

Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i sydvästra Sverige 1982–1992

MATS O. G. ERIKSSON, CLAES-GÖRAN AHLGREN, RONNY FALLBERG, GÖRAN KARLSSON & HANS KONGBÄCK

Abstract

The breeding success of Black-throated Diver *Gavia arctica* was surveyed in 65 freshwater lakes in southwestern Sweden during 1982–1992. The production of young, measured as the mean number of well-grown (half-grown to fledged) chicks per stationary pair, as well as the percentage of stationary pairs producing well-grown young, decreased significantly over the study period. Only in one third of the lakes investigated, the production of young exceeded the estimated minimum level assessed as necessary for the maintenance of a stable population size. A lowered percentage of pairs which initiate breeding, in combination with a decreased proportion of successful

pairs producing two well-grown young, indicate a general decline in the physical condition of the birds. Two alternative explanations, reduced abundance of prey or increased exposure to high levels of mercury in acidified lakes, are discussed.

Mats O.G. Eriksson, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Miljöenheten, 403 40 Göteborg.
Claes-Göran Ahlgren, Mellvik, Varnum, 520 15 Hökerum
Ronny Fallberg, Tyvik, 510 20 Fritsla
Göran Karlsson, Härna, 520 15 Hökerum
Hans Kongbäck, Runstensvägen 2, 520 15 Hökerum

Received 17 May 1994, Accepted 15 January 1995, Editor: D. Hasselquist

Inledning

Storlommen *Gavia arctica* betecknas som hänsynskrävande i den svenska förteckningen över hotade, sällsynta och hänsynskrävande arter, den s.k. ”rödlistan”. Storlommen är således inte hotad, men för att säkra överlevnaden på sikt måste hänsyn tas till artens speciella krav. På 1970-talet uppskattades den svenska populationens storlek till 4000–7000 par, eller ungefär 50 % av det västeuropeiska beståndet (Nilsson & Pettersson 1978), och resultaten från Svenska Häckfågeltaxeringens punkttaxeringar sommartid antyder att storlombsbeståndet gått tillbaka under perioden 1975–1992 (Svensson 1993). I problembilden för storlommen finns störningar från friluftslivet, olämpliga vattenregleringar samt utglesade fiskbestånd och exponering för tungmetaller i försurningspåverkade sjöar (t.ex. Andersson m.fl. 1980, Haga 1980, Pakarinen 1989, Götmark m.fl. 1989, Eriksson m.fl. 1992, Eriksson 1994).

I sydvästra Sverige uppskattades produktionen av ungar till 0,40 ”stora” (halvvuxna-flygga) ungar per par och år under perioden 1968–1985 (Eriksson

1987). Detta är i nivå med ungprouktionen i svenska sjöar under början av 1970-talet (Andersson m.fl. 1980) och i Finland under 1960-talet (Lehtonen 1970), men i underkanten av den reproduktion på 0,4–0,5 flygga ungar per par och år som Nilsson (1977) bedömde vara ett minimum för att bibehålla beståndets numerär på sikt. I Skottland har ungprouktionen under 1970- och 1980-talen legat runt eller under 0,3 flygga ungar per par och år (Mudge & Talbot 1993).

Mot bakgrund av denna hotbild, i kombination med misstanken att ungprouktionen är låg, finns det motiv för att hålla storlommen under uppsikt. Här sammanfattas resultaten av inventeringar, utförda på ideell basis av Södra Älvsborgs Ornitologiska Förening, under perioden 1982–1992. Vi relaterar den genomsnittliga ungprouktionen i de inventerade sjöarna till areal, flikighetstal, reglering, påverkan av försurning samt, som ett mått på friluftaktiviteter, kvoten mellan antalet hus upptill 200 m från sjön och sjöarealen.

Material och metoder

Undersökningsområde

Materialet omfattar uppgifter från 65 sjöar i södra delen av Älvsborgs län (Fig. 1), undersökta mellan fyra och elva år under perioden 1982–1992, totalt 704 "parår". Årliga inventeringsresultat har publicerats tidigare (Ahlgren m.fl. 1983, 1984, 1985, 1986, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993). Sammanfattande uppgifter om sjöarna redovisas i Tabell 1. Området överlappar delvis med ett område, där Eriksson (1987) sammanställde uppgifter om storlommens ungprouktion under perioden 1968–1985.

Som mått på väderleken i maj och juni har vi använt uppgifter om dygnsmedeltemperatur och nederbörd i Borås, som ligger centralt i undersökningsområdet.

Häckningsresultat

Varje sjö har besökts vid 3–6 tillfällen under perioden maj-juli för bedömning av närvaron av stationära par och eventuella ungar (se Ahlgren m.fl. 1984 för detaljer). Häckningsresultatet har redovisats som antalet "stora" (halvvuxna-flygga) ungar per stationärt par under häckningstid. Eftersom storlommen oftast lägger två ägg, kan utfallet av ett häckningsförsök alltså bli noll, en eller två "stora" ungar (bon med tre ägg är mycket ovanliga; Lehtonen 1970). En häckning som resulterat i minst en stor unge har betecknats som "lyckad häckning". Förekomsten av stationärt par i en sjö utan att ungar har noterats, har redovisats som noll "stora" ungar.

Någon rutinmässig inventering av bon har inte gjorts, men i flera fall har bofynd gjorts. Vi har

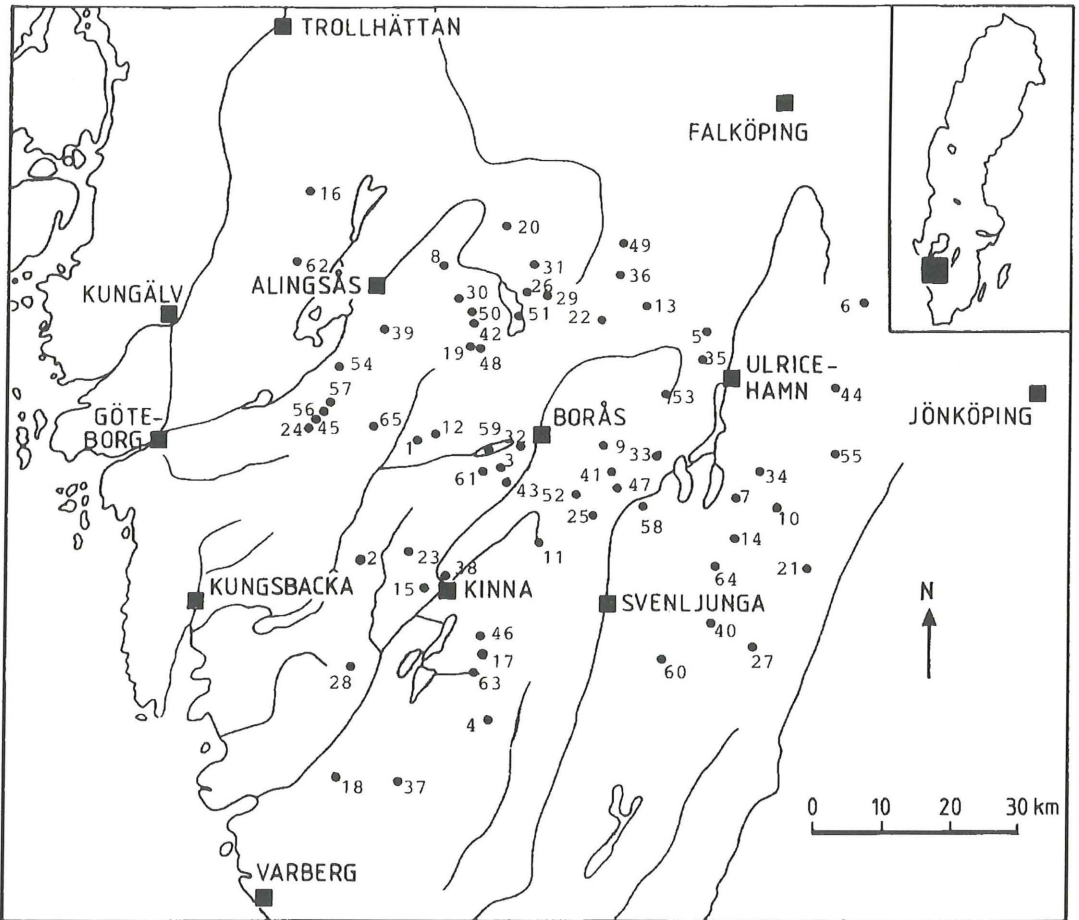


Fig. 1. Undersökningsområdet. Sjöarna är numrerade som i Tabell 1.

