

## Strömstaren *Cinclus cinclus* och försurningen: beståndsutveckling, häckningsresultat och födoval i sydvästra Sverige

MATTI ÅHLUND, ROLAND BÖRJESSON, EVA ENGBLOM, MATS O. G. ERIKSSON, PÄR-ERIK LINGDELL, KÅRE STRÖM & INGEMAR ÅHLUND

---

### Abstract

Breeding Dippers were surveyed at 45 streams in south-western Sweden in 1974–1978 and in 1990–1992. Dippers bred at 37 streams (65 sites) in 1974–1978 and 38 streams (74 sites) in 1990–1992. The breeding frequency, and the change in breeding frequency from 1974–1978 to 1990–1992, did not differ between streams with different history of acidity. Also, clutch size and brood size were similar along neutral, formerly acidic, and acidic streams. We analysed by faeces the diet of adult Dippers in 30 breeding pairs in 1991. Their diet at neutral, formerly acidic and acidic streams showed no clear differences; preferred prey seemed to be available even on acidic streams. So, in contrast to studies in Scotland and Wales, we found no apparent effects of stream acidity on breeding Dippers in this pilot study.

*Matti Åhlund, Department of Zoology, Göteborg University, Box 463, SE 405 30 Göteborg, Sweden. E-mail m.ahlund@zool.gu.se.*

*Roland Börjesson, Egnahemsgatan 11, SE 442 30 Kungälv, Sweden.*

*Eva Engblom & Pär-Erik Lingdell, Limnodata HB, Gunnilbo 20C, SE 739 92 Skinnskatteberg, Sweden.*

*Mats O. G. Eriksson, Tommered 6483, SE 437 92 Lindome, Sweden.*

*Kåre Ström, Tvetgatan 277, SE 442 33 Kungälv, Sweden. Ingemar Åhlund, Kristinebergsvägen 6, SE 451 44 Uddevalla, Sweden.*

---

Received 19 November 1998, Accepted 15 April 1999, Editor R. Sandberg

### Inledning

Strömstaren är knuten till rinnande vatten för både häckning och födosök. Födan består nästan uteslutande av vattenlevande smådjur (Cramp 1988). Strömstaren kan därför vara sårbar vid ändringar i vattenkvalitén, och framför allt har påverkan av försurningen på födans kvalitet och kvantitet uppmärksammats (Eriksson 1991). Omfattande undersökningar i Storbritannien har visat att strömstaren minskat i antal och att häckningen gått sämre vid sura vattendrag än vid neutrala, och mycket tyder på att detta orsakats av sämre tillgång på föda av god kvalitet (Tyler & Ormerod 1992). Dessutom finns misstankar om att strömstaren lokalt har försvunnit eller minskat på grund av försurning i Tyskland (Kaiser 1985), Norge (Efteland 1994) och södra fjällkedjan i Sverige (Statens naturvårdsverk 1986).

Kunskapen om beståndsändringar, häckningsresultat och bytesval i Sverige är emellertid begränsad, särskilt i förhållande till försurade vattendrag (Eriksson 1991). I denna uppsats belyser vi beståndsut-

vecklingen, häckningsframgången och bytesvalet hos häckande strömstare i sydvästra Sverige. Där kontrollerades i mitten av 1970-talet omkring 100 häckningslokaler för strömstare (Fredriksson 1982). Genom att åter inventera dessa lokaler ville vi ta reda på om det fanns några samband mellan beståndsutvecklingen och vattendragens försurningshistoria. Dessutom gjorde vi en analys av födoval i förhållande till försurningen. Slutligen ville vi se om det fanns omedelbara behov av att närmare undersöka hur en topp-predator (strömstaren) och dess bytesdjur påverkas av försurning och exponering för metaller också i Sverige.

### Material och metoder

#### Häckningsuppgifter

Fredriksson (1982) inventerade omkring 100 häckningslokaler, huvudsakligen mellan 1974 och 1978. I några fall har uppgifter från näraliggande år också

använts. Uppgifterna har kompletterats med data från den lokala rapportkommittén för Västkusten (Göteborgs ornitologiska förening, opubl.). Åttio av lokalerna återbesöktes 1990–1992. De fördelade sig på 45 vattendrag, och dessa har behandlats som oberoende provtagningsenheter i analyserna. Inventeringsmetoderna och arbetsinsatserna var likvärdiga i de båda inventeringarna.

I regel besöktes lokalerna åtminstone två gånger, en vid tiden för äggläggning eller ruvning (slutet av mars–april) och en vid boungetiden (april–mitten av maj). Bon eftersöktes på lämpliga platser. Under 1990–1992 anpassades besöken så att ungarna om möjligt kunde ringmärkas.

Följande indicier användes för häckning: två individer tillsammans i lämplig miljö, fynd av färskt bo med eller utan ägg eller ungar, samt individ med bomaterial eller mat i näbben. Vagare häckningsindicer, som ensam fågel i lämplig miljö och ansamlingar av färsk spillning, föranledde återbesök. Äggkullstorleken avser antalet ägg i en fullagd kull och ungvullstorleken antalet ringmärkningsstora ungar (7–14 dagar gamla).

I analyserna av häckningsfrekvens och kullstorlek har medelvärden för varje lokal utnyttjats. Exempel: en lokal med häckning två av tre kontrollerade år har alltså fått häckningsfrekvensen 0,67; en lokal som under två år producerat fem respektive fyra ungar har fått ungvullstorleken 4,5. Alla statistiska analyser grundar sig på medelvärden för de enskilda vattendragen, det vill säga värdet för varje vattendrag är lika med medelvärdet av lokalernas medelvärden.

Nästan alla lokalerna kontrollerades flera år under båda inventeringsperioderna. I genomsnitt besöktes varje vattendrag 2,1 år 1974–1978 och 2,4 år 1990–1992. Det var ingen skillnad i besöksfrekvensen mellan de tre kategorierna (se nedan) av vattendrag under någon av de två inventeringsperioderna (Kruskal-Wallis rangsumme-analys:  $p=0,97$  för 1974–1978 och  $p=0,51$  för 1990–1992). Alla statistiska tester är tvåsidiga och korrigerade för värden med lika rang (“ties”) där så erfordrats.

