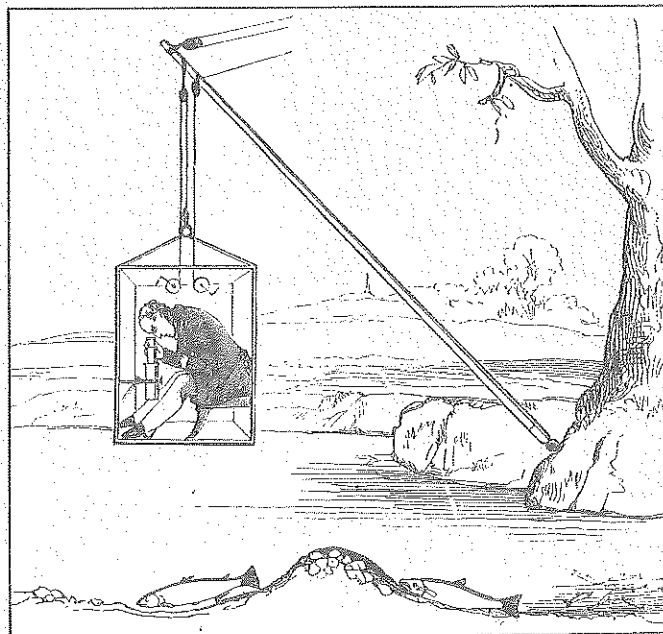


FISKENÄMNDEN  
I VÄSTMANLANDS LÄN  
1985 -11- 21  
Dnr .....

Information från

# SÖTVATTENS- LABORATORIET Drottningholm



ANDERS N NILSSON  
ANITA JOHANSSON

En jämförelse av bottenfaunan i några kalkade och okalkade vattendrag; med tonvikt på kalkningsmetodik

Författare:

Anders N Nilsson  
Anita Johansson

Institutionen för  
Ekologisk Zoologi  
Umeå Universitet  
901 87 UMEÅ

ISSN 0346-7007

# EN JÄMFÖRELSE AV BOTTENFAUNAN I NÅGRA KALKADE OCH OKALKADE VATTENDRAG; MED TONVIKT PÅ KALKNINGSMETODIK

Anders N Nilsson  
Anita Johansson

1. INLEDNING	1
2. UNDERSÖKTA VATTENDRAG	2
2.1. Provtagningsstationernas geografiska läge	2
2.2. Allmän beskrivning	5
2.3. Uppgifter om kalkning och vattenkemi	8
3. MATERIAL OCH METODER	17
3.1. Funktionell gruppindelning	19
4. RESULTAT	19
4.1. Bottenfaunans sammansättning i de enskilda vattendragen	21
4.2. Artantal och funktionell sammansättning i förhållande till några kemiska och fysikaliska parametrar	28
5. DISKUSSION	33
5.1. Förekomst av försurningskänsliga taxa	33
5.2. Effekter av vattendragens storlek, pH och kalkning	37
6. SAMMANFATTNING	42
7. ERKÄNNANDEN	43
8. LITTERATUR	43
9. ENGLISH SUMMARY: A COMPARATIVE STUDY OF THE BENTHOS OF LIMED AND NON-LIMED STREAMS; EFFECTS OF DIFFERENT LIMING METHODS	46
10. LEGENDS TO FIGURES AND TABLES	48
BILAGA I. Bottenfaunaprovernans fördelning mellan taxa	51
BILAGA II. Systematisk ordlista med svenska namn	56

## 1. INLEDNING

Genom sin mångfald och individriktighet spelar bottenfaunan, främst representerad av insektlarver, en mycket viktig roll i olika typer av vattendrag. Den stora informationsmängd som finns i ett bottenfauna-samhälles sammansättning och dynamik kan utnyttjas till att studera förekomst och effekter av olika typer av miljöförändringar (Wiederholm 1984). Genom jämförelser av bottenfauna-samhällen i sjöar och vattendrag med olika pH-förhållanden (Otto & Svensson 1983), laboratorie- (Bell 1971) och fältexperiment (Hall et al. 1980) har man kunnat konstatera långtgående effekter i samband med försurning (Johansson & Nyberg 1981).

Då olika organismer varierar starkt i tolerans för surt vatten och medföljande höga metallhalter (Engblom & Lingdell 1983) leder försurningen genom en utsortering av känsliga arter generellt till en minskning av artantalet. Vid sidan av den direkta, fysiologiska stressen sker förändringar i födo-, predations- och konkurrensförhållanden (Haines 1981) som kan medföra komplexa förändringar i bottenfauna-samhällets struktur.

Då de förändringar som kunnat konstateras i samband med försurning troligen till största delen är reversibla bör en återgång till gynnsammare pH-förhållanden genom olika former av kalkning (Fiskeristyrelsen & Statens Naturvårdsverk 1981) medföra att känsliga arter återkommer. Detta bör även leda till förändringar på samhällsnivå i riktning mot den struktur som rådde innan försurningen påbörjades eller accelererades.

Huruvida en sådan återgång kommer till stånd är mycket beroende av faunans möjlighet att återkolonisera vattendraget i fråga. Även om eventuella spridningshinder finns är detta dock enbart en fråga om tid. En återgång kräver även att den uppnådda pH-höjningen är stabil, dvs är tillräckligt motståndskraftig för att kunna neutralisera tillrinnande surt vatten vid flödestoppar. Tillfälliga pH-sänkningar kan även orsakas av driftstopp i doseringsanläggningar.

Förutom själva pH-höjningen krävs för en återgång att förekomsten av metaller, främst aluminium, i giftig form skall minskas kraftigt. Hur och var detta sker skiljer sig mellan olika kalkningsmetoder, och det bästa tycks vara om aluminiumfastläggningen kan ske redan på land (Fiskeristyrelsen & Statens Naturvårdsverk 1981). Risken för tillfälliga förhöjda aluminiumhalter vid flödestoppar kan då minskas samtidigt som problem med ökad metallutfällning på djur och botten kan undvikas.

Det förefaller alltså troligt att olika kalkningsmetoder kan skilja sig åt vad gäller effekter på bottenfaunan i rinnande vatten. För att studera detta utvaldes nio vattendrag som behandlats med antingen doserings-, mark-, eller sjökalkning. Till varje vattendrag utsågs en okalkad referens för jämförande studier av bottenfaunans sammansättning.

## 2. UNDERSÖKTA VATTENDRAG

Undersökningen omfattar 9 kalkade vattendrag, utvalda så att 3 vardera representerar doserings-, mark-, respektive sjökalkning. Till varje kalkat vattendrag har utvalts en okalkad referens, antingen ett likartat och närliggande vattendrag eller en uppströms belägen sektion av samma vattendrag. Totalt har alltså materialet insamlats vid 18 olika provtagningsstationer. Av de undersökta kalkade vattendragen återfinns 5 på Västkusten, 1 nära Stockholm och de resterande 3 längs Norrlandskusten.

### 2.1. Provtagningsstationernas geografiska läge

#### A. Doseringskalkning (Fig. 1)

##### 1. Fylleån, N län, 4C NO.

62-89-6/13-34-2, vid Björkelund, forsens övre del. Ca 10 km nedströms kalksilo vid Ryaberg.

Referens: 62-97-2/13-39-7, Ryaberg, ca 100 m uppströms kalksilon, omedelbart ovanför vadstället.

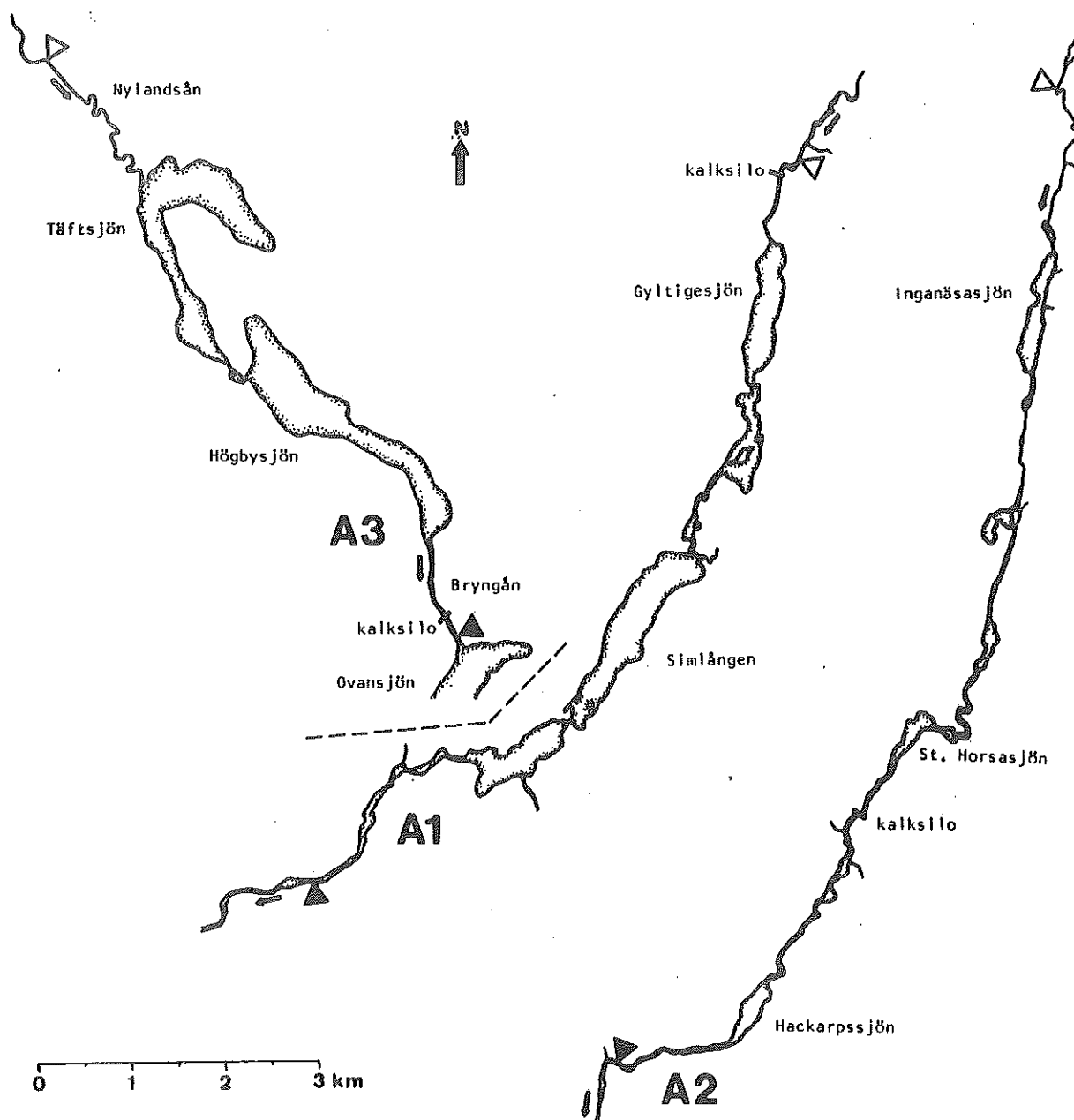


Fig. 1. Provtagningsstationernas läge i de doseringskalkade vattendragen: (A1) Fylleån, (A2) Högvadsån och (A3) Idbyån. Fyllda trianglar visar de kalkade stationerna och ofyllda de okalkade (referenserna).

2. Högvadsån, N län, 5C NV & 6C SV.

63-45-9/13-19-2, 600 m ovan vägbron vid Lia, forsens nedre del, omedelbart nedströms gammalt brofundament. Ca 4 km nedströms kalksilo i Älvsered.

Referens: 63-56-6/13-23-8, 400 m N Nygård, 25 m in på avtagsväg. Ca 9 km uppströms kalksilo i Älvsered.

3. Idbyån, Y län, 19J NV.

70-25-6/16-55-8, Bryngån ovan E4, just nedströms kalksilo vid Ovansjö.

Referens: 70-31-9/16-51-3, Nylandsån, 1,3 km NV landsvägsbron uppströms utflödet i Täftsjön. Ca 12 km uppströms kalksilo vid Ovansjö.

B. Markkalkning (Fig. 2)

1. Abborrtjärnsbäcken, O län, 7B NV & 7B NO.

64-44-5/12-74-7, södra grenen, 100 m uppströms sammanflödet, omedelbart uppströms skogsbrynet.

Referens: 64-44-8/12-75-1, norra grenen, omedelbart uppströms kraftledningen och skogsbrynet.

2. Degerträsket, AC län, 22 L SV.

71-67-4/17-57-1, bäck vid Lögdagsmyran, omedelbart nedströms körväg.

Referens: 71-66-4/17-56-8, bäck till Flyttsjön, 50 m uppströms körväg.

3. Stensjön, AB län, 10I SO.

65-64-9/16-42-9, omedelbart uppströms utflödet i Stensjön.

Referens: 65-65-4/16-42-5, bäck från Årsjön, 50 m ovan sammanflödet.

C. Sjöalkning (Fig. 2)

1. Stavvattnet, AC län, 22L SV.

71-56-9/17-55-9, Stavvattnsbäcken, 20 m uppströms körväg.

Referens: 71-61-1/17-54-4, Djupgravsbäcken, 20 m nedströms körväg.

2. St. Holmevatten, O län, 7B NV & 7B NO.

64-34-9/12-69-4, bäck från Hållsdammen, vid Jordal, 25 m ovan landsväg.

Referens: 64-39-1/12-76-2, bäck från Härsevatten, vid Rörkärr, 20 m uppströms körväg.

3. St. Härsjön, O & P län, 7B SO.

64-02-3/12-92-8, Tvärån, 20 m nedströms vägbro 1 km NO Härryda. Ca 1,5 km nedströms St. Härsjön.

Referens: 64-07-5/12-86-5, Svartåbäcken, omedelbart upp- och nedströms vägbro 2 km SV Aspen stn.

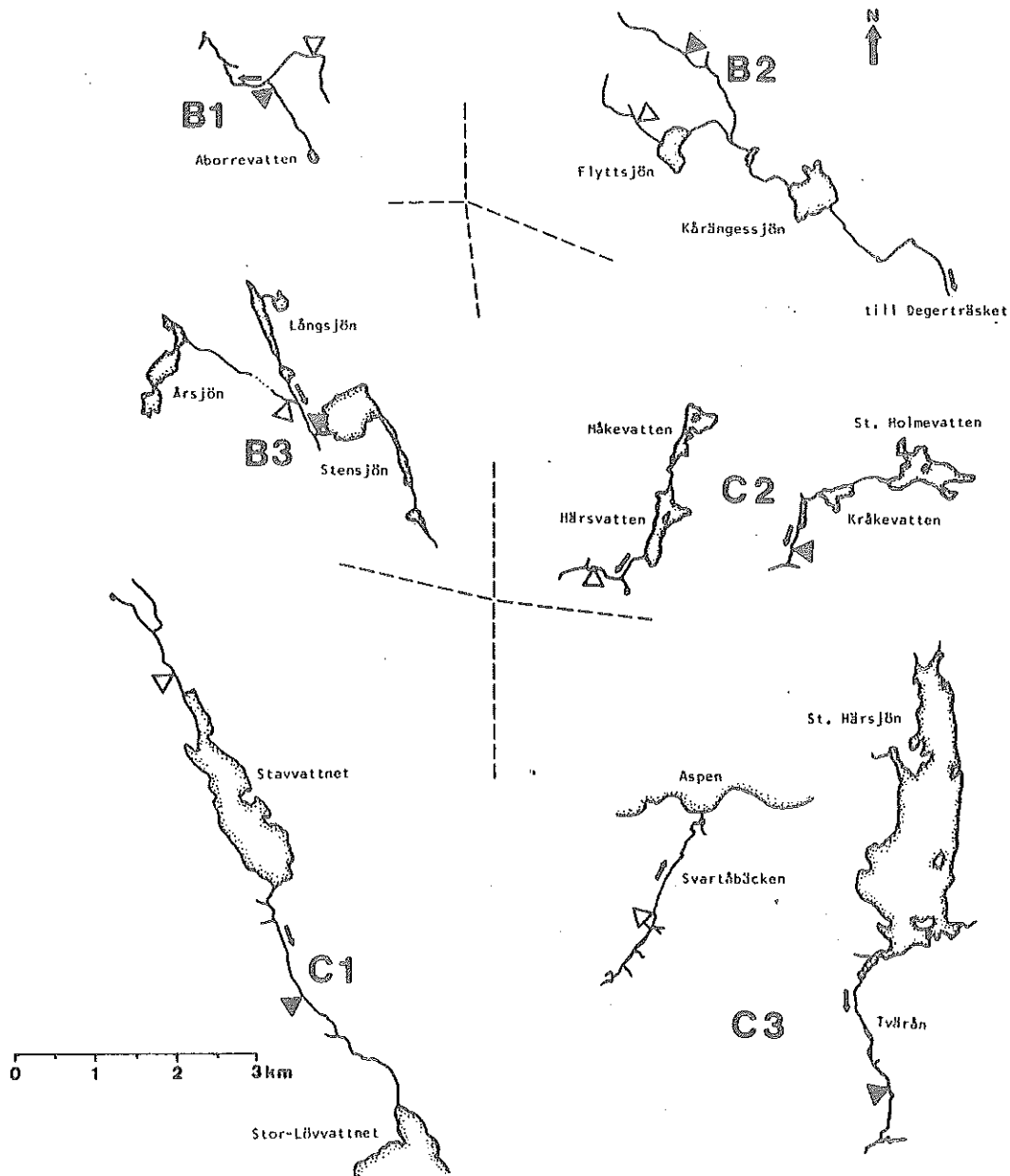


Fig. 2. Provtagningsstationernas läge i de mark- och sjökalkade vattendragen samt referenserna: (B1) Abborrtjärnsbäcken, (B2) Degerträsket, (B3) Stensjön, (C1) Stavvattnet, (C2) St Holmevatten och (C3) St Härsjön. Fyllda trianglar visar de kalkade stationerna och ofyllda de okalkade (referenserna).