The study area. Lakes are numbered as in Table 1.

Tabell 1. Undersökta sjöar. *Surveyed lakes.*

Sjö	Medelantal stora ungar per år	Antal år med data om unproduktion	Areal, km ²	Flikighets-tal	Kvot: Antal hus/sjöyta	Reglerad vatten-yta ^a	Försur-ningspå-verkad ^b
<i>Lake</i>	<i>Mean number of well-grown chicks per year</i>	<i>Number of years with data on production of chicks</i>	<i>Surface area km²</i>	<i>Shoreline develop-ment</i>	<i>Ratio: Number of dwellings-/ surface area</i>	<i>Water level regulated^a</i>	<i>Affected by acid-ification^b</i>
1. Abborrsjön	0,55	11	0,33	2,4	30	0	1
2. Asksjön	0,00	5	0,19	1,5	26	0	1
3. Bosjön-Äktasjön	0,55	10	1,50	3,4	59	1	1
4. Bredasjön	0,17	6	0,75	1,7	19	1	1
5. Bredsjön	0,24	11	0,45	1,2	11	0	0
6. Brängen	0,13	8	2,40	2,7	5	0	0
7. Bystadsjön	0,18	11	2,50	2,6	3	0	0
8. Bäsjön	0,82	11	0,19	1,6	5	0	0
9. Dalsjöarna	0,64	11	0,66	1,6	145	1	0
10. Daltorpasjön	0,00	5	1,25	1,5	18	1	0
11. Frisjön	0,65	7	6,80	6,6	26	1	0
12. Gesebolsjön	0,29	7	1,40	4,1	14	1	1
13. Grosken	0,09	11	0,42	1,8	12	1	0
14. Gryttersjön	0,38	8	1,30	2,7	24	1	0
15. Hedgårdesjön	0,14	7	0,36	2,1	8	1	1
16. Holmevattnet	0,20	10	0,65	2,5	23	0	0
17. Klarsjön	0,40	5	0,12	1,5	83	0	1
18. Kroksjön	1,37	11	0,20	1,7	0	0	1
19. Kulsjöarna	0,00	9	0,47	4,0	6	0	1
20. Kvinnestadsjön	0,00	8	1,09	2,7	30	0	0
21. Lagmanshagsjön	0,27	11	3,10	1,7	7	1	0
22. Lassesjön	0,36	11	1,02	3,4	16	0	1
23. Lilla Hålsjön	0,29	7	0,85	1,7	13	1	0
24. Lilla Härnsjön	0,40	10	0,90	2,2	30	1	1
25. Lysjön	0,60	10	1,40	2,7	16	0	0
26. Malsjön	0,27	11	1,04	1,4	19	0	0
27. Marjebosjön	0,29	7	1,08	2,3	10	1	1
28. Mjöasjön	0,00	6	0,80	2,4	18	1	1
29. Myresjön	0,11	9	0,84	1,8	0	0	1
30. Mörkabosjön	0,55	11	0,33	1,8	18	0	0
31. Ornungasjön	0,21	11	2,80	2,5	6	1	0
32. Pickesjön	0,55	11	0,27	2,0	11	1	1
33. Ramsjön	0,09	11	0,55	1,8	164	0	0
34. Rånnavägsjön	0,00	10	1,10	2,4	17	0	0
35. Röstesjön	0,09	11	0,45	1,4	7	0	0
36. Sandsken	0,27	11	2,00	1,9	7	0	0
37. Skärsjön	0,50	10	0,55	1,3	2	0	1
38. Stora Barrsjön	0,00	7	0,21	1,8	0	0	0
39. Stora Färgen	0,44	9	6,00	2,1	20	1	0
40. Stora Kroksjön	1,00	4	0,30	2,3	7	0	1
41. Stora Sälgsjön	0,00	9	0,18	1,8	6	0	0
42. Stora Tränningen	0,10	10	0,94	4,5	4	0	1
43. Storsjön	0,20	5	1,60	4,1	1	1	1

Tabell 1. forts. *Continued.*

Sjö	Medelantal stora ungar per år	Antal år med data om ungpåproduktion	Areal, km ²	Flikighets-tal	Kvot: Antal hus/sjöyta	Reglerad vatten-yta ^a	Försurningspå-verkad ^b
<i>Lake</i>	<i>Mean number of well-grown chicks per year</i>	<i>Number of years with data on production of chicks</i>	<i>Surface area km²</i>	<i>Shoreline develop-ment</i>	<i>Ratio: Number of dwellings-/surface area</i>	<i>Water level regulated^a</i>	<i>Affected by acid-ification^b</i>
44. Strängseredsjön	0,40	10	2,00	2,2	11	1	0
45. Sturven	0,15	10	1,05	3,4	17	1	1
46. Svånasjön	0,59	11	0,73	2,6	0	0	1
47. Såken	0,65	10	3,30	2,7	12	1	0
48. Sälsjön	0,45	11	0,19	1,6	74	1	0
49. Sämsjön	1,17	6	6,00	2,8	28	0	0
50. Säsjön	0,09	11	0,29	1,5	7	0	1
51. Säven	0,27	10	12,10	3,4	9	0	0
52. Sävsjön	0,36	11	0,48	2,5	77	0	1
53. Tolken	0,30	10	12,60	3,4	21	1	0
54. Torskabotten	0,27	10	0,70	2,7	144	1	1
55. Trehörningen	0,40	10	1,62	1,7	4	1	1
56. Tvärsjön	0,00	9	0,96	2,5	13	0	1
57. Uspen	0,30	10	1,50	2,3	4	0	1
58. Veka Öjasjö	0,00	11	0,40	1,7	3	0	0
59. Viaredssjön	0,45	11	4,00	3,5	89	1	0
60. Visen	0,00	5	2,80	3,6	23	1	1
61. Västersjön	0,33	6	1,42	3,8	49	0	1
62. Ämtarevatten	0,25	8	0,14	1,9	7	0	1
63. Öjasjön	0,00	5	1,30	2,0	6	1	1
64. Ösjön	0,38	8	0,30	1,8	7	0	0
65. Östra Nedsjön	0,20	10	7,55	2,1	9	1	0

^a 0 = Ej reglerad, 1 = Reglerad.

0 = Not regulated, 1 = Regulated

^b 0 = Ej försurningspåverkad, 1 = Försurningspåverkad.

0 = Not affected by acidification, 1 = Affected by acidification

därför kunnat utföra parallella beräkningar av häckningsresultatet relaterat till alla stationära par respektive häckningar verifierande genom bofynd. Förutsatt att resultaten för de häckningar som verifierats genom bofynd är representativa för hela populationen, ger detta en möjlighet att bedöma om likartade trender noteras när de relateras till alla stationära par eller begränsas till häckningar verifierade genom bofynd. Uteblivna bofynd kan bero på att paret inte häckat, att häckningen misslyckats på ett tidigt stadium utan att någon omhäckning ägt rum eller att boet inte upptäckts. Vi räknar med att bon har eftersökts med ungefär samma arbetsinsats under hela inventeringsperioden. Likartade trender

kan då indikera effekter av faktorer som påverkar själva häckningsförloppet, medan skilda trender kan indikera effekter av faktorer som påverkar andelen stationära par som går till häckning eller misslyckas tidigt utan omläggning.

