

Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång innanför och utanför fågelskyddsområden i sjöarna Fegen och Sottern

Breeding success of the Black-throated Diver Gavia arctica inside and outside bird sanctuaries in Lakes Fegen and Sottern.

MATS O. G. ERIKSSON, TOMAS DAHLGREN, ARNE HOLMER,
PETER LINDBERG & MATTI ÅHLUND

Abstract

We compared the breeding success of Black-throated Divers *Gavia arctica* inside and outside bird sanctuaries with restricted public access during the incubation period in Lake Fegen-Svansjöarna and Lake Sottern, South Sweden. Both lakes held populations of approximately 15–20 pairs. At Fegen-Svansjöarna, average breeding success was 0.51 large chicks per pair and year inside and 0.27 outside the sanctuaries (field surveys in 1983–1984 and 1997–2000). The difference was not statistically significant, however, and in two out of the six study years breeding success was higher outside the bird sanctuaries. At Sottern, breeding success was 0.39 and 0.25 large chicks per pair and year inside and outside the bird sanctuary, but breeding success was higher inside the sanctuary only in four out of nine years, 1997–2005. The results from the two lakes together indicated an overall positive effect ($P = 0.08$). We recommend keep-

ing a constant water-level during incubation to be the primary measure to enhance breeding success. Sanctuaries with limited access may be an additional benefit at lakes highly frequented for out-door recreation.

*Mats O. G. Eriksson, MK Natur- och Miljökosult,
Tommered 6483, 437 92 Lindome;*

mke.eriksson@swipnet.se

Tomas Dahlgren, Heagårdsvägen 5, 311 96 Heberg

Arne Holmer, Svalstigen 4, 697 31 Pålshoda;

arne.holmer@telia.com

*Peter Lindberg, Zoologiska Institutionen, Göteborgs
Universitet, Box 463, 405 30 Göteborg;*

peter.lindberg@zool.gu.se

*Matti Åhlund, Tjärnö Marinbiologiska Laboratorium,
Göteborgs Universitet, 452 96 Strömstad;*

matti.ahlund@tmbl.gu.se

Received 19 April 2005, Accepted 5 September 2005, Editor: J. Lind

För att förbättra häckningsutfallet och minska risken för störningar på fågellivet har fågelskyddsområden etablerats på flera håll utefter den svenska kusten och i en del insjöar. Fågelskyddsområdena inrättas med stöd av bestämmelser om djur- och växtskyddsområden i Miljöbalken (7 kap., 11 §), och de ger möjligheter att begränsa tillträdet till ett område under hela eller delar av året. Liknande bestämmelser kan också införas inom ramen för beslut om naturreservat (Miljöbalken, 7 kap., 4 §). Den vanligaste modellen för kust- och insjöhäckande fågelarter är ett tillträdesförbud på häckningsöar under våren och försommaren, ofta i kombination med förbud att passera med båtar i det kringliggande vattenområdet. I insjöarna är det ofta boplatser för storlom *Gavia arctica*, fiskgjuse *Pandion haliaetus* samt måsar och tärnor som blir föremål för restriktioner. I den här uppsatsen använder vi genomgående beteckningen "fågelskyddsområden" för områden med restriktioner i tillträdet under fåglarnas häckningstid,

även om de formella skyddsformerna kan variera mellan olika sjöar.

Fågelskyddsområdena upplevs ibland som kontroversiella. Inskränkningarna i möjligheterna att besöka öar och holmar, liksom att färdas med båt, blir ibland ifrågasatta med hänsyn till det förväntade naturvårdsvärdet. Det system av fågelskyddsområden som inrättades utefter Bohuslans kust i slutet av 1960-talet har emellertid följts upp med inventeringar vid två tillfällen, 1979 och 1993–1995, och jämförts med inventeringar utförda 1966–1968, innan bestämmelserna om fågelskydd inrättades (Åhlund 1980, 1995, 1996). Effekterna på fågellivet varierade mellan olika arter, men var till övervägande del de förväntade. Således ökade till exempel bestånden av ejder *Somateria mollissima* och gråtrut *Larus argentatus* snabbare på skyddade häckningsöar än på oskyddade under 1970-talet, även om denna skillnad senare blev mindre uttalad och för gråtruten följdes av tillbakagång under 1980-talet och början av 1990-talet

(liksom för flertalet andra måsar utom havstruten *Larus marinus*). Bland de från fågelskyddssynpunkt mest glädjande resultaten var den positiva utvecklingen av bestånden av tobisgrissla *Cephus grylle* och större strandpipare *Charadrius hiaticula* inom skyddade områden.

