Norsk institutt for vannforskning (NIVA) arbeidet med vannkvalitetskriterier i ferskvann. Håndboken "Vannkvalitetskriterier for ferskvann" vil bli utgitt våren 1989, og bygger på tre arbeider fra perioden 1980 til 1986 (NIVA, 1980, 1983 og 1986).

Foreliggende rapport er en videreføring av dette arbeidet og delprosjektet: "Bruk av bunndyr (makrovertebrater) i vassdragsovervåking" ble etablert juli 1987. NIVAs oppgave i denne utredningen har vært å gi en oversikt over dagens kunnskapsnivå og behov når en vil nytte vassdragets bunnfauna i det videre arbeide med å sette opp kriterier for vannkvalitet og klassifisering av vassdragsavsnitt. Videre skulle NIVAs utredning gi en sammenstilling over kunnskapsnivået når det gjelder virkningen av de ulike forurensningstypene på bunnfaunaen i våre rennende vanns økosystemer. Vassdragets bunnfauna brukt som et klassifiseringsverktøy har store muligheter i det videre arbeidet med å beskrive og overvåke vannkvaliteten i vann og vassdrag. Dette fordi bunndyrsamfunnet er i stand til, gjennom sin oppbygning, å integrere den samlede effekten av miljøpåvirkningene over lang tid.

Den miljøpåvirkning som er knyttet til organisk belastning (saprobiering) er utredet i egen rapport av LFI, Zoologisk Museum, Oslo.

På NIVA har cand.real. Karl Jan Aanes vært leder for prosjektet: "Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking". Sammenstilling av materiale og utarbeidelse av rapporten er i stor grad utført av cand.real. Torleif Bækken, NIVA. Prosjektet har vært finansiert dels med midler fra SFT og dels med NIVAs egne forskningsmidler. SFTs kontaktperson har vært Per Erik Iversen.

Den nordiske standardiseringskomité for vannundersøkelser INSTA har nettopp startet et tilsvarende prosjekt på vannkvalitetsklassifisering vha. vassdragets bunnfauna. Koordineringsansvaret for dette arbeide i INSTA's arbeidsgruppe AG14 har NIVA. Denne rapporten er og en del av det videre arbeide i den nordiske arbeidsgruppen.

Oslo, 9. februar 1989

Karl Jan Aanes

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
SAMMENDRAG	4
1. INNLEDNING	6
2. BRUK AV BUNNDYR I VASSDRAGSOVERVÅKNING	9
2.1 Bunndyr er en heterogen gruppe	9
2.2 Hvordan benytte bunndyrdata	9
2.3 Bruk av indekser	10
2.3.1 Oversikt over indekser	10
2.3.2 Diversitetsindekser	10
2.3.3 Komparative indekser	13
2.3.4 Forurensningsindekser	13
2.4 Noen eksempler fra litteraturen	23
3. FORURENSNINGSTYPER OG INDEKSER	23
3.1 Norsk/nordisk tilpasning	23
3.2 Eutrofiering	28
3.2.1 Arnavassdraget - eutrofi/organisk/generell	29
3.3 Virkning av organisk stoff	31
3.4 Forsurning	32
3.5 Giftvirkning	34
3.5.1 Folla - tungmetaller	36
3.6 Virkning av uorganiske partikler	38
3.6.1 Vetlefjordselva - uorganiske partikler	41
4. VIDERE UTVIKLING	41
5. LITTERATUR	45
6. APPENDIKS	54

SAMMENDRAG

1. Bunndyrsamfunnets sammensetning bestemmes av en lang rekke miljøparametre. Samfunnsstrukturen avspeiler miljøet. Dette er den grunnleggende teoretiske basis for å bruke bunndyr i vannkvalitetsbestemmelser.
2. Mange analysemetoder er brukt for å kartlegge endringer i bunndyr-samfunn: Basisdata, diversitetsindekser, komparative indekser og forurensningsindekser.
3. Blant flere forurensningsindekser er Biotic Index av Trent-typen og Score Index av BMWP-typen anvendt av en rekke forfattere i den senere tid.
Forurensningsindekser baserer seg på at forskjellige bunndyrarter tolererer forurensninger i ulik grad. Fravær/tilstedeværelse av indikatorarter/grupper kan indikere en spesiell vannkvalitet. Eller sammensetningen av dyregrupper (f.eks. familier) i et bunndyrsamfunn vil også gi en indikasjon på vannkvaliteten.
4. 5 forurensningstyper er summarisk behandlet:
 - 1) Eutrofi
 - 2) Virkning av organisk stoff
 - 3) Forsuring
 - 4) Giftvirkning
 - 5) Virkning av partikulært materiale
5. Forurensningsindekser ble anvendt på data fra vassdrag med ulik type forurensning: Arnavassdraget - eutrofi, Folla - tungmetaller, Vetlefjordselva - uorganiske partikler.

I Arnavassdraget ble det anvendt BMWP-indeks, Long Score-indeks, dansk Trent indeks og Trent Biotic Index. De kjemiske parametrene viste eutrofi. Bunndyrindeksene (unntatt Trent Biotic Index) påviste i tillegg en betydelig og annen type forurensning ved enkelte stasjoner.

I Folla fungerte Long Score-indeksen og BMWP ganske bra for tungmetallforurensning. Enkelte feilaktige verdier viser imidlertid at indekssystemet må forbedres.

De samme indeksene ble brukt på partikkel-forurensningen i Vetle-

fjordselva. Indeksene gav tildels feilaktige inntrykk, og de er i sin nåværende form ikke anvendbare på denne type partikkelforurensning.

6. Forurensningsgraden i en vannforekomst er forskjellen mellom naturtilstanden og nåtilstanden. I et videre arbeid med bunndyr og vannkvalitetsklassifisering trengs ytterligere kunnskaper om naturtilstanden for bunndyrsamfunn i ulike vassdragstyper. Videre trengs det en utvidet kunnskap om bunndyrenes toleransegrenser og preferanseområder under forskjellige forurensningsregimer. Biotestvirksomheten vil her etterhvert spille en viktig rolle.

Med et godt bakgrunnsmateriale kan det utvikles et godt og presist klassifiseringssystem til bruk i vannkvalitetsovervåkingen av våre vassdrag.

Tilsvarende arbeid når det gjelder klassifisering av vannkvalitet i rennende vanns økosystemer ved hjelp av bunndyrundersøkelser pågår nå parallelt i Norden.

1. INNLEDNING

Forvaltningsmyndigheter har behov for informasjon om tilstanden i de vannressursene de er satt til å forvalte. Andre brukere vil ha tilsvarende behov.

NIVA har etter oppdrag fra SFT utarbeidet et klassifikasjonssystem for vannkvalitet med følgende målsetninger (SFT 1989):

- 1) Klassifisering av forurensningsgrad, dvs. avviket mellom forventet upåvirket, naturlig vannkvalitet og den nåværende vannkvalitet.
- 2) Klassifisering av vannkvalitet i henhold til aktuelle bruksformer.

I dette systemet er det skilt ut 6 hovedgrupper av forurensning (virkningstyper): 1) eutrofiering 2) virkning av organisk stoff 3) forsuring 4) giftvirkning 5) virkning av partikulært materiale og 6) mikrobiologisk belastning.

Den eksisterende vannkvalitet (nå-tilstanden) er utgangspunkt for klassifiseringen.

Systemet skal være et hjelpemiddel til bruk ved

- a) vurdering av overvåkningsdata
- b) bestemmelse av vannkvalitet og forurensningsgrad
- c) utarbeidelse av forurensningsoversikter
- d) planlegging av bruken av vannforekomster
- d) fastsette mål for vannkvalitet
- f) prioritering av innsatsområder
- g) fastsette krav til og omfang av begrensende tiltak (SFT 1988).

I dette arbeidet har man tilgjengelig en rekke metoder. Vannkjemiske målinger er mye benyttet. Disse målingene beskriver imidlertid bare tilstanden i et bestemt øyeblikk. Biologiske metoder vil kunne gi viktig tilleggsinformasjon. Det er det biologiske systemet som reagerer på forurensninger. Derfor er det også naturlig at vi leter i det biologiske systemet etter forurensningsreaksjonene og prøver å kvantifisere disse (Kjellberg et al. 1988). Mange typer organismer er benyttet, f.eks. bakterier, sopp, alger, høyere planter, protozoer, macroevertebrater (bunndyr) og fisk. Av disse er macroevertebrater mest benyttet av siterte biologiske metoder i forurensningsovervåkning (Hellowell 1986). Her kan nevnes at i den "Samordnede recipientkontrollen 1987-1988" i Sverige, som består av 62 program, inngikk bunnfaunaundersøkelser i 74% av undersøkelsene. Dersom man

bare holder seg til rennende vann, vil trolig andelen være enda større.

Bunndyrdata i overvåkningssammenheng har vært brukt i lange tider. Liebmann (1962) henviser til Kolenati (1848) og Cohn (1853) som begge observerer at organismer fra rent vann skiller seg fra organismer fra forurenset vann. Siden den gang er det utviklet en lang rekke metoder for vannkvalitetsklassifisering. I norsk/skandinavisk sammenheng bør vi kunne videreutvikle og tilpasse analysemetoder og presentasjonsformer slik at det blir et tilgjengelig verktøy for politikere, forvaltningen og andre brukere av vannressursene.

Det er derfor viktig å koordinere det videre arbeidet i Norge med tilsvarende arbeide som nå parallelt skal foregå i Norden. Det vil bidra til at man raskere og rimeligere kan komme fram til et operativt klassifiseringssystem (S - Wiederholm et al. 1983, DK -Andersen et al. 1984, SF - Lax 1986).

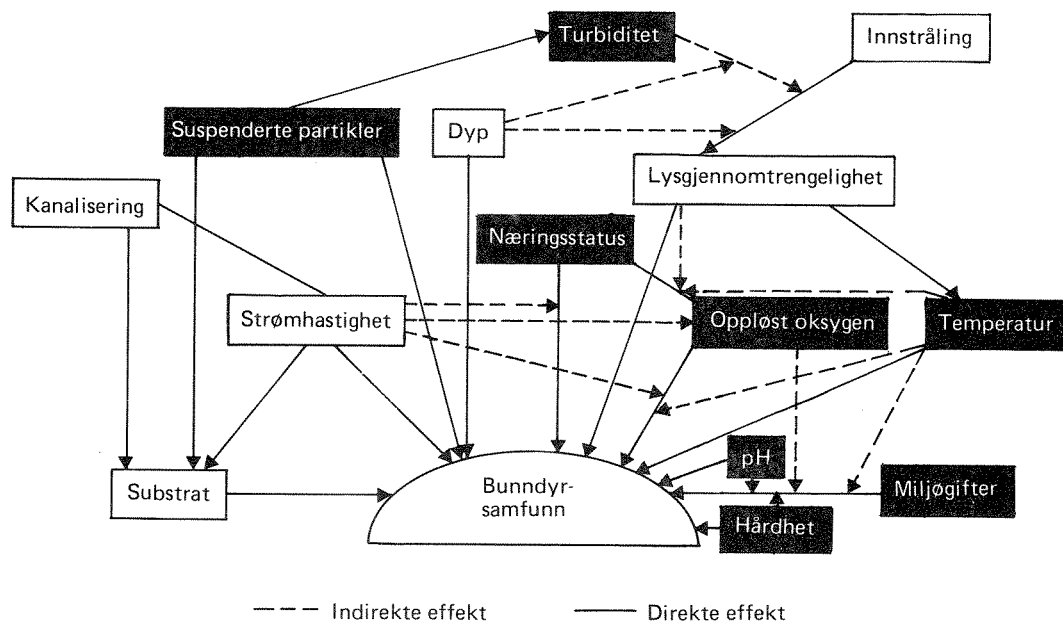


Fig. 1 Forskjellige miljøparametres innvirkning på hverandre og på et bunndyr-samfunn i elv. Parametre som forventes å ha spesiell innvirkning på vannkvaliteten har mørk bakgrunn. (Etter Hawkes, 1979).

2. BRUK AV BUNNDYR I VASSDRAGSOVERVÅKNING

2.1 Bunndyr er en heterogen gruppe

En organisme må forholde seg til sitt miljø. Sammensettingen av dyre- og plantesamfunnene på elvebunnen er bestemt av et mangfold av miljøparametre. De mange populasjonene i et samfunn har ulike tålegrenser og preferanseområder. Når en eller flere av miljøparametrene endres, vil også organismsamfunnene endres. Samfunnene gjenspeiler miljøet. Fig. 1 viser hvordan forskjellige parametre innvirker på hverandre og på samfunnet.

Bunndyr er en svært heterogen gruppe organismer. Det finnes ekstreme rentvannsarter og det er arter som er svært tolerante overfor forskjellige typer forurensinger. Dette er en forutsetning for å kunne bruke dem i vannkvalitetsklassifisering, og en viktig grunn til at de er mye brukt. Andre årsaker til deres popularitet er at dyrene er lette å samle kvalitativt og semikvantitativt. Det krever lite utstyr (ved sparkeprøver: En standardisert hov, NS 4719). Dessuten er dyrene forholdsvis lette å bestemme (i allfall til familie), og ikke minst finnes det mange analysemetoder.

2.2 Hvordan benytte bunndyrdata

Det er utarbeidet mye litteratur om arters og grupperes evne til å beskrive hvordan ulike forurensninger påvirker resipienten (se Hynes 1966, Hart and Fuller 1974, Resh and Rosenberg 1984, Økland 1983, Hellawell 1986, Mance 1987, Muirhead-Thomson 1987).

Erfarne biologer kan vurdere en elvs vannkvalitet ved å vurdere artslister og antall individer av hver art. Men for å få en stor datamengde sammenfattet og presentert på en lettfattelig måte, er det utviklet mange typer av indekser (for oversikt se Washington 1984, Hellawell 1986).

Metodene for dataanalyse kan grupperes i fire hovedtyper:

1. Basisdata:

Dette innbefatter totalt antall individer, totalt antall arter/grupper, antall dyr i hver gruppe, dominansforhold.

2. Diversitetsindekser:

Disse indeksene er et uttrykk for samfunnsstrukturen. Endringer i samfunnet, uansett årsak, vil gi endringer i indeksverdiene.

3. Komparative indekser:

Disse indeksene måler likheten/ulikheten mellom to eller flere populasjoner eller samfunn.

4. Forurensningsindekser

Disse indeksene baserer seg på at rentvannsfaunaen forsvinner i takt med økende forurensing, mens tolerante arter/grupper overtar. Indeksene tar i bruk responsen arter/grupper har til forurensinger. Det alt vesentlige av slike indekser er utviklet for organisk forurensing.

2.3 Bruk av indekser

2.3.1 Oversikt over indekser

For å kvantifisere endringer i samfunnsstrukturen er det utviklet en rekke indekser (tabell 1). Indeksene har ulike krav til basisdata. De har også ulik evne til å beskrive en forurensingssituasjon.

2.3.2 Diversitetsindekser

Det er utviklet mange diversitetsindekser, fra enkle til mer kompliserte (for oversikt se Washington 1984). De er basert på data som artsantall og tettheten av dyr. Endringer i samfunnet gir endringer i indeksverdiene. Noen av indeksene, f.eks. Shannon-Wiener-diversitets-indeks, er mye brukt. Indeksene tar imidlertid ikke hensyn til årsaken til endringene. De sier ikke noe om hvorfor endringer har skjedd eller hva slags stressfaktor som har påvirket samfunnet. To helt ulike samfunn kan få samme diversitetsindeks dersom de har samme

Tabell 1 Sammenheng av egenskapene til et utvalg av indekser som er brukt ved analyser av biologiske data. (Etter Hellawell, 1986).