Proportionen stationära par som påbörjat häckning (=x) har beräknats som kvoten mellan procentandelen par som producerat minst en stor unge bland alla stationära par (=a) och motsvarande procentandel bland par där häckningen verifierats genom bofynd (=b). Eftersom andelen häckningar med minst en stor unge relaterat till alla stationära par (=a) även kan beräknas som produkten mellan andelen par som påbörjar en häckning (=x) och andelen par som

producerat en stor unge bland häckningar verifierade genom bofynd (=b) gäller att $a=xb$ och $x=a/b$.

Egenskaper hos häckningssjöarna

Sjöarnas betydelse som häckningsplatser för storlom har bedömts genom att beräkna det genomsnittliga antalet stora ungar per stationärt par och år.

Flikighetstalet har beräknats genom sambandet $L\sqrt{2\pi A}$, där L är sjöns strandlängd, km, och A dess areal, km². Lägsta värde är 1, som svarar mot en cirkelform, medan en sjö med många vikar, uddar eller öar får ett högre värde. Ett högt flikighetstal antyder att förhållandevis stora delar av sjön utgörs av strandnära områden som kan ha goda produktionsförhållanden för fisk och andra bytesdjur, och att tillgången på skyddade bolägen kan vara förhållandevis god.

Störningar från fritidsaktiviteter är svåra att utvärdera. Vi har (i likhet med Eriksson 1987) använt kvoten mellan antalet bebodda hus (både helårsbostäder och fritidshus) inom 200 m från stranden och sjöns yta som ett mått på störningsfrekvensen. Eftersom väg leder fram till alla sjöar (med något undantag), har vi bedömt att tillgängligheten från annat håll varit likvärdig. Förhållandena vad gäller bebyggelse avser början–mitten av 1980-talet.

Sjöarna har klassats som reglerade eller ej reglerade med hänsyn till möjligheterna att påverka vatten-

ståndet genom dämning eller tappning. Däremot saknas detaljerade uppgifter om skillnaderna mellan högsta och lägsta vattennivå samt tidpunkterna då vattenståndet varierat under de olika åren.

Sjöarna har bedömts som påverkade av försurning, med långsiktiga ekologiska förändringar, om pH-värden under 5,5 regelbundet har noterats före eventuell kalkning. Flertalet av de sjöar som klassificerats som försurningspåverkade har kalkats under 1980-talet och senare.

Vi har jämfört ”bra” storlomssjöar, med en genomsnittlig produktion av $\geq 0,40$ ”stora” ungar per par och år, med övriga sjöar för att undersöka om vissa sjöegenskaper kan kopplas till ett framgångsrikt häckningsresultat.

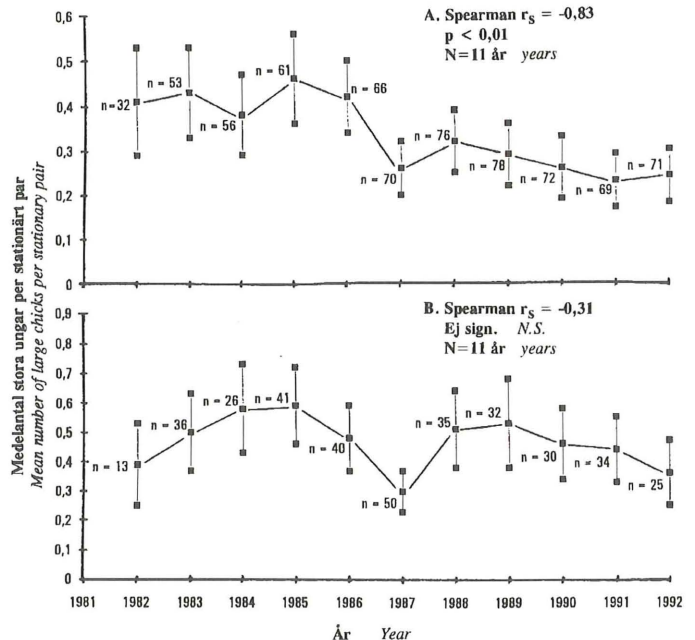
Resultat och diskussion

Trender i häckningsresultatet

Den genomsnittliga unproduktionen 1982–1992 var 0,31 (SE \pm 0,04) stora ungar per stationärt par och år, vilket är drygt 20 % under den produktion på 0,40 (SE \pm 0,05) stora ungar per par och år som Eriksson (1987) noterade under perioden 1968–1985 i ett till stora delar överlappande undersökningsområde i sydvästra Sverige. Den minskande trenden mellan 1982 och 1992 är statistiskt signifikant (Fig. 2A). Om man bara ser till antalet häckningar som verifie-

Fig. 2. Antal stora ungar (medelvärden \pm SE) per stationärt storlomspär (n =antal par). A. Samtliga stationära par (med eller utan bofynd). B. Stationära par med bofynd.

Mean number (\pm SE) of well-grown young per stationary Black-throated Diver pair (n = number of pairs). A. All stationary pairs, with or without findings of nest. B. Stationary pairs with finding of nest.



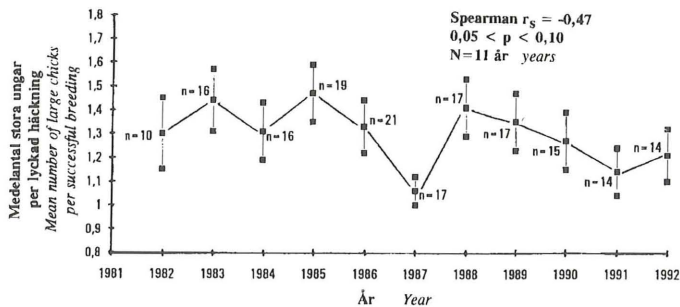


Fig. 3. Antal stora ungar (medelvärden \pm SE) per stationärt storlomspar (med eller utan bofynd) med lyckad häckning (n = antal par).

Mean number (\pm SE) of well-grown young per stationary successful Black-throated Diver pair (with or without finding of nests, n = number of pairs).

rats genom bofynd före kläckningen, erhålles ingen signifikant minskning i ungprouktionen (Fig. 2B). En jämförelse med kovariansanalys (ANCOVA, SAS 1988) visade att trenden i ungprouktion för häckningar med bofynd (Fig. 2B) skilde sig signifikant från trenden i ungprouktion för häckningar utan bofynd (data i Fig. 2A minus data i Fig. 2B; $F=21,7$, $p<0,001$, tvåsidigt). Det är också värt att notera att även bland lyckade häckningar har antalet stora ungar minskat (Fig. 3). Uttryckt på annat sätt betyder detta att andelen lyckade häckningar med två stora ungar har minskat.

Andelen lyckade häckningar, med produktion av stora ungar, låg i genomsnitt på 26 % per år under perioden 1982–1992, jämfört med 33 % i sydvästra Sverige 1968–1985 (Eriksson 1987), och den minskande trenden 1982–1992 är statistiskt signifikant (Fig. 4A). Under början av 1980-talet fick i regel 30

% av paren ut ungar, mot bara 20 % i början av 1990-talet. Om man bara räknar på häckningar verifierade med bofynd, finns ingen signifikant minskning i andelen lyckade häckningar (Fig. 4B). Trenden för häckningar med bofynd (Fig. 4B) var signifikant skild från häckningar utan bofynd (data i Fig. 4A minus data i Fig. 4B; ANCOVA, $F=29,4$, $p<0,001$, tvåsidigt, test utförd på arcsin-transformerade data).

Den beräknade andelen stationära par som går till häckning har minskat signifikant från omkring 80 % i början av 1980-talet till omkring 60 % i början av 1990-talet (Fig. 5).