### *Kemiska och fysikaliska uppgifter*

Måtten på pH, alkalinitet, kalkningsinsatser och övriga kemiska-fysikaliska mått hämtade vi från publicerade och opublicerade uppgifter hos länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, länsstyrelsen i Älvsborgs län, samt några kommuner. I enstaka fall saknades uppgifter från själva vattendraget; i dessa fall har vi använt mätvärden från sjöar uppströms lokalen.

För första inventeringsperioden utnyttjade vi upp-

gifter från 1974–1979 och för den andra uppgifter från 1986–1992. Lokalen klassades som “sur” om  $\text{pH} < 6$  och alkaliniteten  $< 0,1$  mekv/L vid något tillfälle och “neutral” om pH och alkaliniteten överstigit dessa värden (bortsett från enstaka tillfällen med  $\text{pH} < 6$  om samtidigt  $\text{alk.} > 0,1$ ). Med några få undantag är uppgifterna från perioden september till och med april. Antalet prov på varje lokal varierar från ett till månatliga.

Tjugonio av de 45 aktuella vattendragen (48 lokaler) i häckningsstudien var sura på 1970-talet. Av dessa var sex vattendrag (7 lokaler) fortfarande sura på 1990-talet, medan 23 vattendrag (41 lokaler) hade kalkats och blivit neutrala (några av de fortfarande sura bäckarna hade också kalkats). Sexton vattendrag (41 lokaler) var neutrala både på 1970-talet och 1990-talet.

### *Spillningsanalys*

Färsk spillning från revir med adulta strömstarar i bounge- eller sen ruvningsfas insamlades från 30 lokaler 1991. Varje spillningshög lades i en separat burk med 70% etanol. Från varje lokal analyserades fem burkar. Av ren entusiasm kom två spillningar att hamna i samma burk vid sju lokaler och tre spillningar i samma burk vid två lokaler. Spillningarna i dessa burkar gick inte att särskilja med säkerhet. För att antalet spillningar skulle bli så lika som möjligt för varje lokal vid jämförelsen av andelen revir med förekomst av olika födoslag i Tabell 4 och 5, använde vi där tre respektive två slumpvalda burkar (dvs sex spillningar). Varje prov kokades fyra timmar i 0,5 M natriumhydroxid (Ormerod 1985). Resterna efter lutkokningen överfördes i små portioner till objektsglas. Innehållet på objektsglasen undersöktes under 10 och 100 gångers förstoring; omkring en minut ägnades åt varje objektsglas. I snitt åtgick 30 objektsglas per prov. Antalet byten grundar sig i huvudsak på antalet funna mandibler (mundelar).

Sexton av de 30 lokalerna som ingick i födovalsstudien var sura på 1970-talet. Av dessa var fem fortfarande sura på 1990-talet, medan 11 hade kalkats och blivit neutrala (några av de fortfarande sura bäckarna hade också kalkats). Fjorton vattendrag var neutrala både på 1970-talet och 1990-talet.

## **Resultat**

### *Häckningsfrekvens*

Totalt noterades häckningar i 37 vattendrag (65 lokaler, 65 par) 1974–1978 och 38 vattendrag (74

lokaler, 75 par) 1990–1992. Där pH var neutralt vid båda inventeringarna, tillkom strömstaren som häckare vid ett vattendrag (11 lokaler) och var försvunnen vid ett vattendrag (5 lokaler). Där vattnet var surt vid första inventeringen och neutralt vid andra inventeringen, tillkom strömstaren vid fyra vattendrag (11 lokaler) och var försvunnen vid tre vattendrag (9 lokaler). Där det var surt vid båda inventeringarna, tillkom strömstaren vid två vattendrag (2 lokaler) och var försvunnen vid ett vattendrag (1 lokal).

Tabell 1 beskriver kategorivis ändringarna i häckningsfrekvens i förhållande till vattendragens försurningshistoria. Totalt sett var beståndet större 1990–1992 än 1974–1978, men det fanns ingen markant skillnad mellan de tre grupperna av vattendrag. Vi hittade inte heller någon statistiskt säkerställd skillnad mellan de tre grupperna i vare sig häckningsfrekvens under de två inventeringsperioderna eller ändring av häckningsfrekvens (Tabell 2). Häckningsfrekvensen i allttjämt sura vattendrag var nästan dubbelt så hög 1990–1992 som 1974–1978, men ökningen var inte signifikant (Tabell 2; Wilcoxon parvisa rangtest:  $p=0,078$ ).

#### Kullstorlek

Varken äggkullstorlek eller ungekullstorlek skilde sig mellan sura, före detta sura och neutrala vattendrag 1990–1992 (Tabell 3; Kruskal-Wallis rangsummeanalys:  $p=0,99$  respektive  $p=0,72$ ). Kläckningsframgången mätt som medelvärdet av kvoterna mellan

antalet ringmärkningsstora ungar och antalet lagda ägg var inte heller olika för de tre kategorierna av vattendrag (0,92 för neutrala vatten,  $n=6$ ; 0,89 för f.d. sura,  $n=12$ ; 0,89 för sura,  $n=5$ ; Kruskal-Wallis rangsumme-analys:  $p=0,43$ ).

#### Födoval

Totalt påträffades mandibler (mundelar) eller andra hårda skelettdelar från 1498 bytesdjur fördelade på 28 taxa i de 205 spillningshögarna (150 burkarna). Vi redovisar dels den genomsnittliga fördelningen av bytesindivider i spillningsprover från vattendrag med olika försurningshistoria, dels fördelningen av lokaler där olika byteslag noterats (Tabell 4 och 5). Dessutom jämför vi översiktligt resultaten i några andra födovalsstudier (Tabell 6).

I snitt noterades 7,3 byten per spillning. Av bytesdjuren var 94% vattenlevande och 6% landlevande. Nattslände-larver utgjorde 73% av alla byten (Tabell 6) och återfanns i spillningen på 29 av de 30 lokalerna (Tabell 4). Knottlarver var näst största bytesgrupp med 16% av alla byten och noterades på hälften av lokalerna.

Bland nattsländorna dominerade familjen Limnephilidae (utgjorde i snitt 56% av alla nattsländelarverna och återfanns på 28 av 30 lokaler, Tabell 5), följd av *Hydropsyche* spp (21%, 18 av 30 lokaler), *Rhyacophila* spp (11%, 22 av 30 lokaler) och *Silopallipes* (10%, 8 av 30 lokaler).