## 2.2 Allmän beskrivning

I Tab. 1 har samlats uppgifter om provtagningsstationernas utseende vad gäller typ av substrat, vegetation, storlek och vattenföring. Någon annan vegetation än vattenmossa (huvudsakligen *Fontinalis*) observerades ej. De undersökta



Tab. 1. Allmän karakteristik av provtagningsstationerna (för kod, se texten). Strömhastighet anges för tvärsnitt. Detta värde har tillsammans med bredd och medelvärde för djup använts vid beräkning av vattenföring. Typ av substrat och förekomst av mossa anges som: saknas (-), sparsamt (+), rikligt (++) och täckande (+++).

Station	Datum	Vatten- temp(C)	Bredd (m)	Djup (m)	Strömhas- tighet(m/s)	Vatten- föring(m <sup>3</sup> /s)	Substrat lera sand	grus	sten	mossa
A1	11.05.85	8,0	35-40	0,4-0,5	0,67	10,80	-	+	+++	+
A1r	11.05.85	11,0	10-15	0,3-0,4	1,16	5,52	-	++	+++	+
A2	10.05.85	8,0	10-15	0,3-0,4	1,32	6,92	-	+	+++	++
A2r	10.05.85	7,0	8-10	0,4-0,5	0,87	3,13	-	++	++	+++
A3	30.05.85	10,0	10-15	0,4-0,6	1,58	9,94	-	+	+++	++
A3r	30.05.85	8,4	10-15	0,4-0,5	1,25	8,00	-	++	+++	++
B1	06.05.85	4,2	1	0,1-0,2	0,30	0,03	-	+	++	-
B1r	06.05.85	3,4	1	0,1-0,2	0,47	0,01	-	+++	+	+
B2	20.05.85	1,8	1	0,1-0,2	0,46	0,05	-	++	++	+
B2r	20.05.85	1,6	1	0,1-0,2	0,56	0,03	-	+++	+	-
B3	14.05.85	11,0	1	0,2-0,3	0,52	0,09	-	+	+++	+
B3r	14.05.85	13,7	1	0,1-0,2	0,28	0,04	-	+	+++	+
C1	21.05.85	4,0	2	0,3-0,4	0,60	0,72	-	+	+++	++
C1r	21.05.85	3,0	1	0,1-0,2	0,72	0,05	-	++	++	-
C2	07.05.85	11,9	1	0,1-0,2	0,95	0,10	+	+	++	-
C2r	07.05.85	6,8	1	0,1-0,2	0,46	0,08	-	+	+++	+
C3	08.05.85	6,5	3-5	0,2-0,3	1,03	2,26	-	+	+++	++
C3r	08.05.85	12,0	2	0,2-0,3	0,44	0,24	-	++	++	-

vattendragen skiljer sig kraftigt i storlek, något som med stor tydlighet framgår av Fig. 3. Genomgående är referenserna mindre, dock endast i 2 fall (C1 & C3) betydligt så. Fig. 3 visar även att doseringskalkning studerats i större vattendrag, medan markkalkning studerats i mindre sådana. De sjökalkade vattendragen är i detta avseende intermediära.

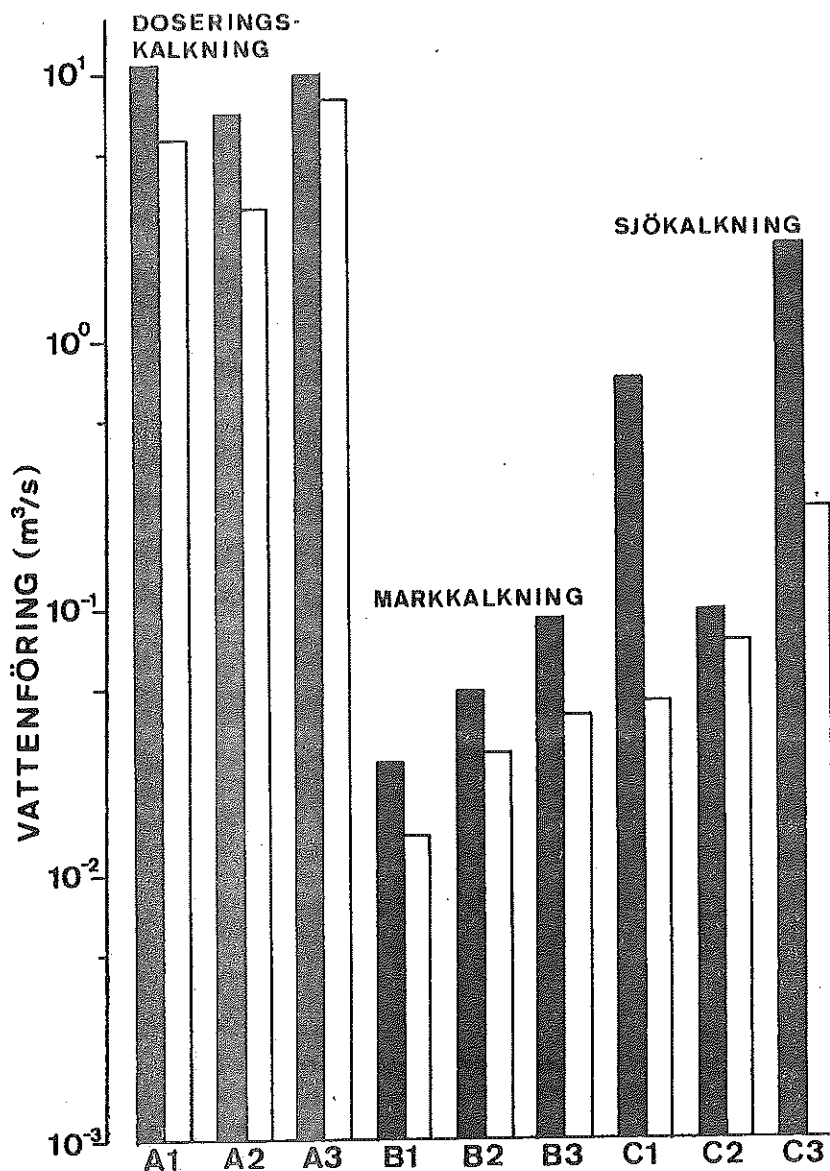


Fig. 3. Vattenföring vid det tillfälle då bottenfaunaprover togs i de studerade vattendragen. Mörka staplar representerar kalkade vattendrag och vita okalkade. De olika vattendragen (stationerna) har numrerats enligt texten och vattenföringen har en logaritmerad skala.

### 2.3 Uppgifter om kalkning och vattenkemi

I Tab. 2 redovisas värden för pH, alkalinitet och totalhalt aluminium för samtliga provtagningsstationer, dels från provtagningsstillfället för bottenfauna och dels från en tidpunkt före vårfloden. pH-värdena före respektive efter vårfloden följer varandra relativt väl ( $r=0,6487$ ,  $p<0,05$ ) men är som regel något lägre efter vårfloden.

Tab. 2. pH, Al-koncentration och alkalinitet före resp efter vårfloden vid samtliga stationer. Noter: (1) datum för provtagning 25.01.1984, (2) provet taget vid Älvse-reds kraftverk, (3) provet taget just ovan kalksilon, (4) provet taget ca 200 m nedströms sammanflödet av norra och södra grenen.

Station	Datum	Före vårfloden			Datum	Efter vårfloden		
		pH	tot-Al µg/l	alk mekv/l		pH	tot-Al µg/l	alk mekv/l
A1	28.03.85	6,5	213	0,140	11.05.85	6,4	150	0,070
Alr	28.03.85	5,8	196	0,020	11.05.85	6,0	150	0,086
A2	20.03.85	6,5	196 <sup>1</sup>	0,202	10.05.85	6,8	180	0,180
A2r	20.03.85	5,9 <sup>2</sup>	190 <sup>1</sup>	0,072	10.05.85	6,1	130	0,023
A3	10.05.85	7,0	245	0,350	30.05.85	6,9	250	0,085
A3r	10.05.85 <sup>3</sup>	6,2	180	0,055	30.05.85	6,3	180	0,030
B1	19.11.84	7,0	} 320 <sup>4</sup>	0,625	06.05.85	6,7	280	0,228
B1r	19.11.84	5,4		0,009	06.05.85	4,7	620	0,000
B2	09.04.85	5,7	470	0,020	20.05.85	5,1	380	<0,003
B2r	09.04.85	5,7	300	<0,003	20.05.85	4,6	560	<0,003
B3	23.04.85	5,3	247	-	14.05.85	5,5	213	0,020
B3r	23.04.85	5,3	258	<0,010	14.05.85	5,2	226	<0,010
C1	09.04.85	6,6	175	0,400	21.05.85	5,7	115	0,125
C1r	09.04.85	6,6	300	0,170	21.05.85	5,4	335	<0,003
C2	18.01.85	6,5	-	-	07.05.85	6,5	150	0,093
C2r	15.12.84	4,5	-	0,000	07.05.85	4,5	310	0,000
C3	20.11.84	6,5	40	0,060	08.05.85	6,4	60	0,069
C3r	-	-	-	-	08.05.85	4,8	330	0,000

Nedan följer för varje vattendrag en översikt av vattenkemi och kalkning.

## Al. Fylleån

I Fylleån som mynnar i Laholmsbukten strax söder om Halmstad, startades hösten 1982 ett omfattande kalkningsprogram. En kalksilanläggning vid Ryaberg uppströms sjöarna vid Simlångsdalen startades i september detta år. Silon har alltsedan dess varit igång kontinuerligt, utom under sommaren vid lågt flöde. Kalktillsatsen är ca  $15 \text{ g CaCO}_3/\text{m}^3$  (0-0,02 mm), vilket motsvarar ca 1100 - 1500 ton/år. Uppströms Ryaberg har så vitt vi vet ingen kalkning skett i Fylleåns vattensystem.

Efter det att silon startades har pH-förhållandena nedströms (data från Brearedssjöns utlopp, ca 2 km uppströms Al) (Fig. 4) varit mycket goda med kortare perioder i samband med högvatten då pH legat just under 6.

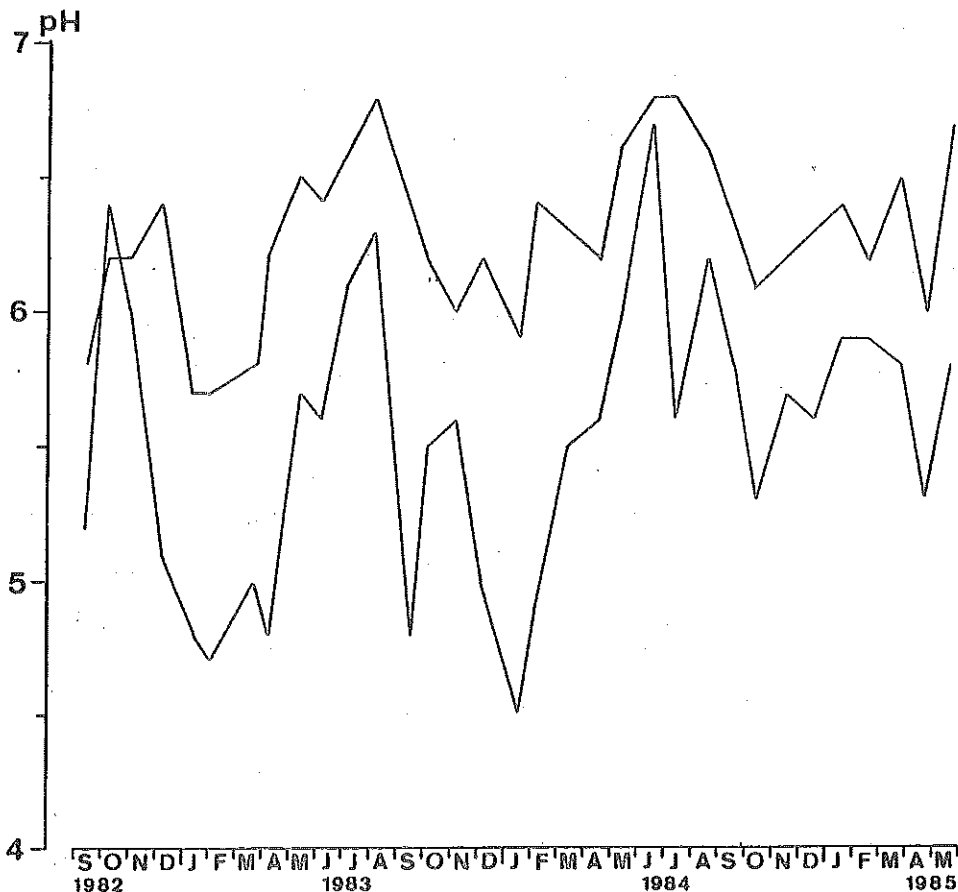


Fig. 4. Uppmätta pH-värden i Fylleån från start av doserare vid Ryaberg fram till våren 1985. Den övre kurvan visar data från Brearedssjöns utlopp ca 8 km nedströms doseraren och den nedre kurvan från bron vid Bårared ca 1.5 km uppströms kalksilon. Data från Boliden vattenvård, Helsingborg och KM-laboratorierna AB, Halmstad.

Även alkaliniteten har varit hög, och sällan under 0,1 mekv/l. Uppströms kalksilon (data från bron vid Bårared, ca 1,5 km uppströms Alr) har pH varit markant lägre (Fig.4) och både i början av 1983 och 1984 låg pH en bit under 5 och som lägst uppmättes då 4,5. Under det senaste året var situationen gynnsammare och pH höll sig klart över 5. Alkaliniteten har under stora delar av vinterhalvåret ej varit mätbar (<0,02 mekv/l).

Totalhalten av aluminium har sedan 1982 legat mellan 100-200 µg/l både upp- och nedströms kalksilon. Även vad gäller oorganiskt aluminium har halterna varit måttliga och likstora.

## A2. Högvadsån

Högvadsån, ett biflöde till Ätran, har omfattats av ett mycket stort kalkningsprojekt (Edman & Fleischer 1980). Stora mängder kalk har, förutom i själva huvudfåran, spritts i flera av vattensystemets sjöar och på omgivande markarealer (Svensson 1983). Här redovisas endast de kalkningar som direkt påverkar våra provtagningsstationer. Uppströms våra 2 stationer har utförts både sjö- och markkalkningar i och kring Bredasjön, Mjöasjön, St. Djupasjön samt L. och St. Hallången. Direkt i sjöarna har spritts sammanlagt 92 ton 1978, 194 ton 1982 och 216 ton 1983. Omgivande mossmarker etc. fick 1.475 ton 1978, och 193 ton spreds 1979 på jordbruksmark. Samtliga dessa kalkningar kan antas påverka vattenkvalitén vid vår referensstation (A2r), dock har de enligt Fleischer (1984) haft en mycket ringa betydelse för pH-värdena i Högvadsåns huvudfåra. Noteras bör att Fleischer (1984) ej medräknat effekterna av sjökalkningarna 1982-83.

Kalksilon i Älvsered har varit igång sedan oktober 1978 och fram t o m 1981 spreds här 777 ton. Motsvarande siffror är för 1982 - 443, 1983 - 693, och 1984 - 463 ton kalk. Nedströms silon men ovan vår provtagningsstation har ca 40 ton kalk årligen spritts direkt i Hackarpssjön under tiden 1978-81. Den nuvarande effekten av denna kalkning kan troligen bortses ifrån.

