



UPPSALA
UNIVERSITET

Storlom

en skygg toppredator



Cecilia Lundgren

Independent Project in Biology
Självständigt arbete i biologi, 15 hp, vårterminen 2011
Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet

Sammandrag

Storlom är en vattenlevande fågel som häckar i Sverige med undantag för Gotland och Öland. Den optimala häckningsplatsen är en oligotrof sjö med klart vatten där storlom i första hand livnär sig på abborre. De flesta människor känner igen storlom på de klagande spelläten som främst hörs under våren.

Då fågeln befinner sig i slutänden av en näringskedja menar en del att den kan ses som ett mått på vildmarkskvaliteten hos sötvattens ekosystem. Därför vill jag med denna studie undersöka storloms status och utreda hur dess häckningsframgång påverkas av den hotbild som för nuvarande finns. De faktorer som anses påverka populationstillväxten negativt är vattenståndsväxningar under häckningsperioden, predation, försurning av sjöar, exponering för kvicksilver, människors friluftsliv, vattenkraftverk, oljeutsläpp och förföljelse.

Jag vill dessutom uppmärksamma att trots att cirka hälften av det europeiska storlomsbeståndet häckar i Sverige är det främst ideellt naturvårdsarbete som verkar för storloms överlevnad. Det stora beroendet av frivilliga insatser innebär en sårbarhet för forskningen och långsiktigheten vid inventeringar och uppföljningar inom skyddade naturområden kan inte garanteras.

Inledning

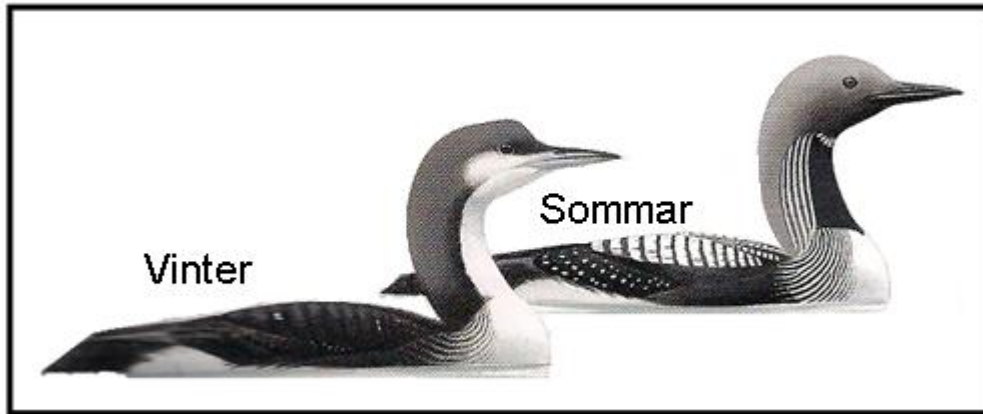
Storlom, *Gavia Arctica*, är en vattenlevande fågel med en längd på 60 till 70 centimeter och en vikt på ett till tre kilo (Eriksson 2011). Den livnär sig av fisk och har en kraftig, dolklik näbb anpassad för denna diet. Även kroppen i övrigt lämpar sig för ett liv i vatten med de kraftiga benen placerade långt bak och simhudsförsedda fötter. I och med benens placering, med leden mellan tars och tibia inne i kroppen, rör sig storlom klumpigt på land. Storlom kan dyka både djupt och länge (Nationalencyklopedin 2011a) och väljer oftast att dyka eller simma långt under vattnet för att undkomma fara trots sin goda flygförmåga (Nationalencyklopedin 2011b).

Storlom känns av de flesta igen på de klagande spelläten som främst hörs under våren och som enligt många människor symboliserar ödslighet. På grund av dessa säregna spelläten har storlom spelat stor roll i gamla tiders myter och folktro (Eriksson 2010). Vissa menar att fågeln kan ses som ett mått på vildmarkskvaliteten hos sötvattens ekosystem (McIntyre 1994). Det är en fiskätande toppredator, i slutänden av en näringskedja med flera mellanled (Eriksson & Lindberg 2005).

Mitt syfte med denna studie är att undersöka storloms status och utreda hur dess häckningsframgång påverkas av den hotbild som för nuvarande finns. Dessutom vill jag uppmärksamma det faktum att det främst är ideellt naturvårdsarbete som verkar för storloms överlevnad (Eriksson 2010).

Storlom

Storlom utgör tillsammans med smålom, stillahavslom, vitnäbbad islom och svartnäbbad islom släktet *Gavia*, det enda släktet i familjen Gaviidae som i sin tur är den enda familjen i ordningen lomfåglar Gaviiformes (Nationalencyklopedin 2011c). Fjäderdräktens utseende varierar mellan vinter och sommar (Fig. 1). Vintertid är ovansidan av kroppen enfärgat mörk och undersidan vit. Sommartid är undersidan vit, nacke och hjässa grå, strupen svart och halssidorna svartstreckade, vingarna svartvita (Nationalencyklopedin 2011b).



Figur 1. Storlom i vinter- respektive sommarfjäderdräkt (Omrítad efter Svensson *et al.* 1999).

5500-7000 storlomspar häckar under sommaren i Sverige, utom på Öland och Gotland. Den kunskap som finns om storloms flytt och övervintring är knapphändig och bygger till stor del på den intensiva ringmärkning som utfördes i Ostpreussen mellan 1929-1941 (Schüz 1974 refererad i Eriksson 2010). I Sverige utfördes däremot knappt någon ringmärkning och få fåglar har återfunnits efter 1960-talet (Eriksson 2010). Enligt tillgänglig information verkar svenska storlommor i stor utsträckning övervintra i Svarta havet och östra Medelhavet, eller i marina miljöer i Skagerrak, Nordsjön och Biscayabukten (Hemmingsson & Eriksson 2002 refererad i Eriksson 2010).

Baserat på återfynd av de ringmärkta storlommarna beräknade Nilsson (1977) miniminivån av flygfärdiga ungar för att kompensera för den årliga dödligheten och för att upprätthålla en stabil population. Denna miniminivå bedömdes ligga inom intervallet 0,37–0,47 flygfärdiga ungar per år och par (Nilsson 1977). Dessa beräkningar reflekterar dock storloms situation i början och mitten av 1900-talet och aktuellt underlag för en förnyad bedömning saknas (Eriksson 2010).