Skillnaderna i födoval mellan lokaler grupperade

Tabell 1. Ändring i häckningsfrekvens mellan 1974–1978 och 1990–1992 hos strömstare i sydvästra Sverige: fördelning på vattendrag (lokaler) i förhållande till deras försurningshistoria.

*Change of breeding frequency between 1974–1978 and 1990–1992 of Dippers in southwestern Sweden: distribution on streams (breeding sites) in relation to their pH history.*

Försurningshistoria <i>pH history</i> 1974–1978→1990–1992	pH ökat <i>Increase</i>	pH oförändrat <i>No change</i>	pH minskat <i>Decrease</i>
Neutral→neutral <i>Neutral→neutral</i>	8 (23)	3 (11)	5 (7)
Sur→neutral <i>Acidic→neutral</i>	9 (15)	5 (12)	9 (14)
Sur→sur <i>Acidic→Acidic</i>	4 (5)	1 (1)	1 (1)
Totalt <i>Total</i>	21 (43)	9 (24)	15 (22)

Tabell 2. Häckningsfrekvens (genomsnittligt antal häckningar per vattendrag och år; se metoder) hos strömstare i sydvästra Sverige 1974–1978 och 1990–1992 i förhållande till vattendragens försurningshistoria.

*Breeding frequency (mean number of breeding attempts per stream and year) of Dippers in southwestern Sweden 1974–1978 and 1990–1992 in relation to the history of stream pH.*

Försurningshistoria <i>pH history</i> 1974–1978→1990–1992	1974–1978	1990–1992	Skillnad <i>Difference</i>	n
Neutral→neutral <i>Neutral→neutral</i>	0,74	0,79	0,05	16
Sur→neutral <i>Acidic→neutral</i>	0,59	0,64	0,05	23
Sur→sur <i>Acidic→acidic</i>	0,47	0,90	0,43	6
Kruskal-Wallis <i>rangsumme-analys</i>	p=0,29	p=0,10	p=0,30	

efter försurningshistoria var obetydliga (Tabell 4 och 5). Endast för landinsekter fanns markanta skillnader mellan grupperna (Kruskal-Wallis rangsumme-analys:  $p=0,048$ , som emellertid inte är statistiskt säkerställt efter korrigering för antalet tester, se Rice 1989; för övriga jämförelser:  $p>0,3$ ).

## Diskussion

### *Populationsändringar i andra områden*

I vårt undersökningsområde fanns det något fler par 1990–1992 än 1974–1978 och utvecklingen var likartad för de neutrala, kalkade och sura vattendragen. I Lyngdalsvassdragets försurade avrinningsområde i södra Norge ökade beståndet från 60 par 1978 till 110 par 1992, men var vissa år nere i 30–40 par (Jerstad 1991). Norell (1992) redovisar liknande svängningar för populationen i Ljusdals kommun. Beståndet höll sig här mellan 20 och 35 par fram till slutet av 1980-talet, varefter det snabbt ökade till 70 par 1992.

Antalet övervintrande strömstare i södra Sverige har ökat från mitten av 1970-talet till mitten av 1990-talet (Svensson 1996). Många strömstare från nordligare bestånd övervintrar i södra Sverige (Andersson & Wester 1976), så frågan är om ökningen speglar förändringar i sydsvenska bestånd eller främmande bestånd (eller både och).

Strömstaren uppges ha försvunnit omkring 1980 från vattendrag med omfattande försurning i Härje-

dalen (Statens naturvårdsverk 1986). Denna rapport avsåg Vasslans vattensystem, där stora mängder fisk och smådjur slogs ut i samband med mycket sura vårflooder 1978 och 1979 (P.-E. Lingdell, muntl.). Liknande uppgifter finns också från Tyskland (Kaiser 1985) och detta förmodas också ha hänt i de suraste källnära vattendragen i Wales (Ormerod m.fl. 1985). Både i Skottland och Wales var tätheten av häckande strömstare lägre i sura vattendrag än i neutrala (Ormerod & Tyler 1987, Vickery 1991). Det brittiska beståndet som helhet tycks vara stabilt (Tyler & Ormerod 1994, perioden 1974–1993).

### *Häckningsresultat i andra områden*

I Wales och Skottland uppvisade strömstarna vid neutrala vattendrag större ägg- och ungfoklar än de vid sura vattendrag (Tabell 3). Kaiser (1985) misstänkte också att försurningen bidrog till mindre foklar hos enstaka par i Tyskland. Några sådana tendenser syntes inte i vårt material och inte heller i Lyngdalsvassdraget som är surt (Tabell 3). Äggfoklar med omkring 5 ägg och ungfoklar omkring 4 ungar verkar vara det normala i Skandinavien – åtminstone utanför fjälltrakterna (Tabell 3, se också uppgifter från andra områden i Wilson (1996) och Kasselstrand (1992)).

### *Födoval i andra områden*

Jämfört med undersökningar av spillning från adulta

Tabell 3. Genomsnittlig kullstorlek hos strömstare i några valda områden (om möjligt uppdelat efter vattendragens surhetsgrad). Definitionen av sur och neutral i de brittiska undersökningarna är i princip densamma som i denna studie (n=antal kullar).

*Mean clutch size and mean brood size of Dippers in some regions of Europe in relation to stream pH (n=number of clutches).*

Område <i>Region</i>	Surhetsgrad <i>Stream pH</i>	Äggkull- storlek <i>Clutch size</i>	n	Ungkull- storlek <i>Brood size</i>	n	År <i>Year</i>	Källa <i>Reference</i>
SV Sverige <i>SW Sweden</i>	neutral <i>neutral</i>	5,0	9	4,3	9	1990–92	Denna studie <i>This study</i>
	f d sur <i>ex-acidic</i>	5,1	16	4,4	13		
	sur <i>acidic</i>	5,0	6	4,5	5		
Wales <i>Wales, UK</i>	neutral <i>neutral</i>	4,8	132	4,2	132	1985–86	Ormerod & Tyler 1991
	sur <i>acidic</i>	4,0	25	3,6	22		
Skottland <i>Scotland, UK</i>	neutral <i>neutral</i>	4,6	57	4,0	43	1985–87	Vickery 1992
	sur <i>acidic</i>	3,7	24	2,1	23		
S Norge <i>S Norway</i>	sur <i>acidic</i>	4,7	512	4,1	579	1978–90	Jerstad 1991
SV Norge <i>SW Norway</i>	sur <i>acidic</i>	5,1	74	4,2	72	1977–81	Efteland & Kyl- lingstad 1984
Värmland <i>Central Sweden</i>	?	5,1	100	4,1	68	1977–90	Borgström 1991