Vad gäller insjömiljöer har de system av fågelskyddsområden som inrättats i Vänern (Landgren & Landgren 2001) och sjösystemet Fegen-Kalvsjöarna i sydvästra Sverige (Götmark m.fl. 1988) utvärderats och diskuterats; för båda sjöarna bedömde man att storlommen hade gynnats. Mer generella litteraturoversikter om hur fågelfaunan påverkas av störningar från bl.a. friluftslivet har sammanställts av Naturvårdsverket 1989 (Götmark 1989) och 2004 (Helldin 2004).

Storlommen har sedan lång tid uppmärksamats i fågelskyddsarbetet mot bakgrund av en förmodad låg ungproduktion (t.ex. Lindberg 1968, Eriksson 1994). I första hand har störningar från friluftslivet, predation och variationer i vattenståndet beaktats som problemfaktorer (t.ex. Eriksson 1987, Götmark m.fl. 1989, Eriksson m.fl. 1995, Hake m.fl. 2005). Tänkbara effekter kopplade till förurning och negativa effekter på fiskbeståndet i häckningssjöarna har rönt ökad uppmärksamhet under de senaste 15–20 åren (t.ex. Eriksson m.fl. 1992, Eriksson 1994.). I föreliggande uppsats jämför vi häckningsutfallet för storlomspar häckande innanför resp. utanför fågelskyddsområden, som inrättats för att minska störningarna från friluftslivet i sjösystemet Fegen-Svansjöarna i gränsområdet mellan Västergötland, Halland och Småland, och sjön Sottern i Närke.

De undersökta sjöarna

Fegen-Svansjöarna (57°10'N, 13°05'O). Ett 24,7 km² stort system med vattenområden i tre län: Västra Götaland, Halland och Jönköping. Storlomsbeståndet omfattar 15–22 par och har inventerats vid upprepade tillfällen sedan 1970-talet (t.ex. Alexandersson 1979, Götmark m.fl. 1988, Hake m.fl. 2005). Ett fågelskyddsområde som omfattar småöar och holmar med omgivande vattenområden inrättades 1980, och en första utvärdering gjordes redan 1983–1984. Sjön är reglerad med en tillåten amplitud på 1,75 m. Under perioden 1997–2000 genomfördes ett försök att hålla en konstant vattennivå i sjön under perioden 1 maj – 15 juni (Hake m.fl. 2005).

Sottern (59°00'N, 15°30'O). En 26,8 km² stor sjö belägen i södra delen av Örebro län. Storlomsbeståndet på 15–25 par har inventerats vid upprepade

tillfällen sedan 1970-talet (t.ex. Pettersson 1978, 1985). Bestämmelser om restriktioner i båttrafiken samt tillträdet till småöar och holmar gäller sedan 1997 för ett område i sjöns västra del, inom ramen för ett beslut om naturreservat.

Metoder

Sjöarna inventerades med avseende på förekomsten av storlommen vid minst tre tillfällen (oftast fler) under perioden maj–juli, med båt eller genom observationer från stränderna. Vid besöken noterades förekomsten av ensamma fåglar, par och grupper, liksom av ungar, samt observationer av bon och ruvande fåglar. Häckningsframgången har beräknats som ”antalet stora (halvvuxna-flygga) ungar per stationärt par”. Närvaro av ett stationärt par anses vara fastställt om det har observerats i lämplig häckningsmiljö vid minst två tillfällen med minst två veckors mellanrum under maj–juli (se Hake m.fl. 2005 för detaljer).

I Fegen-Svansjöarna utfördes inventeringarna 1997–2000 med tillräcklig noggrannhet för att med hjälp av Mayfield-metoden (Mayfield 1961, 1975, Johnson 1979) beräkna datum för ruvningsstart för en del av häckningarna. Vi har bedömt att ruvningen påbörjats dagen mittemellan två observationer (se Beintema 1996 för detaljer).

Resultat och diskussion

Fegen-Svansjöarna

Den genomsnittliga häckningsframgången var högre inom fågelskyddsområdena: 0,51 ”stora” ungar per par och år för åren 1983, 1984, 1997, 1998, 1999 och 2000 (data från Tabell 1), jämfört med 0,27 utanför områdena. Men skillnaden är inte statistiskt säkerställd, varken för något av de enskilda åren (Mann-Whitney U-test) eller för hela materialet sammantaget ($P = 0,22$, Wilcoxon rangsummetest avseende matchade par, där data för häckningar innanför respektive utanför fågelskyddsområdena har jämförts parvis för varje år). För fyra av de sex åren var den genomsnittliga häckningsframgången bättre för paren häckande innanför fågelskyddsområdena.