Reproduktion och häckning

Som häckningsplats väljer storlom primärt oligotrofa sjöar med klart vatten (Eriksson 1994). Dessa näringsfattiga sjöar har en låg biologisk produktion (Nationalencyklopedin 2011d) och ofta en naturligt låg alkalinitet, vilket medför en känslighet för försurning (Eriksson 1994). Eftersom storlom jagar genom att simma på ytan med ögonen under vattnet och dyka då den ser ett byte (Eriksson 1985) bör vattnet i sjön vara så klart att det tillåter jakt på mer än 5 meters djup (McIntyre 1994). Vanligen fångar storlom all föda inom häckningsreviret (Sjölander 1978), i undantagsfall kan fisk fångas i närliggande sjöar (Eriksson 2010).

Det sker ingen parbildning vid häckningsplatsen utan fåglarna anländer parvis (Sjölander 1978) i samband med islossningen, i landets södra och mellersta delar i slutet av mars eller under april (Eriksson 2010). Storlom anses bli könsmogen vid sex eller sju års ålder och det bör vara vid denna ålder som parbildning sker. Hur detta går till är ännu oklart, det är dock klarlagt att ett par håller ihop flera år och därmed kan parbildningen anses vara livslång. I de flesta fall är det hanen som väljer ut det revir där paret bygger bo och sedan spenderar hela sin reproduktionsperiod (Sjölander 1978). Platsen där boet anläggs är vanligen undanskymd och skyddad av vegetation, öar föredras (McIntyre 1994). Boet byggs direkt på marken och mycket nära strandkanten eftersom storlom har problem att röra sig på land (Eriksson 2010). Uppförandet består i att den fågel som sitter på det blivande boet sträcker ut sin näbb efter

byggmateriel i närheten som den sedan stoppar in under sin kropp. Bobyggarens partner kan från vattnet medföra ytterligare byggnadsmaterial (Sjölander 1978).

Äggläggningen, som sker under dygnets mörka timmar, föregås av fler än ett parningsförsök. Honan lägger vanligen två ägg (Nationalencyklopedin 2011a) som ruvas av båda föräldrarna, dock mestadels av honan (Sjölander, 1978). Med oregelbundna intervall vänds äggen och efter cirka 30 dagar kläcks äggen (Sjölander 1978). De första ungarna kan i landets södra och mellersta delar ses i slutet av maj och brukar senast vara kläckta i mitten av juni. Om det första häckningsförsöket misslyckas är det vanligt med ett ytterligare försök, sällan fler (Eriksson 2010). Efter kläckningen förekommer det att föräldrafågeln bär äggskalen ut ur boet ned till vattnet, troligen görs detta eftersom ungarna under en period matas i boet och föräldrarna därför ogärna lockar dit predatorer. Ungarna tillbringar vanligen det första dygnet i boet, med undantag för korta utflykter (Sjölander 1978). Ungarnas överlevnad beror till stor del på hur föräldrarna lyckas med födosök och matning av ungarna och det är vanligt att bara en av ungarna överlever till flygfärdig ålder (Jackson 2003).

Matningen sker till en början i boet men tar senare plats i vattnet där ungarna tillbringar mer och mer tid. Både honan och hanen ansvarar för matningen av ungarna tills de är flygfärdiga (Sjölander 1978), vanligen efter 8-9 veckor (Eriksson 2010). Vid matningen erbjuder föräldern en bit föda som ungen plockar från dess näbb (Sjölander 1978).

Ungarnas föda utgörs i två till tre veckor av en blandning av vattenlevande insekter; dagsländelarver, nattsländelarver och trollsländelarver samt mjukdelar av snäckor (Eriksson 2010) och fisk, för att i takt med ökande ålder övergå till att enbart bestå av fisk. Abborre (*Perca fluviatilis*) utgör basen i den vuxna storloms diet (Eriksson 1994). Eftersom ungarna till en början inte kan hantera fisk som är större än cirka 20 centimeter är tillgången på småvuxen fisk viktig under uppväxten (Eriksson 2010). I skotska undersökningar har man funnit att ungar som i huvudsak matas med fisk har en högre överlevnad än de som till stor del föds upp på insekter (Jackson 2003).

Trots att ungarna blir flygfärdiga och självständiga under sensommaren stannar de vanligen inom föräldrarnas häckningsrevir tills hösten kommer och det är dags att flytta. Det finns inga indikationer på att storlom återvänder till den sjö där de fötts (Sjölander 1978).

Populationsstatus

Sedan 1970-talet har den svenska populationen varit under fortlöpande tillväxt, och är inte isolerad från artens förekomstområden i Norge och Finland (BirdLife International 2004). Under en 30-årsperiod bedöms populationen ha ökat med 20-29%, även om den senaste 10-årsperioden har inneburit en avmattning i tillväxt (Eriksson 2010). Arten bedöms vara ”livskraftig” och återfinns därför inte på den svenska rödlistan (Gärdenfors 2005). Denna bedömning görs emellertid med en reservation för att för att referensintervallet på 0,37–0,47 stora ungar per par och år bygger på analyser av ringmärkningsfynd under början och mitten av 1900-talet. Dessutom får inte risken för en ökad exponering för kvicksilver förbises (Eriksson 2010).

Trenderna i ungproduktionen bör hållas under uppsikt då det inte kan uteslutas att det sedan mitten av 1990-talet sker en negativ utveckling i landets södra och mellersta delar. I Götaland noterades en försämrad ungproduktion under en tolvårsperiod, 1994-2005, kopplad till både en minskad andel lyckade häckningar och en minskad proportion ungvorrar med 2-3 flygfärdiga ungar (Eriksson 2006). För hela undersökningsperioden 1994-2008 noterades en

negativ trend som dock inte kunnat fastställas med statistisk signifikans. Under perioden 1994-2006 kunde en minskning i ungproduktionen fastställas för Västra Götalands län, men det förelåg ingen tidstrend i ett längre tidsperspektiv, från omkring 1970 och framåt (Eriksson 2007). I Svealand finns det under hela perioden 1994-2008 anledning att uppmärksamma en fortlöpande och statistiskt fastställd minskning av ungproduktionen. Trenderna både vad gäller procentandelen lyckade häckningar och andelen ungpullar med 2-3 stora ungar är negativa men har inte kunnat fastställas med statistisk signifikans. I landets norra delar verkar storloms häckningsutfall ha legat på ungefär samma nivå under hela perioden 1994-2008 (Eriksson 2010).

Arten skyddas enligt Bernkonventionen (Eriksson 2011) och finns därför med i bilaga 1 i EU:s fågeldirektiv (EEG 1979) vilket innebär att "särskilda åtgärder för bevarande av deras livsmiljö skall vidtas för att säkerställa deras överlevnad och fortplantning". Därav följer att storlom ska finnas representerad på en tillfredsställande nivå inom NATURA 2000-områden. När det gäller fågelarter som förtecknats i bilaga 1 i Fågeldirektivet ska EU:s medlemsstater "sträva efter att undvika förorening och försämring av livsmiljöer" även utanför de speciellt utpekade skyddsområdena (Eriksson 2010). I Sverige har en stor del av fågelskyddsarbetet kommit att beröra storlom, vilket är viktigt ur ett internationellt perspektiv eftersom cirka hälften av det europeiska storlomsbeståndet häckar i Sverige (Eriksson 1991, 2010).