häckande fåglar i Norge och Storbritannien var andelen dagsländelarver i vårt material mycket låg (även i neutrala vattendrag) och andelen nattsländelarver hög (Tabell 6). De flesta dagsländelarver är försurningskänsliga, och i spillning från sura vattendrag i Storbritannien var andelen dagsländor också låg (Tyler & Ormerod 1992). Bytes-sammansättningen i spillning från boungar i Storbritannien (Ormerod & Tyler 1987) hade en fördelning som var lik den i vår undersökning. Bland nattsländelarverna finns många stora byten och räknat i andel av totala vikten var gruppen dominerande också i de andra undersökningarna (Ormerod & Tyler 1987). Utan ytterligare undersökningar är det omöjligt att avgöra om skillnaderna i födoval mellan vårt område och övriga områden beror på skillnader i förekomst av bytesdjuren, skillnader i bytenas livscyklar eller olika preferenser hos fåglarna.

Gezelius m.fl. (1986) analyserade 41 spillningar insamlade i februari–mars från 32 lokaler i Östergötland. Fördelningen av bytena påminde om den i vår undersökning. Nattsländelarver, framför allt från

familjerna Limnephilidae och Hydropsychidae, dominerade och dagsländelarver förekom inte så ofta som i de utländska undersökningarna. Däremot fanns inte Rhyacophilidae och knott/myggor i så stor utsträckning i materialet från Östergötland som i vårt från sydvästra Sverige.

#### *Födan och försurningen*

I de brittiska vattendragen minskade tillgången på de viktigaste bytesdjuren, dagsländor och nattsländor, vid minskande pH (Ormerod m.fl. 1987, Ormerod m.fl. 1986, Ormerod & Tyler 1991). Också tillgången på kalkrika byten var lägre vid sura vattendrag än neutrala (Ormerod m.fl. 1986, Ormerod m.fl. 1988). Indicierna att dåliga födobetingelser orsakade de låga tätheterna och den låga häckningsframgången vid de sura vattendragen i Wales och Skottland är flera (Tyler & Ormerod 1992, Vickery 1991, Vickery & Ormerod 1991, Vickery 1992): jämfört med fåglar vid neutrala vattendrag hade de vid sura lägre kalcium-halter i blodet, de sökte efter

Tabell 4. Födoval hos adulta häckande strömstarar i sydvästra Sverige 1991: medelandel (%) av olika bytesgrupper i strömstare-spillning från revir i vattendrag med olika försurningshistoria. Inom parentes: andel revir med förekomst av de olika födoslagen (n=antal revir).

*Diets of adult breeding Dippers in southwestern Sweden in 1991 in relation to the history of stream pH from 1974–1978 to 1990–1992. Values are mean percentage contribution by number in faeces and, within parenthesis, proportion of territories at which taxa occurred (n=number of territories sampled).*

Bytesgrupp <i>Prey taxa</i>	Neutral→neutral <i>Neutral→neutral</i> n=14	Sur→neutral <i>Acid→neutral</i> n=11	Sur→sur <i>Acid→acid</i> n=5
Landinsekter <i>Terrestrial insects</i> <sup>1</sup>	2,8 (29%)	22,0 (64%)	8,2 (100%)
Dagsländor <i>Ephemeroptera</i>	1,5 (36%)	1,5 (27%)	0,0 (0%)
Bäcksländor <i>Plecoptera</i>	1,6 (29%)	4,0 (36%)	1,6 (20%)
Skalbaggar <i>Coleoptera</i>	0,1 (7%)	1,3 (18%)	0,0 (0%)
Nattsländor <i>Trichoptera</i>	81,9 (100%)	63,2 (91%)	79,0 (100%)
Tvåvingar <i>Diptera</i>	11,8 (57%)	6,9 (55%)	11,0 (20%)
Blötdjur <i>Mollusca</i>	0,4 (14%)	0,0 (0%)	0,4 (20%)

<sup>1</sup> Huvudsakligen skalbaggar. *Mainly Coleoptera.*

föda längre tid av dagen, de började äggläggningen senare, de hade mindre ägg- och ungvullar, deras ungar tillväxte långsammare och deras ägg var lättare och hade tunnare skal.

Halten av tungmetaller och beständiga klorföreningar var emellertid inte högre hos strömstararna vid sura vattendrag än de vid neutrala (Ormerod & Tyler 1990). Vattendrag utan häckande strömstarar hade högre koncentrationer av filterbart aluminium. Om aluminium medverkat till de sämre betingelserna för strömstarar vid sura vatten, bör emellertid detta ha skett via tillgången på bytesdjur, snarare

än via effekter direkt på ägg och ungar (Ormerod m.fl. 1988).

Den goda ungpåproduktionen (jämfört med sura brittiska vattendrag) i våra sura bäckar och i Lyngdalsvassdraget tyder på att födotillgången knappast regelmässigt behöver vara sämre i sura än neutrala vattendrag. Visserligen minskar antalet arter i sura vatten, men det behöver inte innebära att antalet individer blir färre (Halvorsen 1981 i Jerstad 1991, Herrmann m.fl. 1993, jämför också Vickery 1992). Försurnings-toleranta arter kan blomma upp när mer konkurrenskraftiga, men försurningskänsliga, arter försvinner.

Tabell 5. Födoval hos adulta häckande strömstarar i sydvästra Sverige 1991: olika undergruppers medelandel (%) inom nattsländegruppen i strömstare-spillning från revir i vattendrag med olika försurningshistoria. Inom parentes: andel revir (%) med förekomst av de olika nattslände-grupperna (n=antal revir).