Skillnaden i häckningsframgång inom och utanför fågelskyddsområdena var inte kopplad till förändringar i vattenståndet under ruvningsperioden, eller om vattennivån kunde hållas inom det intervall med en höjning med högst några centimeter eller en sänkning på högst 20–30 cm som rekommenderats med ledning av resultat från tidigare undersökningar (Götmark m.fl. 1988, Hake m.fl.

Tabell 1. Storlommens ungprouktion innanför och utanför fågelskyddsområdena i sjösystemet Fegen-Svansjöarna (data från 1983 och 1984 från Götmark m.fl. 1988)¹.
Breeding success of Black-throated Diver inside and outside the bird sanctuaries at Lake Fegen-Svansjöarna (data from 1983 and 1984 from Götmark et al. 1988)¹.

| År <i>Year</i> | Medelantal stora ungar per stationärt par (antal par) <i>Mean number of "large" chicks per resident pair (number of pairs)</i> | | |
|--|---|--|--|
| | Innanför fågelskyddsområden <i>Inside bird sanctuaries</i> | Utanför fågelskyddsområden <i>Outside bird sanctuaries</i> | Förändring i vattenståndet, 1 maj - 10 juni. <i>Change in water-level, 1 May - 10 June</i> |
| Ingen kontroll av konstant vattennivå under ruvningsperioden <i>No control of constant water-level during the incubation period</i> | | | |
| 1983 | 0,64 (11) | 0,14 (7) | +10 cm |
| 1984 | 0,38 (13) | 0,00 (6) | - 31 cm |
| Medelvärde per år <i>Mean per year</i> | 0,51 | 0,07 | |
| Kontroll av konstant vattennivå under ruvningsperioden <i>Control of constant water-level during the incubation period</i> | | | |
| 1997 | 0,56 (9) | 0,17 (6) | +13 cm |
| 1998 | 0,80 (10) | 0,22 (9) | -14 cm |
| 1999 | 0,45 (11) | 0,71 (7) | -9 cm |
| 2000 | 0,21 (14) | 0,38 (8) | -6 cm |
| Medelvärde per år <i>Mean per year</i> | 0,51 | 0,37 | |

¹ Informationen för 1983 och 1984 har stämts av mot primärdatatabeller, bifogade till Götmark m.fl. (1988), så siffrorna kan skilja sig något från tidigare publicerade uppgifter.
The information for 1983 and 1984 has been cross-checked against primary data, annexed to Götmark et al. (1988) and may differ slightly from previously published figures.

2005). Däremot noterades en högre häckningsframgång, 0,37 stora ungar per par och år utanför fågelskyddsområdena under åren 1997–2000, då man försökte hålla en konstant vattennivå i sjön under maj och början av juni, jämfört med 0,07 stora ungar per par och år 1983–1984, utan någon kontroll av vattennivån (Tabell 1). Skillnaden är numerärt stor men inte statistiskt signifikant (Mann-Whitney U-test, $P = 0,13$). Ingen motsvarande skillnad i häckningsresultatet noterades innanför fågelskyddsområdena.

Det fanns ingen tendens till att häckningarna genomgående började vid skilda tidpunkter innanför och utanför fågelskyddsområdena. Resultatet bedömer vi vara ganska entydigt, trots att tillräckligt observationsmaterial för att beräkna datum för ruvningsstart bara fanns för ett litet antal kullar (Tabell 2).

Sottern

Den genomsnittliga häckningsframgången var högre innanför jämfört med utanför fågelskyddsom-

rådet, 0,39 resp. 0,25 stora ungar per par och år, men skillnaden är inte statistiskt säkerställd (Tabell 3, $P = 0,20$, Wilcoxon's rangsummetest avseende matchade par där ungprouktionen innanför och utanför fågelskyddsområdet jämfördes parvis för varje år). Bara för fyra av de nio undersökta åren var storlommens häckningsframgång bättre innanför fågelskyddsområdet än utanför, men för två av dessa år (2001 och 2004) var skillnaden signifikant (Mann-Whitney U test, $P = 0,044$ resp. 0,091). Med ledning av inventeringsresultat från elva år under perioden 1972–1996 (bl.a. Andersson m.fl. 1980, Pettersson 1985, Larsson & Pettersson 1994) beräknades den genomsnittliga häckningsframgången för sjön i sin helhet till 0,24 stora ungar per par år innan bestämmelserna om fågelskydd infördes 1997, jämfört med 0,27 för perioden 1997–2005 (Mann-Whitney U test, $P = 0,54$). Inrättandet av fågelskyddsområdet ledde således inte till någon generell förbättring av storlommens häckningsresultat i sjön.