(a) *Pollution indices*

1. Species deficit (Kothé, 1962)

$$I = \frac{S_u - S_d}{S_u} \times 100$$

S_u = no. of species upstream
 S_d = no. downstream of outfall

2. Relative purity (Knöpp, 1954)

$$I = \frac{\Sigma(o+b)}{\Sigma(o+b+a+p)}$$

No. of species in each class
 o = oligosaprobic
 b = beta-mesosaprobic
 a = alpha-mesosaprobic
 p = polysaprobic

3. Saprobity index (Pantle and Buck, 1955)

$$I = \frac{\Sigma sh}{\Sigma h}$$

s = degree of saprobity (Liebmann, 1951)
oligo = 1, poly = 4
 h = abundance (rare = 1, 3 = frequent,
5 = abundant)

4. Saprobic index (Zelinka and Marvan, 1961)

$$I = \frac{\Sigma ahg}{\Sigma hg}$$

a = saprobic valency in each of 5
saprobic classes (sum = 10)
 h = abundance
 g = indicator value (1-5; 5 = high)

5. Trent biotic index (Woodiwiss, 1964)

Derived from table provided. Highest score (10 upwards) is equivalent to lowest population. Uses qualitative data.

6. Biotic score (Chandler, 1970)

Sum of scores derived from table provided. Score of clean water rarely exceeds 2500. Uses quantitative data.

7. Pollution index (Beck, 1954)

$$I = 2S_i - S_t$$

S_i = no. of species, intolerant
 S_t = tolerant to pollution
rarely exceeds 10

(b) *Diversity indices*

8. Williams' alpha index (Fisher *et al.*, 1943)

$$S \approx \log_e N/\alpha$$

S = no. of spp.
 N = no. individuals
 α = index of diversity

Derived from nomogram.

Tabell 1 (forts.)

9. Diversity index (Menhinick, 1964)

$$I = S/\sqrt{N}$$
 Symbols as above
10. Diversity index (Margalef, 1951)

$$I = S - 1/\log_e N$$
 Symbols as above
11. Diversity index (Simpson, 1949 or Pielou, 1969; Duffey, 1968)

$$I = -\sum \frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$
 n_i = no. of individuals in *i*th spp., otherwise as above.
 (values inverted)
12. Information theory diversity index (Shannon, 1948)

$$I = \sum_{r=1}^s p_r \log_2 p_r$$
 p_r = proportion of individuals in *r*th spp.
13. Diversity index (McIntosh, 1967)

$$I = \sqrt{\sum_{i=1}^s n_i^2}$$
 Symbols as above
14. Sequential comparison index (Cairns *et al.*, 1968)

$$I = R/N$$
 R = no. of changes in species per scan
 N = total number scanned
- (c) *Comparative indices*
15. Coefficient of similarity (Jaccard, 1912)

$$I = \frac{c}{a + b - c}$$
 a = no. of spp. in community A
 b = no. in B
 c = no. common to both
16. Coefficient of similarity (Kulezynski, 1948)

$$I = \frac{c}{2} \left(\frac{1}{a} + \frac{1}{b} \right)$$
 Symbols as above
17. Quotient of similarity (Sorensen, 1948)

$$I = \frac{2c}{(a + b)}$$
 Symbols as above
18. Index of similarity (Mountford, 1962)

$$I = \frac{2c}{2ab - (a + b)c}$$
 Symbols as above
19. Comparative measure (Raabe, 1952)

$$I = \sum \min(d, e, f, \dots, z)$$
 d, e, f , etc. are minimum % values of each species common to both communities
20. Comparative measure (Czekanowski, 1913)

$$I = \frac{2\sum \min(g, h, \dots, z)}{A + B}$$
 g, h , etc. = lesser measures of abundance of species common to both communities; A and B are sums of measures of abundances in each community
21. Distance measure (Sokal, 1961)

$$D_{jh} = \sqrt{\sum_{i=1}^s (p_j^i - p_h^i)^2}$$
 D_{jh} = distance between communities
 p_j^i = proportion of spp. *i* in community *j*
 p_h^i = proportion of spp. *i* in community *h*

tetthet og/eller samme artsfordeling.

Diversitetsindekser er derfor ikke egnet til vannkvalitetsklassifisering.

2.3.3 Komparative indekser

Her finnes også mange indekser (se Washington 1984). De baserer seg på artsantall, enkelte krever også tetthetsdata. Ved å bruke disse indeksene kan man sammenligne to og to stasjoner/prøver på ett tidspunkt eller samme stasjon ved to tidspunkt, eller sammenligne flere stasjoner/prøver mot hverandre satt opp i en matrise. Man kan f.eks. undersøke likheten mellom to eller flere samfunn der noen er utsatt for forurensinger andre ikke. Dette kan f.eks. være ovenfor og nedenfor et utslipp eller før og etter et utslipp. En ofte brukt komparativ indeks er Sørensens likhetsindeks.

Komparative indekser tar heller ikke i betraktning årsaksforholdene til ulike samfunnsstrukturer. De vil derfor ikke være egnet til vannkvalitetsklassifisering.

2.3.4 Forurensingsindekser

Fordi forurensingsindeksene baserer seg på viten om forskjellige arters og gruppers krav til sitt miljø, er det høyst relevant å bruke slike for å angi vannkvalitet. Mange indekser er utviklet (tabell 2). Da forskjellige land har forskjellige naturforhold, fauna og forurensingsproblemer, har det vært en del tilpasninger av indekstyper til de enkelte lands behov. Indeksene er i hovedsak tiltenkt brukt ved organiske forurensinger, men kan også fungere ved en mer sammensatt "generell forurensing".

Vi skal her ta for oss to av de mest brukte indekstypene i den senere tid:

A. Biotic Index System

Trent Biotic Index (Woodiwiss 1960) og indekser avledet fra denne.

B. Biotic Score System.

Chandlers Score Index (Chandler 1970) og indekser avledet fra denne.

Tabell 2. En oversikt over forurensingsindekser. Enkelte lokale varianter er utelatt. Delvis hentet fra Washington 1984.

Kolkowitz and Marsson's Saprobien-system (1908)
 Wright and Tidd's "oligochaete indicator" (1933)
 Patrick's histograms (1950)
 Knöpp's "Relative purity" (1954)
 Beck's index (1955)
 Pantle & Buck's Saprobity index (1955)
 Beak et al.'s "lake" index (1959)
 The Trent index (Woodiwiss index) (1960)
 Goodnight and Whitleys "oligochaetes" (1960)
 Zelinka & Marvan Saprobic index (1961)
 Kothè's Species deficit (1962)
 King and Balls' index (1964)
 Graham's index (1965)
 Beak's "river" index (1965)
 Brinkhurst's index (1966)
 Sander's Rarefaction method (1968)
 Palmer's index (1969)
 Chandler's biotic score (1970)
 Chutter's index (1972)
 Heister's modification to Beck's index (1972)
 The average Chandler Biotic Score (CBS) (Balloch, 1976)
 Hilsenhoff's index (1977)
 Biological Monitoring Working Party. Score index (1978)
 Rfaelli and Mason's index 1981)
 Andersen et al.'s dansk "Trent" indeks (1982)
 ISO's Long Score Index (1984)
 ISO's Short Score Index (1984)
 Stark's Macroinvertebrate Community Index (MCI) (1985)

A.

Trent Biotic Index ble utviklet av Woodiwiss og første gang brukt i 1960. Det ble brukt bunndyr fra strømpartier i en del engelske elver. Woodiwiss laget en tabell med nøkkelgrupper/indikatorgrupper basert på toleranse overfor organisk forurensing (tabell 3). Ved tilstedeværelse og/eller fravær av nøkkelgrupper kom en så ut med en indeksverdi varierende fra 0 til 10. (0-X). 10 står for rent vann og 0 for maksimal forurensing.

Denne måten å bruke bunndyrdata på karakteriserer vannforekomsten i forhold til forurensing med en verdi. Metoden er enkel; den krever bare kvalitative prøver (sparkeprøver) og liten grad av taksonomisk

ekspertise.

I sin opprinnelige form er Trent Biotic Index lite brukt. Balloch et al. (1976) mente at indeksen var av begrenset verdi fordi den var lite følsom overfor svakt og moderat forurensede vassdrag. Graham (1965) tilpasset Trent Biotic Index for Lothians River Purification Board (se appendiks tabell 1). Denne indeksen er også lite følsom og lite brukt (Hellowell 1978).

Senere versjoner av Trent-indeksen er utviklet for danske forhold (Andersen et al. 1982, 1984). Den synes å ha en større presisjon og følsomhet enn Trent Biotic Index. Det er brukt tilstedeværelse/fravær av nøkkelgrupper, men i tillegg justeres indeksen med "positive og negative diversitetsgrupper". Det betyr at man bruker rentvannsarter/grupper i et foreliggende materiale til å justere indeksverdien mot renere-vann-verdi. Og man bruker mer tolerante arter/grupper til å justere mot indeksverdier for mer forurenset vann. Indeksverdiene angir graden av organisk belastning gradert fra I til IV (app.tabell 2).

DePauw & Vanhooren (1983) har tilpasset Trent-indeksen til belgiske forhold. Forandringen består stort sett av endringer av nøkkelgruppene (app.tabell 3). Forøvrig er modifiserte utgaver av Trent Biotic Index også brukt i land som Frankrike (Vernaux & Tuffery, 1967), Luxembourg (Tuffery & Davine, 1970) og Irland (Flanagan & Toner 1972). Trent Biotic Index har også vært utprøvd i Akerselva med forholdsvis godt resultat (Borgstrøm & Saltveit 1978). Imidlertid fungerte indeksen dårlig for Mærradalsbekken (Oslo). Jørgensen (1977, 1978) brukte flere indekser på bunndyrdata fra Nitelva og Fjellhamarelva i Akershus. Dette skjedde i forbindelse med starten for NIVAs arbeid med vannkvalitetskriterier. Jørgensen fant at alle de brukte indeksene var i stand til å påvise forandringer i vannkvaliteten. Indeksene var Trent Biotic Index, Irish Index (Flanagan op cit.) og to indekser basert på Biotic Score-system: Chandlers Score Index og Chandler ASPT.

B.

Biotic Score. Chandler (1970) poengterte at Trent Biotic Index ikke tok hensyn til tettheten til populasjonene i bunndyrsamfunnet. Ett tilfeldig individ (f.eks. drevet inn fra et upåvirket område) av en nøkkelorganisme kunne derfor medføre stort utslag på indeksverdien.

Tabell 3. Tabellen viser indikator/nøkkel-grupper og indeksverdier brukt i Trent Biotic Index. Den nederste delen definerer hva som menes med betegnelsen "gruppe".

DEL 1.

Nøkkel indikator gruppen	Diversitet i faunaen	Totalt antall grupper tilstede (se del 2)				
		0-1	2-5	6-10	11-15	16+
Steinfluenymfer tilstede	Fler enn en art	-	VII	VIII	IX	X
	En art	-	VI	VII	VIII	IX
Døgnfluenymfer tilstede	Fler enn en art	-	VI	VII	VIII	IX
	En art)	-	V	VI	VII	VIII
Vårfluellarver tilstede	Fler enn en art	-	V	VI	VII	VIII
	En art)	IV	IV	V	VI	VII
<u>Gammarus</u> tilstede	Artene ovenfor fraværende	III	IV	V	VI	VII
<u>Asellus</u> tilstede	Artene ovenfor fraværende	II	III	IV	V	VI
Tubificide fåbørstemarker og/eller røde fjærmygglarver tilstede	Artene ovenfor fraværende	I	II	III	IV	-
Alle grupper ovenfor fraværende	Noen organismer som <u>Eristalis tenax</u> som ikke krever løst oksygen i vannet kan være tilstede	0	I	II	-	-

- *) Unntatt Baetis rhodani
 **) Baetis rhodani taes med

DEL 2. "Gruppe" er definert som vist nedenfor

- 1) Hver art av flatormer (Platyhelminthes)
- 2) Fåbørstemarker unntatt Nais
- 3) Nais
- 4) Hver art av igler (Hirudinea)
- 5) Hver art av snegler (Mollusca)
- 6) Hver art av krepsdyr (Crustacea)
- 7) Hver art av steinfluer (Plecoptera)
- 8) Hver slekt av døgnfluer (Ephemeroptera)
- 9) Baetis rhodani (døgnflue)
- 10) Hver familie av vårfluer (Trichoptera)
- 11) Hver art av nettvinger (Neuroptera)
- 12) Fjærmygg (Chironomidae) unntatt Chironomus thummi
- 13) Chironomus tummi
- 14) Knott (Simuliidae)
- 15) Hver art av biller (Coleoptera)
- 16) Hver art av vann-midd (Hydracarina)

Videre mente Chandler at Trent-indeksen ikke var nøyaktig nok fordi den antok at alle artene innenfor en nøkkelgruppe (f.eks. steinflueartene) hadde samme egenskaper overfor forurensinger.

Chandler utviklet en ny indeks med et "score-system". Faunaen ble i stor grad artsbestemt og inndelt i etter forekomst. Ut fra en tabell gis artene en tallverdi (score). Tabellen er en rangering av bunndyr etter deres toleranse overfor forurensing. Når hver art/gruppe er gitt en verdi, summeres disse og vi får en total score (TS) som angir graden av forurensing (app.tabell 4). Chandlers Score Index gir lave verdier for forurensete lokaliteter og høye verdier (ingen grense oppad) for rent-vanns-lokaliteter. En stor svakhet med Chandlers indeks i denne formen (TS) er at den også gir lave verdier for artsfattige samfunn på rentvannslomaliteter, f.eks. i de øvre og upåvirkede delene av et elveløp. Dette problemet ble løst ved å regne ut en gjennomsnittsverdi; total score delt på antall poenggivende arter/grupper: Chandler ASPT (Average Score Per Taxon) (Balloch et al. 1976).

$$\text{Chandler ASPT} = \frac{\text{Total poengsum}}{\text{Antall poenggivende grupper}}$$

Chandlers indekser (TS og særlig ASPT) er ansett som gode indekser (Balloch et al. 1976, Hellawell 1986). De har imidlertid ikke vært mye brukt. Det har sammenheng med at indeksene er tid- og arbeidskrevende når det gjelder sortering, opptelling og artsbestemmelser.

Idèen om å gi arter/grupper en tallverdi i forhold til deres toleranse er videreutviklet og forenklet. BMWP (1978) (Biological Monitoring Working Party) foreslo et system for Storbritania. Bunndyrene bestemmes til familier. Familiene rangeres etter deres toleranse overfor forurensinger. Registrerte familier gis en tallverdi (score) fra 1 til 10 (Fig. 2). Tolerante familier gis lave verdier, mens intolerante familier får høye verdier (tabell 4). Tallverdiene summeres og vi får total score; indeksverdien.

Armitage et al. (1983) foreslo å bruke en gjennomsnittsverdi: ASPT (Average Score Per Taxon).

$$\text{ASPT} = \frac{\text{Total poengsum}}{\text{Antall poenggivende grupper}}$$

Tabell 4. Rangering av familier etter forurensningstolerante brukt i score-indeksen BMWP.