Vattenkemiska data från Fleischer (1984 p.34) visar att pH i den studerade delen av Högvadsån åren före start av kalksilo periodvis legat kring 5, med något lägre minimivärden nedströms silon (NV Ålarp jämfört med stationen SO Nygård). Under åren 1979-81 var nedströmsvärdena betydligt bättre (Fleischer (1984 p.47) med minimivärden nedåt 5,5, medan situationen uppströms var i stort sett oförändrad. Värden från 1983-85 erhållna från Falkenbergs kommun och Länsstyrelsen i Hallands län (Fig. 5) visar att minimivärden kring 5 förekommer såväl upp- som nedströms kalk-

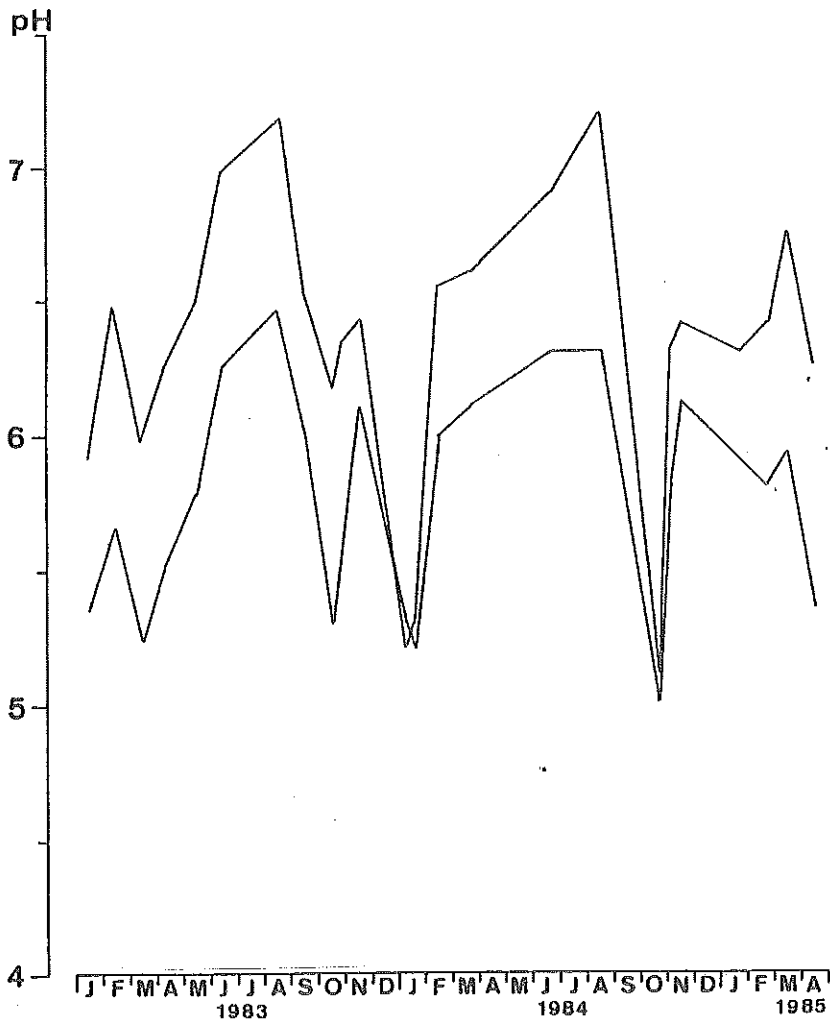


Fig. 5. Uppmätta pH-värden i Högvadsån under perioden januari 1983 till april 1985. Den övre kurvan visar data från en punkt just uppströms Fageredsåns utflöde i Högvadsån dvs ca 10 km nedströms kalkdoseraren vid Älvsered. Den nedre kurvan representerar förhållandena ca 2 km uppströms silon, där vägen mot Mårdaklev korsar ån. Data från Länsstyrelsen i Hallands län och Falkenbergs kommun.

silon i Älvsered, även om nedgångarna oftare är så djupa på uppströmsstationen. Vår nedströmsstation ligger dock närmare silon än vad den här redovisade platsen för vattenprovtagning (uppströms Fageredsåns utflöde i Högvadsån) gör, och det förefaller därför troligt att nedgångarna i vårt fall ej blir lika djupa.

De låga pH-värdena inträffar i samband med toppar i vattenföring under senhöst och vår. Vid dessa tillfällen faller även alkaliniteten mot noll (Fleischer 1984 p.19-24). Alkalinitetsvärdena är genomgående något högre nedan än ovan kalksilon, men minskar relativt snabbt med avståndet ifrån denna. Det senaste årets värden, erhållna från Falkenbergs kommun och Länsstyrelsen, visar att alkaliniteten på uppströmsstationen gick ned till noll både i oktober 1984 och april 1985. Vid det tidigare tillfället hände samma sak vid vattenprovtagningsstationen uppströms Fageredsåns utflöde i Högvadsån, men troligen ej närmare silon där bottenfauna-prover togs.

Enligt undersökning i slutet av 1980 (Fleischer 1984 p.58) minskar aluminiumhalten i Högvadsån efter kalksilon i Älvsered, och en övergång sker delvis från oorganiskt till organiskt bundet. Värden från 25.01.1984 och 10.05.1985 tyder på måttliga, likstora halter både upp- och nedströms doseraren, även vad gäller oorganiskt aluminium.

### A3. Idbyån

Den ca 2 km långa Idbyån avvattnar Ovansjön till Bottenhavet. Kalkdoseraren är placerad i den drygt kilometerlånga Bryngån, ungefär mitt emellan Ovansjön och Högby-sjön. Doseraren startades våren 1984 och har sedan dess varit igång endast under vår och höst. Under det första året förbrukades totalt 160 ton kalk (0 - 0,5 mm) på hösten och 220 ton på våren. Vårförbrukningen var av samma storleksordning även 1985.

Kalkningen av Idbyån har tillkommit pga en unik stam av havsöring och en vikande alkalinitet. Under hela 1982 låg pH relativt högt (6,17 - 6,90, data från Örnsköldsviks

kommun), medan alkaliniteten periodvis låg nedåt 0,04 mekv/l. Totalhalten aluminium låg huvuddelen av året i intervallet 200 - 400 µg/l, med enstaka toppar upp till 670. Efter starten av kalkdoseraren har inga större förändringar skett i pH-situationen, som alltså fortfarande är mycket bra, men däremot har alkaliniteten under vårens och höstens högvatten kunnat bibehållas på en högre nivå. Aluminium-halterna verkar oförändrade.

För den uppströms belägna referenspunkten i Nylandsån finns data endast från tidpunkten för vår bottenfaunaprovtagning (30.05.1985). Vattenståndet var då fortfarande något förhöjt, men pH var högt och alkaliniteten låg på 0,03 mekv/l. Totalhalten aluminium var relativt låg. Likartade förhållanden konstaterades omedelbart uppströms doseraren före vårfloden.

#### Bl. Abborrtjärnsbäcken

Ett av Anråseåns källflöden (Andersson 1984) var mycket sur före kalkning med pH kring 4,5. Våren 1979 utfördes markkalkningar, varvid 100 ton (0 - 0,5 mm) spreds längs både norra (Alr) och södra (Al) grenen. Återförsurningen var dock snabb och våren 1982 spreds ytterligare 105 ton, denna gång endast i södra grenen vid utloppet ur Abborrevatten och omgivande våtmarker. Ytterligare 90 ton spreds i slutet av 1983 i och kring Abborrevatten.

Efter kalkningarna 1982-83 har den södra grenen haft ett pH mellan 6 och 7 (Andersson 1984: Fig. 26), medan den norra grenen troligen återgått till de sura förhållanden som rådde innan kalkningen påbörjades 1979. Separata värden för de båda grenarna med avseende på alkalinitet och aluminium-halt finns bara som angivet i Tab. 2. Som väntat ligger alkaliniteten kring noll i den norra grenen medan den i den södra ligger relativt högt.



## B2. Degerträsket

De undersökta bäckarna utgör källflöden till Bredebäcken som mynnar i sjön Degerträsket efter ca 7 km. Sjön avvattnas till Bottenviken via Djupån/Bäckån som i sin tur passerar en del större och mindre sjöar. I detta vattensystem har kalkning från Degerträsket och uppströms skett 1981-85, varvid de tre här studerade kalkningsmetoderna använts i kombination. Längs det undersökta källflödet (B2) spreds 1981 150 ton (0 - 1 mm) på omgivande skogs- och myrmark (30 ha av ett avrinningsområde på 50 ha).

Före kalkning hade båda bäckarna ett pH kring 5 med surstötter ned mot 4,5. Efter kalkning steg pH i B2 upp mot 6 och de lägsta värdena har legat över 5, dock med en fallande tendens 1981-85. Alkaliniteten var före kalkning oftast nära noll med enstaka värden kring 0,05 mekv/l. Efter kalkning har endast enstaka nollvärden konstaterats. Tendensen 1981-85 är dock fallande och alkaliniteten var således ej mätbar efter vårfloden 1985 (Tab. 2).

Aluminiumhalten har efter kalkning legat genomsnittligt lägre och uppvisat mindre variationer (300 - 600 µg/l) i B2 än i referensen (B2r) (450 - 950 µg/l).

Uppgifter för Degerträsket har erhållits från Skellefteå kommun.

## B3. Stensjön

De undersökta bäckarna, som ingår i Åvaåns vattensystem, för vatten från källsjöarna till Stensjön. Ca 1 km uppströms Stensjön sammanfaller bäcken från den okalkade Årsjön med bäcken från de kalkade sjöarna Trehörningen och Långsjön. Dessa kalkades först 1978 (32 ton) (Eriksson et al. 1982) och senare även 1981 (42 ton) och 1982 (15,5 ton, 0 - 0,5 mm). Stensjön kalkades 1982. Den studerade våtmarkskalkningen har gjorts på myren 100 - 400 m uppströms Stensjön. I september 1981 spreds 37 ton och ett år senare ytterligare 7,5 ton (0 - 0,5 mm).

Själva Stensjön hade före kalkningen 1982 ett pH kring 6 med lägsta värden kring 5,5. Våren 1981 noterades bottenvärdet 5,3. Efter kalkningen har pH legat kring 7, med lägsta värde 5,8 uppmätt våren 1984. Vid kalkningen steg alkaliniteten med en tiopotens från ca 0,02 till kring 0,2 mekv/l, och inga nollvärden har därefter kunnat konstateras. Aluminiumhalten som före kalkning låg kring 100 - 200 µg/l har efter kalkningen gått ned till hälften. Fortfarande kan dock högre halter finnas vid låga pH, ex. 326 µg/l våren 1984.

I den undersökta bäcken finns vattenkemiska data endast från tiden efter kalkningen. Noteras bör att vår uppströmsstation (B3r) ligger i bäcken från den okalkade Årsjön. Före den kalkade myren tillkommer bäcken från de kalkade sjöarna Långsjön och Trehörningen och vattenprovtagningen har skett nedströms sammanflödet. Det finns alltså skäl att anta att vattnet vid B3r är surare, och vid provtagningstillfället (14.05.1985) uppmättes i fält pH 4,4.

Direkt ovan myren har pH efter kalkning legat kring 5 med lägsta värde 4,8, och alkaliniteten har för det mesta ej varit mätbar. Nedströms myren har pH stigit till kring 6 med lägsta värde på 5,7 och alkaliniteten är fortfarande relativt låg men för det mesta mätbar. Våren 1985 var dock pH-skillnaden ovan respektive nedan myren mycket ringa och aluminiumhalterna låg på båda stationerna över 200 µg/l.

Uppgifter för Stensjön har tillhandahållits av Stockholms kommun.

#### C1. Stavvattnet

Sjön Stavvattnet avvattnas till Stor-Lövvattnet via Stavvattnsbäcken. Via flera andra sjöar finns förbindelse med Mångbyån som mynnar i Gärdefjärden. Kalkning påbörjades i detta vattensystem under våren 1984 då bl a Stavvattnet fick motta 105 ton.

Före kalkning var alkaliniteten låg och pH kunde under snösmältningen närma sig 5. Totalhalten aluminium var ca 200 - 400 µg/l. Mätningar efter kalkningen visar på en hög alkalinitet och lägsta pH-värden på 5,9 (data från Skellefteå kommun). Våra mätningar i Stavvattnsbäcken före och efter vårfloden 1985 visar en hög alkalinitet med lägsta pH 5,7 och totala aluminiumhalten en bra bit under 200 µg/l. Vår referens, Djupgravbäcken, hade efter vårfloden ett pH på 5,4 med ej mätbar alkalinitet, och värdet för aluminium låg över 300 µg/l.

## C2. St Holmevatten

St Holmevattens vattensystem kalkades i december 1979 (Hasselrot et al. 1984), varvid Kråkevatten och St Holmevatten tillsammans erhöll 250 ton kalk. Även de mindre sjöarna (Ålevatten, Småvatten och Munkevatten) i den västra grenen ovan Hållsdammen kalkades och erhöll tillsammans nästan 100 ton kalk. Uppströms St Holmevatten spreds även 30 ton kalk över våtmark och 20 ton över fastmark. Referensbäcken som avvattnar sjön Härsvatten är uppströms vår provtagningsstation helt opåverkad av kalkning.

Före kalkningen 1979 var St Holmevatten mycket sur med pH kring 4,5. Alkaliniteten låg vid noll och Al-koncentrationen var kring 500 µg/l (Hasselrot et al. 1984). pH låg efter kalkningen mellan 7 och 8 och nere i Hållsdammsbäcken (C2) har värdena under de senaste åren legat mellan 6 och 7 (data från IVL, Göteborg). Alkaliniteten har också varit relativt hög och inga värden under 0,1 mekv/l har uppmätts. Al-koncentrationen i Hållsdammsbäcken uppvisar stor variation med periodvis relativt höga värden kring 400 µg/l.

Härsvattenbäcken har ett pH i närheten av 4,5, och periodvis ända ned till 4,0 (data från SNV, Uppsala). Alkaliniteten är noll och det enda värde vi har på aluminium ligger relativt högt (Tab. 2).

### C3. St Härsjön

I sjöarna i St Härsjöns vattensystem spreds stora mängder kalk från våren 1978 fram till hösten 1979. Största mängden erhöll St Härsjön (800 ton), och även Hornasjön och L. Härsjön fick höga doser (300 respektive 490 ton). De mindre sjöarna Blomman, Kullsjön, Långetjärn och Vällsjön har tillsammans kalkats med ca 320 ton. Referensvattendragets, Svartåbäckens, nederbördsområde omfattar inga större sjöar och någon kalkning har ej skett.

Före kalkning hade St Härsjön ett pH kring 5 och alkaliniteten låg vid noll (data från IVL, Göteborg). Sedan kalkningsstarten 1978 har pH i sjön och i Tvärån (C3) stabiliserats på en hög nivå (6-7). Alkaliniteten i ån ligger kring 0,1 mekv/l med få undantag i samband med flödestoppar på hösten. De fåtaliga värden vi har på Al-koncentrationen är mycket låga (Tab. 2). De enda värden vi har ifrån Svartåbäcken (C3r) är de som finns i Tab. 2.

### 3. MATERIAL OCH METODER

För bottenfauna-provtagning vid de ovan nämnda 18 stationerna användes den s k "standardiserade sparkmetoden" (Wiederholm et al. 1983 p.9). I korthet innebär denna metod att bottendjur sparkas lös från substratet på en ungefärlig yta av 25 x 40 cm under en viss tid (90 s) och uppsamlas i en nedströms placerad håv (maskvidd 0,5 mm). Provet överfördes därefter till ett vattensäll med 0,5 mm maskvidd, och sållades noggrant. Efter sållning fördes provet ned i en 1-liters glasburk. Om materialet kunde sorteras (utplockning av djur) i direkt anslutning till provtagningen tillfördes endast vatten, i annat fall konserverades proverna med etanol. Direkt utsortering av djuren är att föredra då dessa lättare ses i rörligt tillstånd.

På varje station togs som regel 5 sparkprover. Provantalet fördubblades i Fylleån, där alltså 10 prover togs på vardera

stationen. Proverna fördelades osystematiskt i vattendraget, och med hjälp av vattenkikare utvaldes fläckar med lämplig stenstorlek ( $\emptyset$  5 - 20 cm). I de fall rikligt med vattenmossa fanns uppsöktes glesare bevuxna fläckar. Djupmässigt fördelades proverna så att grundare kantzoner och djup överstigande 40 - 50 cm undveks. Samtliga prover togs i forsmiljö och vattenhastigheten låg mellan 0,5 - 1,3 m/s.

De utplockade djuren förvaras i 70 % etanol. Bestämning till art eller grupp har skett med hjälp av ett flertal bestämningsnycklar. Från erhållna data har artlistor upprättats. Nomenklaturen följer i huvudsak Illies (1978).

För varje station (alla prover sammanslagna) har beräknats diversitetsindex enligt Shannon-Wiener där:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (n_i/N) (\ln n_i/N)$$

$n_i$  = antal individer i det  $i$ :te taxat

$N$  = det totala antalet individer

$S$  = antal taxa i provet

Vidare har beräknats ett jämnhetsindex,  $J$ , enligt formeln:

$$J = \frac{H'}{\ln S}$$

Strömhastighet mättes med en sk Ott-flygel. För beräkning av vattenförling vid provtagningstillfället utvaldes en profil av vattendraget med relativt jämn botten. Bredd och medeldjup uppmättes längs profilen liksom ström- hastighet på 3 - 5 punkter. Medelvärdet för ström- hastigheten användes vid beräkning av aktuell vattenförling. Vid provtagningstillfället mättes även vattentemperatur och pH direkt. Vattenprover togs för laboratorieanalys av pH, alkalinitet och aluminiumhalt. Analyserna har utförts av IVL, Göteborg, Umeå kommuns laboratorium och SNV, Solna. I de flesta fall togs dessa vattenprover även före vårfloden. Då de slutgiltiga provtagningstationerna kunde fastläggas först efter vårfloden saknas i vissa fall vattenprover från tiden före denna. Då pågående analysprogram kunnat användas saknas i vissa fall aluminium-analyser.

### 3.1. Funktionell gruppindelning

Bottenfaunan kan indelas i olika funktionella grupper beroende på vilket sätt de söker föda. Fördelningen av grupperna skiljer sig mellan vattendrag av olika storlek och mellan olika avsnitt i samma vattendrag beroende på varierande tillgång till olika fraktioner av organiskt material (Vannote et al. 1980). Försurning av ett vattendrag kan medföra att födotillgången förändras, och detta kan få till följd att abundansen hos olika funktionella grupper förändras.