För 2002 och 2003 finns information om vattenståndsvariationen under ruvningsperioden

Tabell 2. Mediandatum för storlommens ruvningsstart innanför och utanför fågelskyddsområden i sjösystemet Fegen-Svansjöarna.

Median starting dates for incubation of Black-throated Diver clutches inside and outside the bird sanctuaries at Lake Fegen-Svansjöarna.

| År | Innanför fågelskyddsområden (antal kullar) | Utanför fågelskyddsområden (antal kullar) |
|---|---|--|
| <i>Year</i> | <i>Inside bird sanctuaries (number of clutches)</i> | <i>Outside bird sanctuaries (number of clutches)</i> |
| 1997 | 17 maj (5) | 26 maj (1) |
| 1998 | 24 maj (5) | 16 maj (1) |
| 1999 | 4 juni (3) | 4 juni (1) |
| 2000 | 26 maj (4) | 25 maj (3) |
| Medelvärde per år <i>Mean per year</i> | 26 maj | 26 maj |

Tabell 3. Storlommens ungprouktion innanför och utanför fågelskyddsområdet i sjön Sottern.

Breeding success of Black-throated Diver inside and outside the bird sanctuary at Lake Sottern

| År | Medelantal stora ungar per stationärt par (antal par) | | |
|---|---|---------------------------------|---|
| | Innanför fågelskyddsområden | Utanför fågelskyddsområden | Förändring i vattenståndet, 1 maj - 10 juni. |
| <i>Year</i> | <i>Inside bird sanctuaries</i> | <i>Outside bird sanctuaries</i> | <i>Change in water-level, 1 May - 10 June</i> |
| 1997 | 0,20 (5) | 0,29 (14) | - |
| 1998 | 0,00 (3) | 0,08 (12) | - |
| 1999 | 0,00 (3) | 0,64 (11) | - |
| 2000 | 0,67 (3) | 0,09 (11) | - |
| 2001 | 1,00 (2) | 0,08 (12) | - |
| 2002 | 0,00 (5) | 0,33 (9) | + 6 cm |
| 2003 | 0,20 (5) | 0,50 (8) | - 10 cm |
| 2004 | 1,00 (4) | 0,25 (12) | - |
| 2005 | 0,40 (5) | 0,00 (10) | - |
| Medelvärde per år <i>Mean per year</i> | 0,39 | 0,25 | |

tillgänglig. År 2002 steg vattenståndet med 6 cm, d.v.s. mer än rekommenderat med ledning av tidigare undersökningar (se ovan) medan sänkningen på 10 cm under ruvningsperioden 2003 ligger inom det rekommenderade intervallet. Båda åren var häckningsframgången bättre utanför fågelskyddsområdena.

Störningar i relation till andra orsaker till misslyckade häckningar

I tidigare undersökningar i Sverige, Finland och Skottland har predation och dränkta bon till följd av variationer i vattenståndet bedömts vara de viktigaste anledningarna till avbrutna häckningar

(t.ex. Lehtonen 1970, Götmark m.fl. 1988, 1990, Campbell & Mudge 1989, Hake m.fl. 2005). Mot bakgrund av att många av storlommens häcknings-sjöar är attraktiva för bad, fiske och båtsport, har även störningar från friluftslivet diskuterats vid upprepade tillfällen (t.ex. Andersson m.fl. 1980, Campbell & Mudge 1989, Eriksson 1987, Eriksson m.fl. 1995, Götmark m.fl. 1988, 1989, 1990, Mudge & Talbot 1993). Även om en del storloms-häckningar bevisligen spolieras efter störningar, är resultaten vad gäller den relativa betydelsen jämfört med andra faktorer inte entydiga. I tidigare sammanställningar av storlomsinventeringar i sydvästra Sverige har häckningsframgången i olika sjöar bland annat relaterats till omfattningen

av bebyggelse i en zon på 200 meter kring sjöarna, utan att man fann några indikationer på sämre häckningsframgång i sjöar med omfattande bebyggelse i strandområdet (Eriksson 1987, Eriksson m.fl. 1995). Vidare är predation och störningar svåra att separera som skilda problemfaktorer, eftersom risken för predation ökar om den ruvande lommen skräms av boet efter en störning. I fältstudier vid Fegen under 1980-talet kunde man bland annat visa hur kråkor *Corvus corone cornix* aktivt sökte upp storlombsbon där den ruvande lommen skrämtes av boet (Götmark m.fl. 1988, 1990).

