

REDAKTION: Ake Berg Flogstav, 81b 752 63 Uppsala 018/463018
 Chia Krantz Högviltsvägen 35 722 42 Västerås 331970
 Niclas Backström Bakpiåtsv. 10 724 76 Västerås 354897

INFORMATIONSBLADET utges av VÄSTERÅS ORNITOLOGISKA KLUBB, c/o Ulf Carlsson Byggmästare. 20 734 00 Hallstahammar, och utkommer med fyra nummer per år. Tidningen och medlemskap i VOK erhålls genom att sätta in 40,- på postgiro I 13 30 - 8. Adressändringar sändes till Ulf Carlsson.

VOK har till ändamål att främja utforskandet och skyddet av (främst) Västerås kommuns fågelfauna, att verka för att hos allmänheten väcka och underhålla intresset för fågelfaunan. Dessa mål vill VOK försöka förverkliga bl a genom att ordna föredrag, ekskursioner samt genom utgivning av INFORMATIONSBLADET fyra gånger per år.

VÄSTERÅS ORNITOLOGISKA KLUBB

Ordf. Per Magnusson Byrénvägen 92 722 43 Västerås 330197
 V. Ordf. Tomas Gustavsson Stångjörneg. 212 724 73 Västerås 359503
 Sekr. Gunnar Lignell Jaktplaneg. 1b 723 48 Västerås 145617
 V. Sekr. Lennart Oladh Flintmästareg. 53 723 53 Västerås 124581
 Kassör. Ulf Carlsson Byggmästare. 20 734 00 Hallstahammar 0220/15606
 Ledamot Thomas Skoglund Gulmästarstigen 4a 722 26 Västerås. 138176
 Daniel Green c/o Ekellin Repslagareg. 5c 724 60 Västerås -
 Hans-Olof Hellkvist Ekeholm Barkarö 725 90 Västerås 52026
 Suppl. Ola Björclin Narvav. 9 724 68 Västerås 131538
 Chia Krantz Högviltsv. 35 722 42 Västerås 331970

Stugkommitté

för Åkeräng: Thomas Skoglund (adress se ovan), Hans Larsson, Lars Dahlberg och Pentti Tatti.

Rapportkommitté: Hans-Olof Hellkvist (rapportmottagare, adress se se ovan), Thomas Skoglund, Daniel Green och Martin Green.

MÄNSKLIGA STÖRNINGARS BETYDELSE FÖR FISKGJUSENS (PANDION HALIAETUS) HÄCKNINGRESULTAT I ÄNGSÖARKIPELAGEN.

Thomas Skoglund

INLEDNING

Denna uppsats skrevs ursprungligen som ett projektarbete på fyra poäng vid Uppsala universitet sommaren 1985 tillsammans med Leif Östman, Uppsala. Då innehållet kan vara av intresse för en vidare krets, återges uppsatsen här i en något omarbetad form.

FISKGJUSENS UTBREDDNING OCH STATUS

Fiskgjusen förekommer, representerad av flera raser, runt om i världen. Utbredningsområdet omfattar Palearktis, inklusive södra Kina, Formosa, samt Japan, Nord- och Centralamerika, Sydostasien och Australien. I Europa, utom Sovjetunionen, är populationens tyngdpunkt förlagd till Skandinavien och Finland. Den svenska stammen uppskattas numera uppgå till ca 2000 par (Österlöf 1973, Nilsson 1981), efter en ökning sedan slutet av 1920-talet, då arten fridlystes. Därmed beräknas ca två tredjedelar av den europeiska fiskgjusestammen finnas inom landets gränser. Större delen av den resterande tredjedelen, ca 900 par, återfinns i Finland (Sauroia 1972). Ahlén (1977) har klassat fiskgjusen som hänsynskrävande, medan den inte finns upptagen bland hotade djur i Norden (NU 1982).

FÖDA

Fiskgjusens föda består nästan uteslutande av fisk, som den fångar genom grunda dykningar. Bytet kan styckas och således föredras fisk i större storleksklasser (Häkkinen 1978, Nordbakke 1980). Nordbakke (1974) nämner nio fiskarter från 689 insamlade bytesrester från fiskgjuse (i fallande frekvens): id, gädda, abborre, stäm, braxen, flundra, mört, blåsik och öring. Oidentifierade bytesrester utgjorde 7 % av materialet. Från 36 bon i Mellansverige kan tilläggas björkna, mört och faren (Häkkinen 1978).

FLYTTNING OCH ÖVERVINTRING

Fiskgjusen, som är en god och uthållig flygare, flyttar i augusti-september på bred front genom Europa och Medelhavsländerna till övervintringsområdena i västra Afrika (Österlöf 1977) och återkommer till mellansvenska vatten i månadsskiftet mars-april (egna observationer). Artens extrema specialisering på fiskdiet gör att dess

häckningsstart infaller förhållandevis sent med tanke på fågelns storlek, då islossning i de tempererade områdenas sjöar och vattendrag med bytesdjurens därpå följande vandringar in på grunt vatten måste avvaktas.

BOET

I Sverige byggs boet nästan alltid i toppen av ett träd, oftast en tall, medan arten i andra delar av världen kan välja andra boplatser, t ex på marken på öar i Röda havet (Bent 1937) eller på klippflyllor i Medelhavet (Terrasse & Terrasse 1977). I Sverige är hittills två markbon kända (S Österlöf, muntl). Kolonibildning förekommer exempelvis längs Nordamerikas ostkust (Abbott 1911), ett fenomen som dock inte är känt från Nordeuropa. Bona utnyttjas ofta under lång tid - upp till 45 år finns dokumenterat (Bent 1937), då troligen av flera olika par, då den hittills högsta åldern för en fiskgjuse i vitt tillstånd har uppmätts till 32 år (Kennard 1975). Fiskjusens ortstrohet visar även av att 63 % av alla ringmärknings-återfynd under häckningstid görs inom 50 km från födelseplatsen (Österlöf 1977).