Vi har inga uppgifter om någon minskning i antalet stationära par i det undersökta beståndet, men eftersom lommar är långlivade (t.ex. Staav 1989) kan det gå åtskilliga år innan en försämrad ungprouktion har påverkat det häckande beståndets storlek. Däremot antyder, som tidigare nämnts, resulta-

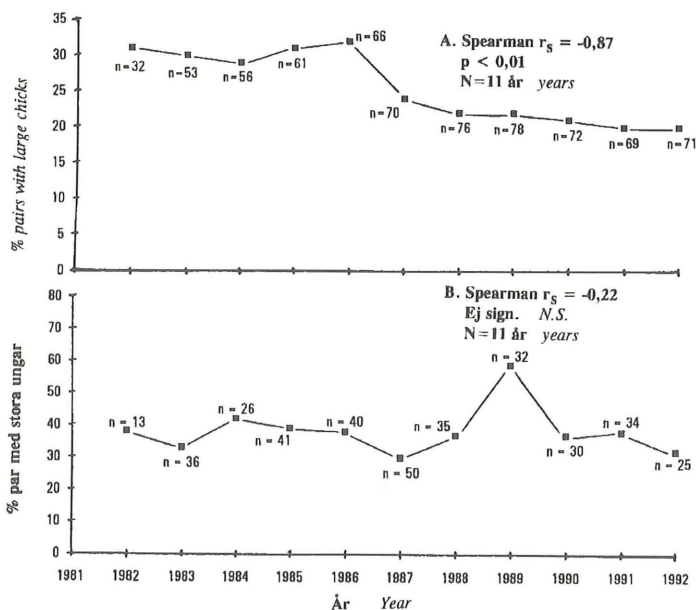
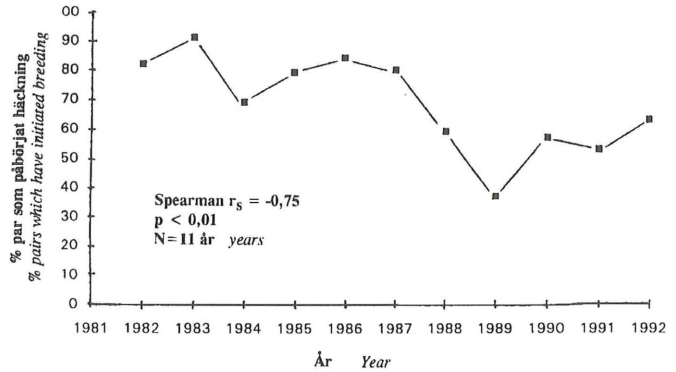


Fig. 4. Procentuella andelen stationära storlomspar med minst en stor unge (n = antal par). A. Samtliga stationära par (med eller utan bofynd). B. Stationära par med bofynd.

The percentage of stationary Black-throated Diver pairs producing at least one well-grown young (n = number of pairs). A. All stationary pairs, with or without findings of nest. B. Stationary pairs with finding of nest.

Fig. 5. Procentuella andelen stationära storlomspar som påbörjade häckning.

The percentage of stationary Black-throated Diver pairs which initiated breeding.



ten av Svenska Häckfågeltaxeringen att storlomsbeståndet gått tillbaka under perioden 1975–1992 (Svensson 1993).

Ungproduktionen i relation till egenskaper hos de olika sjöarna

Det finns ingen tendens till samband mellan den genomsnittliga produktionen av ungar per sjö och år och sjöarnas areal (Spearman $r_s=0,07$, ej sign., $N=65$ sjöar). Samma resultat redovisade Eriksson (1987), medan Andersson m.fl. (1980) noterade en lägre ungprouktion i sjöar större än 10 km². De skilda resultaten kan bero på att bara att fåtal "stora" sjöar (>10 km²) ingår i vår undersökning. Det finns inte heller något stöd för antagandet att sjöar med högt flikighetstal är bättre storlomssjöar (Spearman $r_s=0,06$, ej sign., $N=65$ sjöar). Däremot fanns, något oväntat, en svag (icke signifikant) tendens till sam-

band mellan god ungprouktion och stort antal hus relaterat till sjöyta (Spearman $r_s=0,18$, $p=0,15$, tvåsidigt, $N=65$ sjöar). Jämförelser mellan "bra" sjöar och de övriga visade inte på några skillnader vad gäller areal, flikighet eller antal hus relaterat till sjöyta (Tabell 2).

Ungproduktionen var lika stor i reglerade och oreglerade sjöar; i medeltal 0,30 (SE±0,04) stora ungar per par och sjö i 29 reglerade sjöar och 0,32 (SE±0,06) stora ungar per par och sjö i 36 oreglerade sjöar (Mann-Whitney U test, $p=0,46$, tvåsidigt, ej sign.). Elva av de 21 "bra" sjöarna (52 %) och 18 av de 44 övriga sjöarna (41 %) var reglerade (Fisher-test, $p=0,56$, tvåsidigt, ej sign.). En svaghet i analysen är emellertid att vi saknar detaljerade uppgifter om regleringarnas omfattning under olika år i flera av sjöarna. För häckningar som misslyckats genom att bona dränkts torde den reglering som skett under häckningstid ha varit av liten betydelse, jämfört

Tabell 2. Jämförelser mellan sjöar där storlomen uppvisade en hög reproduktion ("bra" sjöar) och sjöar med låg storlomsreproduktion (övriga sjöar).

Comparisons between lakes where the Black-throated Diver had high reproductive success ("good" lakes) and lakes where they had low reproductive success ("other" lakes).

	Antal sjöar	Sjöareal, km ² , medelvärde±S.E	Flikighetstal, medelvärde±S.E	Kvot. Antal hus/sjöyta, medelvärde±S.E
	Number of lakes	Surface area, km ² , mean±S.E.	Shoreline development, mean±S.E.	Ratio: Number of dwellings/surface area, mean±S.E.
"Bra" sjöar "Good" lakes	21	1,8±0,4	2,3±0,2	32±8
Övriga sjöar "Other" lakes	44	1,7±0,5	2,4±0,1	21±5
Mann-Whitney U test, p, tvåsidigt two-tailed		0,69	0,55	0,28

Anm.: "Bra" sjöar = Sjöar med en genomsnittlig ungprouktion > 0,40 "stora" ungar per par per år.
Note: "Good" lakes = Lakes with an average reproduction > 0,40 "large" chicks per pair and year.

med vattenståndshöjningar vid mycket regn (se nedan).

Det var inte heller någon skillnad i ungpåproduktionen mellan sjöar som påverkats respektive inte påverkats av försurning; i medeltal 0,31 (SE±0,05) stora ungar per par och sjö i 31 försurningspåverkade sjöar och 0,32 (SE±0,05) stora ungar per par och sjö i 34 icke försurningspåverkade sjöar (Mann-Whitney U test, $p=0,86$, tvåsidigt, ej sign.). Bland de 21 "bra" sjöarna var tio försurningspåverkade, och bland de övriga 44 sjöarna var 21 försurningspåverkade. För bägge grupperna var alltså 48 % av sjöarna påverkade av försurning. I den mån födounderlaget i form av fisk har försämrats i försurningspåverkade sjöar, kan detta ha kompenseras av ett ökat siktdjup och ökad tillgång på alternativa byten såsom vattenlevande insekter (Eriksson 1987, 1994). Flertalet av de sjöar som klassificerats som försurningspåverkade har dessutom kalkats under 1980-talet och senare, och i de flesta fall torde fiskbestånden ha återhämtat sig (t.ex. Degerman m.fl. 1995) medan det är mer osäkert om belastningen av kvicksilver generellt har minskat (Meili 1995).

Inte heller en partiell rangkorrelationsanalys, baserad på en utveckling av Spearmans rangkorrelationstest (SAS 1988), visade på några samband mellan ungpåproduktion och areal, flikighetstal, reglering eller påverkan av försurning, men uteslöt inte möjligheten av ett (icke signifikant) positivt samband till antal hus relaterat till sjöareal (analysen baserades på uppgifterna i Tabell 1, varvid reglerade och oreglerade sjöar, liksom sjöar påverkade resp. icke påverkade av försurning, betecknades med 1 resp. 0).

Vi har inte studerat några samband mellan fisktäthet och häckningsframgång, men tidigare har man i sydvästsvenska sjöar funnit ett något oväntat samband mellan låg fisktäthet och produktionen av stora ungar (Eriksson 1986). Det kan också vara värt att påpeka att sjön med den högsta ungpåproduktionen i vårt material (Kroksjön, sjö nr 18 i Tabell 1) är försurningspåverkad och fisktomt.