Behövs fågelskyddsområdena?

I båda de undersökta sjöarna var den genomsnittliga häckningsframgången något högre innanför fågelskyddsområdena än utanför dem, men resultatet stöds inte med statistisk signifikans och en del år noterades en högre ungpåproduktion utanför fågelskyddsområdena. En statistisk analys där data från båda sjöarna vägdes samman i en s.k. ”generalised linear mixed model”, med ”skydd” (häckning innanför eller utanför fågelskyddsområde) som en s.k. fix faktor samt ”år” och ”sjö” som s.k. stokastiska faktorer antydde emellertid en totalt sett positiv effekt av fågelskyddsområdena med avseende på ungpåproduktionen ($P = 0,08$, detaljer i Appendix).

Inte heller resultat från tidigare undersökningar av hur storlommen påverkas av störningar och strandnära bebyggelse är entydiga (se ovan). På basis av inventeringar under perioden 1993–2000 bedömde emellertid Landgren & Landgren (2001), att storlommens häckningsframgång i Väneren var bättre inom fågelskyddsområdena. Så även om man inte entydigt kunnat fastställa några positiva effekter på häckningsresultatet, pekar de tillgängliga resultaten i en positiv riktning och det finns inga indikationer på att fågelskyddsområdena skulle ha motverkat sitt syfte. Vår samlade bedömning är således att inrättandet av fågelskyddsområden kan ha medverkat till en förbättring av storlommens häckningsresultat, även om effekten kan variera mellan olika år.

Underlaget för bedömningar är emellertid fortfarande begränsat, och de statistiska beräkningarna grundar sig på ett ganska litet material. Därför bör man inte bortse från s.k. typ II-fel, d.v.s. att man undgått att upptäcka verkliga skillnader (t.ex. Fowler & Cohen 1995). Information från flera sjöar, liksom från fler år från de sjöar som nu undersökts, skulle vara värdefull. Vidare har insjöarnas fågelskyddsområden i de flesta fall inrättats för

fler arter än storlommen, t.ex. fiskgjuse, måsar och tärnor och enstaka fall även havsörn *Haliaeetus albicilla*. Självfallet bör även effekterna på dessa arter studeras.

För storlommens del bör man också försöka få en bättre kunskap om varför eventuella effekter inte kan utläsas helt entydigt från inventeringsmaterialet. Variationer i vattenståndet, som slår likartat över hela sjön, kan vissa år ha varit av sådan omfattning att en positiv effekt av fågelskyddsområdet kan ha uteblivit av denna anledning. En annan förklaring som ligger nära till hands är frågan om efterlevnad. Det är tyvärr en allmän erfarenhet att efterlevnaden av de bestämmelser som lokalt gäller för fågelskyddsområdena är bristfällig. Under fältarbetet i Fegen-Svansjöarna upptäckte inventerarna varje år något eller några fall där man färdats med båt eller gått iland på småöar och holmar innanför fågelskyddsområdena. I några fall förklarade de som överträtt bestämmelserna att de inte kände till några restriktioner. Men om den bristande efterlevnaden varit av sådan omfattning att förväntade positiva effekter uteblivet enbart av denna anledning är svårt att avgöra. Däremot visar de ovan nämnda episoderna att informationen om fågelskyddsområdena kan ha varit bristfällig.

I varierande grad kan olika fågelarter också vänja sig vid störningar (t.ex. Götmark 1989), och från rapporteringen till Projekt LOM är det uppenbart att enstaka storlomspar häckar framgångsrikt även om boet ligger på utsatta platser, t.ex. nära badplatser och båtbygggor. Kanske blir dessa storlomspar mer ”toleranta” och svårskrämda, medan par i mer ostörda miljöer reagerar med att gå av boet (och lämna det öppet för predatorer) även vid ganska obetydliga störningar, eller vid en plötslig anstormning av många människor en solvarm helg i maj eller början av juni.

Sammanfattande slutsatser och rekommendationer

För sjöar där man avser att aktivt arbeta för att förbättra storlommens häckningsresultat rekommenderar vi en prioritering av insatserna, enligt följande:

1. I första hand bör man sörtja för att hålla en konstant vattennivå under storlommens ruvningsperiod (Hake m.fl. 2005) om detta är tekniskt möjligt. Vi ansluter oss till tidigare rekommendationer om att man under ruvningsperioden bör undvika en höjning med mer än några centimeter eller en sänkning på högst 20–30 cm (Götmark m.fl. 1988).

2. Ett system med fågelskyddsområden kan bidra till en ytterligare förbättring av häckningsframgången i sjöar med ett omfattande friluftsliv.