Storlom minskade i antal i stora delar av sitt europeiska utbredningsområde under åren 1970-1990 men beståndets antal har de senaste 10-15 åren stabiliserats (Eriksson 2010). Eftersom storlom är en långlivad fågel med låg årlig reproduktion måste även faktorer som påverkar dödligheten bland adulta fåglar uppmärksammas, exempel på sådana faktorer är kollisioner med vindkraftverk och oljeskador vid övervintringen (Eriksson 2010).

Faktorer som befaras ge upphov till en minskad ungproduktion och därmed försämra artens överlevnad (Eriksson & Hake 2000) är vattenståndsvariationer under häckningstiden, predation (Eriksson *et al.* 2005) och försurning av sjöar med minskat födounderslag som följd samt exponering för kvicksilver (Eriksson & Hake 2000). Även människor kan påverka, främst genom friluftslivet, vilket kan bli ett ökande problem i och med bruket av vattenskotrar (Eriksson 2010).

Vattenståndsvariationer under häckningsperioden

Vattennivån i en sjö kan variera av olika orsaker, naturliga såsom regn och torka, eller mänskliga i form av reglering av vattennivån i sjöar som fungerar som kraftverksmagasin eller dricksvattentäkter (Eriksson 2010). Storlom är sårbar för variationer i vattenståndet under ruvningsperioden eftersom deras bo ligger så nära strandkanten (Eriksson *et al.* 1995). En rekommendation som bland annat baseras på undersökningarna i Fegen-Svansjöarna-Kalvsjön, är att vattennivån under ruvningsperioden inte bör tillåtas stiga mer än några centimeter och att sänkningar med mer än 30 cm bör undvikas (Götmark *et al.* 1988). Det primära hotet är en förhöjd vattennivå vilket leder till att boet översvämmas och häckningen måste avbrytas. Dock kan även en sänkt vattennivå leda till att häckningen avbryts, detta för att fåglarna har problem att ta sig i och ur boet på grund av den låga vattenytan (Eriksson 2010).

I Sverige genomfördes 1996 en studie där vattenståndsvariationernas inverkan på storloms häckningsresultat studerades hos 49 storlomspår i 43 olika sjöar. Av 23 häckningar som avbröts var variationer i vattennivån den enskilt viktigaste faktorn till misslyckandet, i åtta fall på grund av översvämmade bon. Under ruvningsperioden var den genomsnittliga

förändringen i vattennivån -5 cm för kläckta kullar, +6 cm för häckningar som misslyckats till följd av stigande vattenstånd och -6 cm för häckningar som misslyckats av annan eller okänd anledning (Hake *et al.* 2005). En skotsk undersökning där bon övervakades med kameror visade att 31% av de misslyckade häckningarna kunde kopplas till översvämmade bon (Mudge & Talbot 1993), vilket är på ungefär samma nivå som den svenska undersökning som gjordes 1996 (Eriksson 2010).

Åren 1997-2000 gjordes under perioden 1 maj–15 juni försök med konstant vattennivå. Denna konstanta vattennivå åstadkoms genom att befintliga vattenkraftsanläggningar i sjöarna utnyttjades (Hake *et al.* 2005). Den genomsnittliga häckningsframgången var då 0,44 stora ungar per par och år. Detta kan jämföras med ett medelvärde på 0,22 som baseras på tidigare inventeringar 1974, 1979, 1983 och 1984. Det är en numerärt stor men inte statistiskt säkerställd skillnad. De häckningar som misslyckades kunde inte relateras till stigande eller sjunkande vattenstånd trots att vattennivån under försöket inte kunde hållas konstant. Genomsnittlig ändring av vattennivå vid ruvning var +3 cm för kläckta kullar, och -3 cm för misslyckade häckningar.

I exempelvis Finland har en mycket låg häckningsframgång i sjöar som fungerar som kraftverksmagasin noterats (Pakarinen 1989 refererad i Eriksson 2010), medan det inte fanns någon skillnad i häckningsutfallet i reglerade och oreglerade sjöar i sydvästra Sverige under åren 1982-1992 (Eriksson *et al.* 1995). Inte heller den undersökning som genomfördes under häckningssäsongen 1996 kunde finna några skillnader i häckningsutfallet mellan reglerade och icke reglerade sjöar (Hake *et al.* 2005).

Predation

I undersökningar i Sverige (Götmark *et al.* 1990, Hake *et al.* 2005), Finland (Lehtonen 1970, refererad i Eriksson 2010) och Skottland (Mudge & Talbot 1993) har det visat sig att jämte vattenståndsvariationer är predation den viktigaste orsaken till misslyckade häckningar, andelen varierade mellan 13 och 42% i de olika undersökningarna. Enligt svenska och finska undersökningar är olika sorters måsar (*Larus spp.*), kråka (*Corvus corone*), korp (*Corvus corax*) och mink (*Mustela vison*) potentiella predatorer på lomägg (Götmark *et al.* 1989). Skotska studier har visat att det främst är nattaktiva däggdjur såsom mård (*Martes martes*), utter (*Lutra lutra*) och räva (*Vulpes vulpes*) som genom predation orsakar misslyckade häckningar (Campbell & Mudge 1989). Trots att det inte gått att fastställa något samband mellan täta bestånd av gädda (*E. lucius*) och ett sämre häckningsutfall (Eriksson & Paltto 2010) kan det inte uteslutas att gäddor utgör en risk för de nykläckta ungarna (Jackson 2003).

Försurning och minskat födounderlag

Trots att intensivt miljöarbete och internationella avtal har minskat försurningen i Sverige bedöms mer än en femtedel av skog, fjäll och sjöar vara försurade på grund av mänsklig aktivitet i form av utsläpp från transporter, energianläggningar, industri och jordbruk. De ämnen som är av störst betydelse är svaveldioxid, kväveoxider och ammoniak (Naturvårdsverket 2011a).

De sjöar som storlom föredrar är på grund av naturligt låg alkalinitet känsliga för nedfall av dessa ämnen. Under 1970- och 1980-talen fick därför storlom relativt stor uppmärksamhet vid diskussioner och forskning gällande hur olika fågelarter påverkas av utglesade fiskbestånd och andra ekologiska förändringar i försurade sjöar (Eriksson 2010). När pH-värdet i sjön sjunker under 5,5 sker det förändringar i miljön, (Eriksson & Hake 2005) bland annat sker bottenfällning av humus vilket leder till ökat siktdjup i sjön (Dickson 1978).