Bara i 21 (32 %) av de 65 undersökta sjöarna låg den genomsnittliga ungpåproduktionen på eller över 0,40 stora ungar per stationärt par och år (framgår av Tabell 1). Det är alltså i högst en tredjedel av sjöarna som ungpåproduktionen torde vara tillräcklig för att bevara beståndets numerär på en oförändrad nivå, och resultatet återspeglar ett mönster där ett begränsat antal lompar är produktiva medan andra par bara får ungar med flera års mellanrum. Liknande mönster har man funnit i undersökningar av islom *Gavia immer* i Canada (Croskery 1990). Det är en öppen

fråga om förklaringen skall sökas i individuella skillnader hos de olika fåglarna, d.v.s. att vissa lommar lyckas bra med häckningen oavsett var de häckar, och i vilken utsträckning olika sjöegenskaper är av betydelse. Ingen av de faktorer som vi har undersökt – sjöareal, flikighet, reglering, påverkan av försurning samt kvoten mellan antal hus och sjöyta – tycks ha inverkat på häckningsresultatet. För en bättre förståelse av storlommens häckningsvillkor vore det värdefullt med en ökad kännedom om i vilka avseenden "bra" lomsjöar skiljer sig från andra.

Orsaker till misslyckade häckningar

Under inventeringarna har anledningar till misslyckade häckningar ibland kunnat fastställas. Bland orsakerna återfinns både störningar (båtar, kanoter, fiske, tältning m.m.) och predation (bl.a. av kråka *Corvus corone*). Men materialet tillåter inte en kvantitativ bedömning av betydelsen av olika faktorer, bl.a. eftersom rapporteringen om orsakerna till misslyckade häckningar är ofullständig och då man måste räkna med en ökad risk för predation av bon om den ruvande fågeln tvingas av boet vid en störning (t.ex. Pettersson 1985, Götmark m.fl. 1990).

Väderleken under häckningsperioden kan påverka storlommens häckningsresultat på minst två sätt: Vackert väder med mycket folk kring sjöarna kan medverka till ett sämre häckningsresultat (t.ex. Pettersson 1985), medan hög nederbörd kan orsaka vattenståndshöjningar och risk för dränkta bon (t.ex. Ahlgren m.fl. 1988). Vi har inte funnit några samband mellan temperaturen under maj–juni och produktionen av ungar eller procentandelen lyckade häckningar under olika år. Det är alltså tveksamt om fritidsaktiviteter, som förmodas öka vid varmt väder, har haft några effekter. Däremot kan nederbörd under ruvningsperioden ha påverkat häckningsutfallet negativt vissa år. Det fanns ett signifikant samband mellan hög nederbörd i maj (men inte i juni) och låg produktion av ungar bland par där häckningen verifierats genom bofynd (Fig. 6), men inget samband mellan antalet ungar per samtliga stationära par och nederbörden. Fem av de elva undersökningsåren, 1982, 1985, 1987, 1990 och 1991 kunde man fastställa att häckningar misslyckats som en följd av att bon dränkts. Dessa år var den totala nederbörden signifikant högre under maj–juni: 169,3 mm (SE±15,0), jämfört med 85,6 mm (SE±16,6) för de övriga sex åren (Mann-Whitney U test, $p=0,002$, ensidigt). Också enstaka tillfällen med extrema vädersituationer kan påverka häck-

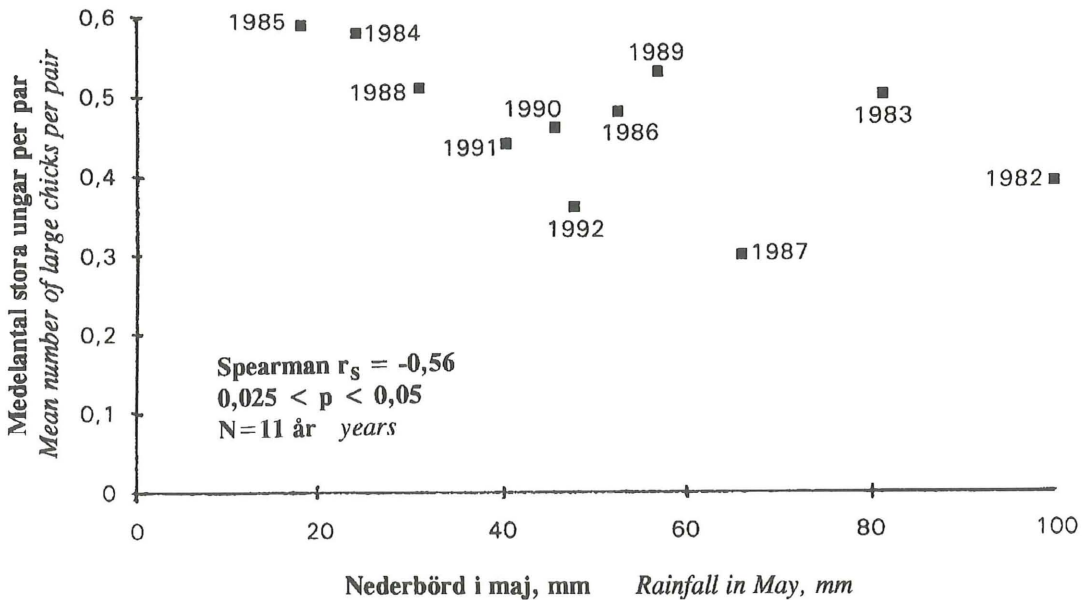


Fig. 6. Sambandet mellan nederbörd i maj (i Borås, centralt beläget i undersökningsområdet) och medelantalet stora ungar per par och år bland stationära storlomspar med bofynd.

The relationship between rainfall in May (in Borås, located centrally in the study area) and the mean number of well-grown young per pair and year, among stationary Black-throated Diver pairs where the nests were found.

ningsutfallet: Således dränktes cirka 15 bon vid ett kraftigt regn den 15-16 juni 1987 (Ahlgren m.fl. 1988).

Nederbörden kan alltså ha påverkat svängningarna i häckningsutfallet mellan olika år, men har knappast varit orsak till den minskade trenden i ungprouktionen. Det finns inte någon tendens till regnigare väder mot slutet av undersökningsperioden (Spearman $r_s = -0,27$ för maj resp. $r_s = 0,00$ för juni, $N = 11$ år, ej sign.).

Sammanfattande bedömning

I det undersökta storlomsbeståndet minskade produktionen av ungar per alla stationära par under perioden 1982–1992. Men denna minskning återfanns inte när analyserna begränsades till häckningar verifierade genom bofynd. Det är därför mindre troligt att effekter av predation, översvämmade bon eller störningar från t.ex. friluftsliv har medverkat till det försämrade häckningsresultatet. Dessa faktorer kan antas ha påverkat häckningar med och utan bofynd på samma sätt, och om de hade varit av betydelse borde andelen misslyckade häckningar ha ökat också bland häckningar verifierade med bo-

fynd. Det finns dessutom inget som tyder på att produktionen av ungar är kopplad till om sjöarna är reglerade eller påverkade av försurning (men indirekt påverkan av försurning kan emellertid inte avskrivas, se nedan).

Det försämrade häckningsresultatet bör i stället tillskrivas faktorer som påverkar andelen par som går till häckning eller medverkar till att fler par misslyckas tidigt under häckningen. Denna slutsats, i kombination med att andelen lyckade häckningar med två stora ungar också har minskat, tyder på en allmän konditionsförsämring hos beståndet. Alternativt kan en minskad andel häckande fåglar bero på en ökad proportion unga fåglar i beståndet, men då ungprouktionen har minskat förutsätter detta en invandring av lommar från andra områden med god häckningsframgång och överskott i ungprouktionen. Vi känner inte till några uppgifter om ungprouktion överstigande de 0,4–0,5 ungar som bedömts som minimum för bibehållandet av en oförändrad numerär (Nilsson 1977) i nordvästra Europa under senare årtionden. Vidare antyder resultaten från Svenska Häckfågeltaxeringen (Svensson 1993) en nedgång i det svenska storlomsbeståndets numerär.