Indelningen av arter i olika funktionella grupper följer här i huvudsak Merritt & Cummins (1978). I de fall då ett taxon där uppges tillhöra flera grupper har indelningen följt Malmqvist et al. (1978).

De fem funktionella grupper vi skilt ut är: collector-gatherers, scrapers, shredders, collector-filterers och predators. Collector-filterers filtrerar finpartikulärt organiskt material som transporteras i vattnet, och collector-gatherers livnär sig av samma fraktion efter det att den sedimenterat. Scrapers betar av påväxt (alger) på stenar och grövre organiskt material, medan shredders fragmenterar löv och andra växtdelar. Predatorer är rovdjur vilka fångar levande byte som de antingen förtär genom att tugga i sig (engulfers) eller suga innehållet ur (piercers).

## 4. RESULTAT

I Bilaga I redovisas artsammansättning och individantal för samtliga bottenprover och vattendrag. I bilagan anges även för varje taxon vilken funktionell grupp det förts till, dessutom anges om skillnaden i individantal gentemot referensen är signifikant eller ej. Tillgängliga svenska namn för olika grupper har sammanställts i Bilaga II.

Totalantalet taxa och individer har tillsammans med jämnhets- och diversitetsindex listats för samtliga provtagningsstationer i Tab. 3.

Tab. 3. Totalantal av individer (N) och taxa (S), diversitetsindex enligt Shannon-Wiener ( $H'$ ) och jämnhetsindex (J) för samtliga provtagningsstationer. Märk att värdena för A1 (Fylleån) baseras på 10 prov/station och för de övriga 5.

	N	S	$H'$	J
A. Doseringskalkning				
1. Fylleån	797	32	2,72	0,78
referens	366	24	2,26	0,71
2. Högvadsån	897	31	2,79	0,81
referens	135	20	1,94	0,65
3. Idbyån	437	26	2,33	0,71
referens	284	31	2,72	0,79
B. Markkalkning				
1. Abborrtjärnsbäcken	212	17	1,49	0,53
referens	618	12	1,27	0,51
2. Degerträsket	86	7	1,78	0,91
referens	25	4	1,13	0,82
3. Stensjön	1897	12	0,53	0,22
referens	338	10	1,41	0,61
C. Sjöalkning				
1. Stavvattnet	125	23	2,59	0,83
referens	66	6	0,89	0,50
2. St Holmevatten	251	21	2,22	0,73
referens	914	12	1,30	0,52
3. St Härsjön	677	26	2,33	0,72
referens	758	13	0,43	0,17

I Tab. 4 anges signifikans eller ej för parvisa skillnader mellan de olika provtagningsstationerna med avseende på antal individer respektive antal taxa/prov. Bottenfaunans fördelning mellan olika funktionella grupper redovisas i Fig. 6 för samtliga stationer.

Tab. 4. Signifikans (Wilcoxon's test,  $p < 0.05$ ) i parvisa skillnader i antal taxa/prov (övre, högra halvan) resp antal individer (nedre, vänstra halvan) mellan de olika provtagningsstationerna. Olika tecken anger: ingen signifikans (0), x signifikant större än y (+) och x signifikant mindre än y (-). Skillnader gentemot egen referens förbundna med dubbelpil.

		y →																			
		A1	1r	A2	2r	A3	3r	B1	1r	B2	2r	B3	3r	C1	1r	C2	2r	C3	3r		
x ↓	A1		+	-	+	0	0	+	+	+	+	+	+	+	0	+	+	+	0	+	ANTAL TAXA/PROV
	1r	0		-	0	0	-	0	+	+	+	+	+	+	0	+	0	0	-	+	
	A2	+	+		+	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	+	
	2r	-	0	-		0	-	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	-	0		
	A3	0	0	0	0		0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0	0	0		
	3r	0	0	-	0	0		+	+	+	+	+	+	+	0	+	0	+	0	+	
	B1	0	0	-	0	0	0		0	+	+	0	+	0	+	0	0	-	0		
	1r	0	+	0	+	0	0	0		0	+	0	0	-	+	-	0	-	0		
	B2	-	-	-	0	-	0	-	-		+	0	0	-	+	-	-	-	-	0	
	2r	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	0	-	-	-	-		
	B3	+	+	0	+	+	+	+	0	+	+		0	-	+	-	0	-	0		
	3r	0	0	-	+	0	0	0	0	+	+	-		-	+	-	-	-	-	0	
	C1	-	-	-	0	0	0	0	-	0	+	-	-		+	0	+	-	+		
	1r	-	-	-	0	-	-	-	-	0	+	-	-	-		-	-	-	-		
	C2	0	0	+	-	0	0	0	0	+	+	-	0	+	+		+	-	+		
	2r	+	+	0	+	0	+	+	0	+	+	0	+	+	+	+		+	-	0	
	C3	+	+	0	+	0	+	+	0	+	+	0	+	+	+	+	+	0		+	
	3r	+	+	0	+	0	+	+	0	+	+	0	+	+	+	+	0	0		+	

Nedan följer en redovisning av skillnader i bottenfaunans sammansättning för varje kalkat vattendrag gentemot referensen. Efter detta redovisas de resultat som hänförelse till samtliga stationer sammanslagna.

#### 4.1. Bottenfaunans sammansättning i de enskilda vattendragen

##### A1. Fylleån

Båda stationerna i Fylleån är relativt artrika. Diversitetsindex är dock betydligt högre vid A1, beroende av både



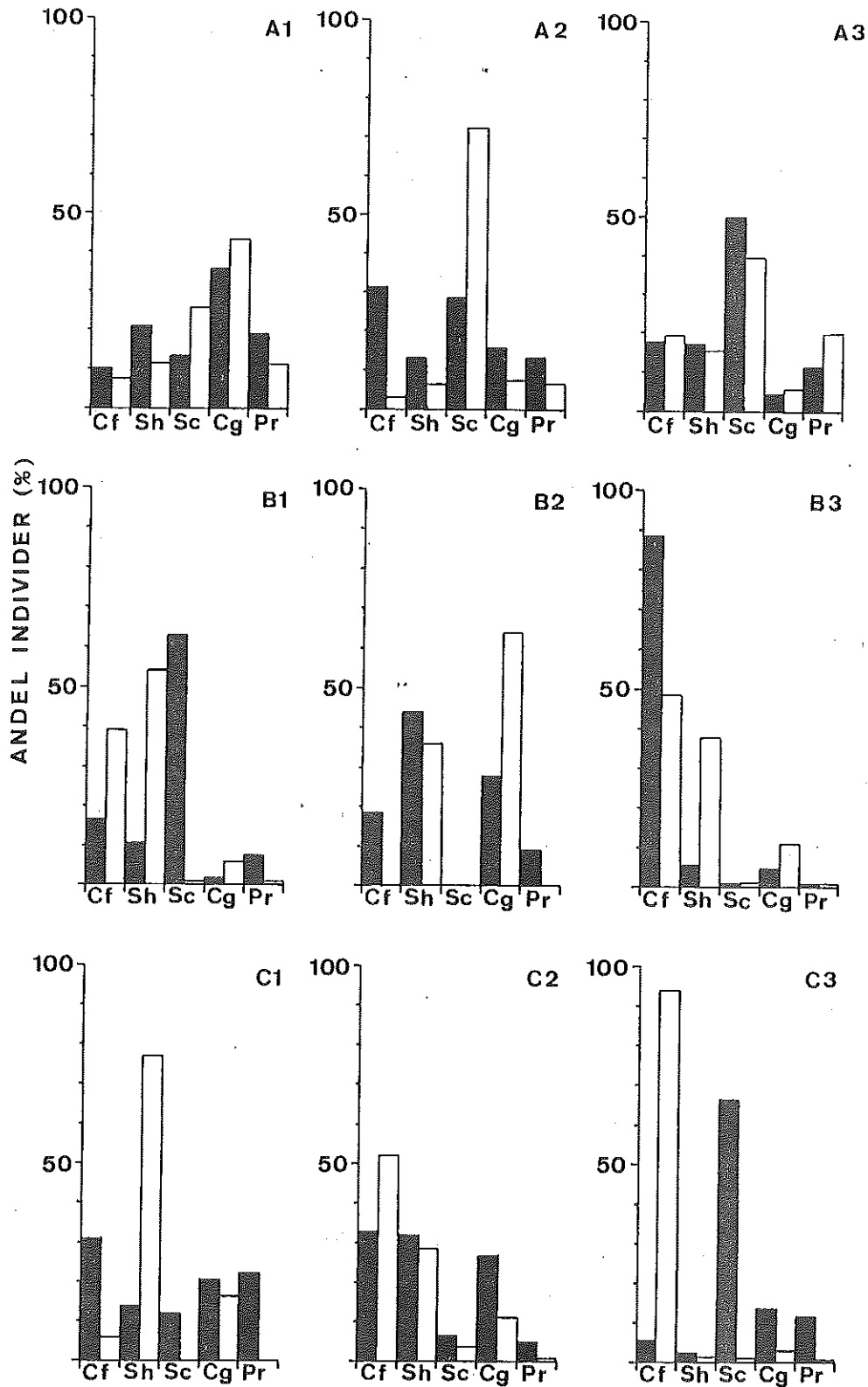


Fig. 6. Procentuell fördelning av individer mellan de funktionella grupperna: (Cf) collector-filterers, (Sh) shredders, (Sc) scrapers, (Cg) collector-gatherers och (Pr) predators. För varje vattendrag representerar de mörka staplarna den kalkade stationen och de vita den okalkade. Värdena baseras på samtliga prover sammanslagna.

en större artrikedom och en jämnare fördelning av individerna mellan arterna. Det totala individantalet är tämligen lågt, speciellt vid Alr där den vid Al vanliga ärtmusslan (*Sphaeriidae*), sötvattengråsuggan (*Asellus*) och nattsländan *Setodes* helt saknas. Även dagsländor, fjädermyggor och vissa släkten av bäck- (*Isoperla*) och nattsländor (*Lepidostoma*) är vanliga vid Al, men finns endast enstaka vid Alr. Vid Al funna dagsländearter är: *Baetis niger*, *B. rhodani*, *Caenis* sp, samt *Heptagenia sulphurea*. Av de taxa som är ovanliga, men endast finns vid Al bör nämnas: plattmaskar, virvelbaggen *Oreochilus* samt nattsländan *Cheumatopsyche*.

Vid Alr domineras bottenfaunan mycket starkt av fåborstmaskar (40 % av individerna). Tre arter av bäckbaggar (*Elmidae*) är frekventa, och bäcksländan *Brachyptera* är ej ovanlig men saknas däremot helt vid Al. Likaså togs knott- och dansflugelarver endast vid Alr.

Vid båda stationerna är bottenfaunan relativt jämnt fördelad mellan olika funktionella grupper. Största grupp är i båda fallen collector-gatherers, vid Al bestående av fjädermyggor och fåborstmaskar, men vid Alr nästan uteslutande av de senare.

## A2. Högvadsån

Artantalet är relativt högt på båda stationerna i Högvadsån. Diversitetsindex är dock avsevärt högre vid A2, främst beroende på en större artrikedom. Individantalet är betydligt lägre vid A2r än vid A2, och flera abundanta taxa som dagsländorna *Baetis rhodani* och *Heptagenia sulphurea*, dansflugelarver, nattsländorna *Chimarra*, *Hydropsyche siltalai*, *Ithytrichia*, *Lepidostoma* och *Setodes* hittades bara vid A2. Ärtmusslor (*Sphaeriidae*), fjädermyggor och bäcksländorna *Amphinemura* och *Isoperla* är alla abundanta vid A2 men förekommer endast enstaka vid A2r. Vissa taxa förekommer i mindre antal men endast vid A2, dessa är: plattmaskar, sötvattengråsugga, trollsländor och det relativt ovanliga flodbottenstinkflyet.

Vid A2r är dominansen av skalbaggar, främst bäckbaggar (Elmidae), mycket stark, och dessa utgör här ca 70 % av bottenfaunan. Svidknott och nattsländorna Potamophylax och Lepidostoma förekommer sparsamt vid A2r, men saknas vid A2.

Fördelningen mellan olika funktionella grupper är vid A2 relativt jämn. De största grupperna är här collector-filterers och scrapers. Den förstnämnda huvudsakligen bestående av ärtmusslor och flera nattsländearter, den senare av bäckbaggar och nattsländan Ithytrichia. Vid A2r är scrapers, främst bäckbaggar, den dominerande gruppen.

### A3. Idbyån

De båda stationerna i Idbyåns vattensystem har båda ett relativt högt artantal. Diversitetsindex är dock något högre vid A3r än vid A3 beroende på ett något högre artantal och en jämnare fördelning av individerna mellan arterna. Det totala individantalet är dock betydligt högre vid A3. Vid A3 förekommer enstaka individer av plattmaskar, ärtmusslor, sötvattengråsugga, dagsländan Heptagenia och nattsländan Polycentropus, vilka alla saknas vid A3r. Några taxa, som bäckbaggen Elmis och nattsländan Hydropsyche siltalai, finns vid båda stationerna men är betydligt mer abundanta vid A3.

Vid A3r är artrikedomen som nämnts högre än vid A3. Av de arter som endast förekommer i referensen bör nämnas: bäcksländan Amphinemura sulcicollis, bäckbaggen Oulimnius tuberculatus, samt nattsländorna Hydropsyche pellucidula, H. silfvenii, Hydroptila och Lepidostoma. Dagsländorna Baetis (B. niger och B. rhodani) är betydligt mer abundanta vid A3r än vid A3, och även knottlarver är vanligare vid A3r, dock ej signifikant så.

Bottenfaunans fördelning mellan olika funktionella grupper skiljer sig inte nämnvärt mellan de båda stationerna. Vid båda är scrapers, främst bäckbaggar, den dominerande gruppen. Predators, collector-filterers och shredders är intermediära och collector-gatherers i båda fallen den minsta funktionella gruppen.

## B1. Abborrtjärnsbäcken

Båda stationerna i Abborrtjärnsbäcken har ett förhållandevis lågt artantal. Diversitetsindex är något högre vid B1 än vid B1r, detta beroende både på ett högre artantal och en jämnare fördelning av individerna mellan dessa. Det totala individantalet är avsevärt mycket lägre vid B1 än vid B1r. Dagsländor (Baetis rhodani & Leptophlebia vespertina) och bäcksländorna Leuctra hippopus, Isoperla och Brachyptera är abundanta vid B1 men saknas alla vid B1r. Nattsländorna Rhyacophila, Potamophylax och Erotesis förekommer enstaka vid B1 men saknas vid B1r.

Vid B1r domineras bottenfaunan kraftigt av bäcksländor tillhörande släktet Nemoura och knottlarver, och dessa utgör här tillsammans ca 85 % av det totala individantalet. Bäcksländorna Leuctra nigra och Nemoura, tre skalbaggsarter och nattsländan Micropterna hittades endast vid B1r, och nattsländan Plectrocnemia är här betydligt mer abundant än vid B1.

Fördelningen mellan de olika funktionella grupperna skiljer sig kraftigt mellan de båda stationerna. Vid B1 är scrapers, främst genom bäcksländan Brachyptera, den största gruppen och utgör här 63 % av samtliga individer. Shredders följda av collector-filterers utgör de största grupperna vid B1r. Den förstnämnda utgörs huvudsakligen av bäcksländorna Nemoura och den senare av knottlarver.

## B2. Degerträsket

Artantalet är mycket lågt både i bäcken som rinner genom det kalkade myr- och skogsområdet och i referensbäcken. Ett något högre artantal vid B2 ger här även ett något högre diversitetsindex. Det totala individantalet är lågt vid båda stationerna, speciellt vid B2r där knott, småharkrankar och nattsländan Plectrocnemia, vilka alla är relativt vanliga vid B2, saknas. Släktet Nemoura är största taxa vid B2 (35 % av individerna) och även vanligt vid B2r, där dock fåborstmaskar dominerar (48 % av individerna).

Shredders och collector-gatherers utgör de största funktionella grupperna vid B2 och de enda vid B2r. Vid B2 dominerar shredders genom Nemoura och vid B2r collector-gatherers främst genom fåborstmaskar.

### B3. Stensjön

Båda stationerna har här ett relativt lågt artantal. Diversitetsindex är dock betydligt högre vid B3r, detta främst beroende på den ojämna fördelningen av individer mellan arterna vid B3. Dominansen av knottlarver är mycket stark vid B3, och dessa utgör här ca 88 % av samtliga individer. Vid B3 förekommer enstaka individer av vattenkvalster, iglar (Erpobdella), trollsländor (Pyrrhosoma & Somatochlora), och bäcksländan Leuctra, vilka alla saknas vid B3r. Sötvattengråsuggan, fjädermygg- och knottlarver är betydligt vanligare vid B3 än vid B3r.

Vid B3r är knott och bäcksländan Nemoura dominerande taxa och båda är ungefär lika abundanta. Nemoura finns här i betydligt högre antal än vid B3. Även nattsländan Plectrocnemia är vanlig, men togs vid B3 i endast ett exemplar.

Den helt dominerande funktionella gruppen vid B3 är collector-filterers som här nästan uteslutande består av knottlarver. Vid B3r är grupperna collector-filterers, genom knott och nattsländan Plectrocnemia, och shredders, genom bäcksländan Nemoura, ungefär lika stora.