Families	Score
Siphonuridae Heptageniidae Leptophlebiidae Ephemerellidae Potamanthidae Ephemeridae	10
Taeniopterygidae Leuctridae Capniidae Perlodidae Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae	
Phryganeidae Molannidae Beraeidae Odontoceridae Leptoceridae Goeridae Lepidostomatidae Brachycentridae Sericostomatidae	
Astacidae	
Lestidae Agriidae Gomphidae Cordulegasteridae Aeshnidae Corduliidae Libellulidae	8
Psychomyiidae Philopotamidae	
Caenidae	7
Nemouridae	
Rhyacophilidae Polycentropodidae Limnephilidae	
Neritidae Viviparidae Ancylidae Hydroptilidae	6
Unionidae	
Corophiidae Gammaridae	
Platycnemididae Coenagriidae	
Mesoveliidae Hydrometridae Gerridae Nepidae Naucoridae Notonectidae Pleidae Corixidae	5
Halipidae Hygrobiidae Dytiscidae Gyrinidae Hydrophilidae Clambidae Helodidae Dryopidae Elmithidae Chrysomelidae Curculionidae	
Hydropsychidae	
Tipulidae Simuliidae	
Planariidae Dendrocoelidae	
Baetidae	4
Sialidae	
Piscicolidae	
Valvatidae Hydrobiidae Lymnaeidae Physidae Planorbidae Sphaeriidae Glossiphoniidae Hirudidae Erpobdellidae	3
Asellidae	
Chironomidae	2
Oligochaeta (whole class)	1

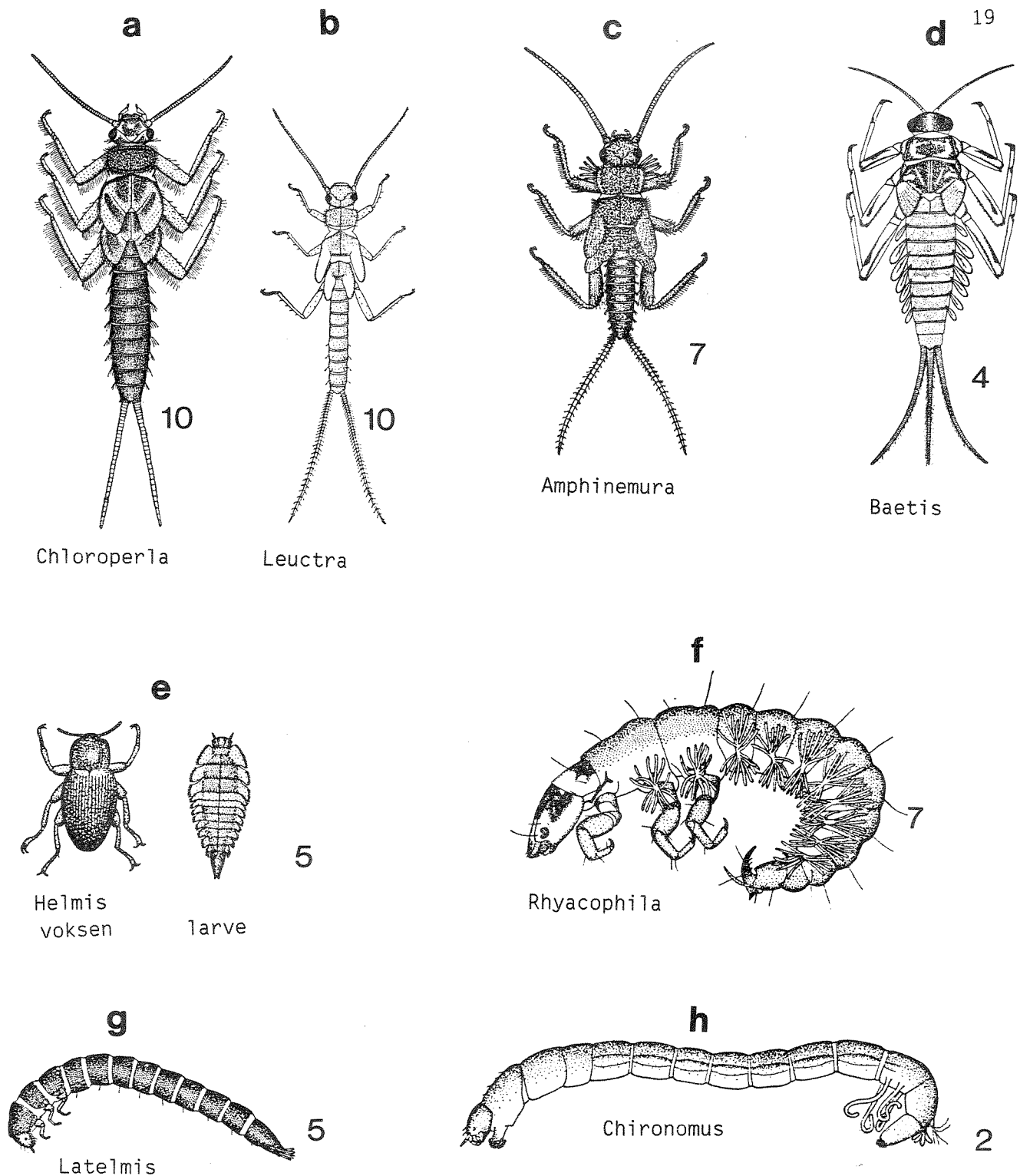


Fig. 2. Forskjellige bunndyrarter. Tallene viser deres "toleranse-score" i BMWP-indeksen. a), b) og c) er steinfluer, d) døgnfluer, e) og g) biller, f) vårfluer, h) fjærmygg, i) og j) snegler, k) fåbørstemark og l) krepsdyr.

Figurene er hentet fra Dall et al., 1987 (i og j) og Hynes, 1966 og 1970.

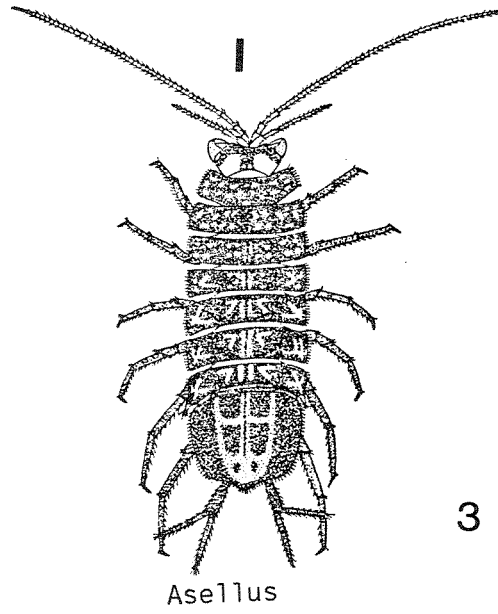
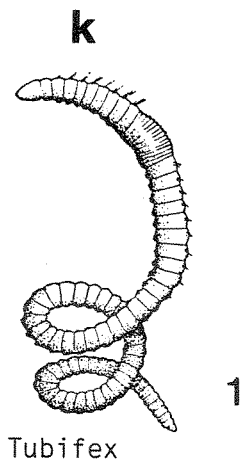
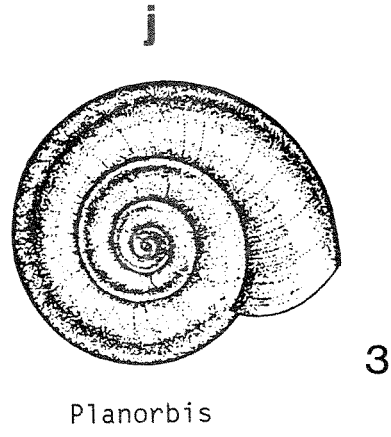
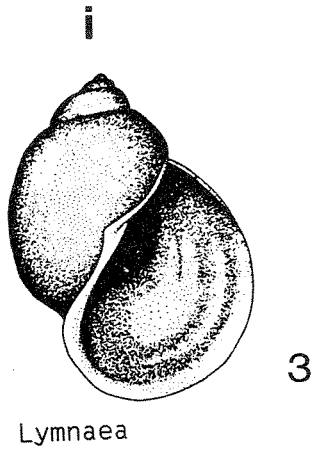


Fig. 2. (forts.).

BMWP (og ASPT) er mindre nøyaktig enn Chandlers indekser fordi de som minste taksonomiske enhet bruker familier og ikke tar hensyn til abundansen. Analysemetoden er imidlertid langt mindre arbeidskrevende og man klarer seg med kvalitative prøver (sparkemetoden). Pinder et al. (1987) viste at man trengte få sparkeprøver fra et grussubstrat for å få gode resultater med ASPT (Fig. 3).

BMWP finnes i en del varianter. Forskjellen mellom dem er stort sett rangeringen av familiene i forhold til forurensingen.

Long Score System er en indeks utviklet i Europa (ISO 1984) (app. tabell 5).

Short Score System er en indeks også utviklet i Europa, men tenkt å dekke hele verden (ISO 1984). Denne tar også hensyn til relativ abundans (app. tabell 6).

New Zealand har sin variant, MCI (Macro-invertebrate Community Index) (Stark 1985). Gjennomsnittsverdien på denne indeksen multipliseres med 20 (skaleringsfaktor) slik at MCI-verdiene kan variere mellom 0 og 200. MCI anvender i stor grad slekter som taksonomisk enhet. Dette gjør den mer følsom for svake forurensinger.

$$\text{MCI} = \frac{\text{Total Score}}{\text{Antall Scoring Taxa}} \cdot 20$$

Hilsenhoff utviklet en indeks basert på Chutter (1972) for organisk forurensing (Hilsenhoff 1977 og reviderte Hilsenhoff 1987). Systemet er laget for bruk i USA. Ved en standardprosedyre plukkes det ut 100 individer. Det tas også hensyn til relativ abundans. Arter (grupper) får en tallverdi i forhold til deres toleranse (0-10). Antall individer i hver toleransegruppe multipliseres med gruppens toleranseverdi. Verdiene summeres og fordeles på antall individer (oftest 100) :

$$\text{Biotic index} = \frac{\sum n_i a_i}{N}$$

n_i = antall individer av hver art/gruppe

a_i = toleranseverdien (score)

N = totalt antall individer

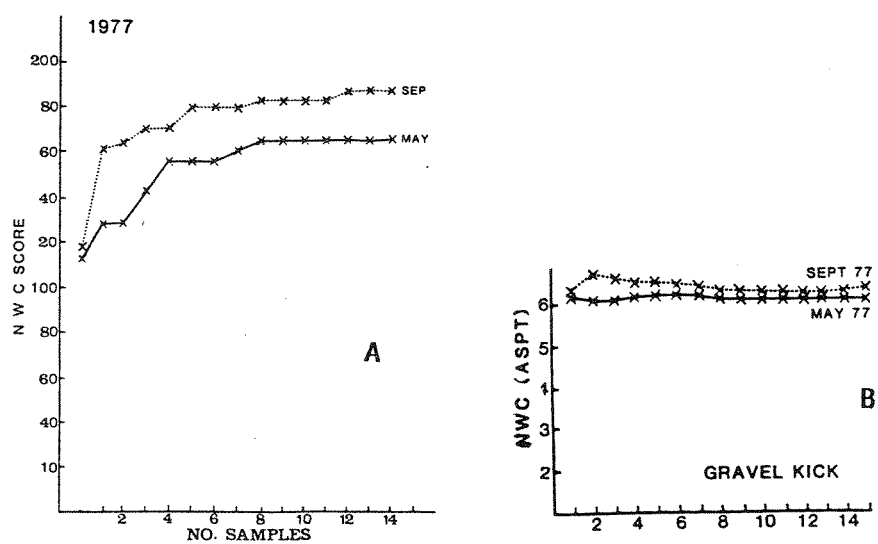


Fig. 3 NWC (=BMWP)-indeksverdier sett i forhold til antall prøvetakinger. A viser total score. B viser gjennomsnittscore, ASPT. Prøvene er tatt med sparkemetoden i grussubstrat. Etter Pinder et al., 1987.

2.4 Noen eksempler fra litteraturen

Det er flere forfattere som har brukt flere forskjellige indekser, både forurensingsindekser, diversitetsindekser og komparative indekser. Hvorvidt indeksene virker tilfredsstillende for vårt behov, er for det første avhengig av egenskaper ved indeksen selv, men også at den brukes på områder hvor den er tiltenkt brukt. Ofte er vassdrag belastet med flere forurensingstyper. Indeksene vil ofte registrere dette og vise en generell forurensingssituasjon.

Balloch et al. (1976) brukte Grahams Index, Trent Biotic Index, Chandlers Score Index og en diversitetsindeks i ulikt belastede vassdrag i Storbritania (Fig 4 og 5). I den sterkest belastede elva viser alle indeksene samme trend, men Chandlers indeks viste seg å være best til å spore forandringene i vannkvaliteten. Enda tydeligere viste dette seg i den minst belastede elva.

En grundig svensk undersøkelse tok for seg en rekke indekstyper (Wiederholm et al. 1983). Forurensingsindeksene var innbyrdes signifikant korrelerte (Fig. 6). Enkelte stasjoners lave indeksverdier ble antatt å være forårsaket av andre faktorer enn eutrofi og organisk belastning. Sammensettingen av bunnfaunaen kunne tyde på metallforurensing. Sørensens similaritetsindeks fremstilt med dendrogram viste tydelig en gruppering av upåvirkede referansestasjoner og forurensingspåvirkede stasjoner (Fig. 7).

Pinder & Farr (1987) fant at NWC (= BMWP)-ASPT (total score pr. taxa) var best egnet til å indikere vannkvaliteten. I den undersøkelsen kom Chandlers ASPT dårlig ut (Fig. 8).

3. FORURENSINGSTYPER OG INDEKSER

3.1 Norsk/nordisk tilpasning

De forannevnte forurensingsindeksene er i første rekke utviklet for å påvise organiske forurensinger i engelske og mellom-europeiske elver. Lite er gjort for å utvikle systemer for andre forurensingstyper (unntatt forsurening). Det er heller ikke gjort noe for å tilpasse de utenlandske indekssystemene til norske forhold. Dette er imidlertid nødvendig både fordi vassdragstyper, fauna og forurensingsgrad/type skiller seg fra mellomeuropeiske forhold.

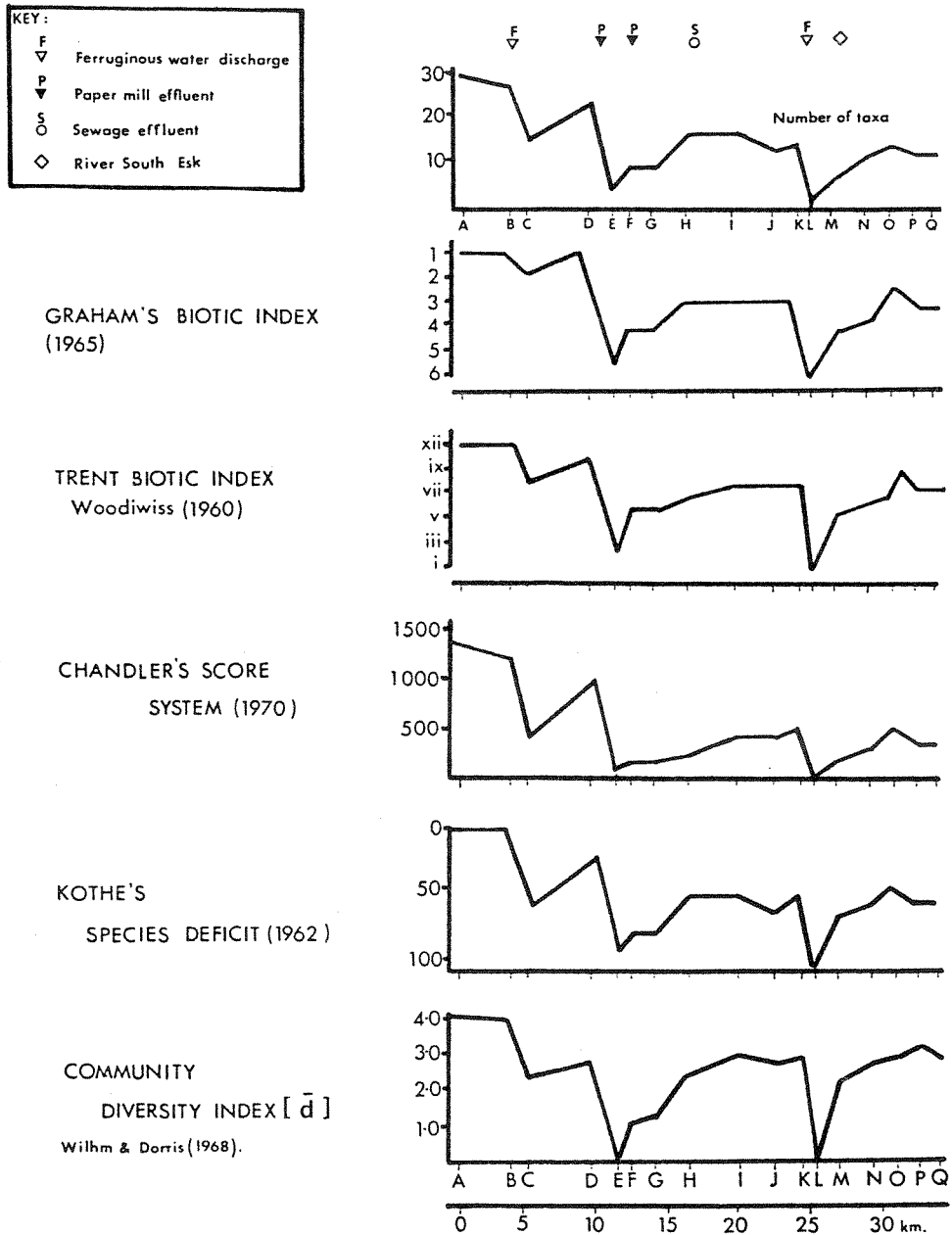


Fig. 4. Ulike indekser brukt i en til dels kraftig forurenset elv, River North Esk i England. Symboler øverst på figuren viser tilløpselver og forurensende utslipp. (Balloch et al. 1976).