Ett minskat födounderlag på grund av utglesade

fiskbestånd i t.ex. försurade sjöar kan leda till att färre lompar går till häckning, men detta antagande motsägs av att unngproduktionen i försurningspåverkade respektive icke försurningspåverkade sjöar ligger på samma nivå. Det är också tänkbart att en ökad exponering för kvicksilver kan ta sig uttryck i minskad äggläggning och ökad tendens till att avstå från häckning (se Barr 1986 för islom). I sydvästra Sverige och södra Norge är halten av kvicksilver i sjösediment allmänt sett hög, och de höga halterna bedöms i första hand bero på en ökad deposition via förorenad nederbörd under de senaste 30 åren (t.ex. Rognerud & Fjeld 1993). Försurningen medverkar i sin tur till en ökad rörlighet av kvicksilver m.fl. metaller (t.ex. Schindler m.fl. 1980, Borg 1983). I vårt undersökningsområde finns en tendens till högre kvicksilverhalter i storlomsägg insamlade vid sjöar påverkade av försurning (Eriksson m.fl. 1992). Genom kalkning kan man i princip minska belastningen i fisk (t.ex. Björklund m.fl. 1984, Håkansson m.fl. 1990), men de praktiska erfarenheterna vad gäller t.ex. kvicksilverbelastningen i t.ex. gädda *Esox lucius* har hittills visat på mycket varierande resultat (Meili 1995). För fiskätande fåglar i försurningspåverkade miljöer bedöms generellt att kvicksilver, till skillnad från andra metaller som diskuterats i försurnings-sammanhang (t.ex. kadmium, bly, aluminium), måste uppmärksammas vad gäller risken för exponering via födan och störningar i fortplantningen (Scheuhammer 1991).

Vår kännedom om lombeståndens exponering för kvicksilver och andra metaller är emellertid bristfällig. Vi har ingen god uppfattning om vare sig geografiska mönster eller tidsmässiga förändringar. Det är därför svårt att bedöma om de anmärkningsvärt höga kvicksilverhalter som uppmäts i lomägg från sydvästra Sverige (Eriksson m.fl. 1992) är ett lokalt eller mer allmänt utbredd fenomen. Det är också oklart om storlommen genom sin fiskdiet och placering i slutet av en akvatisk näringskedja även under opåverkade förhållanden exponeras för förhållandevis höga metallhalter.

Tack

Arbetet baseras helt på uppgifter som samlats in genom ideellt arbete organiserat av Södra Älvsborgs Ornitologiska Förening. Utöver författarna har följande personer medverkat in inventeringarna av storlom under ett eller flera år: Per-Anders Ahlgren, Alf Andersson, Curt Andersson, Göran Andersson, Kenneth Andersson, Ola Andersson, Sture Andersson,

Thomas Andersson, Tore Andersson, Ulf Andersson, Åke Andersson, Lars Arnesson, Tommy Aronsson, Göran Asplund, Mats Axelsson, Lars Barkestedt, Sture Benjaminsson, Claes Bergdahl, Lars Bergdahl, Nina Birk, Inga-Maj Björkström, Anders Björzell, Bernt Bonander, Stellan Bygård, Ulf Carmesund, Ted Curtsson, Jan Dahl, Bo-Lennart Davidsson, Jens Ekdahl, Lennart Engkvist, Martin Engqvist, Liss Ericsson, Olof Fallgren, Peter Feldt, Kjell Gabrielsson, Håkan Gottfridsson, Bo-Göran Gunnarsson, Gunnar Gustavsson, Arne Gynnergren, Klas Hagborg, Bo Haglund, Mikael Hake, Fredrik Harrysson, Marita Hedberg, Curt Helgesson, Roland Holgersson, Åke Hultgren, Ingemar Håkansson, Gunnar Jakobsson, Bernt Johansson, Ingemar Johansson, Jan Johansson, Lars Johansson, Lennart Johansson, Per Johansson, Tomas Johansson, Ulf Johnson, Ronny Josefsson, Kjell Karlsson, Ulf Kjellqvist, Bruno Klaesson, Christer Larsson (Kungsäter), Christer Larsson (Sjövik), Per-Olof Larsson, Thomas Larsson, Sören Lennhager, Nils Lindström, Jan Lundberg, Andreas Lundgren, Sigvard Lundgren, Bertil Martén, Peter Nolbrandt, Folke Nordmark, Anders Nyström, Hans-Erik Olausson, Stig Olausson, Gert Olsson, Joakim Pansar, Jan-Åke Persson, Inge Pettersson, Tore Pettersson, Bertil Rydberg, Gösta Rönnfalk, Åke Sahlberg, Bengt Samuelsson, Per Sedigh, Börje Siljehof, Kurt Smedberg, Börje Svensson, Olof Swalin, Staffan Swedberg, Ingemar Sämgård, Håkan Thorstensson, Roger Torgnysson, Lennart Torstensson, Roland Ullberg, Pierre Unge, Erik Vikstrand, Sven Vikstrand, Göran Öjersson, Uno Öjersson och Hasse Österman. Donald Blomqvist, Frank Götmark, Lennart Henrikson, Peter Lindberg och Hans Oscarson har medverkat med synpunkter och kommentarer.

Referenser

- Ahlgren, C-G, Bergdahl, L., Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1983. Projekt storlom – en presentation av försöksåret 1982. *Gavia* 9: 8–15.
- Ahlgren, C-G, Bergdahl, L., Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1984. Projekt storlom – en presentation av undersökningsåret 1983. *Gavia* 10: 41–50.
- Ahlgren, C-G, Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1985. Projekt storlom – en presentation av undersökningsåret 1984. *Gavia* 11: 11–24.
- Ahlgren, C-G, Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1986. Projekt storlom – en presentation av undersökningsåret 1985. *Gavia* 12: 16–24.
- Ahlgren, C-G, Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1987. Projekt storlom. *Gavia / Fåglar i Södra Älvsborg* 13: 9–14.