### Cl. Stavvattnet

Både art- och individantalet är markant högre i bäcken nedströms den kalkade sjön än i referensbäcken. Diversitetsindex är därmed avsevärt högre vid Cl än vid Clr. Fjädermyggor och knott är dominerande taxa vid Cl och utgör här ca 45 % av samtliga individer, båda grupperna saknas vid Clr. Även vattenkvalster, ärtmusslor, dagsländan Leptophlebia och bäckbaggen Elmis finns endast vid Cl. Småharkrankar, dansflugor, samt nattsländorna Lype, Polycentropus, Halesus och Sericostoma togs endast vid Cl, men ej i signifikanta antal.

Vid C1r domineras bottenfaunan mycket starkt av bäcksländesläktet Nemoura som här utgör ca 73 % av individerna. Nattsländan Plectrocnemia som saknas vid C1 togs enstaka vid C1r.

Fördelningen av individer mellan de olika funktionella grupperna är vid C1 relativt jämn. Största grupp är collector-filterers bestående av knott, ärtmusslor och några nattsländearter. Vid C1r är fördelningen betydligt ojämna. Shredders dominerar här mycket starkt och utgörs nästan uteslutande av Nemoura.

## C2. St Holmevatten

Artantalet är nära nog dubbelt så högt i bäcken från det kalkade sjösystemet jämfört med referensbäcken. Det totala individantalet är däremot avsevärt mycket högre i den senare. Diversitetsindex är högst vid C2 beroende på det högre artantalet och den jämnare fördelningen av individerna mellan arterna. Fåborstmaskar och bäcksländan Amphinemura är abundanta vid C2 men finns endast enstaka vid C2r. Även nattsländan Hydropsyche siltalai är vanlig vid C2 men saknas vid C2r. Flera släkten av bäck- och nattsländor, skalbaggar samt några tvåvingefamiljer finns endast enstaka vid C2, och fastän de saknas vid C2r är skillnaden dock ej signifikant.

Vid C2r är dominansen av knott mycket stark, och dessa utgör här ca 50 % av bottenfaunan. Fjädermyggor och bäcksländan Nemoura förekommer också i relativt höga antal. Dagsländan Leptophlebia och nattsländan Plectrocnemia togs endast vid C2r.

Bottenfaunans fördelning mellan olika funktionella grupper skiljer sig något mellan de båda stationerna. Vid C2 är collector-filterers, shredders och collector-gatherers ungefär lika stora. Vid C2r däremot dominerar collector-filterers följda av shredders. De förstnämnda utgörs vid C2 främst av nattsländan Hydropsyche och vid C2r av knott. Shredders består vid båda stationerna främst av bäcksländor, vid C2 av Amphinemura och vid C2r av Nemoura.

### C3. St Härsjön

Tvärån (C3) som rinner från det kalkade sjösystemet har ett dubbelt så stort artantal som referensen Svartåbäcken (C3r). Diversitetsindex är betydligt högre vid C3 än vid C3r, detta beroende både på det högre artantalet och den jämnare fördelningen av individerna mellan dessa. Ett flertal taxa är mycket abundanta vid C3 men saknas eller förekommer enstaka vid C3r, dessa är: fåborstmaskar, dagsländorna Baetis rhodani och Heptagenia sulphurea, bäckbaggarna Elmis och Limnius, dansflugor och nattsländorna Hydropsyche och Agapetus. Vissa släkten av bäck- (Isoperla & Brachyptera) och nattsländor (Rhyacophila & Silo) finns i mindre antal vid C3 men saknas vid C3r.

Vid C3r är dominansen av knottlarver mycket stark, och dessa utgör här 92 % av individerna. Bäckslände-släktet Nemoura är mer abundant vid C3r än vid C3 och nattsländan Polycentropus saknas vid C3.

Bottenfaunans fördelning mellan de funktionella grupperna skiljer sig kraftigt mellan de båda stationerna. Vid C3 utgör scrapers, främst bestående av dagsländor, bäckbaggor och nattsländan Agapetus, 66 % av individerna. Vid C3r dominerar collector-filterers som här huvudsakligen utgörs av knott.

#### 4.2. Artantal och funktionell sammansättning i förhållande till några kemiska och fysikaliska parametrar

De studerade vattendragen uppvisar förutom stora pH-skillnader (Tab.2) även stora skillnader i vattenföring (Fig.3), dvs vattendragens storlek. De två variablerna pH och vattenföring (log) uppvisar en signifikant positiv korrelation (Fig. 7), och pH och vattenföring är även signifikant negativt korrelerade till totalhalten aluminium (Fig. 8) i de studerade vattendragen.

Det totala antalet taxa uppvisar en signifikant positiv korrelation med såväl pH (Fig.9) som vattenföring (log) (Fig.10), och en signifikant negativ korrelation med total-

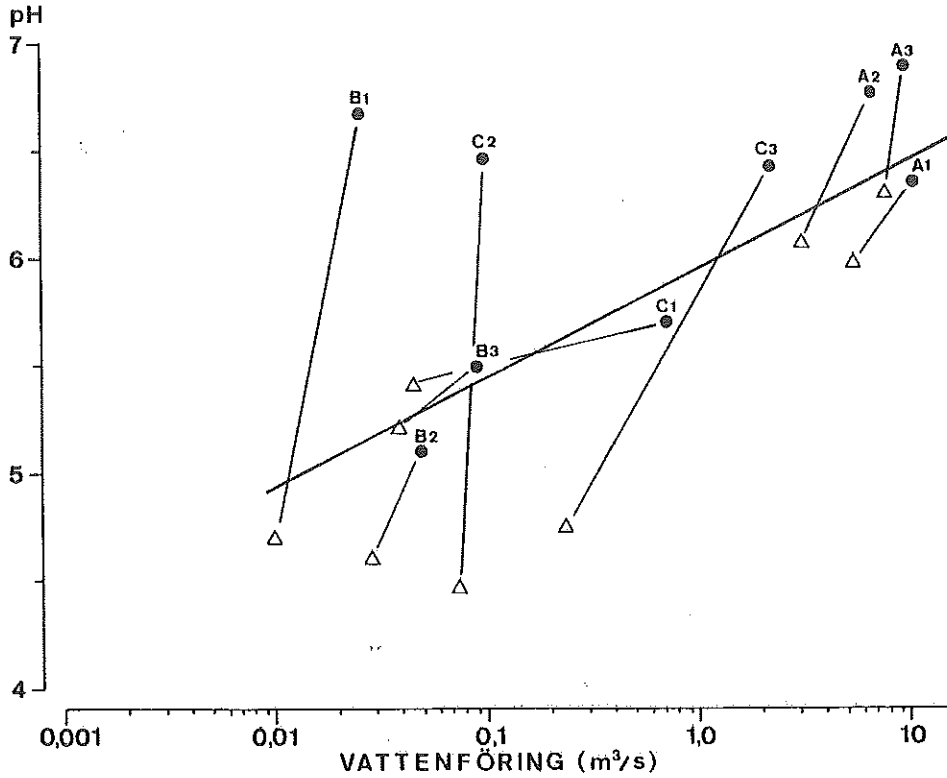


Fig. 7. Förhållandet mellan log vattenföring och pH i de undersökta vattendragen. Punkterna, som avser de kalkade stationerna, har med tunna linjer förbundits med resp referens (ofyllda trianglar). För regressionslinjen gäller att  $y = 5.957 + 0.510 \log x$ ,  $r = 0.668$ ,  $p < 0.05$ . Använda värden för pH och vattenföring avser de tidpunkter då bottenfaunaprovtagning utfördes.

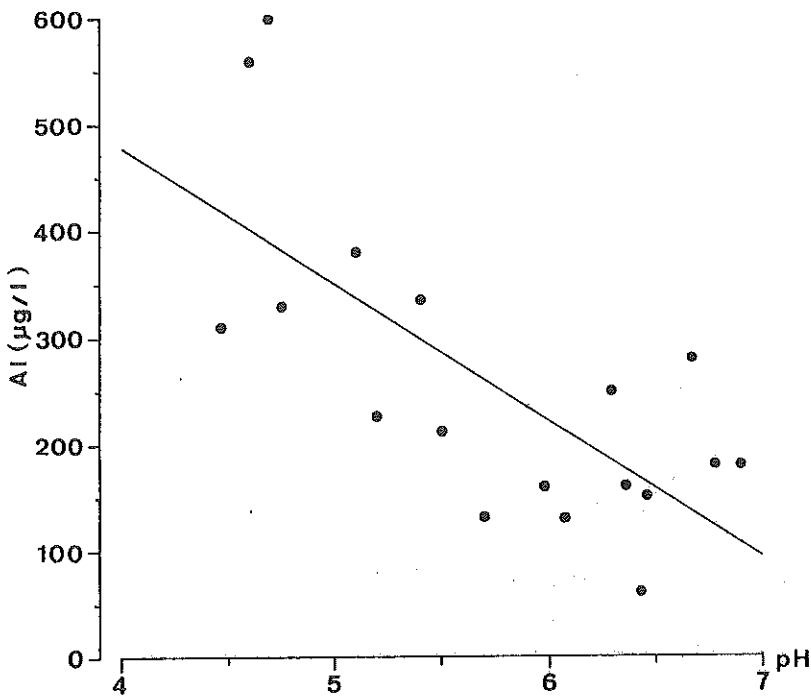


Fig. 8. Förhållandet mellan pH och totalhalten aluminium i de studerade vattendragen. För regressionslinjen gäller att  $y = 989.35 - 127.63x$ ,  $r = -0.707$ ,  $p < 0.05$ . Använda värden för pH och aluminium-halt avser de tidpunkter då bottenfaunaprovtagning utfördes.



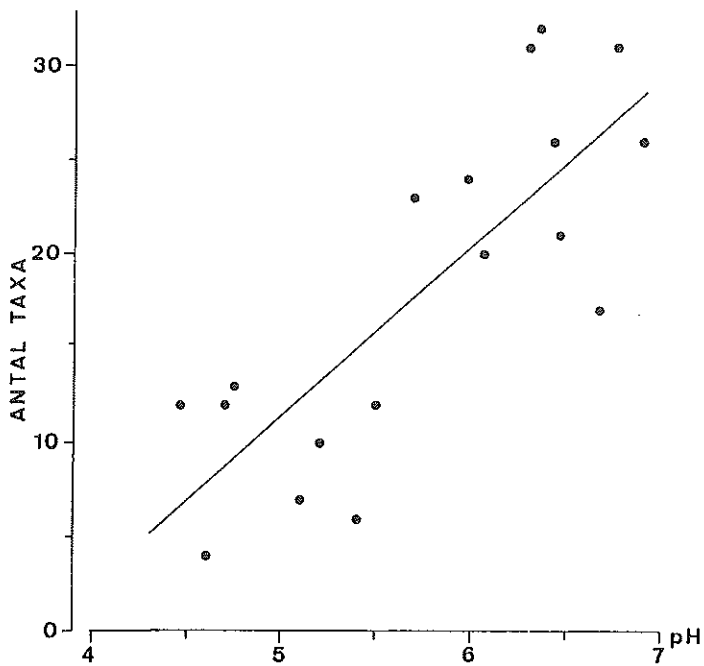


Fig. 9. Förhållandet mellan pH vid provtagningstillfället och antal taxa i de studerade vattendragen. För regressionslinjen gäller att  $y = 8.98x - 33.40$ ,  $r = 0.799$ ,  $p < 0.05$ . Antal taxa är baserat på samtliga prov från varje station sammanslagna.

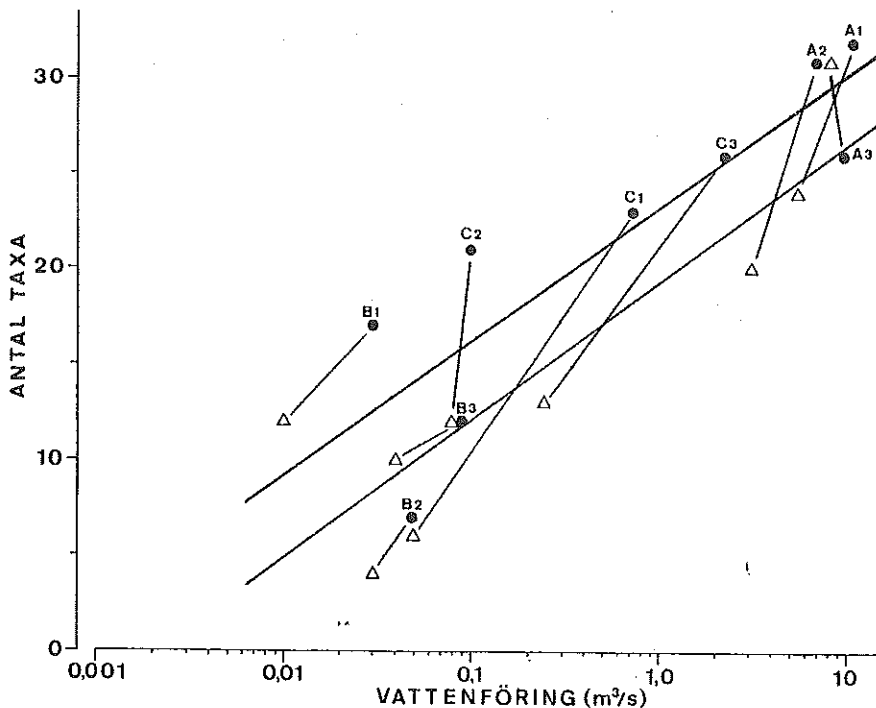


Fig. 10. Förhållandet mellan log vattenföring vid provtagningstillfället och antal taxa i de studerade vattendragen. De kalkade stationerna är markerade med punkter och för dessa har beräknats den övre regressionslinjen, för vilken gäller att  $y = 23.07 + 7.06 \log x$ ,  $r = 0.875$ ,  $p < 0.05$ . För den nedre regressionslinjen, vilken avser de okalkade stationerna (ofyllda trianglar), gäller att  $y = 19.29 + 7.17 \log x$ ,  $r = 0.892$ ,  $p < 0.05$ . Varje kalkad station är med en tunn linje förbunden med resp okalkad. Antal taxa är baserat på samtliga prov från varje station sammanslagna.

halten aluminium (Fig.11). För sambandet med vattenföringen gäller att regressionslinjerna för de kalkade respektive de okalkade vattendragen har ungefär samma lutning, men linjen för de kalkade ligger högre (Fig.10), dvs vid en viss storlek på vattendraget är det förväntade artantalet högre i ett kalkat än i ett okalkat vattendrag. Ur Fig. 10 framgår även inbördes skillnader mellan de olika stationerna.

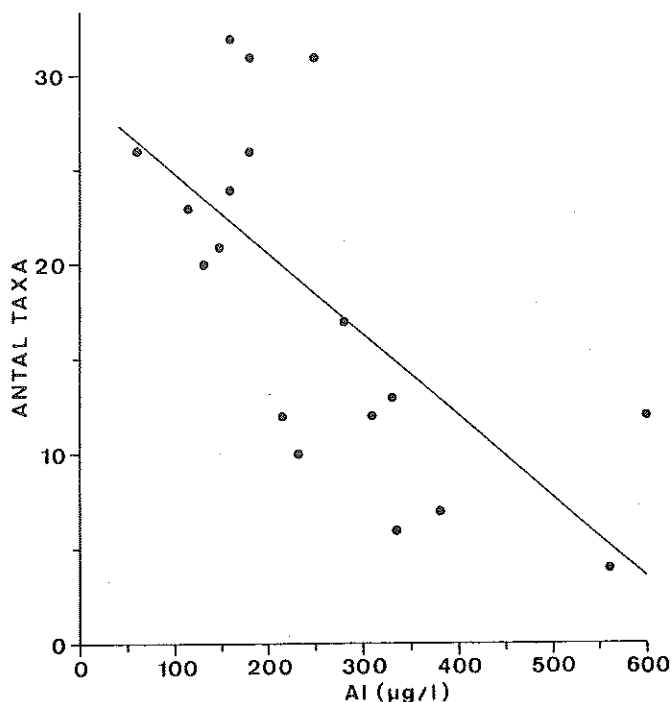


Fig. 11. Förhållandet mellan totalhalten aluminium vid provtagningstillfället och antal taxa i de studerade vattendragen. För regressionslinjen gäller att  $y = 29.08 - 0.043x$ ,  $r = -0.6829$ ,  $p < 0.05$ . Antal taxa är baserat på samtliga prov från varje station sammanslagna.

En lyckad kalkning borde lyfta upp ett vattendrag från den undre till den övre regressionslinjen, och så är verkligen fallet i två av doseringskalkningarna (A1-A2) samt i samtliga sjökalkningar (C1-C3). Vad gäller markkalkningarna ligger två väldigt lågt i antal taxa (B2-B3) medan för den tredje (B1) även referensen ligger relativt högt. Den tredje doseringskalkningen (A3) uppvisar ett omvänt förhållande, noteras bör dock att antalet taxa/prov inte skiljer sig signifikant mellan de båda stationerna (Tab.4).

De kalkade vattendragen har ett högre antal taxa och ett högre diversitetsindex (Tab.3) än de motsvarande okalkade utom vid A3 (Idbyån) där förhållandet är omvänt. Vad gäller B3 (Stensjön) så har den kalkade stationen ett högre antal taxa, men ett lägre index pga den kraftiga knottdominansen. Räknat som antal taxa/prov är dock skillnaden ej signifikant för A3 och B3 samt för B1 (Abborrtjärnsbäcken) (Tab.4).