*Diets of adult breeding Dippers in southwestern Sweden in 1991 in relation to the history of stream pH from 1974–1978 to 1990–1992. The values are mean percentage contribution by number of taxa within Trichoptera in faeces and, within parenthesis, proportion of territories at which taxa occurred (n=number of territories sampled).*

Bytesgrupp <i>Prey taxa</i>	Neutral→neutral <i>Neutral→neutral</i> n=14	Sur→neutral <i>Acid→neutral</i> n=10	Sur→sur <i>Acid→acid</i> n=5
<i>Rhyacophila</i> spp	14,8 (86%)	7,6 (70%)	9,5 (80%)
<i>Hydropsyche</i> spp	20,3 (64%)	21,5 (80%)	21,7 (60%)
Limnephilidae	61,2 (93%)	42,5 (100%)	67,8 (100%)
<i>Sericostoma personatum</i>	0,0 (0%)	4,7 (30%)	0,0 (0%)
<i>Silo pallipes</i>	3,4 (21%)	22,8 (50%)	1,1 (20%)
Övriga nattsländor <i>Others</i>	0,3 (7%)	0,9 (30%)	0,0 (0%)

## Klimatets inverkan

Vinterklimatet påverkar beståndsstorleken väsentligt i stora delar av utbredningsområdet (Shooter 1970, Jerstad 1991). I Lyngdalsvassdraget i södra Norge fanns en stark negativ korrelation mellan antalet dagar älven var islagd och beståndsstorleken följande år (Spearman  $r_s = -0,83$ ,  $n = 13$  år,  $p = 0,0041$ ; data från figur 15 i Jerstad 1991). Båda inventeringsperioderna i vår undersökning hade milda vintrar och föregicks dessutom av flera milda vintrar (uppgifter från SMHI:s månadsöversikter). Åren 1990–1992 var dessutom vattenflödet gynnsamt för strömstaren (varken torka eller rejäla högvatten). Under 1974–1978 var däremot vattentillgången inte lika gynnsam under minst två av vårarna. Detta kan ha bidragit till beståndsskillnaderna mellan de två inventeringsomgångarna. Delvis kan också uppsättningen av strömstareholkar bidragit till ökningen (SOF 1990). Vid bäckarna som var sura både 1974–1978 och 1990–1992 häckade inget av paren i holk, så detta förklarar inte den gynnsamma utvecklingen vid dessa vattendrag. Regleringen av vattendragen, som också kan påverka häckningsfrekvensen (Efteland 1994), bör däremot inte ha ändrats nämnvärt mellan de två inventeringsperioderna.

Torra vårar som 1993 och kalla som 1987 får troligen många strömstarar att avbryta och avstå häckningen, eller kanske istället söka upp områden med gynnsammare betingelser. SOF (1990) och Vuorinen (1997) redovisar slående exempel på drastiska variationer: i Östergötland häckade 5 par 1987, men 50 par 1988, och i ungefär samma område föll antalet häckande par från 80 till 8 mellan 1995 och 1996. Det häckande beståndet var också betydligt

mindre 1996 än 1990–1992 i Lyngdalsvassdraget i södra Norge (Jerstad 1992, 1996), liksom i sydvästra Sverige (egna observationer). Kraftiga variationer i antalet häckande par beroende på vinterklimatet och vattenflödet under våren verkar vara typiska för södra Skandinavien.

Alla de sura vattendragen i vårt undersökningsområde var små och därför särskilt utsatta vid extrema vattenflöden. Hade förhållandena varit dåliga 1990–1992 är det möjligt att häckningsfrekvensen i de sura och små bäckarna blivit mycket låg. Det hade då varit lätt att skylla detta på det sura vattnet i bäckarna, trots att födobrist på grund av liten vattenföring kanske varit den verkliga orsaken.

## Slutsatser och brasklappar

Vi kunde inte finna något som tyder på att försurningen påverkat strömstarens häckning negativt i sydvästra Sverige. Antalet alltså sura vattendrag är emellertid få och det kan därmed vara svårt att statistiskt fastställa skillnader, men det fanns trots allt inte ens en tendens till minskad häckningsfrekvens eller mindre kullar för paren vid sura vattendrag (snarare tvärtom!).

Vi tittade bara på häckningsfrekvens och kullstorlek i relation till försurning. I de brittiska undersökningarna fanns emellertid tydliga födotillgångsbetingade samband mellan vattendragens surhetsgrad och bland annat häckningstäthet, beståndsutveckling och kullstorlek. Det kan ändå vara farligt att dra generella slutsatser av vår undersökning. De snöfattiga och milda vintrarna i södra Sverige 1988–1992 kan ha påverkat våra resultat väsentligt. Frånvaron av surstötter från snösmältning under en längre peri-

Tabell 6. Olika bytesgruppers andel (%) av totala antalet byten i några födovalstudier av adulta häckande strömstarar.

*Diets of adult breeding Dippers in some regions of Europe. The values are percentage by total number of prey items.*

Bytesgrupp <i>Prey taxa</i>	SV Sverige <sup>1</sup> <i>SW Sweden</i>	SV Norge <sup>2</sup> <i>SW Norway</i>	Wales <sup>3</sup> <i>Wales</i>	N England <sup>4</sup> <i>N England</i>	NV Irland <sup>4</sup> <i>NW Ireland</i>
Dagsländor <i>Ephemeroptera</i>	1	40	59	77	61
Sävsländor <i>Plecoptera</i>	3	20	11	3	9
Nattsländor <i>Trichoptera</i>	73	29	22	9	24
Fisk <i>Fish</i>	0	0	1	0	0
Övrigt <i>Others</i>	23	11	7	10	6
Totalt <i>Total items</i>	1498	652	814	393	510

<sup>1</sup> Denna studie *This study*, <sup>2</sup> Ormerod m.fl. 1987, <sup>3</sup> Ormerod 1985, <sup>4</sup> Ormerod & Tyler 1991

od kan ha medfört att bottenfaunan återhämtat sig i de sura vattendragen (jämför Bergquist m.fl. 1992) och frånvaron av kyla och kraftig isläggning kan ha minskat vinterdödligheten och ökat häckningskonditionen hos strömstarna. Det skulle därför vara värdefullt att ha häckningsdata också från en klimatiskt ogynnsam period. Eftersom häckningsresultatet och (lite långsiktigare) också beståndsutvecklingen tycks styras av födotillgången (Tyler & Ormerod 1992) skulle också kvantitativa data på bottenfaunan kunna ge goda ledtrådar. En djupare förståelse av samspelet mellan vattenkemiska förhållanden, födotillgång och strömstarnas unproduktion förutsätter att undersökningar av bottenfaunas sammansättning och bytesdjurens kvalitet utförs parallellt med de häckningsbiologiska studierna.