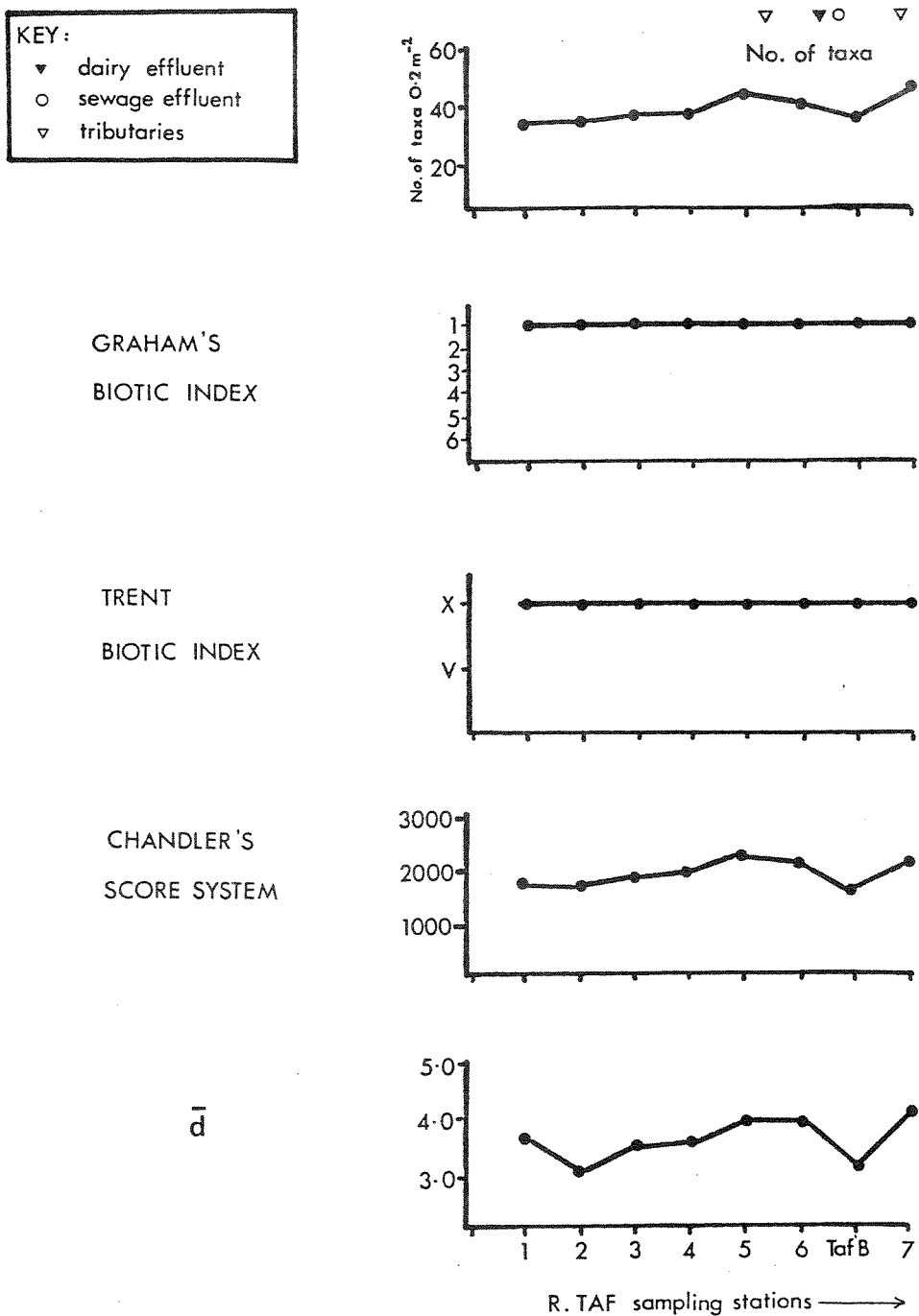


Fig. 5. Ulike indekser brukt i en svakt forurenset elv, River Taf i England. Symboler øverst på figuren viser tilløpselver og forurensende utslipp. (Balloch et al. 1976).

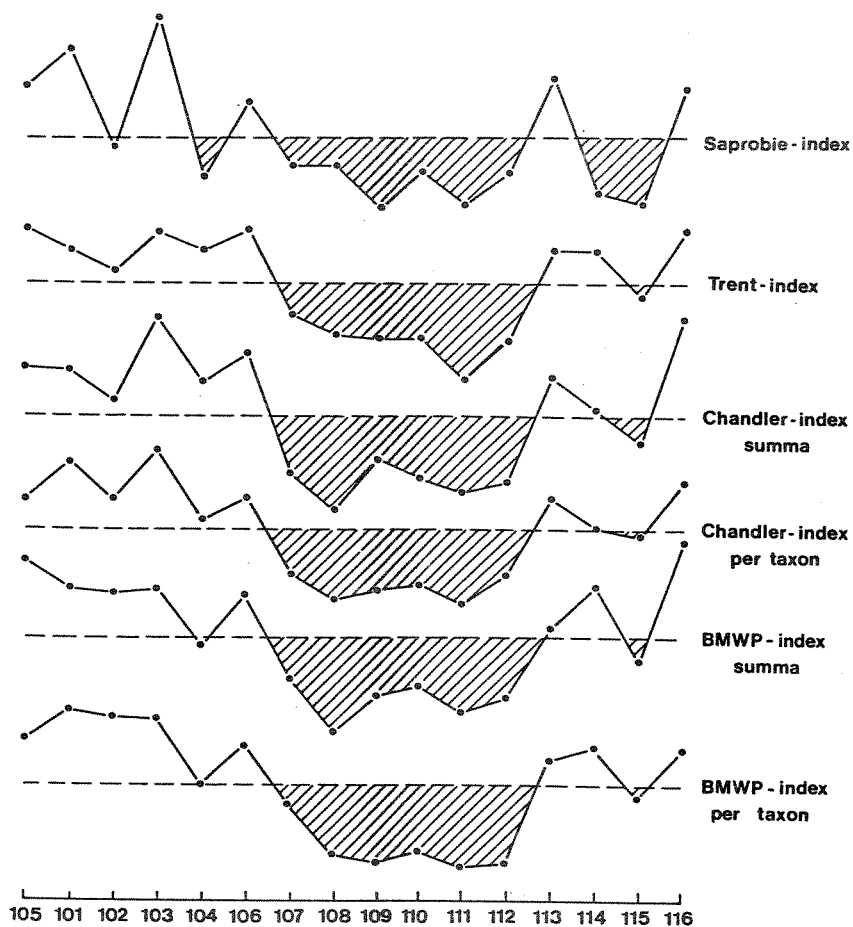


Fig. 6. Ulike forurensingsindekser brukt i forurensede vassdrag i Sverige (101-112: Kolbäksån 113-116: Arbogaån). (Wiederholm et al. 1983).

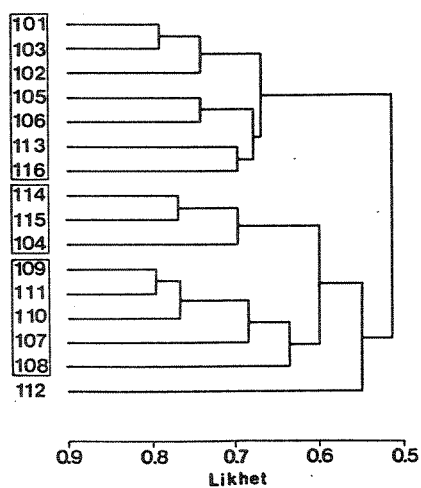


Fig. 7. Sørensen's likhetsindeks vist ved dendrogram (Wiederholm et al. 1983).

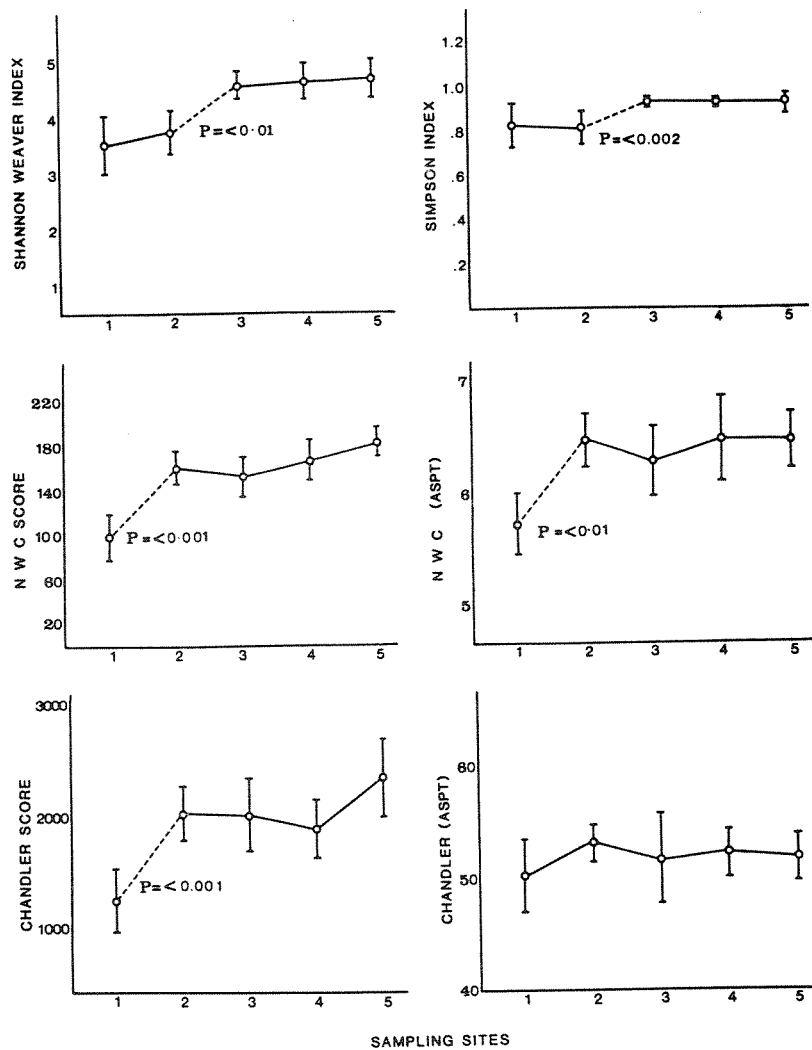


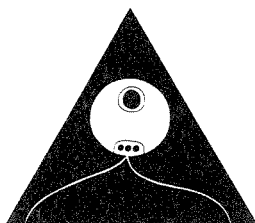
Fig. 8. Forskjellige typer indekser brukt på samme materiale. Det er brukt gjennomsnittsverdier med 95 % signifikansintervaller. To nabostasjoner som er signifikant forskjellige er bundet sammen med en stiplet linje. (Pinder & Farr, 1987).

En utvikling av norske/nordiske vannkvalitetsindekser må ta utgangspunkt i klassifiseringssystemet foreslått av NIVA (SFT 1989). I dette systemet skilles det mellom 6 forskjellige forurensingstyper.

- 1) Eutrofiering
- 2) Virkning av organisk stoff
- 3) Forsuring
- 4) Giftvirkning
- 5) Virkning av partikulært materiale
- 6) Mikrobiologisk belastning

Et klassifiseringssystem bør kunne utformes slik at man kan påvise forurensingstype og forurensingsgrad.

3.2 Eutrofiering



Begrepet eutrofiering brukes for å beskrive tilgangen på næringssalter og biologiske produksjonsvilkår i vann (SFT 1988).

Flere typer menneskelig aktivitet medfører eutrofiering. De som skaper størst problemer er punktutslipp fra husholdning og industri og mer diffuse utslipp som avrenning fra jordbruksområder. I ferskvann er tilgangen på fosfor oftest avgjørende for eutrofiutviklingen. Men også nitrogen og andre salter kan være av betydning.

Eutrofe vannforekomster kan ha naturgitte årsaker betinget av berggrunn og løsavsetninger i nedbørfeltet. I mange, særlig større elvesystemer, finnes en langsgående gradient fra oligotrofi (næringsfattig) øverst til eutrofi (næringsrik) nederst i vassdraget (Hawkes 1975). Faunaen i de øvre delene er basert på næring i form av organisk materiale fra land (gress, blader o.l.). Nedover i elvesystemet blir denne næringskilden relativt mindre, mens planteproduksjonen i selve elva blir viktigere. Artsammensettingen i bunndyrsamfunnet forandres tilsvarende. Samfunnets funksjonelle oppbygging endres. Arter som kan utnytte den økte primærproduksjonen vil utgjøre en større del av faunaen.

Generelt kan en si at en eutrofiering i de næringsfattige øvre delene av et elvesystem vil medføre en funksjonell endring av samfunnet, slik at oppbyggingen ligner samfunnet i de nedre, og naturlig mer eutrofe,

delene av vassdraget (Hynes 1969).

Svak eutrofiering vil favorisere organismer som beiter på overflater med påvekstalger (scrapers), f.eks. enkelte døgnfluearter. Filtrende organismer kan nyttiggjøre seg et økt driv av organiske partikler. Eksempel på slike organismer er knottlarver og nettspinnende vårfluelarver. Tettheten av individer i bunnfaunaen vil øke som en funksjon av økt næringstilbud. Ved økende eutrofiering kommer et økende innslag av organiske partikler. Ved kraftig eutrofiering kan det forbrukes så mye oksygen til nedbryting av dødt organisk materiale at det får store følger for bunndyrsamfunnet. Effekten av kraftig eutrofiering blir lik effekten av organisk forurensing.

Nedstrøms et utslipp av organisk materiale får vi en suksesjon av samfunnstyper (Hynes 1966). Under nedbrytingen av det organiske materialet frigjøres plantenæringsalter som gir en eutrof situasjon. Og bunnfaunaen innretter seg deretter.

3.2.1 Arnavassdraget - eutrofi/organisk/generell

I Arnavassdraget ved Bergen ble det i 1988 tatt prøver fra sju lokaliteter. En rekke kjemiske parametre ble målt og bunndyrsamfunnene analysert. Deler av elva er tydelig påvirket av menneskelig aktivitet.

Ved bunndyranalysen ble det utprøvd to score-indekser: Long Score Indeks og BMWP indeks. Det ble brukt gjennomsnittsverdier (ASPT, se tabell 4 og appendikstabell 5). Det ble også prøvd ut to indekser av "Trent"-typen: den danske varianten og Trent Biotic Index (tabell 3 og appendikstabell 2). Score-indeksene er ulike ved at de rangerer dyregruppene noe forskjellig i forhold til forurensingstoleranse.

Begge score-indeksene viste samme mønster (Fig.10). Verdiene for BMWP lå hele tiden noe lavere enn for LS-indeksen. Indeksene viste at stasjon 4 var mest forurenset, deretter 3 og 2, mens stasjonene 1, 5, 6 og 7 var lite forurenset. Den danske "Trent"-indeksen viste tilsvarende mønster, men skilte ikke mellom stasjon 2 og 3. Og den skilte ut stasjon 7 som en rentvannslokalitet. Trent Biotic Index klarte ikke å fange inn de samme variasjonene og gav for stasjon 2 og 1 et feilaktig inntrykk.