En minskad tillgång på fisk påverkar de fågelarter som har dessa organismer som födounderlag. Eftersom det inte sker någon fiskreproduktion i försurade sjöar försvinner de små fiskarna, som ungarna vanligen matas med, först. Å andra sidan ökar mängden vattenlevande insekter som ungarna också matas med och detta verkar kunna kompensera för den minskade mängden fisk (Bergman & Derksen 1977). Det ökade siktdjupet kan samtidigt innebära att de vuxna fåglarna har lättare att hitta sin mat i och med att den fisk som finns kvar är lätt att upptäcka (Eriksson 1991). Abborre (*P. fluviatilis*) är dessutom en av de få arter som kan leva i sjöar med ett pH-värde lägre än 5 (Eriksson 1994). När fiskbeståndet i en sjö minskar så minskar dessutom risken att gädda (*Esox lucius*) predatorer på ung storlom (Lehtonen 1970 refererad i Eriksson 1994).

Kalkning

Kalkning är en åtgärd som ofta används för att motverka risken för återförsurning. Förutsatt att kalkning i storloms häckningssjöar utförs på ett sådant sätt att det inte stör fåglarna finns det inga indikationer på att häckningsresultaten påverkas negativt. För att minska risken att störa ruvande storlom bör kalkning ej ske under häckningstiden, från mitten av april till slutet av juli, inte heller närmare än 100 meter från storlomsbon (Eriksson 2010).

Exponering för kvicksilver

Till följd av stora metallutsläpp i luften, både i Sverige och globalt, har den svenska skogsmarkens innehåll av bland annat kvicksilver ökat avsevärt de senaste århundradena. Detta har medfört att insjöfiskars koncentration av kvicksilver i stora delar av landet är cirka fem gånger så höga som beräknade naturliga halter (Naturvårdsverket 2011b). Baserat på allmängiltig kunskap om hur giftiga ämnen ackumuleras i näringskedjor är det rimligt att anta att storlommor är sårbara för exponering av miljögifter då de befinner i slutänden av en näringskedja. Denna näringskedja består av flera mellanled, från primärproducenter i form av växter och fytoplankton via zooplankton och vattenlevande insekter såsom dagsländelarver, nattsländelarver och trollsländelarver till den fisk, mestadels abborre (*P. fluviatilis*) som storlom livnär sig på.

För fiskätande i fåglar i sötvattensmiljö anses kvicksilver vara det miljögift som främst bör beaktas bland annat på grund av att detta gift i stort sett alltid uppträder i form av metylerade föreningar i fisk (Scheuhammer 1991). Undersökningar i nordöstra USA pekar på att riskerna för bioackumulering av metylerat kvicksilver är störst i lågproduktiva sjöar (Driscoll *et al.* 2007). Huvuddelen av de svenska lomsjöarna är som sagt näringsfattiga och närmare 10% av dessa bedöms vara sårbara för en ökad exponering för kvicksilver som deponerats i skogs- och myrmark och därefter urlakats till grund- och ytvatten och samtidigt metylerats (Eriksson & Paltto 2010).

Gifteffekterna kan visa sig i form av försämrade fortplantning eller neurologiska störningar och beteenderubbningar. Störningar i fortplantningar kan uppkomma vid en relativt låg belastning av kvicksilver, ungefär 20% av de koncentrationer som krävs för att beteendet ska påverkas (Scheuhammer 1987). Det finns dock få jämförande studier av hur exponeringen för kvicksilver i nordiska sötvattensmiljöer påverkar olika fågelarter. Emellertid har fiskätande fåglars sårbarhet demonstrerats tydligt då prover från bland annat storlom låg långt över nivåer uppmätta för andra fågelarter (Eriksson 2010).

Under 1980-1990-talen samlades storlomsägg in och kvicksilverhalten i dessa analyserades. De genomsnittliga halterna var högre i ägg insamlade vid försurningspåverkade, kalkade,

sjöar, jämfört med icke försurningspåverkade sjöar (2,80 respektive 1,60 ppm torrsvikt). För de icke försurningspåverkade sjöarna motsvarade halterna de nivåer som är rimliga i miljöer utan antropogen påverkan, medan halterna i delar av materialet från de försurningspåverkade sjöarna indikerar antropogen påverkan men en låg risk för fortplantningsstörningar.

Kvicksilverhalterna i ägg insamlade vid icke försurningspåverkade sjöar som kalkats i förebyggande syfte var inte förhöjda (Eriksson & Lindberg 2005). Detta resultat antyder att försurade fiskevatten har påverkat kvicksilverhalterna i storlomsägg. Då ingen insamling av ägg har skett sedan slutet av 1990-talet saknas underlag för att bedöma om exponeringen för kvicksilver har förändrats under det senaste decenniet (Eriksson 2010). I nordamerikanska undersökningar har det emellertid visat sig att ägg från svartnäbbad islom är goda indikatorer på både geografiska skillnader och tidsmässiga trender i tillgängligheten av metylerat kvicksilver för toppredatorer i sötvattensmiljöer (Scheuhammer *et al.* 2001, Evers *et al.* 2003).

Friluftsliv

De sjöar som storlom föredrar som häckningssjöar är många gånger även populära för bad, fiske och andra friluftaktiviteter. För storlom medför dessa aktiviteter en del störningar och detta är en faktor som ofta tas upp i diskussioner om storloms häckningsresultat. Även om vattenståndsvariationer och predation är de viktigaste orsakerna till misslyckade häckningar, har en låg ungtproduktion vid flera tillfällen ställts i relation till den ökande omfattningen av olika friluftaktiviteter (Eriksson 1987, Götmark *et al.* 1988, 1989, Eriksson *et al.* 1995). Det verkar troligt att störningsfaktorn kan ha ökat i betydelse i och med ett ökat friluftsliv (Eriksson 2010).

Det är sällan störningen i sig som leder till att häckningen misslyckas, men en störning medför vanligen att storlom kliver av boet och därmed lämnar det oskyddat. Då ökar risken för predation, varför predation och störningar kan vara svåra att separera som skilda problemfaktorer. Fältstudier som genomförts vid sjön Fegen under 1980-talet visade bland annat hur kråkor aktivt sökte upp storlomsbon där den ruvande storlom skrämts av boet (Götmark *et al.* 1988, 1990).