3. För sjöar med befintliga fågelskyddsområden bör man överväga om efterlevnaden kan förbättras, t.ex. genom bättre information vid båtbyggor, parkeringsplatser, badplatser m.m. och tydligare utmärkning av de skyddade områdena. Kanotuthyrare, fiskekortsförsäljare, ansvariga för campingplatser m.fl. bör uppmanas att aktivt informera besökande om vilka restriktioner som gäller och bakgrunden till dem. Tyvärr kanske man även måste överväga att parallellt arbeta med en mer effektiv övervakning och mer kännbara påföljder för överträdelser av bestämmelserna om fågelskydd.

Slutligen bör effekterna av fågelskyddsområdena undersökas för fler arter, och underlaget för bedömningar av storlommens häckningsframgång bör kompletteras med information från fler sjöar och fler år. Betydelsen av en eventuell tillväxning kan t.ex. undersökas genom att upprepa den typ av fältstudier som genomfördes vid Fegen under 1980-talet (Götmark m.fl. 1988, 1990) men att fältarbetet utvidgas till att omfatta jämförelser av storlomspår med boplatser med varierande grad av störningar.

Tack

Undersökningarna har genomförts inom ramen för Projekt LOM, och med ekonomiskt stöd från Svenska Naturskyddsföreningen, Världsnaturfonden (WWF), Alvins fond och Bingolotto-Återvinsten. Datafiler med de dagliga avläsningarna av vattenståndet i sjön Fegen har tillhandahållits från Dan Hellman, Länsstyrelsen Västra Götaland, och uppgifter om vattenståndsvariationerna i Sottern 2002 and 2003 har erhållits av Jonas Pettersson, Brevens Bruk. Lars Råberg vid Ekologiska institutionen, Lunds Universitet, assisterade med statistiska analyser.

Referenser

Alexandersson, H. 1979. Förekomsten av häckande storlom och fiskgjuse i sjösystemet Fegen-Svansjöarna-Kalvsjöarna 1979. *Gavia* 5: 69–76.

Andersson, Å., Lindberg, P., Nilsson, S.G. & Pettersson, Å. 1980. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i svenska sjöar. *Vår Fågelvärld* 39: 85–94.

Beintema, A.J. 1996. Inferring nest success from old records. *Ibis* 138: 568–570.

Campbell, L.H. & Mudge, G.P. 1989. Conservation of

Black-throated Diver in Scotland. *RSPB Conservation Revue* 3: 72–74.

Eriksson, M.O.G. 1987. Storlommens *Gavia arctica* produktion av ungar i sydvästsvenska sjöar. *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 southwest 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. *Ornis Svecica* 2: 29–36.

Eriksson, M.O.G., Ahlgren, C-G., Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck, H. 1995. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i sydvästra Sverige 1982–1992. *Ornis Svecica* 5: 1–14.

Fowler, J. & Cohen, L. 1995. Statistics for ornithologists, 2nd ed. *BTO Guide* 22.

Götmark, F. 1989. Effekter av friluftsliv på fågelfaunan – en kunskapsöversikt. *Naturvårdsverket Rapport* 3682.

Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. 1988. Storlommen i Fegen-Kalvsjön-Svansjöarna. *Länsstyrelsen i Älvsborgs län* 1988:8.

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.

Hake, M., Dahlgren, T., Åhlund, M., Lindberg, P. & Eriksson, M.O.G. 2005. The impact of water-level fluctuation on the breeding success of Black-throated Diver *Gavia arctica* in South-west Sweden. *Ornis Fennica* 82: 1–12.

Helldin, J-O. 2004. Effekter av störningar på fåglar – en kunskapssammanställning för bedömning av inverkan på Natura 2000-objekt och andra områden. *Naturvårdsverket Rapport* 5351.

Johnson, D.H. 1979. Estimating nesting success: The Mayfield method and an alternative. *Auk* 96: 651–661.

Landgren, E. & Landgren, T. 2001. Fågelskär i Vänern 2000. *Vänerns vattenvårdsförbund Rapport* 17.

Larsson, L. & Pettersson, Å. 1994. Inventering av Sotterns fågelliv 1994. *Fåglar i Närke* 17: 199–224.

Lehtonen, L. 1970. Zur Brutbiologie des Prachtauchers, *Gavia a. arctica* (L.). *Ann. Zool. Fennici* 7: 25–60.

Lindberg, P. 1968. Något som storlommens (*Gavia arctica* L.) och smålommens (*Gavia stellata* L.) ekologi. *Zoologisk Revy* 30: 83–88.