Bottenfaunans fördelning mellan olika funktionella grupper (Fig.6) uppvisar en signifikant skillnad för vart och ett av de kalkade vattendragen gentemot respektive referens ( $\chi^2, p < 0,05$ ) med undantag för A3 (Idbyån). Vilka grupper som dominerar skiljer sig kraftigt mellan vattendragen.

Den procentuella andelen shredders är negativt korrelerad till pH. Korrelationen är dock relativt svag och ej signifikant (Fig.12). Däremot finns det en signifikant positiv korrelation mellan pH och andelen scrapers (Fig.13).

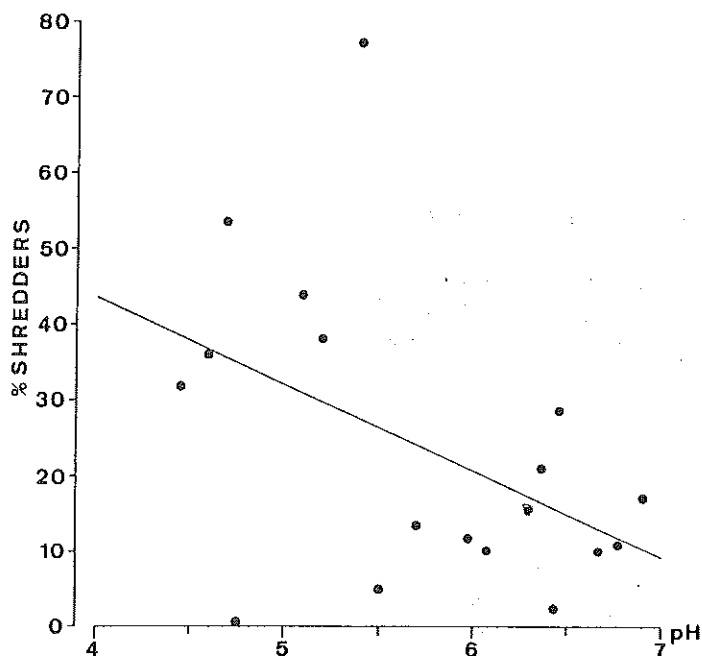


Fig. 12. Förhållandet mellan pH vid provtagningstillfället och den procentuella andelen individer tillhörande shredder-kategorin i de studerade vattendragen. För regressionslinjen gäller att  $y = 89.34 - 11.40x$ ,  $r = -0.459$ , ej signifikant.

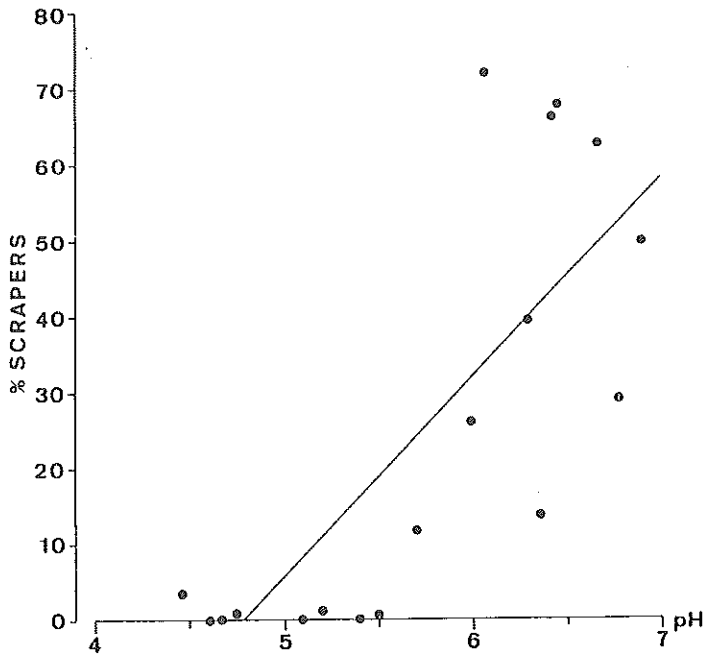


Fig. 13. Förhållandet mellan pH vid provtagningstillfället och den procentuella andelen individer tillhörande scraperkategorin i de studerade vattendragen. För regressionslinjen gäller att  $y = 26.68x - 128.35$ ,  $r = 0.775$ ,  $p < 0.05$ .

## 5. DISKUSSION

### 5.1. Förekomst av försurningskänsliga taxa

Snäckor (Gastropoda) och musslor (Bivalvia) hör till de mest försurningskänsliga evertebraterna. När pH-värdet understiger 6,0 sker en drastisk minskning av artantalet (Økland, J. & K.A. Økland 1979, Økland, J. 1980) och som regel påträffas inga arter av snäckor vid pH mindre än 5,2. I vår undersökning saknas snäckor i samtliga bottenfaunaprover vilket kan bero på att pH-värdet i många av vattendragen sjunker långt under 6,0 under surstötter och på att kalkning i flera fall har pågått för kort tid för att återkolonisation skall ha hunnit ske. Fylleån har dock ett pH-värde som ligger ganska stabilt över 6,0 och i en tidigare bottenfaunaundersökning

i detta vattendrag (Petersen et al. 1984) fann man tre arter snäckor efter kalkning och en art i lågt antal före. Den okalkade stationen i Fylleån saknade dock snäckor även i den tidigare undersökningen. Även i Högvadsån har tidigare undersökningar (Engblom & Lingdell 1985) påvisat förekomst av två snäck-arter vid vår kalkade station.

Ärtmusslor (Sphaeriidae) finns i samtliga doseringskalkningar (A1-A3), två av sjökalkningarna (C1 & C3) och vid en referensstation (A2r). Dessa stationer har samtliga relativt höga pH-värden även om surstötter ned mot 4,5 kan förekomma i vissa fall. Förekomsten av ärtmusslor indikerar en relativt bra pH-situation då dessa anses försurningskänsliga och även om de kan tolerera pH-värden ned mot 4,7 (Økland, K.A. 1980) så saknas de ofta i så sura vatten. Ärtmusslor är mer abundanta vid högre pH och ökar i antal vid kalkning av sjöar (Eriksson et al. 1982).

Dagsländor är i allmänhet känsliga för försurning och de flesta arter föredrar vatten med pH över 5,5 (Engblom & Lingdell 1983), även om vissa arter kan tolerera mycket låga pH-värden. I vår undersökning finns sju dagsländearter representerade. Av dessa är Leptophlebia vespertina mycket tålig mot försurning och har påträffats mest frekvent inom pH-intervallet 4,5-4,9 (Engblom & Lingdell 1983). Denna art finns vid B1, B3, B3r, C1, C2r och C3r, av vilka de flesta i snitt har relativt surt vatten.

Dagsländor av släktet Baetis är mycket försurningskänsliga och utgör enligt Raddum & Fjellheim (1984) de bästa förvarnarna för begynnande försurning då ingen Baetis-art i deras undersökning påträffats vid pH lägre än 6,0. Sutcliffe & Carrick (1973) observerade att honor av Baetis undvek äggläggning i vattendrag med pH lägre än 6,0. Dock har Engblom & Lingdell (1983) funnit Baetis-arter vid pH-värden under 5,0 även om de påträffats mest frekvent inom intervallet 6,0 - 6,5. I överensstämmelse med detta återfinns i vårt material Baetis-arter i de vattendrag där pH ligger relativt högt, dvs i samtliga

doseringskalkningar (A1-A3) och vid referensen A3r, samt vid B1 och C3. En av sjökalkningarna (C2) har efter kalkningen höga pH-värden men trots detta saknas Baetis vilket är anmärkningsvärt. Av de påträffade arterna B. niger och B. rhodani har den förstnämnda enligt Otto & Svensson (1983) en kontinuerlig förekomst ända ned till 4,7 och den senare endast till 5,2. Enligt Engblom & Lingdell (1985) kan de båda arterna tolerera pH-värden ned till 4,8 respektive 4,5.

Heptagenia sulphurea som finns i stort antal vid A1, A2 och C3 och i mindre antal vid A3 är även denna relativt försurningskänslig. Denna art lever under stenar i forspartier och påträffas mest frekvent inom pH-intervallet 6,0 - 6,5 men har experimentellt klarat pH-värden ned till 4,7 (Engblom & Lingdell 1983).

Bland nattsländorna anser Raddum & Fjellheim (1984) att hydropsykiderna är de bästa indikatorerna på försurning då de saknas redan i måttligt försurade vattendrag (pH ca 5,5). Enligt Otto & Svensson (1983) kan dock flera av arterna finnas ned till pH 4,9. Engblom & Lingdell (1985) anger att H. pellucidula tolererar pH-värden mindre än 4,5 och de övriga här funna arterna pH 4,5 - 4,9. Hydropsyche-arterna finns i relativt stort antal vid A1, Alr, A2, A3 och C3 där pH överstiger 5,5 med undantag för Alr som kan ha enstaka surstötar med pH 4,5. Enstaka individer av Hydropsyche finns även vid C1 och C2 som båda har relativt höga pH-värden.

Chimarra marginata är en relativt sällsynt nattsländeart och är här funnen endast i A2 (50 individer). Denna art uppges av Engblom & Lingdell (1985) ha en pH-tolerans högre än 5,4. Av övriga nattsländor kan nämnas Lepidostoma hirtum som enligt Raddum & Fjellheim (1984) har en nedre toleransgräns vid pH 6,0. Engblom & Lingdell (1985) anger att arten har pH-tolerans 4,5 - 4,9. I denna undersökning finns den i större antal vid A1, A2 och A3r som alla huvudsakligen har pH-värden som överskrider 6,0.

Flertalet bäckslände-arter är relativt tåliga mot försurning, och huvuddelen av de här funna arterna anges

tåla pH-värden ned mot 4,0 - 4,5 (Otto & Svensson 1983, Raddum & Fjellheim 1984). Nemoura hör till de tåligaste släktena och är här mycket frekvent vid B1r och B3r som båda har relativt låga pH-värden. Brachyptera risi är dock mer försurningskänslig och uppges av Otto & Svensson (1983) ha en kontinuerlig förekomst endast ned till pH 5,7. Förekomster i vattendrag med pH på 4,7 har dock noterats (Raddum & Fjellheim 1984). B. risi finns i vårt material i vattendrag som sällan har pH-värden under 5,0, dvs vid A1, A1r, A2, A2r, B1 och C1.

Bäckbaggarna (Elmidae), som i likhet med B. risi är scrapers och huvudsakligen livnär sig av algpåväxt, är även de här mest frekventa i vattendrag med relativt höga pH-värden. Enligt Otto & Svensson (1983) kan en minskning av antalet scrapers i försurade vattendrag bero på en minskad födotillgång genom minskad algproduktion. Många skalbaggsarter verkar dock vara relativt tåliga mot försurning då man i flera undersökningar har funnit förekomster av ett flertal arter i sjöar och vattendrag med pH-värden på 3,9 - 5,2 (Widerholm & Eriksson 1977, Harriman & Morrison 1982).

Sötvattensgråsuggan Asellus är relativt tålig mot låga pH-värden (Økland, K.A. 1980), men påverkas ändå positivt av kalkning. Eriksson et al. (1982) fann en trefaldig ökning av Asellus-populationen hösten efter kalkning. Under påföljande vinter var dödligheten mycket hög men populationen stabiliserades sedan vid en högre täthet än före kalkning. Den kraftiga populationsökningen antogs bero på en minskad dödlighet pga förbättrade födoförhållanden (Eriksson et al. 1982). Även i denna undersökning kan man se tendenser till att Asellus har gynnats av kalkning då arten saknas i samtliga referenser utom vid B3r där vi fann 4 individer. Av de kalkade stationerna förekommer Asellus på fyra och på två av dessa i relativt stort antal (A1: 48 individer, B3: 70 individer).

## 5.2 Effekter av vattendragens storlek, pH och kalkning

Bottenfaunans sammansättning uppvisar stora naturliga variationer inom och mellan olika vattendrag. Även den säsongsmässiga variationen är stor och t ex behöver ett högt diversitetsindex vid en tidpunkt inte betyda att så är fallet vid en senare provtagning (Friberg et al. 1977). Ett vattendrags storlek betyder mycket både för det potentiella artantalet (Brönmark et al. 1984) liksom för bottenfaunans funktionella sammansättning (Vannote et al. 1980, Minshall et al. 1983). Ett större vattendrag kan rymma fler arter pga en större biotisk och abiotisk komplexitet med fler befintliga mikrohabitat som följd, och det större totalantalet individer ger även det, av populationsdynamiska orsaker, plats för fler arter. Det positiva samband vi funnit mellan vattenföring och antal taxa (Fig. 10) är således förväntat, och måste alltid beaktas vid jämförelser av vattendrag av olika storlek eller av stationer i olika delar av samma vattendrag.

Små vattendrag är som regel vattenkemiskt mer instabila än större, bl a då den begränsade buffert-kapaciteten medför en hög känslighet för sur nederbörd och därav kommande smältvatten (Johansson & Nyberg 1981, Bjärnberg 1983). Vi har även funnit ett positivt samband mellan vattenföring och pH (Fig. 7). Vidare så har som förväntat (Dickson 1980, Otto & Svensson 1983) de mindre vattendragen vi undersökt även högre aluminiumhalter än de större och negativa samband finns såväl med vattenföring som pH (Fig. 8).

De kalkade vattendrag vi tittat i har sammantagna ett förhållandevis högre antal taxa än de okalkade, detta även då sambandet med vattenföring beaktats (Fig. 10). Skillnaderna är dock procentuellt mindre i de större vattendragen, och det omvända förhållandet vi funnit vid de två kalkade stationerna i Idbyåns vattensystem kan mycket väl vara enbart slumpmässigt då antalet taxa/prov sinsemellan ej skiljer sig signifikant (Tab. 4).



Signifikanta skillnader finns dock hos de två andra doseringskalkningarna, liksom hos samtliga sjökalkningar vi studerat (Tab. 4). Markkalkningarna ter sig i detta avseende mindre lyckade och någon signifikant skillnad vad gäller antalet taxa/prov har endast kunna beläggas i fallet Degerträsket (Tab. 4), båda dessa stationer har dock väldigt få taxa (Fig. 10). I Abborrtjärnsbäcken har båda stationerna ett relativt högt antal taxa (Fig. 10) i förhållande till vattenföringen, möjligen beroende av att även referensstationen tidigare kalkats.

I de studerade vattendragen är antalet taxa även korrelerade med pH och aluminiumhalt (Fig. 9 och 11), detta är åtminstone delvis en följd av de starka sambanden mellan dessa faktorer och vattenföringen. Även Otto & Svensson (1983) har visat på en positiv korrelation mellan pH och antal taxa i mindre vattendrag i Sydsverige.

Vad som ovan sagts om antal taxa gäller för Shannon-Wiener index (Tab. 3), då dessa två parametrar uppvisar en stark positiv korrelation. Detta är dock ej fallet med jämnhetsindex (Tab. 3), som visar stora avvikelser främst bland de artfattiga stationerna där det som i Degerträsket kan vara mycket högt.

Flera undersökningar (Wiederholm 1984) har funnit att sura vatten förutom lägre artantal även kan karakteriseras av lägre individantal. Som helhet saknas i vårt material något samband mellan pH och individantal. Noteras kan dock att den kalkade stationen i fyra fall har ett signifikant högre antal individer/prov än motsvarande okalkade (Tab. 4). I ett fall (C2) är förhållandet omvänt, men inga signifikanta skillnader föreligger i de resterande fallen. Några tydliga skillnader med avseende på kalkningsmetodik finns inte.

Förändrade näringsförhållanden i försurade vattendrag kan medföra en förändrad funktionell sammansättning av bottenfaunan, och Otto & Svensson (1983) fann att andelen shredder-arter var större i en sur bäck än i en icke sur sådan, medan förhållandet för scraper-arter

var omvänt och de övriga grupperna ej uppvisar någon skillnad. Dessa resultat stämmer väl överens med våra, där andelen individer tillhörande scraper-kategorin är positivt korrelerade till pH (Fig. 13) och för shredder-kategorin är detta samband negativt (Fig. 12). För de övriga grupperna har vi ej funnit några tydliga samband. Individernas fördelning mellan de olika funktionella grupperna skiljer sig dock signifikant mellan kalkad och okalkad station i samtliga av de studerade vattendragen utom Idbyån. Något mönster i dessa skillnader är dock svårt att utläsa.

Vid kalkning av ett vattensystem används ofta en kombination av olika spridningsmetoder. Som regel sker markkalkning i källflödena, sjökalkning en bit nedströms, och doseringskalkning i större åar. Detta medför problem vid en jämförelse av de biologiska effekterna då vattendrag av mycket olika storlek måste jämföras samtidigt som effekterna kan vara svåra att åtskilja. I vårt material finns sådana problem i Högvadsån, som även mark- och sjökalkats uppströms, och Stensjön där vatten ifrån kalkade sjöar tillkommer före det markkalkade avsnittet. Enligt Engblom & Lingdell (1985) innehåller bottenfaunan nedströms kalkdoserare fler föurningsskänsliga arter i de fall där även mark- och sjökalkningar utförts uppströms än där kalkningsinsatsen begränsats till doserare. I de båda fallen Idbyån och Stavvattnet påbörjades kalkningen så sent som våren 1984, vilket ger ett mycket litet utrymme för eventuella biologiska effekter av denna. Idbyån befann sig vid kalkningsstarten dessutom i ett väldigt tidigt skede av försurning (fas 1, Johansson & Nyberg 1981), under vilket inga direkta effekter på bottenfaunan kan förväntas.