Det finns bevis för att vissa häckningar misslyckats på grund av störningar men jämfört med andra faktorer är resultatet inte entydigt. Det är också mycket svårare att fastställa huruvida en häckning misslyckats på grund av en störning än om misslyckandet skett av någon annan faktor som exempelvis en förändring i vattenståndet (Hake *et al.* 2005). Något som tyder på att störningar kan påverka häckningsresultatet är att dessa vissa år med ovanligt fint majväder varit sämre. Orsaken antas vara omfattande friluftaktiviteter (Götmark *et al.* 1988).

Häckningsresultatet i sydvästra Sverige visar inga tendenser att påverkas av omfattande bebyggelse eller mycket båttrafik (Eriksson 1987, Eriksson *et al.* 1995). Då Hake *et al.* (2005) under åren 1996-2000 undersökte sydvästsvenska sjöar kunde de endast påvisa att 4-10% av de misslyckade häckningarna hade samband med störningar. Vid undersökningar av storlomsbeståndet i Uppland har det däremot noterats att häckningarna misslyckas i större utsträckning i sjöar som bedöms vara utsatta för störningar från olika friluftaktiviteter (Douhan 1986, 1997).

Vattenskotrar

Vattenskotrar och andra snabbgående båtar är ett relativt nytt fenomen i storloms häckningssjöar (Eriksson 2010). Vattenskotrar bedöms vara farligare än andra snabbgående

båtar eftersom de kan framföras på grunda områden. I Nordamerika har det vid flera tillfällen noterats att ungar av svartnäbbad islom dödats efter kollisioner med vattenskotrar (McIntyre & Barr 1997).

Vindkraftverk

I en skotsk utredning där storlom ingick undersöktes hur fågelfaunan kan påverkas av storskalig vindkraftsutbyggnad. I denna utredning rekommenderades att vindkraftsanläggningar bör undvikas inom en buffertzona på 1 kilometer kring häckningsplatserna (Bright *et al.* 2006). I Sverige saknas det ordentlig kunskap för att specifikt kunna bedöma hur storlom påverkas av vindkraftsanläggningar i närområdet kring häckningsplatserna. Det har gjorts bedömningar om att storlom skulle kunna vara sårbar, dessa bygger dock till största delen på generella antaganden om att det är storvuxna fåglar med en begränsad manövreringsförmåga. Det har därför bestämts att skyddszoner om minst 1000 m ska upprättas runt sjöar och tjärnar där storlom regelbundet häckar (Eriksson 2010).

Fågelskyddsområden

För att förbättra häckningsresultatet och minska risken för störningar har fågelskyddsområden inrättats vid en del sjöar. Dessa områden inrättas med stöd av bestämmelser i 4 och 11 §§ i miljöbalkens 7 kapitel och ger möjligheter att införa restriktioner i tillträdet till häckningsöar och holmar under delar av året, liksom att färdas med båt i närheten. För insjöhäckande fågelarter såsom storlom är det vanligen så att tillträdesförbudet gäller under vår och försommar (Eriksson *et al.* 2005). Både fågelskyddsområden som inrättats i Väneren (Landgren & Landgren 2001) och Fegen-Svansjöarna-Kalvsjön (Götmark *et al.* 1988) har utvärderats, med bedömningen att de har gynnat storlom (Eriksson *et al.* 2005).

Ett fågelskyddsområde omfattande småöar och holmar med omgivande vattenområden inrättades 1980 i Fegen-Svansjöarna-Kalvsjön i gränsområdet mellan Västergötland, Halland och Småland. En första utvärdering gjordes under åren 1983-1984 och under åren 1997-2000 genomfördes en jämförande studie av storloms häckningsresultat innanför respektive utanför fågelskyddsområden. Den genomsnittliga häckningsframgången var vid båda undersökningstillfällena och för alla år högre inom fågelskyddsområdena än utanför; 0,51 flygfärdiga ungar per par och år jämfört med 0,27. Dock är denna skillnad inte statistiskt säkerställd, varken för något av de enstaka åren eller för det sammantagna materialet (Eriksson *et al.* 2005).

Skillnaden avseende häckningsframgång inom respektive utanför fågelskyddsområdet kunde inte relateras till förändringar av vattenståndet under ruvningsperioden. Vid en jämförelse av häckningsframgången utanför fågelskyddsområden konstaterades dock att den var högre under åren 1997-2000 jämfört med under åren 1983-1984. Detta beroende på att under 1997-2000 kunde en konstant vattennivå upprätthållas i sjön under maj och juni, till skillnad från under 1983-1984. Någon motsvarande skillnad kunde ej iakttas innanför fågelskyddsområdet (Eriksson *et al.* 2005).

En liknande studie som tidigare nämnda genomfördes under åren 1997-2005 mellan skyddade och icke skyddade häckningsplatser i sjön Sottern i Närke. 1997 infördes, för ett område i sjöns västra del, bestämmelser om restriktioner i båttrafiken samt tillträde till småöar och holmar. Även i denna sjö var häckningsframgången högre innanför det skyddade området jämfört med det oskyddade; 0,39 respektive 0,25 flygfärdiga ungar per par och år. Skillnaden var för två av undersökningsåren statistisk säkerställd (Eriksson *et al.* 2005).

Baserat på inventeringsresultat från perioden 1972-1996 beräknades den genomsnittliga häckningsframgången för sjön som helhet till 0,24 flygfärdiga ungar per par och år. Efter att fågelskyddsbestämmelser infördes 1997 blev motsvarande siffra 0,27 för perioden 1997-2000. Detta innebär att bestämmelserna om fågelskydd inte medförde någon generell förbättring av storloms häckningsresultat i sjön. Det finns information om variationer i vattenståndet under ruvningsperioden för två år, båda dessa år var häckningsframgången högre utanför skyddsområdet (Eriksson *et al.* 2005).

Oljeskador vid övervintring

Under vinterhalvåret tyder mycket på att oljeskador är en central faktor gällande storloms dödlighet. Världsnaturfonden gjorde i början av 1990-talet en genomgång av problembilden för de fågelarter som uppträder i Nordsjön och bedömde då att oljeskador utgjorde det största hotet (Furness 1993). En brittisk översikt som också gjordes i Nordsjön visade att storlom, tillsammans med andra lomarter, hamnade på första plats gällande sårbarheten för oljeskador (Williams *et al.* 1995). Då en konsekvensanalys av eventuell framtida oljeutvinning i de norska delarna av Skagerrak utfördes bedömdes storlom vara en av de arter som var mest sårbara för oljeutsläpp under vinterhalvåret, både på individ- och beståndsnivå (Lorentsen *et al.* 1993). Sårbarheten beror dels på att de till största delen övervintrar i marina miljöer, dels på att de är långlivade och har en låg årlig reproduktion.