Mayfield, H. 1961. Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bulletin* 73: 255–261.

Mayfield, H. 1975. Suggestions for calculating nesting success. *Wilson Bulletin* 87: 456–466.

Mudge, G.P. & Talbot, T.R. 1993. The breeding biology and causes of nest failure of Scottish Black-throated Diver *Gavia arctica*. *Ibis* 135: 113–120.

Pettersson, Å. 1978. Sottern – en inventering av fågelliv och fritidsutnyttjande. *Länsstyrelsen i Örebro län, Naturvårdsenheten*.

Pettersson, Å. 1985. Storlom i Sottern – en studie i inventeringsmetodik, häckningsframgång och störningskänslighet. *Naturvårdsverket Rapport* 3011.

Åhlund, M. 1980. Förändringar i häckfågelfaunan på ett

antal fredade och ej fredade öar i Bohuslän mellan 1980 och 1979. *Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Naturvårdsenheten* 1980:6.

Åhlund, M. 1995. Kustfågelinventeringen 1993–94, några preliminära resultat från Göteborgs och Bohus län. *Fåglar på Västkusten* 29: 2–10.

Åhlund, M. 1996. Kustfågelfaunan i Göteborgs och Bohus län – beståndsutveckling och effekter av fågelskyddsområden. *Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Miljöenheten* 1996:9.

Summary

In order to enhance breeding success and reduce the risk of negative impact of out-door recreation, bird sanctuaries with limited public access during the breeding season have been established along the coast and at some freshwater lakes in Sweden. At freshwater lakes, primarily Black-throated Diver *Gavia arctica*, Osprey *Pandion haliaetus* and gulls and terns are the target species.

The bird sanctuaries are sometimes experienced as controversial, as public access is restricted and the expected nature conservation benefit has been questioned. In Sweden, the bird surveys from the 1960's, preceding the establishment of a system of bird sanctuaries along the coast of Bohuslän, SW Sweden, were followed up with new field studies in 1979 and 1993–1995 (Åhlund 1980, 1995, 1996). The effects on the breeding bird fauna were not entirely conclusive, but essentially positive. For fresh-water habitats, the system of bird sanctuaries in Lake Vänern has been evaluated by Landgren & Landgren (2001).

For the Black-throated Diver, concerns about a presumed low breeding success were expressed already during the 1960's (Lindberg 1968). Primarily, disturbance from out-door recreation, predation and water-level fluctuations have been addressed (e.g. Andersson et al. 1980, Eriksson 1987, Götmark et al. 1989, Eriksson et al. 1995, Hake et al. 2005), as have effects linked to freshwater acidification and reduced availability of prey fish (e.g. Eriksson et al. 1992, Eriksson 1994.). In this study, we compared the breeding success of Black-throated Diver pairs breeding inside and outside bird sanctuaries at Lake Fegen-Svansjöarna (57°10'N, 13°05'O, 24.7 km²) and Lake Sottern (59°00'N, 15°30'O, 26.8 km²), Sweden, each with a population of 15–20 pairs.

At Lake Fegen-Svansjöarna, a system of bird sanctuaries was established in 1980. The water-level is regulated, with an amplitude of 1.75 m, for hydro-power production purposes. In 1997–2000, a test to control for a constant water-level during

the period 1 May – 15 June was done (Hake et al. 2005). At Lake Sottern, a bird sanctuary was established for an area in the western part of the lake in 1997.

Methods

The lakes were surveyed at least three times (often more) during the period May–July. Presence of adult birds and chicks was recorded, as were observations of nests and incubating birds. We measured breeding success as “the mean number of large (half-grown to fledged) chicks per resident pair”; a resident pair being confirmed if present in a territory and recorded on at least two occasions with an intervening time of two weeks or more during May–July (e.g. Hake et al. 2005, for details). For Lake Fegen-Svansjöarna, the date of incubation start was assessed with the Mayfield method, setting this to the middle date between two successive observations (Beintema 1996, for details).

Results and discussion

Lake Fegen-Svansjöarna

The average breeding success was higher inside the bird sanctuaries, 0.51 large chicks per pair per year for 1984, 1983, 1984, 1997, 1998, 1999 and 2000, compared to 0.27 outside the sanctuaries (data from Table 1), although the result was not supported by statistical significance (Mann-Whitney U tests and Wilcoxon signed ranks test). Differences in breeding success inside and outside the sanctuaries were not related to the fluctuations in water-level during the incubation period. For the pairs breeding outside the sanctuaries, however, the average breeding success was higher in 1997–2000, 0.37 large chicks per pair and year, when the water-level was controlled at a certain level during May and early June, compared with 0.07 in 1983–1984, without any control (Table 1, Mann-Whitney U test, $P = 0.13$). No such difference was recorded for the pairs breeding inside the sanctuaries. Breeding attempts were not initiated at different dates inside and outside the sanctuaries (Table 2).