- Ahlgren, C-G, Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1988. Projekt storlom. *Gavia / Fåglar i Södra Älvsborg* 14: 2–9.
- Ahlgren, C-G, Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1989. Projekt storlom. *Gavia / Fåglar i Södra Älvsborg* 15: 42–48.
- Ahlgren, C-G, Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1990. Projekt storlom. *Fåglar i Södra Älvsborg* 16: 43–49.
- Ahlgren, C-G, Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1991. Projekt storlom. *Fåglar i Södra Älvsborg* 17: 36–42.
- Ahlgren, C-G, Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1992. Projekt storlom. *Fåglar i Södra Älvsborg* 18: 54–60.
- Ahlgren, C-G, Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1993. Projekt storlom. *Fåglar i Södra Älvsborg* 19: 50–56.
- Andersson, Å., Lindberg, P., Nilsson, S.G., & Pettersson Å. 1980. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i svenska sjöar (English summary: Breeding success of the Black-throated Diver *Gavia arctica* in Swedish lakes). *Vår Fågelvärld* 39: 85–94.
- Barr, J.F. 1986. Population dynamics of the Common Loon (*Gavia immer*) associated with mercury-contaminated waters in northwestern Ontario. *Canadian Wildlife Service Occasional Paper* No. 56.
- Björklund, I., Borg, H. & Johansson, K. 1984. Mercury in Swedish Lakes – its regional distribution and causes. *Ambio* 13: 118–121.
- Borg, H. 1983. Trace metals in Swedish natural freshwaters. *Hydrobiologia* 101: 27–34.
- Croskery, P.R. 1990. The importance of individual territories to the long-term production of Common Loons, *Gavia immer*, in Northwestern Ontario. *Canadian Field-Naturalist* 104: 557–560.
- 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.
- Eriksson, M.O.G. 1986. Reproduction of Black-throated Diver *Gavia arctica* in relation to fish density in oligotrophic lakes in southwestern Sweden. *Ornis Scand.* 17: 245–248.
- Eriksson, M.O.G. 1987. Storlommens *Gavia arctica* produktion av ungar i sydvästsvenska sjöar (English summary: The production of young in Black-throated Diver, *Gavia arctica*, in south-west Sweden). *Vår Fågelvärld* 46: 172–186.
- Eriksson, M.O.G. 1994. Susceptibility to freshwater acidification by two species of loon: Red-throated Loon *Gavia stellata* and Arctic Loon *Gavia arctica* in South-west Sweden. *Hydrobiologia* 279/280: 439–444.
- Eriksson, M.O.G., Johansson, I. & Ahlgren, C-G. 1992. Levels of mercury in eggs of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *G. arctica* in Southwest Sweden (Sammanfattning på svenska: Kvicksilvernivåer i ägg av smålom *Gavia stellata* och storlom *Gavia arctica* i sydvästra Sverige). *Ornis Svecica* 2: 29–36.
- Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. 1989. Nesting ecology and management of the Arctic Loon in Sweden. *J. Wildl. Manage.* 53: 1025–1031.
- Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. 1990. Predation of artificial and real Arctic Loon nests in Sweden. *J. Wildl. Manage* 54: 429–432.
- Haga, A. 1980. Forvaltning av storlom og fiskeørn som hekkfugl i næringsfattige innsjøer. *Fauna* 33: 129–136.
- Håkansson, L., Andersson, P., Andersson, T., Bengtsson, Å., Grah, P., Johansson, J-Å., Jönsson, C-P, Kvarnäs, H., Lindgren, G. & Nilsson, Å. 1990. Åtgärder mot höga kvicksilverhalter i innsjöfisk. *Naturvårdsverket Rapport* 3818.
- Lehtonen, L. 1970. Zur Biologie des Prachttauchers, *Gavia arctica* (L.). *Ann. Zool. Fennici* 7: 25–60.
- Meili, M. 1995. Liming effects on mercury concentrations in fish. Sid. 383–398 i Henrikson, L. & Brodin, Y-W. (red.) *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer Verlag, Berlin.
- Mudge, G.P. & Talbot, T.R. 1993. The breeding biology and causes of nest failure of Scottish Black-throated Divers *Gavia arctica*. *Ibis* 135: 113–120.
- Nilsson, S.G. 1977. Adult survival of Black-throated Diver *Gavia arctica*. *Ornis Scand.* 8: 193–195.
- Nilsson, S.G. & Pettersson, Å. 1987. Det svenska storlomsbeståndets storlek (English summary: An estimate of the population size of the Black-throated Diver *Gavia arctica* in Sweden). *Vår Fågelvärld* 37: 251–253.
- Pakarinen, R. 1984. A survey of the Black-throated Diver in 1985–86 in Finland. *Lintumies* 24: 1–11. (På finska, engelsk sammanfattning.)
- Pettersson, Å. 1985. Storlom i Sottern. *Statens naturvårdsverk rapport* 3011.
- Rognerud, S. & Fjeld, E. 1993. Regional survey of heavy metals in lake sediments in Norway. *Ambio* 22: 206–212.
- SAS 1988. *SAS Procedures Guide*, release 6.03 edition. SAS Institute Inc., Cary, N.C.
- Scheuhammer, A.M. 1991. Effects of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. *Environ. Pollut.* 71: 329–375.
- Schindler, D.W., Hesslein, R.H., Wagemann, R. & Broecker, W.S. 1980. Effects of acidification on mobilization of heavy metals and radionuclides from the sediments of a freshwater lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 373–377.
- Staa, R. 1989. Åldersrekord för fåglar ringmärkta i Sverige – aktuell lista 1989 (English summary: Longevity of birds ringed in Sweden. Current list 1989). *Vår Fågelvärld* 48: 251–275.
- Svensson, S. 1993. (Meddelande utsänt till medverkande i Svenska Häckfågeltaxeringen, april 1993.)

Summary

The breeding success of Black-throated Diver Gavia arctica in southwestern Sweden, 1982–1992.

In the Swedish Red List of threatened and rare species, Black-throated Diver *Gavia arctica* is classified as *care-demanding*, e.g. the species is not endangered or vulnerable but requires specific consideration in order to reduce the risk of a future threat. The problems include disturbance from outdoor recreation activities, water level regulations, and declining fish populations and risk of exposure to toxic metals in lakes affected by acidifying pollut-

ants (e.g. Andersson et al. 1980, Haga 1980, Pakarinen 1989, Götmark et al. 1989, Eriksson et al. 1992, Eriksson 1994).

In Sweden and Finland, the average production of young has been reported to be approximately 0.4 well-grown (half-grown to fledged young) per pair and year in the 1960's to 1980's (Lehtonen 1970, Andersson et al. 1980, Eriksson 1987). This is close to the minimum of 0.4–0.5 fledged young per pair, which Nilsson (1977) assessed to be required for the maintenance of a stable population, but above the average level of 0.3 fledged young per pair reported for the population in Scotland during the 1980's (Mudge & Talbot 1993).

Although the Black-throated Diver is not a threatened species in Scandinavia, surveys of status and trends are justified with regard to the complex of problems and the indication of a reproduction close to the minimum necessary in order to prevent a decline in the population. In the present paper, we present results from yearly surveys of the Black-throated Diver population in parts of South-west Sweden (Fig. 1).

Material and methods

We analysed data from 65 lakes in the southern part of Älvsborgs län, southwestern Sweden (Fig 1). Each lake was surveyed 4–11 seasons during 1982–1992, in total 704 pair-years. Details of the surveys have been presented in annual reports (Ahlgren et al. 1983, 1984, 1985, 1986, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993). The area partly overlaps with the study area investigated by Eriksson (1987) during 1968–1985.

Each lake was visited 3–6 times during May–July in order to determine the presence of stationary pairs and chicks (Ahlgren et al. 1984 for details). The breeding result was measured as the number of well-grown young per stationary pair. The Black-throated Diver normally lays two eggs, and the possible outcomes of a breeding attempt is thus zero, one or two young. A breeding was denoted as successful if at least one well-grown young was produced. The presence of a stationary pair without young during the breeding season was denoted as zero well-grown young.

Searching for nests were not included in the survey routines, but several breedings were confirmed through findings of nests. This made it possible to investigate if trends were similar when related to all stationary pairs and only to breedings verified through nests, respectively, assuming that the breedings ver-

ified through nests were representative for the whole population. Similar trends may indicate influence of factors with an effect during the course of the breeding, while different trends may indicate a changed proportion of stationary pairs which initiate breeding or fail early during the breeding.

The proportion of pairs which initiate breeding ($=x$) was estimated through the ratio between the proportions of pairs with at least one well-grown young among all stationary pairs ($=a$) and the same ratio among those pairs where breeding was verified through finding of nest ($=b$). The percentage of successful breedings among all stationary pairs ($=a$) can also be estimated through the product between the proportion of pairs which initiate breeding ($=x$) and the proportion of successful breedings verified through finding of nest ($=b$), and thus $a=xb$ and $x=a/b$.

The suitability of lakes as breeding sites for Black-throated Divers was judged from the average number of well-grown young per pair and year, and related to lake characteristics such as surface area, shoreline development ($SLD=L\sqrt{2\pi A}$; L =shorelength, km; A =surface area, km^2), number of dwellings within 200 m from the shore divided with surface area (an index of outdoor recreation activities, see Eriksson 1987), water level regulation (lakes classified as regulated or not regulated) and acidification status (lakes with $pH < 5.5$ regularly, at least before liming, were classified as affected by acidification).

We compared "good" breeding lakes, with an average production of at least 0.40 "large" chicks per pair per year with the other lakes in order to find out if any lake characteristics were related to successful breedings.