Förföljelse

Enstaka fall där storlomsbon bland annat har trampats sönder har noterats både i Sverige (Hake *et al.* 2005) och Skottland (Campbell & Mudge 1989). Det är antagligen fiskare, i första hand fritidsfiskare, som upplever storlom som en konkurrent. Detta beteende är olagligt (Eriksson 2010).

Diskussion

Det verkar som att storlom i Sverige är representerad på en fullgod nivå inom de speciellt utpekade områdena. Emellertid kan artens ställning ytterligare förstärkas genom att ytterligare området skyddas med hjälp av Natura 2000-bestämmelser. Dessutom bör avgränsningen av en del befintliga Natura 2000-områden ses över. Det är också viktigt att undersöka storloms status och utreda hur dess häckningsframgång påverkas av den hotbild som för nuvarande finns (Eriksson 2010).

Enligt Ahola *et al.* (2003, refererad i Eriksson 2010) är storlom en av de arter som är mest sårbar för variationer i vattenståndet. Storlom verkar kunna anpassa sig till variationer i vattenståndet genom att bete sig som smålom; de bygger sitt bo vid en liten sjö men fiskar i större sjöar, detta har dokumenterats i bland annat Norge (Dunker & Elgmork 1973). De försök som gjordes 1997-2000 visar att i reglerade sjöar kan storloms häckningsresultat förbättras genom att vattennivån kontrolleras (Eriksson 2010). I häckningssjöar med stora variationer i häckningsframgången på grund av svårigheten att upprätthålla en konstant vattennivå under våren och försommaren kan häckningsflottar vara en lösning (Hancock 2000, Desorbo *et al.* 2006). Detta är dock en åtgärd som endast bör övervägas om det är möjligt att långsiktigt sörja för en god uppföljning av häckningsresultatet i de sjöar där flottarna satts ut, samt för tillsyn och nödvändigt underhåll av flottarna.

Predation påverkar sällan häckningsframgången i sådan utsträckning att aktiv kontroll av predatorer är aktuell. Dock kan förekomsten av häckande storlom vara en prioriteringsfaktor vid planering av fångst av mink i fågelskyddsområden och naturreservat (Eriksson 2010).

Trots att försurade sjöar inte verkar påverka storloms unproduktion finns det ett annat stort problem, nämligen risken för ökad exponering av kvicksilver, en tungmetall som ofta ackumuleras i fisk från försurade sjöar (Björklund *et al.* 1984, Johansson 1980).

Återförsurning kan avhjälpas med kalkning men Meili (1995) menar att detta kan medföra en ökad risk för exponering av kvicksilver. På grund av tidigare nämnda nordamerikanska undersökningar gällande ägg från svartnäbbad islom (Scheuhammer *et al.* 2001, Evers *et al.* 2003) finns det anledning att studera kvicksilverhalterna i svenska storlomsägg ytterligare. Analysmaterialet gällande kvicksilverhalter i storlomsägg skulle behöva kompletteras med ägg insamlade från slutet av 1990-talet och framåt. Genom att under strikt kontrollerade former kontinuerligt samla in och analysera ägg från storlom skulle en bättre bild av både kvicksilverbelastningen hos storlom och spridningen av kvicksilver i landets insjömiljöer i stort framträda. Då den största delen av det kvicksilver som numera påverkar vattendrag och sjöar härstammar från förbränning av fossila bränslen bör åtgärder som syftar till att minska beroendet och förbrukningen av olja på sikt kunna bidra till en minskad exponering för kvicksilver för storlom och andra toppredatorer i sötvattensmiljöer (Eriksson 2010). Nordamerikanska modelleringsstudier visar att även begränsningar av lokala utsläpp kan ge positiva effekter i de omgivande vattenmiljöerna (Evers *et al.* 2007).

Storlom förefaller kunna vänja sig vid de störningar som människors friluftsliv ger upphov till (Götmark 1989), exempelvis har storlomspår häckat framgångsrikt då boet legat på utsatta platser, såsom nära badplatser, båtbyggor och sommarstugetomter. Det finns också exempel på att storlom som häckar vid sjöar i välbesökta och tätortsnära friluftsområden har en mycket hög unproduktion. Det är möjligt att dessa storlommar blir mer toleranta och därmed svårskrämda då de helt enkelt har vant sig vid att människor ofta vistas vid stränderna och i båtar och därför inte lämnar boet så lätt. Det här indikerar att uppgifter om bebyggelsens utbredning utefter stränderna eller antalet båtar kan vara av begränsat värde (Eriksson 2010).

Det finns inga underlag baserat på nordiska förhållanden för att bedöma hur storlom kan påverkas av vattenskotrar. Dock är det rimligt att med utgångspunkt från generella kunskaper om storloms uppträdande, svårigheterna att på större avstånd upptäcka storlom på de fria vattenytorna och vattenskotrarnas förhållandevis höga hastighet, anta att storlom påverkas negativt (Eriksson 2010).

Då vindkraftsanläggningar placeras inom närområdet kring häckningsplatser för storlom bör häckningsutfallet för de berörda paren följas upp under ett antal år, för att på sikt få ett bättre underlag för att utvärdera eventuella störningseffekter. Forskning gällande vindkraftsanläggningars påverkan på fåglar bör kompletteras med studier av hur olika fågelarter påverkas av landbaserade vindsnurror i inlandet (Eriksson 2010).

När det gäller fågelskyddsområden kan de båda tidigare nämnda studierna sammanfattas med att en tendens till högre unproduktion kan iakttagas för storlomspår inom skyddade områden men resultaten är ej entydiga och somliga år var häckningsresultatet bättre utanför fågelskyddsområden. Den samlade bedömningen är att trots att effekten kan variera från år till år kan inrättandet av skyddsområden ha gynnat och förbättrat storloms häckningsresultat. Något som kan påverka häckningsresultatet i de skyddade områdena är överträdelser av tillträdesförbudet, vilket under arbetet i Fegen noterades varje år. I vissa fall berodde detta på okunnighet om gällande restriktioner. Det är svårt att avgöra om bristande efterlevnad av tillträdesförbudet har varit av sådan omfattning att de förväntade positiva effekterna på

fåglarnas häckning uteblivit, men indikerar att informationen om fågelskyddsområdena kan ha varit bristfällig (Eriksson *et al.* 2005).

Förföljelse av storlom är en företeelse som inte påverkar häckningsutfallet nämnvärt men det är både anmärkningsvärt och beklagligt att häckande storlommar fortfarande är föremål för förföljelse (Eriksson 2010).