Lake Sottern

Average breeding success was higher inside than outside the bird sanctuary, 0.39 and 0.25 chicks per pair and inside, respectively, although not statistically significant (Table 3, $P = 0.20$, Wilcoxon

signed ranks test), and only for four out of nine study years the breeding success was higher inside the bird sanctuary. Taking the lake as a whole, breeding success before the bird sanctuary was established in 1997 was 0.24 large chicks per pair and year as concluded from surveys done in 11 breeding seasons during 1972–1996 (Andersson et al. 1980, Pettersson 1985, Larsson & Pettersson 1994) compared to 0.27 for the period 1997–2005 (Mann-Whitney U test, $P = 0.54$).

Conclusions and recommendations

For both lakes, the average breeding success was higher inside than outside the bird sanctuaries, although the trends were not supported by statistical significance except for single years. However, weighting the results from the two lakes together in a generalised linear mixed model, with “protection status” (i.e. breeding inside or outside the bird sanctuary) as a fixed factor, and “year” and “lake” as random factors, indicated an overall positive effect on the production of young ($P = 0.08$, see Appendix for details). For Lake Vänern, Landgren & Landgren (2001) judged that the breeding success was higher for Black-throated Diver pairs breeding inside the bird sanctuaries, with reference to field surveys 1993–2000.

The different experiences from various lakes and lake systems may lead to questions whether there are any need or justifications for the bird sanctuaries. We must emphasise that no results opposite the expected positive trends have been obtained and there are no indications that the bird sanctuaries should be contra-productive with reference to the expected nature conservation benefit. Further, at most fresh-water lakes, occurrence of Black-throated Diver is not the only justification for sanctuaries, but also other species such as Osprey, gulls and terns, and in single cases also White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* have been considered. Overall, the information on effects of bird sanctuaries is still limited. Data from more lakes and species, as well as from more years from the lakes now investigated, would be valuable.

Also, the reasons for the lack of clear positive effects in this study should be better understood, e.g. with reference of obedience of the restrictions in public access. Single cases of trespass were recorded every year during the field work at Lake Fegen-Svansjöarna. Anecdotal information also indicates that individual birds and pairs may get accustomed to disturbances and be less inclined

to leave the nests unattended (and leave it open for predators).

To enhance the breeding success for Black-throated Divers at fresh-water lakes, we recommend the following measures to be prioritised:

1. Primarily to control for a constant water-level during the incubation period (Hake et al. 2005), with reference to previous recommendations of a raise of a maximum of a few centimetres and a fall of 20–30 cm (Götmark et al. 1988).
2. Bird sanctuaries with restricted public access may provide an additional benefit at lakes frequently used for out-door recreation.
3. At lakes with existing systems of bird sanctuaries, better information in order to increase the acceptance of the sanctuaries may be considered, e.g. with sign-posting and active information by rangers, camping site keepers, canoe and boat rentals etc. Unfortunately, this presumably has to be combined with more effective warden-ing and more stiff penalties for trespassers.

Appendix: Statistisk modell för att jämföra ungpåproduktionen innanför och utanför fågelskyddsområdena, med data för alla år och de båda sjöarna sammanvägda.

En sammanvägning av hela materialet från båda sjöarna gjordes med en s.k. ”generalised linear mixed model”, med ”skydd” (häckning innanför eller utanför fågelskyddsområde) som en s.k. fix faktor samt ”år” och ”sjö” som s.k. stokastiska faktorer. Analysen gjordes med PROC GLIMMIX i SAS 9.1.3 (se <http://support.sas.com/rnd/app/da/glimmix.html>), med poissonfördelning och s.k. Satterthwaite-approximering av antalet frihetsgrader ($F = 3,59$, $df = 1,16, 42$, $P = 0,08$).

Statistical model for the comparison of the production of young inside and outside the bird sanctuaries, with data from both lakes and all years weighted together.

The results from the two lakes were weighted together in a generalised linear mixed model, with “protection status” (i.e. breeding inside or outside a bird sanctuary) as a fixed factor, and “year” and “lake” as random factors. The analysis was done with PROC GLIMMIX i SAS 9.1.3 (se <http://support.sas.com/rnd/app/da/glimmix.html>), with Poisson distribution and Satterthwaite-based degrees of freedom ($F = 3,59$, $df = 1,16, 42$, $P = 0,08$).