I norra Sverige och särskilt i fjälltrakterna förekommer riktiga vintrar och rejåla vårfloder (och surstötter?) så gott som varje år. De största effekterna av försurning på strömstarens häckning borde därför i första hand återfinnas i vattendrag som rinner över dåligt buffrade marker i fjälltrakterna.

Kalkning av ett vattendrag eller sjösystem leder ofta till en art- och individrikare bottenfauna och kan gynna inte minst sådana djur som strömstaren nyttjar som föda (Degerman m.fl. 1995). Till exempel kan filtrerande djur bilda mycket täta bestånd nedströms kalkade sjöar (P.-E. Lingdell, muntl.). Effekterna i de enskilda vattendragen kan emellertid variera avsevärt (t. ex. Rundle m.fl. 1995).

På många håll i Sverige, även i fjälltrakterna, bedrivs en omfattande insamling av häckningsdata i samband med ringmärkning av strömstare-kullar (se den årliga redovisningen i tidskriften *Cinclus Scandinavicus*). En samordning och varsam styrning av allt detta arbete skulle ge värdefull kompletterande information om strömstaren och dess förhållande till försurningen av svenska vattendrag.

### Tack med mera

Ett stort tack till Stig Fredriksson och alla inventerare på 1970-talet utan vilka den här jämförelsen inte varit möjlig. Ett lika stort tack till Anette Klirén (länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län) som lade ner ett omfattande arbete på att plocka fram kemiska-fysikaliska uppgifter, liksom Sven-Erik Bergström (länsstyrelsen i Älvsborgs län), Pia Ståhlhandske (Fiskeriverket) och Anders Bohlin (Marks kommun). Hans Alexandersson (länsstyrelsen i Älvsborgs län), Hans Oscarsson (länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län) och Lennart Henrikson (Marks kommun) var också behjälpliga på sitt sätt. Slutligen

ett tack också till Jan Herrmann och Steve Ormerod för goda synpunkter på manuskriptet.

Roland Börjesson, Kåre Ström och Ingemar Åhlund utförde huvuddelen av fältarbetet på 1990-talet, och hade hjälp av Erik Hansson, Stig Carlsson och Thomas Liebig. Eva Engström och Pär-Erik Lingdell (Limnodata HB) svarade för födovalsanalysen.

Medel från Naturvårdsverket till Mats Eriksson bekostade undersökningen, kontrakt 5347331-0.

### Referenser

- Andersson, S. & Wester, S. 1976. Långåterfynd av nordiska strömstare *Cinclus c. cinclus*. *Vår Fågelvärld* 35: 279–286.
- Bergquist, B., Engblom, E. & Lingdell, P.-E. 1992. Förekomst och kolonisation av bottenfauna i kalkade vatten. *Information från Sövvattenslaboratoriet* 1992(4): 79–108.
- Borgström, E. 1991. Strömstarens *Cinclus c. cinclus* utbredning och häckningsbiologi i Värmland. *Ornis Svecica* 1: 93–101.
- Cramp, S. (red). 1988. *Handbook of the Birds of Europe and the Middle East and North Africa*. Oxford University Press, Oxford.
- Degerman, E., Henrikson, L., Herrmann, J. & Nyberg, P. 1995. The effects of liming on aquatic fauna. Sid 221–282 i Henrikson, L. & Brodin, Y. W. (red). *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer-Verlag, Berlin.
- Efteland, S. 1994. Fossekall *Cinclus cinclus*. Sid 342–343 i Gjershaug, J.O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red). *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Efteland, S. & Kyllingstad, K. 1984. Nesting success in a SW-Norwegian Dipper *Cinclus cinclus* population. *Fauna Norvegica, Ser. 3, Cinclus* 7: 7–11.
- Eriksson, M. O. G. 1991. Försurningspåverkan på fågel- och däggdjursbestånd. *Naturvårdsverket Rapport* 3969.
- Fleischer, S., Andersson, G., Brodin, Y., Dickson, W., Herrmann, J. & Muniz, I. 1993. Acid water research in Sweden – knowledge of tomorrow? *Ambio* 22: 258–263.
- Fredriksson, S. 1982. Strömstarens häckning i Västsverige. *Gavia* 8: 14–18.
- Gezelius, L., Vuorinen, J. & Karlström, U. 1986. Strömstarens födoval på vårvintern. *Fåglar i Norrköpingstrakten* 7(1): 4–10.
- Henrikson, L. & Brodén, Y. W. (red.) 1995. *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer-Verlag, Berlin.
- Herrmann, J., Degerman, E., Gerhardt, A., Johansson, C., Lingdell, P.-E. & Muniz, I. P. 1993. Acid-stress effects on stream biology. *Ambio* 22: 298–307.
- Jerstad, K. 1991. Studier av sur nedbörs effekter på fossekallpopulationen i Lyngdalsvassdraget. *Fylkesmannen i Vest-Agder, miljøvernsvdelningen, rapport* 3/91.
- Jerstad, K. 1992. Var och en om sitt – enskilda märkare berättar. Kurt Jerstad, Mandal – virksom i Lyngdalsvassdraget, Vest-Agder. *Cinclus Scandinavicus* 5: 43–46.