Det europeiska beståndet av storlom har de senaste 10-15 åren stabiliserats (Eriksson 2010) men trots detta anses storloms status på europeisk nivå vara ”ogynnsam” och den har klassningen sårbar enligt IUCNs kriterier (BirdLife International 2004). Cirka hälften av det europeiska storlomsbeståndet häckar i Sverige (Eriksson 1991, 2010). Som en följd av detta har vi i Sverige ur vetenskaplig synpunkt ett stort ansvar för att storlom ska kunna fortleva och kunskap om det svenska beståndets häckningsmiljö och reproduktion kan förbättra storloms internationella status. Trots detta internationella ansvar är mycket av forskningen och inventeringen gällande storlom beroende av frivilliga insatser. Detta innebär en sårbarhet och äventyrar långsiktigheten vid inventeringar och uppföljningar inom skyddade naturområden. Det bör undersökas om en samordning mellan ideella insatser och regional/nationell miljöövervakning är möjlig och därmed minska sårbarheten relaterad till beroendet av frivilliga insatser. Beträffande inventeringar bör resultaten av inventeringarna ha gett en representativ bild av häckningsframgången för Götaland och Svealand, i Norrland bör ansträngningar göras för att få en bättre täckning. För att uppnå ett bättre och mer aktuellt underlag vid beräkningar av bland annat den årliga dödligheten bör möjligheten att skapa ett nationellt eller samnordiskt ringmärkningsprojekt övervägas (Eriksson 2010).

Tack

Anna Brunberg, David Forssander, Andreas Johansson, Joel Lönnqvist och Kim Wigertz för fräscha idéer och konstruktiva kommentarer under uppsatsens skrivande!

Referenser

- Ahola, M, Kerätär, K, Visuri, M, Hellsten, S.2003. The effects of water level fluctuation on the nesting of water and shore birds. Literature study. Suomen ympäristö (Miljö i Finland) 633 (på finska, sammanfattningar på svenska och engelska), refererad i Eriksson, M.O.G. 2010. Storlom och smålommen i Sverige - populationsstatus, hotbild och förvaltning. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm och Svenska LOM-föreningen/Projekt LOM, Göteborg.
- Bergman, R.D, Derksen, D.V. 1977. Observations on Arctic and Red-throated Loons at Storkersen Point, Alaska. *Arctic* **30**:41-51.
- BirdLife International.2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge. BirdLife Conservation Series No. 12.
- Björklund, I, Borg, H, Johansson K.1984. Mercury in Swedish lakes- its regional distribution and causes. *Ambio* **13**:118-121.
- Bright, J.A, Langston, R.H.W, Bullman, R, Evans, R.J, Gardner, S, Pearce-Higgins, J, Wilson, E.2006. Bird sensitivity map to provide locational guidance for onshore wind farms in Scotland. RSBP Research Report No. 20.

- Campbell, L.H, Mudge, G.P.1989. Conservation of Black-throated Divers in Scotland. RSBP Conservation Revue **3**: 72-74.
- Desorbo, C.R, Taylor, K.M, Kramar, D.E, Fair, J, Cooley, J.H. Jr, Evers, J.H, Hanson, W, Vogel. H.S, Atwood, J.L.2006. Reproductive advantages for Common Loon using rafts. Journal of Wildlife Management **71**: 1206-1213.
- Dickson, W. 1978. Some effects of acidification of Swedish lakes. Verh.Internat.verein. Limnol.**20**:851-856
- Douhan, B.1997. Storlom i Uppland 1996 Fåglar i Uppland **24**: 24-37.
- Douhan, B.1986. Storlom i Uppland. Fåglar i Uppland **13**: 7-20.
- Driscoll, C.T, Young-Ji, H, Chen, C, Evers, D, Lambert, K.F, Holsen, T.M, Kamman, N.C, Munson, R.K.2007. Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in northeastern United States. Bioscience **27**: 17-28.
- Dunker, H, Elgmork, K.1973. Nesting of the Black-throated Diver, *Gavia arctica* (L.), in small bodies of water. Norwegian Journal of Zoology **21**: 33-37.
- EEG. 1979. Rådets direktiv av den 2 april 1979 om bevarande av vilda fåglar (79/409/EEG).
- Eriksson, M.O.G. red.2011.<http://www.projekt-lom.com/Artfaktablad.storlom.pdf>, hämtad 2011-05-05. Mats O.G. Eriksson och Peter Lindberg 1999. Rev. Mats O.G. Eriksson 2011
- Eriksson, M.O.G. 2010. Storlom och smålommen i Sverige - populationsstatus, hotbild och förvaltning. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm och Svenska LOM-föreningen / Projekt LOM, Göteborg.
- Eriksson, M.O.G, Paltto, H. 2010. Vattenkemi och fiskbeståndens sammansättning i storloms *Gavia arctica* häckningssjöar samt en jämförelse med smålommens *Gavia stellata* fiskesjöar. Ornis Svecica **20**: 3-30
- Eriksson, M.O.G.2007. Lommar i Västra Götalands län. Länsstyrelsen i Västra Götalands län Rapport 2007:82.
- Eriksson, M.O.G. 2006. Projekt Lom 2004-05. SOF (2006) Fågelåret 2005: 51-57, Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Eriksson M.O.G, Lindberg P. 2005. Kvicksilverbelastningen hos svenska smålommar *Gavia stellata* och storlommar *Gavia arctica*. Ornis Svecica **15**:1-12.
- Eriksson M.O.G, Dahlgren T, Holmer A, Lindberg P, Åhlund M. 2005. Storloms *Gavia arctica* häckningsframgång innanför och utanför fågelskyddsområden i sjöarna Fegen och Sottern. Ornis Svecica **15**:212-219.