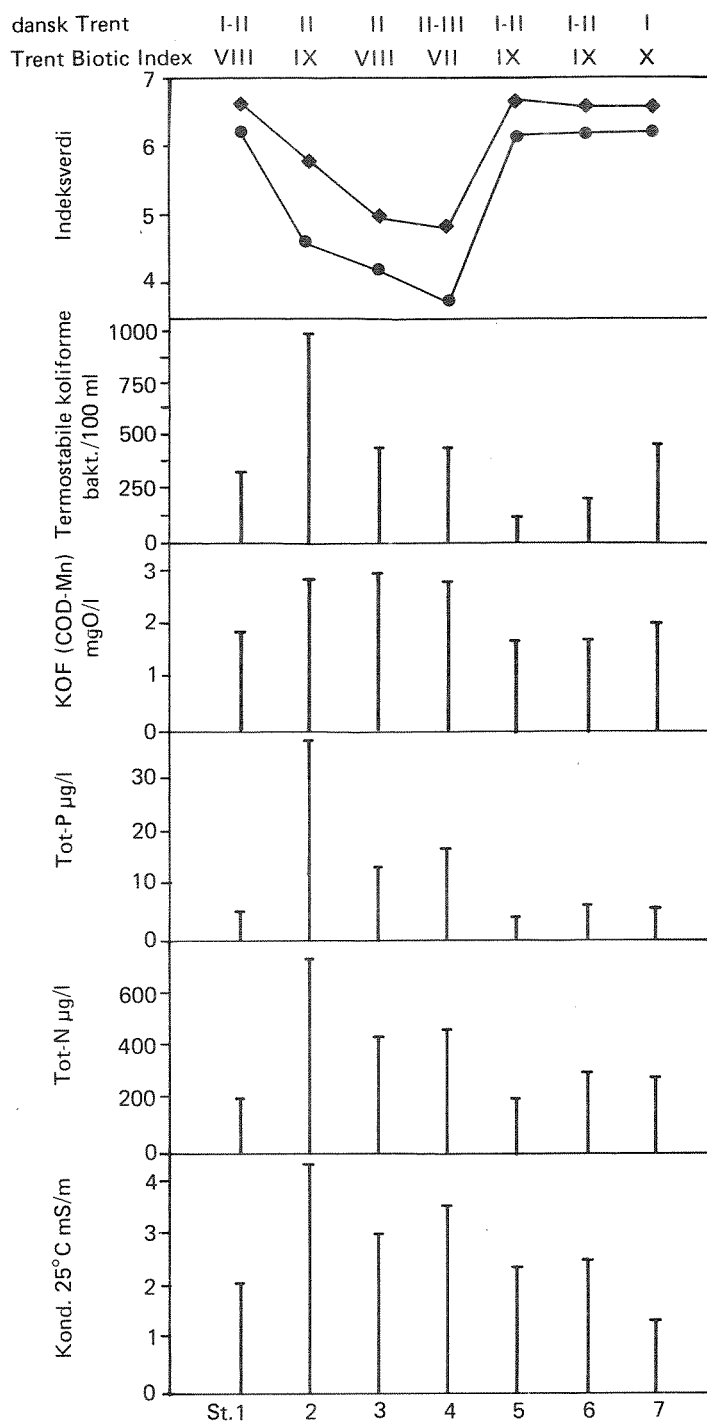


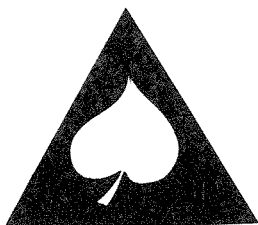
Fig. 10. BMWP indeks (●), Long Score indeks (■), dansk Trent indeks og Trent Biotic Index brukt på bunndyr i Arnassvassdraget 1988. Indeksene er sammenstilt med endel andre parametre som kan gi opplysninger om forurensningssituasjonen.

Disse indeksene er laget for å angi organisk belastning. Men skyldes indeksverdiene fra Arnassdragnet organisk forurensing, kan det være eutrofiering eller helt andre årsaker?

Den organiske belastningen kan måles ved kjemisk oksygenforbruk KOF (COD Mn) og er for alle stasjonene $\leq 3\text{mg O/l}$ (Fig 10). Dette er forholdsvis lavt (SFT 1989). Innholdet av totalfosfor (tot.P) og totalnitrogen (tot.N) er imidlertid relativt høyt, hvilket indikerer en eutrof situasjon. Tellinger av kolibakterier viser kloakpåvirkning ved flere stasjoner. Ut fra kjemiske parametre ville en konkludere med at stasjonene 1, 5, 6 og 7 er lite forurensede. Stasjonene 3 og 4 er moderat forurensede, mens stasjon 2 er den mest forurensede. Målt med bunndyrindekser er stasjon 4 mest forurensede. Deretter kommer stasjon 3. Flere av bunndyrgruppene som brukes i indeksene er også følsomme overfor miljøgifter som f.eks. tungmetaller. Det er trolig at bunndyrssamfunnet ved stasjon 4 er utsatt for en annen type forurensing enn eutrofiering og organiske stoffer, f.eks. en eller annen miljøgift.

Som konklusjon kan vi si at bunndyrindeksene klart viser den generelle forurensingstilstanden i Arnassdragnet. I deler av vassdragnet indikerer indeksverdiene forurensinger som ikke er påvist ved de kjemiske metodene. Dette er en viktig tilleggsopplysning.

3.3 Virkning av organisk stoff



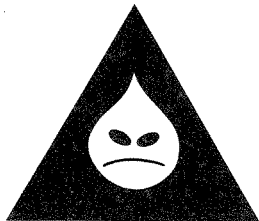
Organisk stoff kan forekomme oppløst i vannmassene eller i form av partikulært materiale. Det er i hovedsak 3 kilder (SFT 1989):

- 1) humusstoffer fra skog og myrområder
- 2) tilførsler fra menneskelige aktiviteter. Her kan nevnes kloakkvann, utslipp fra treforedlingsindustri, næringsmiddelindustri o.a. og tilførsler fra jordbruket f.eks. silosaft gjødselkjellerlekkasjer.
- 3) produksjon av organisk stoff i selve vannforekomsten (se under 3.1 Eutrofiering).

Ved organisk forurensing forstås oftest pkt. 2). Til den organiske

Utviklingen av indekssystemer for påvisning av organisk forurensning har foregått lenge (Washington 1984) og er kommet langt. En ytterligere utdyping av dette forurensingsområdet vil ikke bli foretatt i denne rapporten, da LFI-Oslo har hatt ansvar for den delen (Brittain 1988).

3.4 Forsuring



Forsuring av vann er et av de alvorligste forurensningsproblemer i nyere tid. Årsakene til forurensningen er stort forbruk av fossilt brensel (kull, olje) spesielt i de mest industrialiserte delene av Europa. Avgassene fra slike anlegg som bl.a. inneholder svoveloksider, tilføres luftmassene. Forurensningene transporteres over landegrensene og faller ned via nedbør og som tørravsetninger. Det er særlig det sydlige Norge og Øst-Finnmark som er utsatt for denne type forurensning. Her består berggrunnen i vesentlig grad av gneis-grannitiske grunnfjellsbergarter. Disse bergartene bidrar lite til vannets innhold av oppløste salter. Avrenningsvannet har dårlig bufferkapasitet og er derfor følsomt overfor forsurning.

Forsurningen påvirker alle nivåer i økosystemet. Tidligere har man i første rekke vært opptatt av laksefiskenes følsomhet overfor sur nedbør. Dette på grunn av deres økonomiske og rekreasjonsmessige betydning. Populasjoner i bunndyrsamfunnet reagerer også på forsurning. Økland & Økland (1986) gir en god oversikt. Gammarus reagerer raskt på lave pH-verdier og forsvinner ved pH 6 (Økland 1980). Døgnfluer, snegl, muslinger og igler er også følsomme overfor forsurning (Økland 1980, Engblom & Lingdell 1983, Raddum & Fjellheim 1984).

Hall et al. (1980) foreslår tre hovedtyper av mekanismer som påvirker bunndyrsamfunnene under forsurning:

- 1) lav pH påvirker fysiologien til organismene.
- 2) metaller (f.eks. aluminium) frigjøres ved lav pH i en form og i en konsentrasjon som er giftig for organismene.
- 3) indirekte effekter ved redusert primærproduksjon, redusert bakteriell nedbrytning av dødt organisk materiale og endrede konkurranse- og predasjonsforhold.

Tabell 5 Dyrearter/grupper brukt ved overvåkning av forsurede vassdrag i Norge. Etter Raddum et al. 1987.

pH-grenser	Arter/gruppe	Indeksverdi
pH>5.5	Gastropoda (snegl) Crustacea (krepser): Gammarus lacustris Lepidurus arcticus Ephemeroptera (døgnfluer): Baetis spp.	1
pH>5.0	Cladocera (vannloppe) Daphnia spp. Ephemeroptera (døgnfluer) Siphonurus spp. Ameletus inoptinatus Plecoptera (steinfluer) Isoperla spp. Diura spp. Capnia spp. Leuctra fusca Arcynopteryx compacta* Dinocras cephalotes Trichoptera (vårfluer) Apatania spp. Hydropsyche spp. Philopotamus montanus Lepidostoma hirtum Itytrichia lamellaris Glossosoma sp.	0.5
pH>4,7	Små muslinger (Sphaeriidae)	0.25
pH<4,7	Ingen registrering av de ovenfor nevnte artene/gruppene	0.0

* sjeldne arter i Vest-Norge.

Raddum & Fjellheim (1984) og Raddum et al. (1987) har utviklet og presentert en modell for overvåking av forsurening av vestnorske vassdrag. Denne modellen er basert på følsomme bunndyrarter. Lokalitetene får en verdi fra 0 til 1 avhengig av tilstedeværelse/-fravær av indikatororganismer. Det er gitt fire toleransenivåer:

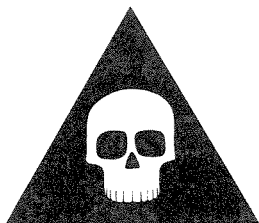
- 1) pH < 4.7 indeksverdi 0
- 2) pH > 4.7 indeksverdi 0.25
- 3) pH > 5.0 indeksverdi 0.5
- 4) pH > 5.5 indeksverdi 1

Indikatororganismene er vist i tabell 5.

Systemet gjelder pr. i dag bare for vann med lav ledningsevne (mindre enn 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Virkningen av lav pH på bunndyrarter avhenger også av den øvrige vannkvaliteten. Flere feltstudier viser derfor ulike toleransegrenser for samme art (se f.eks. Otto & Svensson 1983, Engblom & Lingdell 1984, Raddum & Fjellheim 1984).

En videreutvikling av et indikatorsystem for forsurening må derfor ta hensyn til regionale forskjeller i vannkvalitet og faunasammensetning.

3.5 Giftvirkninger



Miljøgifter utgjør et bredt spekter av stoffer. De kan inndeles i fire hovedgrupper (SFT 1989).

- 1) Metaller : kobber, sink, kvikksølv, kadmium, bly, nikkel m.fl.
- 2) Klorerte hydrokarboner: polyklorerte bifenyler (PCB), heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) m.fl.
- 3) Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).
- 4) Andre: fenol, ammoniakk, klor m.fl.

Metallforurensninger finnes først og fremst i avløpsvann fra gruveområder, f.eks. i Sulitjelmavassdraget, Folla, Øvre Glomma, Øvre Gaula, Orkla, Namsen m.fl. Metaller kan også forekomme i endel industriutslipp (f.eks. Hunnelva, Gjøvik).

Klorerte hydrokarboner anvendes blant annet i flere pesticider for bekjempelse av insekter og andre skadeorganismer. PAH oppstår ved raffinering av oljeprodukter, ved fyringsanlegg i smelteverksindustrien og i bileksos.

En rekke andre miljøgifter kan komme ut i vassdragene ved utslipp fra ulike typer industrivirksomhet.

Miljøgiftene kan være akutt giftige selv i små konsentrasjoner. Mange er tungt nedbrytbare i naturen og flere kan oppkonsentreres i organismer og næringskjeder og derved bli en helserisiko.

For organiske mikroforurensninger, f.eks. klorerte hydrokarboner, andre pesticider og andre ikke-metalliske giftstoffer, foreligger det små kunnskaper om konsentrasjoner i norske vassdrag og om effekten på de biologiske samfunnene. Et større tverrinstitusjonelt samarbeid (GEFO, NIVA, NLH, NVH og SPV) er nå startet opp for å øke kunnskapen omkring plantevernmidler og deres effekter på bl.a. bunndyrfaunaen i ferskvann (NIVA 0-88093).

Generelle økologiske konsekvenser av giftutslipp er reduserte arts- og individantall. Men giftstoffer kan virke selektivt og tolerante arter kan øke i antall (Hynes 1966, Wiederholm 1984, Mance 1987). Når giftvirkningen avtar som et resultat av fortykning eller andre biologiske/kjemiske prosesser, vil normalfaunaen gradvis komme tilbake.

Årsaksforholdene som ligger til grunn for endringene i faunasammensetningen kan være komplekse. Når f.eks. et pesticid kommer ut i et vassdrag vil en eller annen populasjon bli skadelidende. Dersom dette f.eks. er et herbicid kan plantepopulasjoner dø ut eller få redusert vekst. Bunndyrpopulasjoner påvirkes ved endrede næringsbetingelser, eller ved endret kjemisk miljø.

Dersom et insekticid slippes ut i et vassdrag er det sannsynlig at en eller flere insektpopulasjoner blir direkte skadelidende. Effekten av insekticidet kan være letal (dødelig) eller subletal. Subletale effekter kan være redusert vekst og endret adferd. En vanlig adferdsendring hos flere insektarter er en økt tilbøyelighet til å forlate substratet og la seg drive med vannmassene (økt driv). Adferdsendringer kan skje ved lave giftkonsentrasjoner (Muirhead-Thomson 1987). Innenfor samfunnet oppstår det nye konkurranseforhold og predasjonsregimer slik at strukturen endres.

Konsentrasjonsnivåer og økologiske virkninger av tungmetaller trenger vi også mer kunnskaper omkring. Generelt kan man si at tungmetallutslipp i et vassdrag reduserer både antall arter og individer.

Forskjellige bunndyrarter/grupper reagerer ulikt på metallforurensninger (Mance 1987). De har forskjellige toleransegrenser. Nedenfor et utslipp, der giftvirkningen avtar gradvis, vil artene komme tilbake i forhold til deres toleranse.

Tungmetallene virker ulikt i ulike vannkvaliteter. Dette henger sammen med at metallene kan forekomme i forskjellige tilstandsformer som har ulik giftvirkning. I tillegg vil giftvirkningen også avhenge av faktorer som temperatur, pH, oksygeninnhold, alkalinitet og mengden av organisk materiale (kompleksdannende stoffer). Det innebærer at siden klare oligotrofe elver har mindre organisk stoff enn eutrofe elver, vil de være mer utsatt for tungmetallutslipp. Ved lav pH frigjøres metallioner fra sedimentene og kan komme opp i giftige konsentrasjoner. Generelt er det metallioner i løsning som er giftige for vannlevende organismer. Men det er også trolig at metaller i forbindelse med organiske og uorganiske partikler er en forurensningskilde for insekter og andre bunndyr som spiser av eller på disse partiklene (Gower 1980).

Virkningen av tungmetaller på organismene kan være letal eller subletal. Petersen & Petersen (1983) fant subletale effekter hos nettspinnende vårfluelarver av slekten *Hydropsyche*. Nettstrukturen endret seg ved forurensninger, blant annet ved høyt kobberinnhold. Sødergren (1976) viste at selv lave konsentrasjoner av kobolt (Co) (under antatt giftighetsgrense for fisk) ga signifikante reduksjoner i smoltbestanden. Årsaken var endringer i bunnfaunaen (fiskematen) som delvis forsvant og delvis hadde redusert vekst. Årsaken til dette igjen var adferdsendringer som ga økt driv og tidvis veksthemmende konsentrasjoner av kobolt. Det siste kunne også bli forsterket ved at næringsplanter oppkonsentrerte metallet.