Utöver svårigheterna med vattendragens olika storlek och de kombinerade effekterna är det alltid vanskligt att jämföra olika vattendrag via enstaka provtagningsstationer. Detta då skillnaderna mellan olika vattendrag inte behöver vara signifikant större än skillnaderna mellan olika lokaler i ett och samma vattendrag (Friberg

et al. 1977). I vårt fall gjorde dock den begränsade insatsen att detta alternativ var bättre då det i vart fall möjliggör statistiska jämförelser.

Med ovan nämnda begränsningar i minnet kan ändå några slutsatser dras vad gäller effekterna på bottenfaunan av olika kalkningsmetoder. De tre doseringskalkningarna vi studerat tycks peka på gynnsamma effekter på bottenfaunan, i fallet Idbyån var dock försurningen i en tidig fas varför någon effekt ej kunnat förväntas. För Fylleåns räkning finns ett omfattande bakgrundsmaterial (Petersen et al. 1984) att jämföra med, och fränsett skillnader i provtagningsmetodik och -tidpunkt förefaller det här som effekterna av kalkningen har varit relativt begränsade. Den troligaste orsaken till detta är att bottenfaunasamhället före kalkningen inte var hårt drabbad av försurning. Då pH-situationen i Högvadsån (Fig. 5) mycket liknar den i Fylleån (Fig. 4), förefaller det möjligt att slutsatserna kan överföras även till denna å, även om bakgrundsmaterial här saknas. De positiva effekter av doseringskalkning vi funnit i dessa båda åar kan alltså ha andra orsaker. Vad gäller Högvadsån bör nämnas att Engblom & Lingdell (1985) vid vår station (A2) våren 1983 och 1984 vid mer omfattande bottenfaunaprovtagning fann totalt 42 respektive 56 taxa. Denna del av Högvadsån har således en mycket rik fauna omfattande ett flertal av de känsligaste arterna. Engblom & Lingdell (1985) anser att de uppströms utförda mark- och sjökalkningarna i Högvadsåns vattensystem måste tillmätas stor betydelse i detta sammanhang.

De markkalkningar vi studerat ger ingen entydig positiv bild. Den enda som kan anses lyckad vad gäller effekter på bottenfaunan är Abborrtjärnsbäcken. Kalkgivan var här betydligt större än i de båda andra fallen och kalk spreds även direkt i själva sjön (Abborrevatten) vid ett tillfälle. Kalkningen av Abborrtjärnsbäcken har även skett i tre olika omgångar varav den senaste ligger betydligt närmare i tiden än vad som är fallet för de båda andra markkalkningarna. I fallet Stensjön kan även det faktum

att den kalkade stationen var belägen i en väldigt kort forssträcka ha haft ett negativt inflytande på bottenfaunan.

De tre sjökalkningarna tycks alla ha haft en positiv effekt på bottenfaunan då samtliga kalkade stationer har ett signifikant högre artantal än respektive referens. Även med hänsyn till vattendragens olika storlek (Fig. 10) är skillnaderna påtagliga. Sjön Stavvattnet kalkades inte förrän 1984 och då endast ett år gått sedan kalkningen kan det högre artantalet vid Cl i jämförelse med Clr vara oberoende av denna. Då de vid Cl funna arterna alla är relativt tåliga mot låga pH-värden kan de mycket väl ha funnits där även före kalkningen. Både St Holmevatten och St Härsjön var före kalkning kraftigt försurade. Då dessutom mer än fem år gått sedan kalkningarna utfördes är det sannolikt att dessa haft en gynnsam effekt på bottenfaunans sammansättning.

Den i vårt land mycket omfattande kalkningen av sjöar och vattendrag (Fiskeristyrelsen och Statens Naturvårdsverk 1981) kan ses som ett stort fältexperiment med goda möjligheter för studier av biologiska effekter av försurning och kalkning. För att uppnå en någorlunda säker kunskap om vad som händer med bottenfaunan vid kalkning med olika metoder krävs dock en mycket omfattande forskningsinsats. Viktigt är att förhållandena före kalkning kan dokumenteras, och detta med en sådan precision att även måttliga förändringar blir möjliga att statistiskt belägga. Bottendjurens ofta klumpade fördelning tillsammans med miljöns heterogenitet gör att stora provserier är nödvändiga (Allan 1984), säkerligen även under en följd av år.

Urvalet av vattendrag är av största vikt och det här redovisade materialet har svagheter mycket pga att de jämförda vattendragen skiljer sig för mycket i storlek och är så olika drabbade av försurning. Vidare så ligger kalkningen i några fall för nära i tiden och ibland har flera metoder använts samtidigt, varför effekterna är svåra att renodla. Dessa brister i urvalet får i första hand tillskrivas den alltför korta förberedelse-tiden.

## 6. SAMMANFATTNING

Bottenfaunans sammansättning undersöktes vid en station i vardera nio kalkade vattendrag, utvalda så att tre vardera representerar doserar-, mark- respektive sjökalkning. Till varje kalkad station utsågs en referensstation, antingen högre upp i samma vattendrag eller i ett liknande, närliggande vattendrag som ej kalkats. På varje station togs fem spark-prover (90 s) i forsmiljö under maj 1985.

För varje vattendrag ges uppgifter om kalkning och vattenkemi. Vattenprover togs vid varje station före och efter vårfloden och analyserades på pH, alkalinitet och aluminium-halt. Ett positivt samband föreligger mellan pH och vattenföring. Vidare så är aluminium-halten negativt korrelerad till både vattenföring och pH. De undersökta vattendragen skiljer sig i storlek så att doserar-kalkning studerats i stora sådana medan markkalkning studerats i små. Sjö-kalkningarna är i detta avseende intermediära.

Det totala artantalet vid varje station är positivt korrelerat till både pH och vattenföring, och ett negativt samband finns med aluminium-halten. Individernas fördelning på olika funktionella grupper visar att den procentuella andelen scrapers ökar med stigande pH, medan förhållandet för andelen shredders är det motsatta.

Ett signifikant högre artantal påträffades vid den kalkade stationen jämfört med den okalkade i alla tre sjökalkningarna och i två av doseringskalkningarna. Vid den tredje doseringskalkningen var referensstationen mycket litet försurningspåverkad vilket förklarar avsaknaden av skillnad gentemot den kalkade stationen. Endast en av de tre studerade markkalkningarna uppvisar någon sådan positiv skillnad gentemot referensen.

Även fördelningen av försurningskänsliga taxa som ärtmusslor samt vissa dag-, bäck-, och nattsländor visar att effekterna av kalkningen har varit bättre när kalk spridits direkt i vatten än på omgivande landarealer.

Den allmänna giltigheten av ovanstående resultat begränsas av att jämförelsen omfattar mycket olika vattendrag i vilka endast få prover tagits. Ett annat problem är förekomsten av eventuella kombinationseffekter.

## 7. ERKÄNNANDEN

En rad personer har hjälpt oss med uppgifter om kalkning och vattenkemi för de studerade vattendragen. För detta är vi skyldiga ett stort tack till följande: I. Alenäs, B. Hasselroth och H. Hultberg, IVL Göteborg; L. Nilsson, Länsstyrelsen, Halmstad; G. Dahnberg och G. Edman, Falkenbergs kommun; P. Sjöstrand, Stockholms kommun; H. Stenlund, Skellefteå kommun; U. Pierrou, Örnsköldsviks kommun; P. Andersson, Boliden Kemi, Helsingborg; personal vid KM-laboratorierna AB, Halmstad.

Vidare vill vi tacka vår projektledare O. Lessmark vid Fiskeristyrelsen i Göteborg för all hjälp. C. Otto och O. Söderström vid Institutionen för Ekologisk Zoologi, Umeå Universitet, gav värdefulla kommentarer vid utformningen av manuskriptet.

## 8. LITTERATUR

- Allan, J.D. 1984. Hypothesis testing in ecological studies of aquatic insects. p. 484-507. In *The ecology of aquatic insects*. Eds.: V.H. Resh & D.M. Rosenberg. Praeger Publisher, New York.
- Andersson, I. 1984. Anråse å - resultat och erfarenheter från kalkning av ett havsöringförande vattensystem i Stenungsunds kommun, Bohuslän, 1977-1983. Stenungsunds kommun. EM 1304. 47 p. + 7 bil.
- Bell, H.L. 1971. Effect of low pH on the survival and emergence of aquatic insects. *Wat.Res.* 5:313-319.

- Björnberg, B. 1983. Dilution and acidification effects during the spring flood of four Swedish mountain brooks. *Hydrobiol.* 101:19-26.
- Brönmark, C., J. Herrman, B. Malmqvist, C. Otto & P. Sjöström. 1984. Animal community structure as a function of stream size. *Hydrobiol.* 112:73-79.
- Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters. p. 75-83. In Ecological impact of acid precipitation. Proc.Int.Conf., Sandefjord, Norway 1980. Eds.: D. Drabløs & A. Tollan. SNSF project, Oslo-Ås.
- Edman, G. & S. Fleischer. 1980. The River Högvadsån liming project - a presentation. p. 300-301. In Ecological impact of acid precipitation. Proc.Int.Conf., Sandefjord, Norway 1980. Eds.: D. Drabløs & A. Tollan. SNSF project, Oslo-Ås.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1983. Bottenfaunans användbarhet som pH-indikator. Naturvårdsverket SNV PM 1741. 181 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1985. Hur påverkar kalkdoserare bottenfaunan? Naturvårdsverket SNV P; 1994. 81 p.
- Eriksson, F., E. Hörnström, P. Mossberg & P. Nyberg. 1982. Ekologiska effekter av kalkning i försurade sjöar och vattendrag. (English summary: Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 96 p.
- Fiskeristyrelsen & Statens Naturvårdsverk. 1981. Kalkning av sjöar och vattendrag 1977-1981. (English summary: Liming of lakes and rivers 1977-1981 in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 201 p.
- Fleischer, S. 1984. Högvadsån kalkningsprojekt 1978-1981. III. Vattenkemiska undersökningar. Länsstyrelsen Hallands län, Halmstad. 59 p.
- Friberg, F., L.M. Nilsson, C. Otto, P. Sjöström, B.W. Svensson, Bj. Svensson & S. Ulfstrand. 1977. Diversity and environment of benthic invertebrate communities in south Swedish streams. *Arch.Hydrobiol.* 81:129-154.
- Haines, T.A. 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review. *Trans.Am.Fish.Soc.* 110:669-707.
- Hall, R.J., G.E. Likens, S.B. Fiance & G.R. Hendrey. 1980. Experimental acidification of a stream in the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. *Ecology* 61: 976-989.
- Harriman, R. & B.R.S. Morrison. 1982. Ecology of streams draining forested and non-forested catchments in an area of central Scotland subject to acid precipitation. *Hydrobiol.* 88:251-263.

- Hasselrot, B., I. Andersson & H. Hultberg. 1984. Ecosystem shifts and reintroduction of Arctic char (Salvelinus salvelinus (L.)) after liming of a strongly acidified lake in south-western Sweden. Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm 61:78-91.
- Illies, J. (Ed.). 1978. Limnofauna Europaea. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Johansson, K. & P. Nyberg. 1981. Försurning av svenska yt-vatten - effekter och omfattning 1980. (English summary: Acidification of surface waters in Sweden - effects and extent 1980.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 118 p.
- Malmqvist, B., L.M. Nilsson & B.S. Svensson. 1978. Dynamics of detritus in southern Sweden and its influence on the distribution of the bottom animal communities. Oikos 31: 3-16.
- Merritt, R.W. & K.W. Cummins. (Eds.) 1978. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publ. Comp., Dubuque, Iowa. 441 p.
- Minshall, G.W., R.C. Petersen, K.W. Cummins, T.L. Bott, J.T. Sedell, C.E. Cushing & R.L. Vannote. 1983. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. Ecol.Monogr. 53: 1-25.
- Otto, C. & B. Svensson. 1983. Properties of acid brown water streams in south Sweden. Arch.Hydrobiol. 99:15-36.
- Petersen, R.C., A. Kullberg, U. Persson & A. Fritzon. 1984. Fylleån - biologiska effekter vid kalkning av en försurad å. Slutrapport. Limnologiska Institutionen, Lunds Universitet. 49 p. + 71 bil.
- Raddum, G.G. & A. Fjellheim. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. Verh. Internat.Verein.Limnol. 22:1973-1980.
- Sutcliffe, D.W. & T.R. Carrick. 1973. Studies on mountain streams in the English Lake District. I. pH, calcium and the distribution of invertebrates in the River Duddon. Freshw.Biol. 3:437-462.
- Svensson, B.-A. 1983. Kalkningsprojekt Högvadsån. Praktiskt genomförande och erfarenheter 1978-1981. Falkenbergs kommun. 94 p.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. Can.J. Fish.Aquat.Sci. 37:130-137.
- Wiederholm, T. 1984. Responses of aquatic insects to environmental pollution. p. 508-557. In The ecology of aquatic insects. Eds.: V.H. Resh & D.M. Rosenberg. Praeger Publisher, New York.



Wiederholm, T. & L. Eriksson. 1977. Benthos of an acid lake. *Oikos* 29:261-267.

Wiederholm, T., C. Ekström, A. Fritzon, C. Johansson, R. Petersen, B. Svensson & O. Söderström. 1983. Biologiska förhållanden i rinnande vatten med föroreningspåverkan. En jämförande metodstudie. Naturvårdsverket SNV PM 1574. 171 p.

Økland, J. 1980. Environment and snails (Gastropoda): Studies of 1000 lakes in Norway. p. 322-323. *In* Ecological impact of acid precipitation. Proc.Int.Conf., Sandefjord, Norway 1980. Eds.: D. Drabløs & A. Tollan. SNSF project, Oslo-Ås.

Økland, J. & K.A. Økland. 1979. Use of freshwater littoral fauna for environmental monitoring: aspects related to studies of 1000 lakes in Norway. Naturvårdsverket SNV PM 1151: 168-183.

Økland, K.A. 1980. Mussels and crustaceans: Studies of 1000 lakes in Norway. p. 324-325. *In* Ecological impact of acid precipitation. Proc.Int.Conf., Sandefjord, Norway 1980. Eds.: D. Drabløs & A. Tollan. SNSF project, Oslo-Ås.

9. ENGLISH SUMMARY: A COMPARATIVE STUDY OF THE BENTHOS OF LIMED AND NON-LIMED STREAMS; EFFECTS OF DIFFERENT LIMING METHODS

Benthic animal communities at one station in each of nine different Swedish watercourses, all neutralized by the application of lime, were investigated. The watercourses studied differed with respect to lime treatment. In three streams lime was added from a silo, in three others lime had been added to upstream lakes, and in the remaining ones to surrounding bogs and forest. For each of the limed watercourses a reference station situated upstream in the same stream or in a nearby watercourse not influenced by lime application was used. At each sampling station five kick-samples (90 s) were taken in May 1985. All sampling stations were localized in high-current sections with stony or gravelly streambeds.

The assumption was made that in each case the reference station represented the acidified conditions that prevailed before the lime application started. If the neutralization had been successful a positive effect should be evident on the faunal composition when compared to the non-limed stations.

For each watercourse data are given on previous water chemistry and lime quantities added inclusive of time schedules. Stream water was analyzed with respect to pH, alkalinity and total Al concentration. A positive correlation was found between water discharge and pH. The Al concentration was negatively correlated with discharge as well as pH. This implies that differences in water discharge, i.e. stream size, between the sampling stations are highly important when the effects of different lime treatments are evaluated. Lime addition from silos was studied in large streams, and liming of surrounding bogs and forest in small ones. The streams influenced by lime application in upstream lakes were in this respect intermediate.

The total number of taxa at each station is positively correlated with both pH and water discharge, and negatively so with the Al concentration. The study of functional groups indicates an increased relative importance of shredders in acid streams, i.e. there is a weak negative correlation between pH and the percentage of individuals classified as shredders. On the contrary, the proportion of scrapers shows a significant positive correlation with pH.

A significantly higher number of taxa/sample at the limed station relative to the reference one was found in all three streams where lime had been added to upstream lakes, and only in one stream where lime was spread on surrounding bogs and forest. The direct addition from silos was successful in two streams, and in the third one the lack of a significant difference is ascribed to the early phase of acidification at the reference station. The distribution of some taxa sen-

sitive to acidification (e.g. fingernail clams, most ephemeropterans and a few plecopterans and trichopterans) was in accordance with the overall result. Thus positive effects were observed when lime was added directly to the water. In two out of three streams poor effects were observed when lime was spread on surrounding land.

It must be remembered that these results are modified by differences in stream size. In some streams different methods of lime addition had been used in combination, making it difficult to separate their effects. The restricted sampling program also limits the general validity of the results.

#### 10. LEGENDS TO FIGURES AND TABLES

Fig. 1. Location of sampling stations in the streams where lime was added directly to the water from silos: (A1) Fylleån, (A2) Högvadsån, and (A3) Idbyån. Filled triangles refer to the limed stations and unfilled ones to their references.

Fig. 2. Location of sampling stations in the streams where lime was added to the watershed (B1-3) or to upstream lakes (C1-3): (B1) Abborrtjärnsbäcken (B2) Degerträsket, (B3) Stensjön, (C1) Stavvattnet, (C2) St Holmevatten, and (C3) St Härsjön. Filled triangles refer to the limed stations and unfilled ones to their references.