- Eriksson M.O.G, Hake M. 2000. Storloms *Gavia arctica* häckningsframgång i relation till vattenkemi, försurning, kvicksilverhalt i fisk och sjöyta i sydsvenska sjöar. *Ornis Svecica* **10**:95-105.
- Eriksson, M.O.G., Ahlgren, C-G., Fallberg, R., Karlsson, G., Kongbäck, H. 1995. Storloms (*Gavia arctica*) häckningsframgång i sydvästra Sverige 1982-1992. *Ornis Svecica* **5**: 1-14.
- 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.1991. Försurningspåverkan på fågel- och däggdjursbestånd. Naturvårdsverket Rapport 3969.
- Eriksson M.O.G. 1986. Reproduction of Black-throated Diver *Gavia arctica* in relation to fish density in oligotrophic lakes in southwestern Sweden. *Ornis Scandinavia* **17**:245-248.
- Eriksson M.O.G. 1985. Prey detectability for fish-eating birds in relation to fish density and water transparency. *Ornis Scandinavia* **16**:1-7.
- Evers, D.C, Hart, Y.J, Driscoll, C.T, Kamman, N.C, Goodale, M.W, Lambert, K.F, Holsen, T.M, Chen, C, Clair, T.A, Butler, T.2007. Biological mercury hotspots in northeastern United States and southeastern Canada. *Bioscience* **27**: 29-43.
- Evers, D.C, Taylor, K.M, Major, A, Taylor, R.J, Poppenga, R.H, Scheuhammer, A.M. 2003. Common loon eggs as indicators of methyl mercury availability in North America. *Ecotoxicology* **12**: 69-81.
- Furness, R.W, red.1993. An assessment of human hazards to seabirds in the North Sea. Världsnaturfonden WWF.
- Gärdenfors, U. red. 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Götmark F, Neergaard R, Åhlund M. 1990. Predation of artificial and real arctic loon nests in Sweden. *Journal of Wildlife Management*. **54**: 429-432.
- Götmark F, Neergaard R, Åhlund M. 1989. Nesting ecology and management of the arctic loon in Sweden. *Journal of Wildlife Management*. **53**: 1025-1031.
- Götmark, F, Neergaard, R, Åhlund, M.1988. Storlom i Fegen-Kalvsjön-Svansjöarna. Länsstyrelsen i Älvsborgs län 1988:8.
- 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.
- Hancock, M. 2000. Artificial floating islands for nesting Black-throated Divers *Gavia arctica* in Scotland: construction, use and effect on breeding success. *Bird Study* **47**: 165-175.

- Hemmingsson, E., Eriksson, M.O.G. 2002. Ringing of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *Gavia arctica* in Sweden. Wetlands International Diver/Loon Specialist Group Newsletter **4**: 8-13, refererad i Eriksson, M.O.G. 2010. Storlom och smålommen i Sverige - populationsstatus, hotbild och förvaltning. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm och Svenska LOM-föreningen / Projekt LOM, Göteborg.
- Håkanson, L, Andersson, T, Nilsson, A.1990. Mercury in Swedish lakes – linkage to domestic and European sources of emission. *Water Air Soil Pollution* **50**: 171-191.
- Jackson, D.J.2003. Between-lake differences in the diet and provisioning behavior of Black-throated Divers *Gavia arctica* breeding in Scotland. *Ibis* **145**: 30-44.
- Johansson, K.1980. Heavy metals in acid woodland lakes. Statens naturvårdsverk PM1359.
- Landgren, E, Landgren, T.2001. Fågelskär i Vänern 2000. Vänerns Vattenvårdsförbund Rapport 17.
- Lorentsen, S.-H, Anker-Nilssen, T, Kroglund, R.T, Østnes, J.E.1993. Konsekvensanalyse olje/sjöfugl for petroleumsvirksomhet i norsk del av Skagerrak. NINA Forskningsrapport 39.
- Lehtonen, L.1970.Zur biologie des prachttauchers, *Gavia Arctica* L. *Annales Zoologici Fennici* **7**:25-60, refererad i Eriksson, M.O.G. 2010. Storlom och smålommen i Sverige - populationsstatus, hotbild och förvaltning. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm och Svenska LOM-föreningen / Projekt LOM, Göteborg.
- McIntyre, J.W, Barr, J.F.1997.Common Loon. *The Birds of North America* 313.
- McIntyre J.W. 1994. Loons in freshwater lakes. *Hydrobiologia* **279/280**:393-413
- Meili, M.1995. Liming effects on mercury concentrations in fish. I: Henriksson, L. & Brodin, Y.W. (red.) Liming of acidified surface waters- a Swedish synthesis, ss. 383-393. Springer, 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.
- Nationalencyklopedin 2011a. Lommar. <http://www.ne.se/lang/lommar>, hämtad 2011-04-06.
- Nationalencyklopedin 2011b. Storlom. <http://www.ne.se/lang/storlom>, hämtad 2011-04-06.
- Nationalencyklopedin 2011c. Gaviiformes. <http://www.ne.se/gaviiformes>, hämtad 2011-04-06.
- Nationalencyklopedin 2011d. Oligotrof. <http://www.ne.se/lang/oligotrof>, hämtad 2011-04-25.
- Naturvårdsverket. 2011a. Försurning. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Tillstandet-i-miljon/Forsurning>, hämtad 2011-05-05.

- Naturvårdsverket. 2011b. Miljögifter. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Tillstandet-i-miljon/Miljogifter>, hämtad 2011-05-05.
- Nilsson S.G. 1977. Adult survival rate of the Black-throated Diver *Gavia arctica*. *Ornis Scandinavia* **8**:193-195.
- Pakarinen, R.1989. A survey of the Black-throated Diver population in 1985-86 in Finland. *Lintumies* **24**: 2-11.(på finska, engelsk sammanfattning), refererad i Eriksson, M.O.G. 2010. Storlom och smålommen i Sverige - populationsstatus, hotbild och förvaltning. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm och Svenska LOM-föreningen / Projekt LOM, Göteborg.
- Scheuhammer, A.M, Perrault, J.A, Bond, D.E.2001. Mercury, methyl mercury, and selenium concentrations in eggs of common loon (*Gavia immer*) from Canada. *Environmental Monitoring and Assessment* **72**: 79-94.
- Scheuhammer, A.M, Blancher, P.J.1994. Potential risks to common loons (*Gavia immer*) from methyl mercury exposure in acidified lakes. *Hydrobiologia* **279/280**: 445-455.
- Scheuhammer, A.M.1991. Effects of acidification on the availability to toxic metals and calcium to wild birds and mammals. *Environmental Pollution* **71**: 329-375.
- Scheuhammer, A.M.1987. The chronic toxicity of aluminum, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. *Environmental Pollution* **46**: 263-295.
- Schüz, E. 1974. Über den Zug von *Gavia arctica* in der Paläarktis. *Ornis Fennica* **51**: 183-194, refererad i Eriksson, M.O.G. 2010. Storlom och smålommen i Sverige - populationsstatus, hotbild och förvaltning. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm och Svenska LOM-föreningen / Projekt LOM, Göteborg.
- Sjölander S. 1978. Reproductive behavior of the Black-throated Diver *Gavia arctica*. *Ornis Scandinavia* **9**:51-65.
- Svensson L, Grant P.J, Mullarney K, Zetterström D.1999. Fågelguiden. Albert Bonniers Förlag, Stockholm.
- Williams, J.M, Tasker, M.L, Carter, I.C, Webb, A.1995. A method for assessing seabird vulnerability to surface pollutants. *Ibis* **137**: supplement 147-152.
- Omslagsbild: Sveriges Radio.2012. P2FÅGELN. <http://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=3275&artikel=2719158>. Med tillstånd från Sveriges radio.