3.5.1 Folla - tungmetaller

Tungmetallavrenning fra nedlagte gruveområder i Folldal sentrum gir en betydelig forurensningseffekt i Folla (Aanes 1980, Iversen & Aanes 1986). Seks stasjoner i vassdraget er undersøkt i flere år. Forurensningssituasjonen på de forskjellige stasjonene har vært

følgende: Stasjon F02 er en referansestasjon, en rentvannslokalitet. Strypbekken er svært forurenset. Øyi er utsatt for nedslamming. Stasjon F05 er en referansestasjon like overfor Follidal sentrum. Den har en rik fauna og er ikke påvirket av forurensninger. Stasjon F07 er påvirket av forurensninger fra Follidal sentrum, blant annet tungmetallforurensning. Stasjon F010 ligger nederst i elva. Den er svakt forurenset av metaller og dessuten påvirket av gravearbeider ved elveleiet.

To score-indeks, Long Score Index og BMWP-indeks, ble utprøvd på bunndyrsamfunnene. Begge ble uttrykt ved gjennomsnittsverdier (ASPT se tabell 4 og appendikstabell 5). Begge indeksene viser samme trend. BMWP-indeksen gir lavere verdier enn LSI (Fig. 11). Indeksverdiene for vårprøvene stemmer stort sett med de faktiske forhold. Indeksverdiene for høstprøvene har samme mønster med unntak av stasjon F07. Den kommer ut som en rentvannslokalitet. Bunnfaunaen ved denne stasjonen er svært redusert i forhold til normalfaunaen. En indeks tilpasset tungmetallforurensninger i norske vassdrag må vise lavere verdier her.

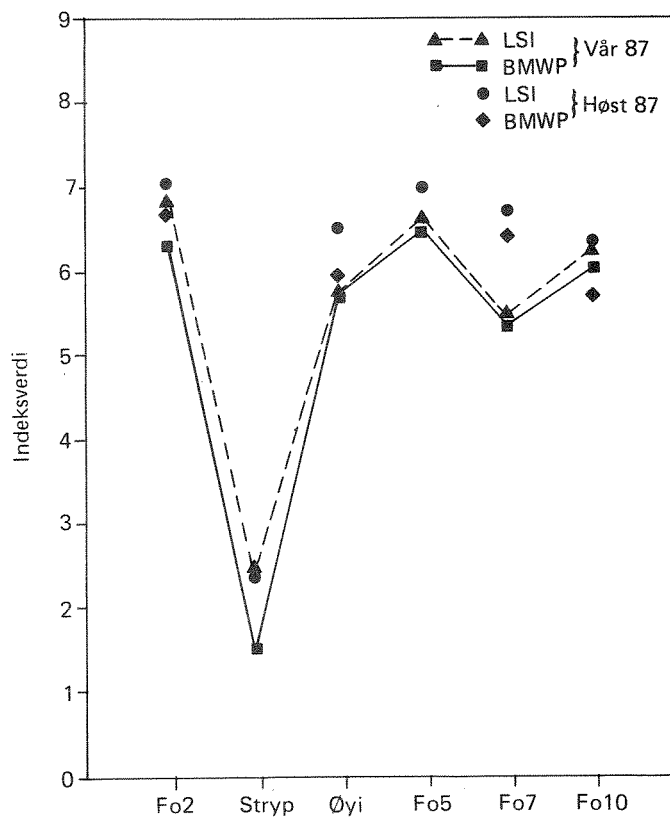
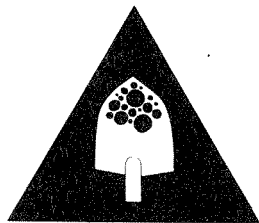


Fig. 11 BMWP indeks og long Score indeks brukt på bunndyr i Folla 1987.

3.6 Virkning av partikulært materiale



Partikulært materiale innbefatter både organiske og uorganiske partikler. Disse to partikkeltypene har fundamentalt ulike egenskaper i et biologisk system og må derfor behandles hver for seg. Virkningen av organiske partikler hører med under organisk forurensning. Endel organiske partikler kan imidlertid være så tungt nedbrytbare og opptre i slike mengder at virkningen på kort sikt ligner virkninger av uorganiske partikler (f.eks. flis og bark). Det vil her bare bli omtalt uorganiske partikler.

Uorganiske partikler kan komme ut i elveløp som erosjonsmateriale fra landbruks/skogbruksaktiviteter eller ved ulike typer anleggsvirksomheter som veibygging, forbygningsarbeid, steinbrudd, gruver, grustak, tunnelbygging og damanlegg. Vassdrag har i ulik grad også naturlige tilførsler av erosjonsprodukter. Dette kan være breslam og erosjonsmateriale fra sand, leire og løsavsetninger.

Størrelse og form på partiklene varierer. Vannhastigheten avgjør hvor store partikler som kan transporteres. Erosjonsmateriale har avrundet form. Nydannede partikler ved sprengarbeider, knusing og nedmaling er kantete og skarpe.

Partiklene kan finnes suspendert i vannmassene og sedimentert på bunnen. Stor konsentrasjon av suspenderte partikler (høy turbiditet) reduserer gjennomtrengeligheten for lys. Det reduserer planteproduksjonen (alger, moser, høyere planter). Skureeffekten av partikler mot bunnen kan redusere plantedekket. Filtrerende organismer som knottlarver og nettspinnende vårfluelarver lever av partikler de samler inn fra vannmassene. De får ødelagt næringsgrunnet og kan få skadet fangstredskapene av skarpe partikler (Fig. 12).

Partikler sedimenterer ved redusert vannhastighet, de største og tyngste først, og kan dekke til elvebunnen. Næringsemner for bunndyrene, slik som påvekstalger og organiske partikler, dekkes til av uspiselige partikler. Åpninger og hulrom mellom stein og grus tettes til. Hulrommene er tilholdssted for mange bunndyr (Nuttall, 1972). Nedslamming reduserer også vanngjennomtrenging og O_2 -tilførselen ned i substratet.

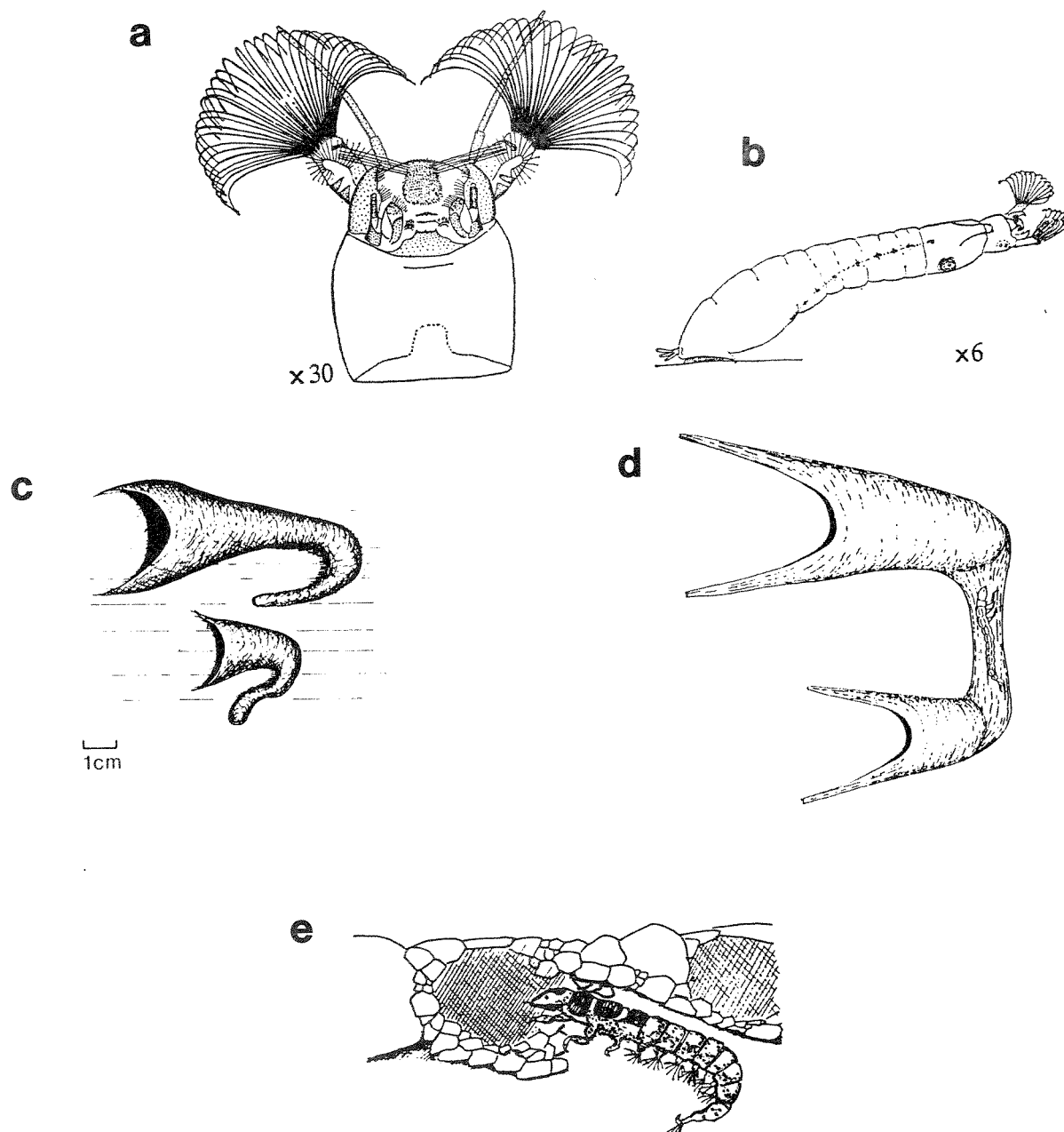


Fig. 12 a) Hode m. sileapparatet hos knott. b) Knottlarve. c) Fangstnett til en nettspinnende vårflue (*Neureclipsis bimaculata*). d) Fangstnett til vårfluen *Plectrocnemia conspersa*. Merk larven som ligger mellom "posene". e) Larve og nett av vårfluen *Hydropsyche*.

Fig. a) og b) er fra Hynes (1970), c) og d) fra Edington & Hildrew (1981) og e) fra Dall et al. (1987).

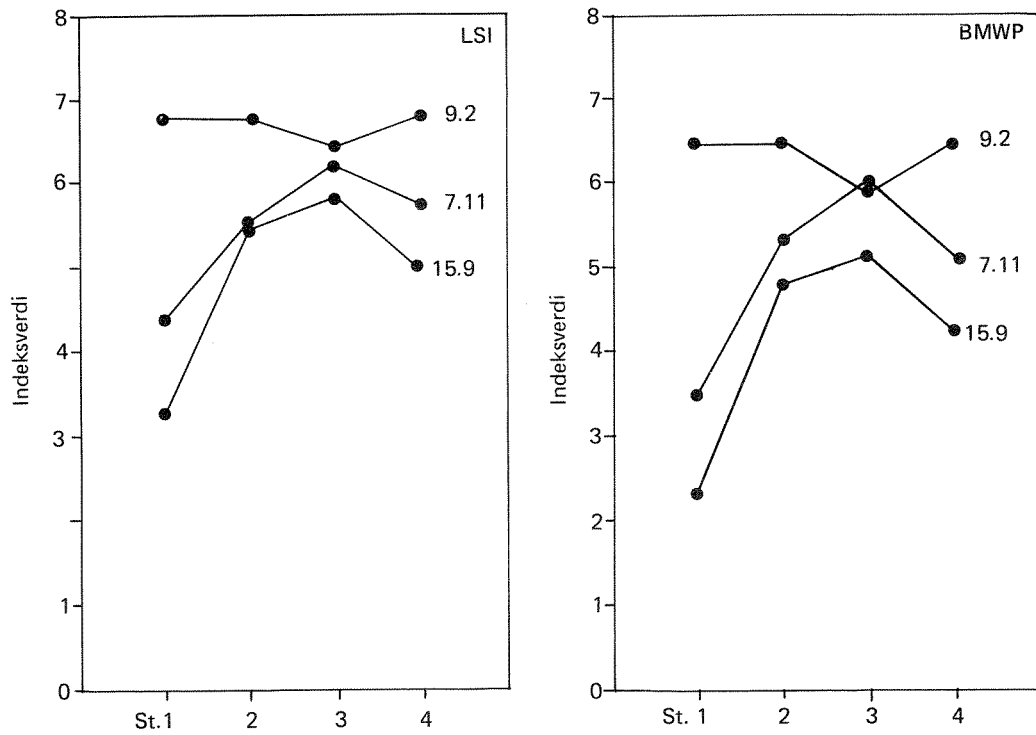


Fig. 13 Long Score indeks (LSI) og BMWP indeks brukt på bunndyr i Vetlefjordselva vinter og høst 1988.

Et resultat av disse påvirkningene er at deler av bunnfaunaen forlater substratet og lar seg drive nedover med vannmassene. Bunndyrsamfunnet endres og vassdragets selvrensningsevne kan reduseres. De filtrerende organismene forsvinner. Antall arter og individer av steinfluer og døgnfluer reduseres. Ustabil substrat av fine partikler favoriserer gravende former som fåbørstemarker (Oligochaeta) og enkelte fjærmygglarver (Chironomidae) (Cummins & Lauff, 1968, Sorensen et al., 1977).

3.6.1 Vetlefjordselva - uorganiske partikler

Sprengningsarbeider i forbindelse med vassdragsregulering gav relativt stor partikkeltransport i Vetlefjordselva. I februar 1988 var stasjonene 3 og 4 mest utsatt. I september og november syntes st. 1 og 2 å være mest utsatt for partikkelsedimentstasjonen.

Long Score Index (LSI) og BMWP indeks ble brukt på dette materialet (Fig. 13). I februar skilte ikke indeksene vesentlig mellom stasjonene. Stasjon 3 og 4 burde skilt seg negativt ut. For høstprøvene viser indeksene størst påvirkning på stasjon 1, noe som stemmer bra med virkeligheten. Verdien for stasjon 2 synes høye og for stasjon 4 for lave. Konklusjonen blir at disse indeksene i sin nåværende form brukt på partikkelforurensning er upålitelige.

4. VIDERE UTVIKLING

Alle vannkvalitetsklassifiseringssystemer basert på biologiske parametre, har som grunnlag en viten om organismenes tålegrenser og preferanseområder overfor et komplekst sett av miljøparametre (se Fig. 1). Bunndyrsamfunnene har ulike artssammensetninger i ulike deler av Europa og selvsagt i de øvrige deler av verden. Dette kan ha en utbredelsehistorisk bakgrunn. Det kan også skyldes geografiske barrierer som fjell, hav og sjø eller andre fysiske og kjemiske forhold. Innenfor et avgrenset geografisk område der fysiske spredningsbarrierer ikke er tilstede, vil i prinsippet alle arter kunne etablere seg i alle vassdrag. Innenfor et slikt område vil ulikheter i bunndyrsamfunn skyldes mer lokale fysisk/kjemiske og biologiske miljøparametre, av naturlig karakter eller i form av forurensninger. Det er her et samspill mellom artens miljøkrav og stedets miljøtilbud.