- Jerstad, K. 1996. Arbetsrapport for feltarbeid våren 1996 ved fossekall-prosjektet i Lyngdalsvassdraget. *Cinclus Scandinavicus* 9: 12–13.
- Kaiser, A. 1985. Zur Verbreitung der Wasseramsel *Cinclus c. aquaticus* in Riehhessen, Rheingau und östlichen Hunsrück. *Ökologie der Vögel* 7: 185–196.
- Kasselstrand, M. 1992. Tidtabell och häckningsframgång hos strömstare i Norden 1992. *Cinclus Scandinavicus* 5: 34–37.
- Norell, S. 1992. Var och en om sitt – enskilda märkare berättar. Stig Norell, Järvsö – verksamhetsområde: Ljusdals kommun, Gävleborg. *Cinclus Scandinavicus* 5: 54.
- Ormerod, S. J. 1985. The diet of breeding Dippers *Cinclus cinclus* and their nestlings in the catchment of the river Wye, mid-Wales: a preliminary study by faecal analysis. *Ibis* 127: 316–331.
- Ormerod, S. J. & Tyler, S. J. 1987. Dippers *Cinclus cinclus* and Grey Wagtails *Motacilla cinerea* as indicators of stream acidity in upland Wales. *ICBP Technical Publication* 6: 191–208.
- Ormerod, S. J. & Tyler, S. J. 1990. Environmental contaminants in eggs of Welsh Dippers *Cinclus cinclus*: monitoring organochlorine contamination in upland rivers. *Bird Study* 37: 171–176.
- Ormerod, S. J. & Tyler, S. J. 1991. Exploitation of prey by a river bird, the Dipper *Cinclus cinclus* L., along acidic and circumneutral streams in upland Wales. *Freshwater Biology* 25: 105–116.
- Ormerod, S. J., Tyler, S. J. & Lewis, J. M. S. 1985. Is the breeding distribution of Dippers influenced by stream acidity? *Bird Study* 32: 32–39.
- Ormerod, S. J., Allison, N., Hudson, D. & Tyler, S. J. 1986. The distribution of breeding Dippers (*Cinclus cinclus* L.; Aves) in relation to stream acidity in upland Wales. *Freshwater Biology* 16: 501–507.
- Ormerod, S. J., Efteland, S. & Gabrielsen, L. E. 1987. The diet of breeding Dippers in southwestern Norway. *Holarctic Ecology* 10: 201–205.
- Ormerod, S. J., Bull, K. R., Cummins, C. P., Tyler, S. J. & Vickery, J. A. 1988. Egg mass and shell thickness in Dippers *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. *Environmental Pollution* 55: 107–121.
- Ormerod, S. J., O'Halloran, J. O., Gribbin, S. D. & Tyler, S. J. 1991. The ecology of Dippers *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in upland Wales: breeding performance, calcium physiology and nestling growth. *Journal of Applied Ecology* 28: 419–433.
- Rice, W. R. 1989. Analyzing tables of statistical tests. *Evolution* 43: 223–235.
- Rundle, S. D., Weatherley, N. S. & Ormerod, S. J. 1995. The effects of liming on the chemistry and biology of upland Welsh streams: testing model predictions. *Freshwater Biology* 34: 165–175.
- Shooter, P. 1970. The Dipper population of Derbyshire, 1958–1968. *British Birds* 62: 158–163.
- SOF. 1990. *Sveriges fåglar*. Stockholm.
- Statens naturvårdsverk. 1986. Monitor 1986 – sura och försurade vatten. *Naturvårdsverket Informerar*.
- Svensson, S. 1996. Vinterfågelräkningen 1995/96. Sid. 19–28 i SOF. *Fågelåret 1995*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Tyler, S. J. & Ormerod, S. J. 1992. A review of the likely causal pathways relating the reduced density of breeding dippers *Cinclus cinclus* to the acidification of upland streams. *Environmental Pollution* 78: 49–55.
- Tyler, S. J. & Ormerod, S. J. 1994. *The Dippers*. London, T & A D Poyser.
- Vickery, J. 1991. Breeding density of Dippers *Cinclus cinclus*, Grey Wagtails *Motacilla cinerea* and Common Sandpipers *Actitis hypoleucos* in relation to the acidity of streams in south-west Scotland. *Ibis* 133: 178–185.
- Vickery, J. 1992. The reproductive success of the Dipper *Cinclus cinclus* in relation to the acidity of streams in south-west Scotland. *Freshwater Biology* 28: 195–205.
- Vickery, J. A. & Ormerod, S. J. 1991. Dippers as indicators of stream acidity. *Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici* : 2494–2502.
- Wilson, J. D. 1996. The breeding biology and population history of the Dipper *Cinclus cinclus* on a Scottish river system. *Bird Study* 43: 108–118.
- Vuorinen, J. 1997. Var och en om sitt – enskilda märkare berättar. Juhani Vuorinen, Norrköping – verksamhetsområde: Östergötland med omnejd och Värmland-Lappland. *Cinclus Scandinavicus* 10: 46–47.

## Summary

*The Dipper Cinclus cinclus and stream acidity: population change, breeding success, and diet in south-western Sweden*

South-western Sweden is one of the most acidified regions in Sweden due to high acid depositions, acidic bedrock, thin nutrient-poor earth layer and altered use of forest land. A lot of research has been done on acidification and liming in Sweden over the last decades, and large-scale liming of surface waters and forest soils have been done to counteract the effects of acidification (Fleischer et al. 1993, Henrikson & Brodin 1995). Some bird species have been studied in relation to acidification in Sweden (Eriksson 1991), but not so the Dipper. Dippers feed almost entirely on macroinvertebrates in water courses, and consequently are susceptible to surface water acidification. Extensive studies in Great Britain show that distribution, abundance and breeding performance are negatively affected by low stream pH (Tyler & Ormerod 1992). Here, we present a pilot study on Dippers in south-western Sweden, in which we relate population change, breeding success and diet of adults to the history of stream pH.

## Material and methods

In a survey in 1974–1978 Fredriksson (1982) registered about 100 breeding sites in south-western Sweden. In 1990–1992 we revisited 89 of these sites.

They were distributed along 45 streams in the provinces of Bohuslän, Västergötland and Dalsland (latitude 57°30'–59° N, longitude 11°30'–13° E, altitude 5–200 m).

The methods and effort were similar in the survey of 1974–1978 and that of 1990–1992. Every site was visited at least twice: one visit during the egg-laying in late March–April and another during the nestling-period in late April–mid May. Nests were searched for at suitable places. Sightings of two Dippers in company, a fresh nest, or a Dipper carrying nesting material or food, were used as evidence for a breeding pair. We revisited sites where sightings of a lonely bird (without food or nesting material) or fresh faecal pellets indicated a breeding attempt. Brood size is the number of nestlings at the age of 7–14 days. Each breeding site was checked on average 2.1 years in 1974–1978 and 2.4 years in 1990–1992. Sites at streams with differing history of pH (see below) were visited equally often in the two surveys (Kruskal-Wallis analysis:  $p=0.97$  in 1974–1978,  $p=0.51$  in 1990–1992).

In the analysis of breeding frequency and clutch/brood size we used the mean of each site; for instance, a site with breeding confirmed two of three years got a breeding frequency of 0.67, and a site that produced four and five young on two years got a brood size of 4.5. We treated streams as independent samples, and the value of each stream is the mean of breeding site means. All statistical tests are two-tailed.