Results and discussion

Trends in the breeding result

During 1982–1992, the average production was 0.31 ($SE \pm 0.04$) well-grown young per stationary pair and year. This is more than 20 % below the level of 0.40 ($SE \pm 0.05$) young per pair and year recorded during 1968–1985 by Eriksson (1987) for a partly overlapping area in South-west Sweden. The decline between 1982 and 1992 was significant when related to all stationary pairs (Fig. 2A), but not when related only to breedings verified through findings of nests before hatching (Fig. 2B). A comparison, using ANCOVA (SAS 1988), between breedings verified through finding of nests (Fig. 2B) and breedings where nests were not found (data in Fig. 2A minus data in Fig. 2B) revealed a significant difference in

trends between groups ($F=21,7$, $p<0,001$, two-tailed). Also among successful breedings, the mean number of well-grown young decreased (Fig. 3), e.g. the proportion of successful breedings resulting in two well-grown young decreased.

The percentage of successful breedings, producing well-grown young, was on average 26 % during 1982–1992, compared with 33 % in South-west Sweden during 1968–1985 (Eriksson 1987). There was a significant decline between 1982 and 1992 when the breeding success was related to all stationary pairs (Fig. 4A), but not when related to breedings verified through findings of nests (Fig. 4B). The trend for breedings verified through finding of nests (Fig. 4b) was significantly different from the trend of breedings where nests were not found (data in Fig. 4A minus data in Fig. 4B; $F=29,4$, $p<0,001$, two-tailed, test made on arcsine transformed values).

The estimated percentage of pairs which initiate breeding decreased significantly from around 80 % to 60 % during the investigation period (Fig. 5).

We have not recorded any decreased number of stationary adult pairs in the studied population. But results from the national monitoring of breeding birds in Sweden indicate a decline in the population of Black-throated Diver during 1975–1993 (Svensson 1993).

The production of young in relation to some lake characteristics

The average number of young per pair and year was not significantly correlated either with surface area nor with shoreline development (Spearman $r_s=0.07$ and 0.06 , not sign., $N=65$ lakes), but there was a weak (non-significant) indication of a positive relationship between the number of dwellings within 200 m from the shore in relation to surface area and the production of young (Spearman $r_s=0.18$, $p=0.15$, two-tailed, $N=65$ lakes). Comparisons between "good" breeding lakes and "other" lakes did not indicate any differences with regard to area, shoreline development or the ratio between the number of dwellings and surface area (Table 2).

The average production of young was the same in 29 regulated and 36 unregulated lakes; 0.30 ($SE\pm 0.04$) and 0.32 ($SE\pm 0.06$), respectively (Mann-Whitney U test, $p=0.46$, not sign.). The same was true for 31 lakes affected by acidification compared with 34 lakes not affected by acidification; 0.31 ($SE\pm 0.05$) and 0.32 ($SE\pm 0.05$), respectively (Mann-Whitney U test, $p=0.86$, not sign.). Eleven lakes (52 %) out of the 21 "good" breeding lakes were regulat-

ed, compared with 18 (41 %) regulated lakes out of the 44 "other" lakes (Fisher exact probability test, $t=0.56$, two-tailed, not sign.). Among the "good" lakes, ten were affected by acidification compared with 21 of the "other" lakes, that is 48 % of the lakes in both groups were affected by acidification. Negative effects of acidification, such as reduced abundance of prey fish or increased exposure to toxic metals, might have been compensated for through increased water transparency or increased abundance of alternative prey like aquatic insects (Eriksson 1987, 1994).

Partial rank correlation analyses, based on the Spearman rank correlation (SAS 1988) did not reveal any significant relationships between the production of young and either surface area, shoreline development, the ratio between dwelling and surface area, water level regulation or acidification. (The analyses was based on data from Table 1, and lakes were scored 0 or 1 with regard to water level regulation and acidification status).

We have not investigated the breeding success in relation to the density of fish, but a relationship between low density of fish and high production of young has earlier been demonstrated in lakes in South-west Sweden (Eriksson 1986). It is worth to consider that the lake with the highest average production of young in our study area (Lake No 18, Kroksjön, Table 1) is affected by acidification and devoid of fish.

Only in 21 (32 %) of the 65 lakes investigated, the average production was $\geq 0,40$ well-grown young per stationary pair and year (deduced from Table 1). This result reflects a pattern where a limited number of pairs are highly productive, while other pairs are less successful (see Croskery 1990 for similar results for Common Loon *Gavia immer*). It is an open question whether this pattern reflects differences in quality and breeding experiences between individual birds, and to what extent habitat qualities in different lakes are important. None of the lake characteristics investigated in the present study seem to have affected the production of young.

Reasons for failures

Failures due to disturbance from recreational activities and predation (e.g. Hooded Crow *Corvus corone*) have been confirmed. But the accuracy of the information is too low for a quantitative evaluation, especially with respect to the increased risk of predation if the nest is left unattended after disturbance (Pettersson 1985, Götmark et al. 1990).

Weather may affect breeding Black-throated Divers in two ways. Warm weather and high intensity of recreational activities may increase the risk of disturbance (Pettersson 1985), and nests may be drowned after periods with heavy rainfall (e.g. Ahlgren et al. 1988). In the present study, we found no indications of any relationship between temperature and breeding success, so presumably there are no negative effects of any increased recreational activity during warm weather. But we have indications that rainfall during the nesting period affected the breeding success: there was a significant negative relationship between precipitation in May (but not in June) and the production of young among pairs where the breeding was verified through finding of nest (Fig. 6). But the decreasing trend in the production of young during 1982-1992 cannot be related to precipitation, as there were no indications of any relationships between rainfall and year (Spearman $r_s = -0.27$ for May and $r_s = 0.00$ for June, respectively, not sign., $N = 11$ years).

Concluding remarks

In the investigated population, the breeding success of all stationary pairs decreased during 1982-1992. But this decline was not confirmed when the production of young was related only to pairs where breedings were verified through finding of nest. Therefore, factors such as nest predation, disturbance from out-door recreation or flooding of nests can probably be excluded, as these factors should have an equal effect on breedings verified or not verified through finding of nest. Furthermore, there are no indications that the decreased production of young can be related to water level regulations or ecological changes in acidified lakes (although indirect effects of acidification cannot be completely ruled out, see below).

The reduced proportion of stationary pairs which initiate breeding (or fail early during the breeding), in combination with the decreased proportion of successful breedings with two well-grown young, indicate a general impairment of the physical condition of the Black-throated Divers in the population. Alternatively, a reduced percentage of breeding adults

may be ascribed to an increased percentage of young birds. Since there has been a decline in production of young in the study population, this presumes a substantial immigration from elsewhere. However, as far as we know, there has not been any study from North-western Europe presenting data on reproduction above the presumed minimum of 0.4-0.5 fledged young per pair and year (Nilsson 1977) during the latest decades.

There are at least two potential explanations for the reduced proportion of pairs which initiate breeding in the Black-throated Diver. It may be a consequence of a decreased abundance of prey in acidified lakes or a result of an increased exposure to toxic metals (primarily mercury). The explanation of reduced food supply is not supported by the results, since reproduction was independent of if the lakes were affected by acidification or not. The alternative explanation, however, is supported by some results. In Common Loon *Gavia immer*, a reduced egg-laying in combination with an increased tendency to refrain from breeding have been related to exposure to toxic metals (Barr 1986). In South-west Sweden and Southern Norway, the contents of mercury in lake sediments are high, primarily due to an increased deposition through polluted precipitation during the last 30 years (Rognerud & Fjeld 1993), and acidification contributes to an increased mobilisation of mercury and other metals (e.g. Schindler et al. 1980, Borg 1983). In our study area, there are indications of higher contents of mercury in Black-throated Diver eggs collected at breeding lakes affected by acidification (Eriksson et al. 1992). Although liming has been suggested as a possible method in order to reduce the exposure of mercury to fish in acid freshwaters (e.g. Björklund et al. 1984, Håkanson et al. 1990), the practical experiences are sometimes disappointing (Meili 1995).

We still lack information about regional differences and temporal variations of mercury in eggs of Black-throated Diver, e.g. for judging if the high content in eggs from South-west Sweden (Eriksson et al. 1992) is a local or more wide-spread phenomenon, or if the Black-throated Diver through its fish diet is exposed to comparatively high concentrations of toxic metals also under natural conditions.