Når en skal videreutvikle et indekssystem basert på bunndyrdata, må en

ta hensyn til egenarten i norske vassdrag. Det kan også være gunstig å få til et nordisk system i samarbeid med de øvrige nordiske land. Et norsk/nordisk tilpasset indekssystem skal ta hensyn til forurensningstyper (SFT, 1989) og gi en gradering av forurensningene. Graden av forurensning må sees i forhold til en naturtilstand og en nåtilstand:

$$\text{Forurensningsgrad} = \text{Naturtilstand} - \text{Nåtilstand}$$

Tilstanden i en upåvirket lokalitet (naturtilstanden) må derfor være utgangspunktet i enhver vannkvalitetsklassifisering. Naturtilstanden vil variere med vassdragets omgivelser, men vassdragene innenfor større eller mindre geografiske regioner ligner hverandre. Landet kan derfor inndeles i områder, økoregioner, med vassdrag med noenlunde ensartede egenskaper. NIVA (SFT 1988) har foreslått en slik inndeling der avrenningsvannet fra naturens side i store trekk har den samme kvalitet (stort sett basert på fysisk/kjemiske data):

- I Snaufjell og vidde i Troms og Finnmark
- II Høyfjellsområder over skoggrensen og uten isbreer
- III Høyfjellsområder med isbreer
- IV Skog og myrområder først og fremst på Østlandet og i Trøndelag
- V Sørlandsheiene med snaufjell, lyng og krattskog
- VI Kystnære lavlandsområder på Vestlandet og i Nord-Norge
- VII Arealer under den marine grense i Sør-Øst-Norge og i Trøndelag

Med disse økoregionene som utgangspunkt bør en søke kunnskaper om bunndyrsamfunn i representative vassdrag. Dette må gjelde upåvirkede og forurensede lokaliteter/vassdrag.

Det er pr. i dag kunnskaper om endel arters utbredelse og miljøkrav. Men kunnskapene er ofte upresise og utilstrekkelige. Et framtidig kunnskapsbehov, og en mulig framgangsmåte for å nå målet om et godt vannkvalitetsklassifiseringssystem, er skissert nedenfor:

- 1) Kunnskaper om bunndyrsamfunnene i upåvirkede vassdrag innenfor økoregioner over hele Norge (samordning med Sverige, Finland).
 - a) Samle eksisterende relevante data; litteratur og lagrede prøver. Det er usikkert om dette er regningssvarende i forhold til en ny, oppdatert undersøkelse, basert på vår kompetanse i dag om hvordan ulike naturforhold påvirker bunnfaunaens

funksjonelle og strukturelle oppbygning.

- b) Lage et prosjekt med en systematisk gjennomgang av utvalgte vassdrag fra alle økoregionene. Dette vil komplettere og gi ny viten om arters utbredelse og miljøkrav. Det blir en biologisk klassifisering av vassdragene. Vi får en solid basiskunnskap om naturlige samfunnstyper i ulike vassdrag.
 - c) Et utvalg av fysisk-kjemiske miljøparametre samles inn parallelt med det biologiske arbeidet.
- 2 Kunnskaper om bunndyrsamfunnene i påvirkede vassdrag innenfor økoregioner over hele Norge.
- a) Samle inn eksisterende relevante data; litteratur og lagrede prøver. Som under pkt. 1a er det også her usikkert om dette er regningssvarende i forhold til en ny, oppdatert undersøkelse basert på den kompetanse NIVA i dag har når det gjelder effektene av ulike miljøforstyrrelser på bunndyrsamfunnenes sammensetning.
 - b) Innenfor hver forurensningskategori lages prosjekter som klarlegger forholdet mellom forurensning og samfunnsstruktur. Egnede vassdrag velges for feltundersøkelser. Eksperimentelle undersøkelser må komme i tillegg. Dette kan være felteksperimenter og/eller laboratorieeksperimenter. F.eks.: Dersom man ønsker å vite mer om bunndyrsamfunnenes reaksjon på tungmetallforurensninger, velges det ut flere lokaliteter der dette er eneste forurensningskilde. Når tungmetallene uttynnes nedstrøms et utslipp, får vi en tungmetallgradient. Bunndyrsamfunnet vil gjenoppbygges i forhold til artenes tålegrenser og preferanseområder. Hypoteser om preferanse og toleranse kan i dag testes i NIVAs biotestlaboratorier for derved å få frem mer presise verdier. Et sammensatt utslipp, f.eks. organisk + tungmetall, kan undersøkes på samme måte. Det kan her nevnes at et omfattende testarbeide er igang på NIVA for å evaluere giftigheten av våre vanligste sprøytemidler i landbruket og deres effekt på bunnfaunaen i våre rennende vanns økosystemer.

For å få sammenlignbare og pålitelige resultater, må det minimum tas vår-, sommer- og høstprøver. Dette vil gi et godt basismateriale for bruk ved senere anledninger og bør legges inn på data sammen med de aktuelle fysisk/kjemiske data. Undersøkelser av denne type er blant

annet utført i Frankrike (Verneaux, 1976) og i Storbritannia (Armitage et al. 1983, Furse et al. 1984, Wright et al. 1984, Moss et al. 1987). Standardiserte metoder for prøvetaking er nødvendig både under utviklingen av systemet og ved senere bruk. En "sparkemetode" med norske/nordiske standardbetingelser er utarbeidet (NS 4719). En mulig videreutvikling av standardisert prøvetaking kan være å bruke kunstig substrat.

Utviklingen av et internasjonalt klassifiseringssystem for vannkvalitet basert på bunndyr er under bearbeidelse i en internasjonal standardiseringsorganisasjon, ISO (ISO 1983, ISO 1984). De tar i første rekke for seg organisk forurensning. Uansett om man velger å følge det systemet eller ikke, enten det blir et score-system eller et annet, må man tilpasse systemet til norske forhold. Eller i samarbeid med nordiske forskere og myndigheter tilpasse et system til nordiske forhold. Fordelen her er at vi på mange måter har sammenlignbare naturforhold, bunndyrsamfunn og miljøproblemer. Med en felles nordisk innsats, slik det nå ligger tilrette gjennom INSTA/AG14, vil dette gi oss et klassifikasjonssystem som raskere vil være operativt enn om hvert av de nordiske landene isolert skal utarbeide sitt eget klassifikasjonssystem. Ressursmessig vil også et felles nordisk engasjement være gunstig.

5. LITTERATUR

- Andersen, M.M., Jørgensen, H.S & Rigét, F.F. 1982: Nyt biologisk forureningsindeks til danske vandløp. *Stats- og havneingeniøren* 1:12-16.
- Andersen, M.M., Rigét, F.F. & Sparholt, H. 1984: A modification of the Trent Index for use in Denmark. *Wat. Res.* 18: 145-151.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983: The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Wat. Res.* 17: 333-347.
- Balloch, D., Dames, C.E. and Jones, F.H. (1976): Biological assessment of water quality in three British Rivers the North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Taf (Wales). *Water Pollut. Control* 75, 92-114.
- Beak, T.W. (1965): A biotic index of polluted streams and its relationship to fisheries. *Adv. Wat. Pollut.* 1, 191-210.
- Beak, T.W., De Courval, C. and Cooke, N.E. (1959): Pollution monitoring and prevention by use of bivariate control charts. *Sewage ind. Wastes.* 31, 1383-1394.
- Beck, W.M. (1955): Suggested method for reporting biotic data. *Sewage ind. Wastes* 27, 1193-1197.
- 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.
- Borgstrøm, R. & Saltveit, S.J. 1978: Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken - Hoffselva og Mærradalsbekken. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, 38, 53 s.
- Brinkhurst, R.O. (1966): The tubificidae (Oligochaeta) polluted waters. *Verh. Int. Verien. theor. angew. Limnol.* 16, 854-859.
- Brittain, J.E. 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåkning med vekt på organisk forurensning i rennende vann. *Rapp. Lab. Ferskv.*

Økol. Innlandsfiske, Oslo, 108, 70 s.

- Cairns Jr., J., Albaugh, D.W., Busey, F. and Chanay, M.D. (1968): The sequential comparison index - a simplified method for non-biologists to estimate relative differences in biological diversity in stream pollution studies. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 40, 1607-1613.
- Chandler, J.R. (1970): A biological approach to water quality management. *Water Pollut. Control* 69, 415-421.
- Chutter, F.M. (1972): An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. *Water Res.* 6, 19-30.
- Cummins, K.W. and G.H. Lauff. 1969: The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia* 34: 145-181.
- Czekanowski, J. (1913): *Zarys metod statystycznych*. Warsaw.
- Dall, P.C., Iversen, T.M., Kirkegaard, I., Løndegaard, C. Thorup, J. 1987: En oversigt over danske ferskvandsinvertebrater til brug ved bedømmelse af forureningen i søer og vandløb. *Ferskv.biol. lab, Københ. Univ. og Miljøkontoret, Storstrøms amtskommune*. 237 pp.
- Duffey, E. (1968): An ecological analysis of the spider fauna of sand dunes. *J. Anim. Ecol.* 37: 641-74.
- Edington, I.M. & Hildrew, A.G. 1981: Caseless Caddis Larvae of the British Isles. *Freshw. Biol. Ass. no.* 43.
- Engblom, E. & Lingdell, P.-E. 1983: Bottenfaunas användbarhet som pH-indikator. *SNV-rapp.* 1741. 181 s.
- Engblom, E., and Lingdell, P.-E: The mapping of short-term acidification with the help of biological pH indicators. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61 (1984). 60-68.
- Fisher, R.A., Corbet A.S. and Williams, C.B. (1943): The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.* 12, 42-58.
- Flanagan, P.J. and Toner, P.F. (1972): Notes on chemical and biological

cal analysis of Irish river waters. An Foras Forhatha Water Resources Division.

Furse, M.T., Moss, D., Wright, J.F. and Armitage, P.D., 1984: The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of runningwater sites in Great Britain and on the prediction of their macro-invertebrate communities. - *Freshwater Biology* 14: 257-280.

Goodnight, C.J. and Whitley, L.S. (1960): Oligochaetes as indicators of pollution. Proc. 15th Int. Waste Conf. Purdue Univ. pp. 139-142.

Gower, A.M., 1980: Ecological Effects of Changes in Water Quality, pp. 145-171. In: Gower, A.M. (ed.). *Water Quality in Catchment Ecosystems*.

Graham, T.R. (1965): *Lothians River Purification Board Annual Report*, England.

Hall, R.J., Likens, G.E., Fiance, S.B. and Hendrey G.R., 1980: Experimental acidification of a stream in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Ecology* 61: 976-89.

Hart, C.W. Jr. & Fuller, S.L.H. (eds.), 1974: *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Academic Press, N.Y., 389 pp.

Hawkes, H.A., 1975: River zonation and classification, pp. 312-74. In: B.A. Whitton (ed.). *River ecology. Studies in ecology. Vol. 2*. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 725 pp.

Hawkes, H.A. 1979: Invertebrates as Indicators of River Water Quality. In: James, A. & Evison, L. (eds): *Biological Indicators of Water Quality*. John Wiley & Sons, N.Y.

Heister, R.D. (1972): The biotic index as a measure of organic pollution in streams. *Am. Biol. Teacher* 79-83.

Hellawell, J.M., 1978: Biological surveillance of Rivers. Water Res. Centre, Stevenage, U.K., 332 s.

Hellawell, J.M., 1986: Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier, London. 546 s.

- Hilsenhoff, W.L. (1977): Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Technical Bulletin No. 100, U.S. Department of Nature Research, 16 pp.
- Hilsenhoff, W.L., 1987: An improved Biotic Index of Organic Stream Pollution. The Great Lakes. Entomol 20; 31-39.
- Hynes, H.B.N., 1966: the biology of polluted waters. Liverpool University Press, Liverpool, England. 202 pp.
- Hynes, H.B.N., 1969: The enrichment of streams, pp. 188-96. In: Eutrophication: causes, consequences, correctives. Proceedings of a symposium. National Academy of Sciences, Washington DC. 661 pp.
- Hynes, H.B.N. (1970): The Ecology of Running Waters. Liverpool, Liverpool Univ. Press.
- Iversen, E.R. & Aanes, K.J., 1986: Rutineovervåkning i Folla 1984-1985. Rapport 259/86 NIVA 0-80002-23.
- ISO. 1983: Water quality - Methods of biological sampling - handnet sampling of aquatic benthic macroinvertebrates. - International Organization for Standardization ISO/DIS 7828.
- ISO. 1983: 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.
- Jaccard, P. (1912): The distribution of the flora in the alpine zone. New Phytol. 11: 37-50.
- Jørgensen, G.F. (1977): Kan bunnfaunaen gi informasjon om vannkvaliteten i elver? NIVA Årbok 1977: 75-80.
- Jørgensen, G.F. (1978): Use of biotic indices as a tool for water quality analysis in rivers. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20, 1772-1778.
- King, D.L. and Ball, R.C. (1964): A quantitative biological measure of stream pollution. J. Wat. Pollut, Control Fed. 36, 650-653.
- Kjellberg, G., Hvoslef, S., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M. & Aanes, K.J. 1988: Tiltaksorientert overvåkning i Gudbrandsdalslågen og Otta i perioden 1985-87. Basert på biologiske undersøkelser. Statlig

program for forurensningsovervåkning (SFT). Rapp. nr. 319/88. NIVA 0-8000218.

Knöpp, H. (1954): Ein neuer Weg zur Darstellung biologischer Vorfluterungtersuchungen, erlautert an einem Gütelängsschnitt des Mains. Wasserwirtsch 45: 9-15.

Kolkowitz, R. and Marsson, W.A. (1908): Ecology of plant saprobia. Ver. dt Ges. 26, 505-519.

Kothé, P. (1962): Dtsch. Gewasserkundle. Mitt. 6, 60.

Kulezynski, S. (1928): Die Pflanzenassoziationen der Pieninen. Bull. int. Acad. Pol. Sci. Lett. B Suppl. 2: 57:203.

Lax, H.-G. 1986: Vattenkvalitet och longitudinell zonerung hos makrozoobentos i forsavsnitt i Malax å (västre Finland).

Liebmann, H., 1962: Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Vol. 1. 2nd ed. R. Oldenburg, München. 588 pp.

Mance, G., 1987: Pollution Threat of Heavy Metals in Aquatic Environments. Elsevier Applied Science, N.Y., 372 pp.

Margalef, R. (1951): Diversidad de especies en las comunidades naturales. P. Inst. Biol. Appl. 9, 15-27.

McIntosh, R.P. (1967): An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. Ecology 48, 392-404.

Menhinick, E.P. (1964): A comparison of some species-individual diversity indices applied to samples of field insects. Ecology 45, 859-861.

Moss, D., Furse, M.T., Wright, J.F. & Armitage, P.D., 1987: The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. Freshwat. Biol. 17: 41-52.

Mountford, M.D. (1962): An index of similarity and its application to classificatory problems. In: Progress in Soil Zoology. (P.W. Murphy, Ed.). London, Butterworth.