The values of pH, alkalinity and liming were obtained from regional and local authorities of southwestern Sweden. A site was defined as 'acidic' if  $\text{pH}<6.0$  and alkalinity  $<0.1$  meq/L, and as 'neutral' if pH and alkalinity exceeded these values (save isolated samples with  $\text{pH}<6.0$  if alkalinity  $>0.1$  meq/L at the same time). The water samples are from September to April, inclusive. Twenty-nine of the totally 45 streams (48 sites) were acidic in 1974–1978. Six streams (7 sites) were still acidic in 1990–1992, while 23 streams (41 sites) had become neutral by liming. Sixteen streams (41 sites) were neutral both in 1974–1978 and 1990–1992.

We collected fresh faecal pellets from adult Dippers at 30 breeding sites in April–mid May 1991. To analyse the diet we followed Ormerod (1985). On each site, five pellets were preserved individually in 70 % ethanol. (By pure enthusiasm, collectors happened to put two pellets into each sample at seven sites, and three pellets into each sample at two sites. We could not safely separate the pellets in these samples. In Table 4 and 5, we tried to correct for this

by using three and two randomly chosen samples, respectively; that is six pellets per site.) In the laboratory, the pellets were deflocculated for four hours in 0.5 M NaOH before examination at  $\times 10 - \times 100$  magnification. Prey were identified to appropriate taxa and quantified by counting mouth parts (mandibles), or (occasionally) other key structures. In the dietary study, 16 of the 30 sites sampled were acidic in 1974–1978. Five sites were still acidic in 1990–1992, and 11 had become neutral by liming. Fourteen streams were neutral both in 1974–1978 and 1990–1992.

### Results

Along the 45 streams surveyed, Dippers bred at 37 streams (65 sites) in 1974–1978 and 38 streams (74 sites) in 1990–1992. At streams that were neutral during both surveys, the Dipper was new at one stream (11 sites) and lost at one (5 sites) in 1990–1992. At streams that were acidic in 1974–1978 and neutral in 1990–1992, the Dipper was new at four streams (11 sites) and lost at three (9 sites). At streams that were acidic during both surveys, the Dipper was new at two streams (2 sites) and lost at one (1 site). The breeding frequency, and the change in breeding frequency from 1974–1978 to 1990–1992, did not differ between the three groups of streams with different history of pH (Table 1 & 2).

Clutch size and brood size were similar at neutral, formerly acidic and acidic streams (Table 3, Kruskal-Wallis analysis:  $p=0.99$  and  $p=0.72$ , respectively). Also, hatching success (means of number of nestlings/number of eggs) did not differ between the three groups of streams (0.92 for neutral streams,  $n=6$ ; 0.89 for formerly acidic streams,  $n=12$ ; 0.89 for acidic streams,  $n=5$ ; Kruskal-Wallis analysis:  $p=0.43$ ).

In total, we found 1498 prey items in the 205 faecal pellets examined (7.3 items per pellet); 94% of them were aquatic organisms and 6% terrestrial. Larvae of caddisflies dominated (73% of total number, Table 6; and occurred in faeces on 29 of 30 sites sampled, Table 4), followed by larvae of black flies (16%, 15 of 30 sites). Among the caddis flies, the family Limnephilidae was the most common prey group; their mean proportion by number was 56%, and they were present in faeces on 29 of 30 sites sampled (Table 5). The differences between sites grouped according to the history of stream pH were small (Table 4 & 5), and far from significant for all prey taxa (Kruskal-Wallis analysis:  $p>0.3$ ), but possibly terrestrial insects (Table 4; Kruskal-Wallis

analysis:  $p=0.048$ , but non-significant if adjusted for the number of simultaneous tests, see Rice 1989).

### *Discussion*

The population at our study streams was roughly the same in 1974–1978 and 1990–1992, and, most important, the change in breeding frequency at neutral, formerly acidic and acidic streams was similar. The number of breeding pairs often vary drastically in southern Scandinavia from one year to another (SOF 1990, Vuorinen 1997, Jerstad 1991, own observations). Jerstad (1991, 1992, 1996) presents the most thorough time-series, though not the most extreme fluctuations. His population, in the acidified river system of Lyngdalsvassdraget in southern Norway, fluctuated between 28 and 117 pairs in 1977–1996, with a pronounced peak in 1989–1992. Principally, the severity of the preceding winter determined the size of the breeding population. Duration of ice cover on the stream strongly correlated inversely with population size (Spearman rank correlation,  $r_s=-0.83$ ,  $n=13$ ,  $p=0.0041$ ; data from Figure 17 in Jerstad 1991). The populations in southern Scandinavia seem to vary more or less synchronously depending on the winter weather, and for small streams, the water flow in spring.

The breeding success of Dippers in Scotland and Wales was significantly lower along acidic streams than at neutral streams (Table 3). The extensive British studies show strong evidence that the impaired breeding performance was related to reduced food quantity and quality at acidic streams (summarised in Tyler & Ormerod 1992). The good produc-

tion of young at acidic streams in south-western Sweden and in the acidic river system of Lyngdalsvassdraget in southern Norway (Table 3) indicate that food abundance need not always be reduced in acidic streams. A lowered pH does reduce species number of stream invertebrates, but does not necessarily reduce the total density and biomass (Hermmann et al. 1993, Halvorsen 1981 in Jerstad 1991).

To sum up, from population change, clutch and brood size we could not find effects of stream acidity on breeding Dippers in our study. Our sample of acidic streams was small, but there was not even a tendency for clutch and brood size to be smaller at acidic streams than at neutral streams. The years 1989–1992 had unusually mild winters and favourable flow in spring, and this may possibly have biased our results. Absence of drastic acidic spates may have admitted stream invertebrate populations to recover, and good feeding conditions during winter (no ice, steady water flow) may have let also subdominant Dippers to breed in good condition. The Dipper population and its prey populations in south-western Sweden should be studied both during 'bad' and 'good' years before general conclusions can be drawn about effects of acidification in this region. For a deeper understanding of the relationships between water chemistry, abundance of food and reproductive success among Dippers in south-western Sweden, studies of the benthic community and prey quality have to be done in parallel with the breeding biology. Preferably, also other variables, such as chick growth, feeding rates and load of contaminants, should be studied.