Fig. 3. Water discharge at the time of sampling in the studied streams. Black bars refer to limed stations and white bars to non-limed stations. A1-3 were limed from silos, while lime was spread in the watershed at B1-3, and in upstream lakes at C1-3.

Fig. 4. pH-values in the Fylleån stream (A1) from the start of liming with the lime-silo at Ryaberg until spring

1985. Upper graph shows data from a site 8 km downstream the silo, and the lower graph from a site 1.5 km upstream the silo.

Fig. 5. pH values in the Högvadsån stream (A2) from January 1983 to April 1985. Upper graph shows data from a site 10 km downstream, and the lower graph from a site 2 km upstream the silo at Älvsered.

Fig. 6. Percentage distribution of individuals with respect to functional group: (Cf) collector-filterers, (Sh) shredders, (Sc) scrapers, (Cg) collector-gatherers, and (Pr) predators. For each stream the black bars refer to the limed station and the white bars to the reference station.

Fig. 7. Relationship between log water discharge and pH at the time of sampling in the studied streams. Dots representing limed stations are connected with their references (triangles) by thin lines ( $y = 5.957 + 0.510 \log x$ ,  $r = 0.668$ ,  $p < 0.05$ ).

Fig. 8. Relationship between pH and the Al concentration at the time of sampling in the studied streams ( $y = 989.35 - 127.63 x$ ,  $r = -0.707$ ,  $p < 0.05$ ).

Fig. 9. Relationship between pH at the time of sampling and total number of taxa in the studied streams ( $y = 8.98 x - 33.40$ ,  $r = 0.799$ ,  $p < 0.05$ ).

Fig. 10. Relationship between log water discharge at the time of sampling and the total number of taxa in the studied streams. The upper regression line represents limed stations (black dots) ( $y = 23.07 + 7.06 \log x$ ,  $r = 0.875$ ,  $p < 0.05$ ), and the lower line the reference stations (triangles) ( $y = 19.29 + 7.17 \log x$ ,  $r = 0.892$ ,  $p < 0.05$ ). Thin lines connect limed stations with their references.

Fig. 11. Relationship between Al concentration at the time of sampling and total number of taxa in the studied streams ( $y = 29.08 - 0.043 x$ ,  $r = -0.6829$ ,  $p < 0.05$ ).

Fig. 12. Relationship between pH at the time of sampling and relative abundance of shredders in the studied streams ( $y = 89.34 - 11.40 x$ ,  $r = -0.459$ , not significant).

Fig. 13. Relationship between pH at the time of sampling and relative abundance of scrapers in the studied streams ( $y = 26.68 x - 128.35$ ,  $r = 0.775$ ,  $p < 0.05$ ).

Tab. 1. General characterization of the sampling stations. The columns give data on water-temperature, stream width and depth, water velocity, water discharge and kind of substrate. The latter is divided into clay, sand, gravel, stones and moss, and the relative occurrence is given as: (-) absent, (+) sparse, (++) abundant, and (+++) covering.

Tab. 2. Values for pH, alkalinity, and Al-concentration for the sampling stations. Values to the left represent the period before and to the right after the spring-flood. Notes: (1) date of sampling 25.1.1984, (2) sample taken at the Älvsered power-station, (3) the sample taken just upstream the silo, and (4) downstream the junction.

Tab. 3. Total numbers of individuals (N) and taxa (S), Shannon-Wiener's index of diversity ( $H'$ ), and evenness (J) for all sampling stations. Note that values for Al (Fylleån) are based on 10 samples/station and for all others the number of samples/station was 5.

Tab. 4. Significance levels (Wilcoxon's test,  $p < 0.05$ ) for pair-wise comparisons of number of taxa/sample (upper, right half) and number of individuals/sample (lower, left half) between the sampling stations. Different signs show: (o) no significance, (+) station x significantly higher than station y, (-) x significantly lower than y. Differences between limed station and own reference station connected with double-arrows.

BILAGA I

Bottenfaunaprovernas fördelning mellan olika taxa. För varje taxon anges funktionell grupp (FG - för förkortningar se Fig. 6). Signifikans eller ej (Wilcoxon's test,  $p < 0,05$ ) gentemot referensen anges för varje taxa för antal individer/prov samt totalt för antal individer respektive antal taxa/prov.

FG	TAXA	STATION										Σ	Alr										Σ	SIGN
		PROV	1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
Cg	NEMATODA	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	1	-	-	-	1	-	4	-
Cg	OLIGOCHAETA	2	12	2	-	10	24	14	6	1	20	91	32	24	22	20	19	7	5	9	5	6	149	-
Pr	HYDRACARINA	4	5	6	1	4	5	2	4	2	3	36	6	-	2	5	2	-	-	-	3	1	19	+
	TURBELLARIA																							
Pr	Dendrocoelum lacteum	-	1	-	-	-	2	1	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pr	Planaria	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pr	Polycelis	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	LAMELLIBRANCHIATA																							
Cf	Sphaeriidae	-	11	1	-	13	9	4	3	-	21	62	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	HIRUDINEA																							
Pr	Erpobdella octoculata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-
	ISOPODA																							
Sh	Asellus aquaticus	-	9	2	1	4	11	1	2	3	15	48	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	EPHEMEROPTERA																							
Sc	Baetis	2	4	3	5	-	1	-	3	2	4	24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Sc	Caenis	-	1	-	1	-	1	2	2	-	1	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Sc	Heptagenia sulphurea	-	6	-	1	5	3	11	3	1	9	39	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	+
	PLECOPTERA																							
Sh	Amphinemura sulcicollis	-	2	-	-	8	3	2	3	3	8	29	5	2	2	3	1	4	1	5	4	3	30	-
Sh	Protonemura meyeri	-	2	-	-	-	1	1	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sh	Leuctra digitata/fusca	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	4	-
Sh	L. hippopus	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-
Pr	Isoperla	6	9	5	6	17	15	14	8	9	10	99	-	1	-	1	-	1	-	1	1	-	5	+
Sc	Brachyptera risi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	2	6	2	2	6	3	24	+
	COLEOPTERA																							
Pr	Oreochilus villosus	-	2	-	-	-	-	-	-	1	1	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sc	Elmis aenea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	2	6	4	-	7	4	3	28	+
Sc	Oulimnius	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	5	1	2	1	-	-	-	1	-	11	+
Sc	Limnius volckmari	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1	3	4	4	8	4	7	1	1	-	-	-	29	+
	DIPTERA																							
Cg	Chironomidae	3	15	5	3	17	34	19	6	9	12	123	1	-	1	-	-	1	-	2	-	-	5	+
Cf	Simuliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1	-	11	14	-
Cg	Ceratopogonidae	1	-	2	-	1	2	2	-	-	1	9	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+
Pr	Empididae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	1	4	1	-	-	3	-	12	+
	TRICHOPTERA																							
Cf	Plectrocnemia conspersa	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cf	Polycentropus flavomaculatus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	-
Cf	Cheumatopsyche lepidae	-	-	-	-	1	1	1	2	-	5	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Cf	Hydropsyche pellucidula	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	1	-	3	1	-	-	-	1	-	1	7	-
Cf	H. siltalai	-	-	-	1	1	2	4	-	-	1	9	-	-	1	-	-	-	-	1	1	1	4	-
Pr	Rhyacophila nubila	-	1	-	-	-	-	1	-	-	2	4	2	-	1	-	2	-	-	-	-	-	5	-
Sc	Ithytrichia	2	12	-	-	-	9	3	1	2	6	35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Sc	Silo pallipes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2	-
Sh	Potamophylax latipennis	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sh	Lepidostoma hirtum	5	16	1	1	6	11	2	4	-	18	64	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	+
Sh	Athripsodes	-	6	2	1	-	5	3	1	-	1	19	2	-	1	2	-	-	-	-	-	-	5	-
Sh	Mystacides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pr	Oecetis	1	1	-	-	-	1	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cg	Setodes argentipunctellus	-	12	2	1	1	15	8	14	3	5	61	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Σ	INDIVIDUER	26	129	32	22	90	156	96	64	37	145	797	66	40	42	48	43	30	9	29	29	30	366	-
	TAXA	9	21	12	11	15	21	20	17	12	21	32	17	7	11	15	9	12	4	9	10	9	24	+



FG	TAXA	STATION PROV	B1					Blr					Σ	SIGN	B2					B2r					Σ	SIGN		
			1	2	3	4	5	1	2	3	4	5			1	2	3	4	5	1	2	3	4	5				
Cg	OLIGOCHAETA		-	-	1	-	-	1	2	-	1	1	10	14	-	5	-	4	4	2	15	6	1	-	5	-	12	-
	EPHEMEROPTERA																											
Sc	Baetis		1	1	1	1	1	5	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sc	Leptophlebia vespertina		1	-	1	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	PLECOPTERA																											
Sh	Protonemura meyeri		-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sh	Nemoura		-	-	-	-	-	43	109	18	62	73	305	+	7	8	6	5	4	30	-	1	2	3	2	8	+	
Sh	Nemurella picteti		-	-	-	-	-	-	3	2	-	5	10	-	3	2	2	-	1	8	-	-	1	-	-	1	+	
Sh	Leuctra hippopus		1	7	3	4	2	17	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sh	L. nigra		-	-	-	-	-	-	5	-	2	8	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pr	Isoperla		3	2	-	1	5	11	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sc	Brachyptera risi		29	15	16	34	31	125	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	COLEOPTERA																											
Pr	Agabus guttatus		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cg	Hydraena brittteni		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cg	Anacaena globosus		-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sc	Elodes		-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	DIPTERA																											
Cg	Chironomidae		-	-	1	-	1	2	2	8	4	3	4	21	+	3	3	-	2	1	9	-	2	1	1	-	4	-
Cf	Simuliidae		2	9	1	12	10	34	-	57	-	90	79	226	-	2	1	1	1	-	5	-	-	-	-	-	-	+
Pr	Limoniidae		1	-	1	-	-	2	1	3	1	-	1	6	-	3	3	2	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-
	TRICHOPTERA																											
Cf	Plectrocnemia conspersa		-	-	-	1	-	1	-	7	4	1	3	15	+	-	2	2	1	6	11	-	-	-	-	-	-	+
Pr	Rhyacophila nubila		-	1	-	1	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sh	Limnephilidae		1	1	-	1	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sh	Micropterna sequax		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sh	Potamophylax cingulatus		-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sh	P. latipennis		-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sh	Erotesis baltica		1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Σ	INDIVIDER		40	37	25	56	54	212	48	195	30	162	183	618	-	23	19	17	13	14	86	6	4	4	9	2	25	+
Σ	TAXA		9	8	8	9	10	17	4	10	6	7	8	12	-	6	6	6	5	5	7	1	3	3	3	1	4	+





FG	TAXA	STATION PROV	C2						C2r						SIG	C3						C3r						SIG
			1	2	3	4	5	Σ	1	2	3	4	5	Σ		1	2	3	4	5	Σ	1	2	3	4	5	Σ	
	SPONGILLIDAE		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-		
Cg	OLIGOCHAETA		2	4	23	10	3	42	2	-	-	-	2	4	+	8	12	2	25	14	61	-	-	-	4	1	5	+
Pr	HYDRACARINA		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	1	6	1	2	14	-	-	-	-	-	-	+
Pr	TURBELLARIA																											
Pr	Polycelis		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Cf	LAMELLIBRANCHIATA																											
	Sphaeriidae		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
	EPHEMEROPTERA																											
Sc	Baetis		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50	16	50	74	42	232	-	-	-	-	-	-	+
Sc	Heptagenia sulphurea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	5	6	8	20	-	-	-	-	-	-	+
Sc	Leptophlebia vespertina		-	-	-	-	-	-	8	1	4	5	15	33	+	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	3	-
	ODONATA																											
Pr	Platycnemis pennipes		-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	PLECOPTERA																											
Sh	Amphinemura sulcicollis		15	10	5	18	15	63	3	1	1	1	1	7	+	2	-	2	2	1	7	-	-	-	-	-	-	+
Sh	Protonemura mayeri		1	-	-	1	2	4	-	-	-	-	-	-	-	3	5	1	-	1	10	-	-	-	-	-	-	+
Sh	Nemoura		-	1	-	-	1	2	48	43	50	68	73	282	+	1	-	-	-	1	2	1	1	3	5	12	+	
Sh	Nemurella picteti		-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sh	Leuctra digitata/fusca		-	-	2	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Pr	Isoperla		-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	5	4	3	-	5	17	-	1	-	-	1	2	+
Sc	Brachyptera risi		-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	11	1	1	2	-	15	-	-	-	-	-	-	+
	HETEROPTERA																											
	Sigara distincta		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-
	COLEOPTERA																											
Pr	Oreochilus villosus		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Cg	Hydraena gracilis		-	7	4	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Anacaena limbata		-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Enochrus affinis		-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sc	Elodes		-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sc	Elmis aenea		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19	6	10	7	20	62	-	-	-	-	-	-	-
Sc	Oulimnius		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-
Sc	Limnius volckmari		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	8	7	8	5	33	-	-	-	-	-	-	+
	DIPTERA																											
Cg	Chironomidae		2	1	3	5	3	14	26	12	16	22	19	95	+	7	3	13	3	5	31	1	2	2	4	8	17	-
Cf	Simuliidae		1	4	2	6	3	16	12	13	18	79	55	458	+	1	-	-	1	-	2	74	157	213	62	193	699	+
Cg	Ceratopogonidae		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pr	Limoniidae		-	-	1	1	-	2	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pr	Empididae		-	2	-	2	2	6	-	-	-	-	-	-	-	8	15	5	3	7	38	-	-	-	-	-	-	+
	TRICHOPTERA																											
Cf	Plectrocnemia conspersa		-	-	-	-	-	-	8	-	5	5	1	19	+	-	-	-	-	-	2	-	-	2	1	5	-	-
Cf	Polycentropus flavomaculatus		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	2	1	-	1	8	+	
Cf	Hydropsyche pellucidula		1	-	-	1	3	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cf	H. siltalai		7	10	9	22	12	60	-	-	-	-	-	-	+	16	17	1	1	-	35	-	-	-	-	-	-	+
Pr	Rhyacophila nubila		1	-	2	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	2	1	2	1	1	7	-	-	-	-	-	-	+
Sc	Agapetus		-	-	7	-	1	8	-	-	-	-	-	-	-	9	1	24	13	28	75	-	-	-	-	-	-	+
Sc	Oxyethira		-	-	-	-	-	-	4	3	-	-	2	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sc	Silo pallipes		-	1	2	-	1	4	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	1	3	7	-	-	-	-	-	+	
Sh	Potamophylax cingulata		1	-	1	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	2	-	-	-	-	3	-
Sh	P. latipennis		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-
Sh	Lepidostoma hirtum		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Sh	Athripsodes		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	-	-	-	-	-	-	-
Σ	INDIVIDUER		31	41	63	66	50	251	224	74	263	184	168	913	+	153	93	134	152	145	677	86	167	218	75	212	758	-
	TAXA		9	10	14	9	15	21	9	7	7	9	8	12	+	18	16	16	19	17	26	8	8	5	5	9	13	+

BILAGA II

Systematisk ordlista med svenska namn för funna taxa.

SPONGILLIDAE	svampdjur	COLEOPTERA	skalbaggar
NEMATODA	rundmaskar	DYTISCIDAE	dykarbaggar
OLIGOCHAETA	fåborstmaskar	<i>Hydroporus</i>	
HYDRACARINA	vattenkvalster	<i>Potamonectes</i>	
TURBELLARIA	plattmaskar	<i>Agabus</i>	
HIRUDINEA	iglar	GYRINIDAE	virvelbaggar
LAMELLIBRANCHIATA	musslor	<i>Oreochtilus</i>	
SPHAERIIDAE	ärtmusslor	HYDRAENIDAE	småpalpbaggar
ISOPODA	gråsuggor	<i>Hydraena</i>	
EPHEMEROPTERA	dagsländor	HYDROPHILIDAE	palpbaggar
ODONATA	trollsländor	<i>Anacaena</i>	
ZYGOPTERA	flick- och jungfrusländor	<i>Enochrus</i>	
	<i>Platynemis</i>	ELMIDAE	bäckbaggar
	<i>Pyrrhosoma</i>	<i>Stenelmis</i>	
ANISOPTERA	egentliga trollsländor	<i>Elmis</i>	
	<i>Gomphus</i>	<i>Oulimnius</i>	
	<i>Cordulegaster</i>	<i>Limnius</i>	
	<i>Somatochlora</i>	MEGALOPTERA	sävsländor
PLECOPTERA	bäcksländor	DIPTERA	tvåvingar
HETEROPTERA	skinnbaggar	CHIRONOMIDAE	fjädermyggor
CORIXIDAE	buksimmare	SIMULIIDAE	knott
	<i>Sigara</i>	CERATOPOGONIDAE	svidknott
APHELOCHEIRIDAE	flodbottenstinkflyn	LIMONIIDAE	småharkrankar
	<i>Aphelocheirus</i>	BRACYCERA	flugor
		EMPIDIDAE	dansflugor
		RHAGIONIDAE	snäppflugor
		<i>Atheris</i>	
		MUSCIDAE	egentliga flugor
		TRICHOPTERA	nattsländor
		LEPIDOPTERA	fjärilar