Muirhead-Thomson, R.C., 1987: Pesticide Impact on Stream Fauna with

- Special Reference to Macroinvertebrates. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 275 pp.
- NIVA, (1980): Vurderingssystem for vannkvalitet og bruksformer for vann. O-80007. R4/80.
- NIVA, (1983): Vurderingssystem for vannkvalitet i innsjøer og elver. O-8000701. A423.
- NIVA, (1986): Vannkvalitetskriterier. Forslag om systemutvikling og valg av delprosjekter.
- Nuttall, P.M. (1972): The effects of sand deposition upon the macroinvertebrate fauna of the River Camel, Cornwall. *Freshwat. Biol.* 2: 181-6.
- Otto, C. and Svensson, B.S.: Properties of acid brown water streams in South Sweden. *Arch. Hydrobiol.* 99 (1983) 15-36.
- Palmer, C.M. (1969): A composite rating of algae tolerating organic pollution. *J. Phycol.* 5, 78-82.
- Pantle, R. and Buck, H. (1955): Die Biologische Überwachung der Giesasser und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas-u. WassFach* 96, 604.
- Patrick, R. (1959): Biological measure of stream conditions. *Sewage ind. Wastes* 22, 926-939.
- Petersen, L.B.M. and Petersen, Jr. R.C., 1983: Anomalies in hydropsy- cid capture nets from polluted streams. - *Freshwat. Biol.* 13: 185-191.
- Pielou, E.C. (1969): *An Introduction to Mathematical Ecology*. New York, Wiley-Interscience.
- Pinder, L.C.V. & Farr, I.S., 1987: Biological surveillance of water quality - 2. Temporal and spatial variation in the macroinvertebrate fauna of the River Frome, a Dorset chalk stream. *Arch. Hydrobiol.* 109: 321-331.
- Pinder, L.C.V., Ladle, M., Cledhill, T., Bass, J.A.B. & Matthews, A.M., 1987: Biological surveillance of water quality - 1. A com-

- parison of macroinvertebrate surveillance methods in relation to assessment of water quality, in a chalk stream. Arch. Hydrobiol. 109: 207-226.
- Raabe, E.W. (1952): Über den "Affinitätswert" in der Pflanzensoziologie. *Vegatatio*, Haag 4: 53-68.
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A., 1984: Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. - *Verh. Internat. verein. Limnol.* 22: 1973-1980.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A. & Hesthagen, T., 1987: Monitoring of acidification through the use of aquatic organisms. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23 (in press).
- Raffaelli, D.G. and Mason C.F. (1981): Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. *Mar. Pollut. Bull.* 12, 158-163.
- Resh, V.H. & Rosenberg, D.M. (eds), 1984: *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger Publishers, N.Y., 625 pp.
- Sanders, H.L. (1968): Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.* 192, 243-282.
- SFT (1988): Statens forurensningstilsyn. Vannkvalitetskriterier for ferskvann. Hovedredaktør Hans Holtan, NIVA.
- Shannon, C.E. (1948): A mathematical theory of communication. *Bell Systems Tech. J.* 27: 379-423, 623-56.
- Simpson, E.H. (1949): Measurement of diversity. *Nature* 163 (4148), 688.
- Sokal, R.R. (1961): Distance as a measure of taxonomic similarity. *Syst. Zool.* 10: 71-9.
- Sorensen, D.L., McCarthy, M.M., Middlebrooks, E.J. & Porcella, D.B., 1977: Suspended and dissolved solids effects on freshwater biota: a review. *Ecol. Res. Ser. EPA-600 3-77-042*.
- Stark, J.D., 1985: A macroinvertebrate community index of water quality for stony streams. Water and Soil Misc. Publs. Min. Works & Development, Wellington, N.Z.

- Södergren, S., 1976: Ecological effects of heavy metal discharge in a salmon river. Institute of Freshwater Research Drottningholm Report 55: 91-131.
- Sørensen, T. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biol. Skr. (K. danske. vidensk. Selsk. N. S.)* 5: 1:34.
- Tuffery, G. and Davine, P.M. (1970): Niveau faunistique le plus élevé et indice de diversité biotique. In *Diagnose Ecologique en Cours D'Eau à Salimoidae. CEPI 6^e session. Craovie, Pologne EIFAC 70/sc.* 191.6.3.70, 29 pp.
- Verneaux, J. (1976): Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales-Principales méthodes biologiques. *La Pollution des Eaux Continentales. Incidence sur les Biocénoses Aquatiques* (Ed. P. Pesson), pp. 229-285. Gauthier-Villars, Paris.
- Vernaux, J. and Tuffery G. (1976): Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. *Ann. Scient. Univ. Besancon Zool.* 3, 79-90.
- Washington, H.G., 1984: Diversity, biotic and similarity indices. A review with special reference to aquatic systems. *Wat. Res.* 18: 653-694.
- Wiederholm, T., Ekstrøm, C., Fritzon, A., Johansson, C., Petersen, R., Svenson, B. & Søderstrøm, O., 1983: Biologiska förhållanden i rinnande vatten med föroreningspåverkan - En jämförande metodstudie. Statens naturvårdsverk, snv. pm. 1574.
- Wiederholm, T. 1984: Responses of Aquatic Insects to Environmental Pollution. In: Resh, V.H. & Rosenberg D.M. (eds.): *The Ecology of Aquatic Insects.* Praeger Publishers N.Y., 625 pp.
- Woodiwiss, F. (1960): Trent biotic index of pollution. 2nd Quinquennial Abstract of Statistics relating of the Trent watershed. Trent River Authority.
- Wright, J.F., Moss, D., Armitage, P.D. & Furse, M.T., 1984: A preliminary classification of running-water sites in Great Britain

based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. Freshwat. Biol. 14: 221-256.

Zelinká, M. and Marvan, P. (1961): Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch. Hydrobiol. 57, 389-407.

Økland, J., 1980: Environment and snails (Gastropoda): Studies of 1000 lakes in Norway, in: D. Drabløs and A. Tollan (eds), pp. 322-323.

Økland, J., 1983: Ferskvannets Verden 3. Regional økologi og Miljøproblemer. Universitetsforlaget. 189 s.

Økland, K.A., 1980: Mussels and crustaceans: Studies of 1000 lakes in Norway, in: D. Drabløs and A. Tollan (eds), pp. 324-325.

Økland, J. & Økland, K.A., 1986: The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. *Experientia* 42: 471-486.

Aanes, K.J., 1980: A preliminary report from a study on the environmental impact of pyrite mining and dressing in a mountain stream in Norway, pp. 419-42. In: J.F. Flannagan and K.E. Marshall (eds). *Advances in Ephemeroptera biology*. Proceedings of the Third International Conference on Ephemeroptera. Plenum Press, New York, NY. 552 pp.

6. APPENDIKS

	No. of groups	Index
Stone-flies and non-baetid may-flies present	10+ 0-9	1 2
One or both of the above absent, caddis and shrimps present	10+ 0-9	2 3
Stone-flies, non-baetid may-flies and caddis absent. <i>Baetis</i> , shrimps, <i>Asellus</i> , snails or leeches present	10+ 0-9	3 4
All above groups absent. Fauna restricted to <i>Tubifex</i> . <i>Nais</i> , midge larva or blood worms	—	5
No macroinvertebrates found	—	6

Appendikstabel 1.

Indikator/nøkkegrupper og indeksverdier i Graham's Biotic Index.

Appendikstabell 2.

Tabellen viser nøkkelgrupper og indeksverdier i den danske Trent indeksen. Indeksverdiene viser direkte til en forurensingsklasse vist nederst på siden.

Noglegrupper		Antal diversitetsgr.	≤ -2	-1-3	4-9	≥10
NG. 1. slægt af Plecoptera (excl. <i>Nemoura</i> , <i>Amphinemura</i> , <i>Taeniopteryx nebulosa</i> , <i>Nemurella picteti</i>) <i>Ephemera</i> <i>Limnius volckmari</i> <i>Agapetus</i> , <i>Sericostoma</i>	≥2 grupper	-	II	I-II	I	
	1 gruppe	-	II-III	II	I-II	
NG 2. <i>Amphinemura</i> , <i>Taeniopteryx nebulosa</i> , hver familie af øvrige Ephemeroptera (excl. Baetidae, Caenidae) <i>Elmis aenea</i> , <i>Helodes</i> <i>Rhyacophila</i> , <i>Silo/Goera</i> <i>Ancylostrem fluviatilis</i>	Chironomus <5 Asellus <5	II-III	II-III	II	II	
		II-III	II-III	II-III	II-III	
NG 3. <i>Gammarus</i> ≥10 Caenidae øvrige fam. af Trichoptera		II-III	II-III	II-III	II-III	
NG. 4. <i>Gammarus</i> ≥10, <i>Asellus aquaticus</i> Caenidae <i>Sialis</i> øvrige fam. af Trichoptera	≥2 grupper	III	III	II-III	-	
	1 gruppe	III-IV	III	-	-	
NG. 5. Tubificidae <i>Psychoda</i> Chironomidae <i>Eristalis</i>		IV	IV	-	-	
Positive diversitetsgrupper: Tricladida <i>Gammarus</i> hver slægt af Plecoptera hver fam. af Ephemeroptera <i>Elmis aenea</i> <i>Limnius volckmari</i> <i>Helodes</i> <i>Silo/Goera</i> hver fam. af øvrige husbyggende Trichoptera <i>Ancylostrem fluviatilis</i>	Negative diversitetsgrupper: Oligochaeta >100 <i>Helobdella stagnalis</i> <i>Erpobdella</i> <i>Asellus aquaticus</i> <i>Sialis</i> <i>Psychoda</i> <i>Chironomus</i> <i>Eristalis</i> <i>Sphaerium</i> <i>Lymnaea</i>					

Det på grundlag af nærværende undersøgelse opstillede indeks. NG = Nøglegruppe.

- I Oligosaprobic (unpolluted)
- I-II Transitional level
- II β-mesosaprobic (mildly polluted)
- II-III Transitional level
- III α-mesosaprobic (heavily polluted)
- III-IV Transitional level
- IV Polysaprobic (very heavily polluted).

Appendikstabelle 3.

Nøkkeigrupper og indeksverdier brukt i den belgiske Trent varianten, BBI (Belgium Biotic Index). Nederst defineres det taksonomiske nivået til en gruppe.

I Faunistic groups	II	III Total numbers of systematic units present				
		0-1	2-5	6-10	11-15	16 and more
1. Plecoptera or Ecdyonuridae (= Heptageniidae)	1 several S.U.*	Biotic index				
	2 only 1 S.U.	-	7	8	9	10
2. Cased Trichoptera	1 several S.U.	5	6	7	8	9
	2 only 1 S.U.	-	6	7	8	9
3. Ancyliidae or Ephemeroptera except Ecdyonuridae	1 more than 2 S.U.	5	5	6	7	8
	2 2 or < 2 S.U.	3	4	5	6	7
4. Aphelocheirus or Odonata or Gammaridae or Mollusca (except Sphaeriidae)	0 all S.U.M mentioned above are absent	3	4	5	6	7
5. Asellus or Hirudinea or Sphaeriidae or Hemiptera (except Aphelocheirus)	0 all S.U. mentioned above are absent	2	3	4	5	-
6. Tubificidae or Chironomidae of the <i>thummi-plumosus</i> group	0 all S.U. mentioned above are absent	1	2	3	-	-
7. Eristalinae (= Syrphidae)	0 all S.U. mentioned above are absent	0	1	1	-	-

* S.U.: number of systematic units observed of this faunistic group.

Taxonomic group	Determination level of systematic units
Plathelminthes	genus
Oligochaeta	family
Hirudinea	genus
Mollusca	genus
Crustacea	family
Plecoptera	genus
Ephemeroptera	genus
Trichoptera	family
Odonata	genus
Megaloptera	genus
Hemiptera	genus
Coleoptera	family
Diptera	family
	Chironomidae <i>thummi-plumosus</i>
	Chironomidae non- <i>thummi-plumosus</i>
Hydracarina	presence

Appendikstabell 4.

Tabellen viser en rangering av arter og slekter etter toleransenivå brukt i Chandlers Biotic Score Index.

BIOTIC SCORE (Chandler, 1970)

Groups present in sample	Abundance in standard sample				Very abundant 100 +
	Present 1-2	Few 3-10	Common 11-50 Points scored	Abundant 51-100	
Each species of <i>Planaria alpina</i>	90	94	98	99	100
Each species of Taeniopterygidae, Perlidae, Perlodidae, Isoperlidae, Chloroperlidae	84	89	94	97	98
Each species of Leuctridae, Capniidae, Nemouridae (excluding <i>Amphinemura</i>)	79	84	90	94	97
Each species of Ephemeroptera (excluding <i>Baetis</i>)	75	80	86	91	94
Each species of Cased caddis, Megaloptera	70	75	82	87	91
Each species of <i>Ancylus</i>	65	70	77	83	88
— <i>Rhyacophila</i> (Trichoptera)	60	65	72	78	84
Genera <i>Dicranota</i> , <i>Limnophora</i>	56	61	67	73	75
Genus <i>Simulium</i>	51	55	61	66	72
Genera of Coleoptera, Nematoda	47	50	54	58	63
— <i>Amphinemura</i> (Plecoptera)	44	46	48	50	52
— <i>Baetis</i> (Ephemeroptera)	40	40	40	40	40
— <i>Gammarus</i>	38	36	35	33	31
Each species of Uncased caddis (excl. <i>Rhyacophila</i>)	35	33	31	29	25
Each species of Tricladida (excluding <i>P. alpina</i>)	32	30	28	25	21
Genera of Hydracarina	30	28	25	22	18
Each species of Mollusca (excluding <i>Ancylus</i>)	28	25	21	18	15
— Chironomids (excl. <i>C. riparius</i>)	26	23	20	16	13
Each species of <i>Glossiphonia</i>	25	22	18	14	10
Each species of <i>Asellus</i>	24	20	16	12	8
Each species of Leech (excl. <i>Glossiphonia</i> and <i>Haemopsis</i>)	23	19	15	10	7
— <i>Haemopsis</i>	22	18	13	12	9
— <i>Tubifex</i> sp.	21	17	12	7	4
— <i>Chironomus riparius</i>	20	16	10	6	2
— <i>Nais</i>	19	15	9	5	1
Each species of air breathing species			0		
No animal life					

Appendikstabelle 5.

Rangering av familier etter toleransenivå ved Long Score indeksen.

ANNEX A - FULL SCORE SYSTEM FOR EUROPEAN UPLAND AND LOWLAND WATER-COURSES (THE 'LONG' SCORE) BASED ON FAMILIES REPRESENTED BY MORE THAN TWO INDIVIDUALS (TO EXCLUDE 'DRIFT' ORGANISMS SAMPLED)

PLECOPTERA		EPIHEMEROPTERA		INSECTA		DIPTERA		OTHER INSECTS		TRICHLADIDA	CRUSTACEA	MOLLUSCA	HIRUDINEA	ANNELIDA	OLIGOCHAETA	SCORE
		TRICHOPTERA		COLEOPTERA		HETEROPTERA										
Taeniopterygidae Capniidae Leuctridae Chloroperlidae Perlidae		Phryganeidae Molannidae Beraeidae Brachycentridae		Odontoceridae Goeridae												10
Nemouridae		Ephemerellidae Siphonuridae Heptageniidae		Elmidae Philopotamidae Rhyacophilidae Leptostomatidae Leptoceridae Sericostomatidae												9
		Potamanthidae Leptophlebiidae Ephemeralidae														8
		Caenidae		Hydroptilidae												7
		Beetidae		Hydropsychidae												6
																5
																4
																3
																2
																1

Appendikstabel 6.

Rangering av familier etter toleransenivå ved Short Score indeksen.

Relative Abundance Ratio	Rare (1 Equiv)	Present (C.5:1 Rare)	Common (C.25:1 Rare)	Abundant (C.100:1 Rare)
FAMILY	SCORE			
	8	9	10	11
Taeniopterygidae Leuctridae) Capniidae) Perlodidae) * Perlidae) Chloroperlidae)				
Crayfish/Crab Sericostomatidae Cordulegasteridae Libellulidae Philopotamidae Ephermeridae Leptoceridae	7	8	9	10
Gomphidae Leptophlebiidae Ephemerellidae Elminthidae Nemouridae Rhyacophilidae Polycentropidae Ancyliidae Unionidae/Mutelidae Gammeridae *	6	7	8	9
Caenidae Gyrinidae Simuliidae Planariidae Haliplidae Tipulidae	6	6	6	6
Lymnaeidae Sphaeriidae Asellidae *	6	5	4	3
Lumbriculidae	4	3	2	1
Oligochaeta (excl.Lumbriculidae)	3	2	1	1
Chironomidae	2	1	1	1

* Not applicable for Tropical Africa

Design:

Forsidefoto:

Tegning av *Baetis rhodani*:

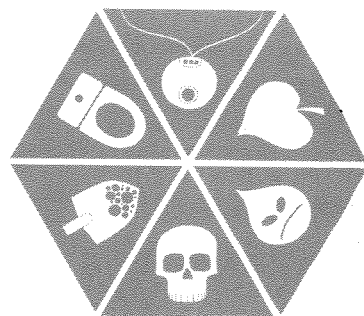
Trykk:

Petter Wang

Karl Jan Aanes

Eva Engblom

Reclamo Ryen, 1989



Vannkvalitetskriterier for ferskvann