KÖNSBILDNING OCH ÅGGRING

Arten blir könsmogen vid tre års ålder eller mer (t ex Österlöf 1931). De icke-häckande fåglarna tillbringar även första sommaren i övervintringsområdena. Sedan tillbringas somrarna längre norrut, men inte i häckningssområdena (Newton 1976).

Fiskjusen lägger 1-4, oftast 3 ägg (62 % av 172 finska kullar) L von Haartman i Cramp & Simmons 1980) i slutet av april och som sedan ruvas i 34-40 dagar ($\bar{x} = 37$). Ungarna tillbringar sedan ca sju veckor i boet (Green 1976, Stinson 1977). Omläggning är ej konstaterad i vare sig Skottland eller Nordeuropa.

ÖVERLEVAVAD

Mortaliteten hos nordamerikanska fiskgjusar har beräknats till 57 % under första levnadsåret och till 18 % följande år. Med ledning härav har man kunnat beräkna ett minsta erforderliga reproduktionstal för att populationen inte skall minska. Detta tal befanns ligga på 0,95 - 1,30 ungar/par/år för fiskgjusar i östra USA (Henny & Wight 1969). Motsvarande tal för den svenska populationen är ännu ej framräknat (T Odsjö, muntl).

FISKGJUSEPOPULATIONENS REGLERING - predation

Självfallet inverkar en mängd faktorer på den svenska fiskgjusepopulationens status. Inledningsvis nämndes att den svenska stammen tillväxte efter fridlysningen på 1920-talet. Henny & Ogden (1970) förklarade dock en populationsnedgång i Nordamerika med dålig reproduktion, snarare än ökad dödlighet bland vuxna fåglar. Man kan dock på goda grunder anta, att jakttrycket på den europeiska stammen är (avsevärt?) högre än på den nordamerikanska. Flyttfågelslakten i södra Europa, bl a på Malta, är mångomvittnad. En lyckosam omständighet för fiskjusen är dess goda flygegenskaper, som gör den mer eller mindre oberoende av land för sin-flyttning. Många andra rovfågelarter koncentreras under flyttningen till landtungor och uddar som vid Gibraltar och Messinasundet.

Mänsklig predation kan också ta sig formen av äggstöld eller insamling av boungar för olika ändamål. Detta uppmärksammas alltmer och kan antas utgöra en icke oansenlig negativ faktor för fiskjusens populationsutveckling. Predation från andra djur är sällsynt, men åtminstone ett fall av berguvspredation finns dokumenterat (Utten-dörfer 1952). Ägg och små ungar kan dock utgöra rov för t ex kråkfåglar.

Tillgång på boträd

Tillgången på boträd kan i många områden vara en begränsande faktor. Inte minst det moderna skogsbrukets metoder gör att kraftiga tallar, lämpade för att bära upp fiskjusens tunga bon, blir alltmer sällsynta. Exempelvis Rhodes (1972) har påvisat att botätheten kan ökas med hjälp av boplattformar. Dessutom kan nämnas att av 1500 par runt Chesapeake Bay, Maryland och Virginia i USA, 1973 häckade knappt en tredjedel i träd. Övriga bon återfanns på jaktgömslen (29 %!), sjömärken eller andra mänskliga konstruktioner (Henny m fl 1974). En ändrad strategi vad avser boets placering torde knappast vara någon lyckad lösning för de svenska fiskgjusarna. I t ex Connecticut, USA, noterade Ames & Mersereau (1964) signifikant högre ungrproduktion hos gjuspar med trädbon jämfört med markhäckare. Då fiskjusen placerar sitt bo i toppen av ett träd eller andra högt belägna platser, är risken att det blåser ned större än för andra rovfågelbon. Dunstan (1968) noterade att 7 % av 203 bon blåste ned. Detta kan förvisso avhjälpas med mänsklig hand genom byggande av boplattformar. Postupalsky &

Stackpole (1974) kunde på detta sätt reducera ungförlusten från 28 % till 7 %.

Konkurrens

På grund av artens revirhållande finns där ett tak för populations-tätheten. Dessutom finns interspecifik konkurrens dokumenterad från olika delar av världen, främst mellan fiskgjusar och olika fiskätande örtnarter. I Nordamerika finns bl a följande exempel: på en liten ö i Floridabukten orsakade etableringen av ett örnpår *Haliaeetus leucocephalus* omflyttning av åtta av totalt 13 gjusbon, samt ett sämre häkningsresultat detta år. Där örnpår försvunnit har antalet gjuspar ökat (Ogden 1975). I Västafrika häckar fiskgjusen mycket sällan. Detta, liksom det faktum att övervintrande gjusar främst uppträder i kustregionerna, förklaras med konkurrens från en annan örnpår *Haliaeetus vocifer*, som i första hand förekommer i inlandet (Newton 1979). Även i Sverige finns en *Haliaeetus*-örn med fisk utgörande en stor del av födan, nämligen havsörnen *Haliaeetus albicilla*. Tidigare var havsörnen en mycket allmänare häckfågel i Sverige, även i t ex Mälaren in på 1920-talet (S Larsson, muntl).

Häkningsframgång

Dåligt väder under häkningsstiden kan inverka menligt på häkningsresultatet. Tidigare nämndes att boet relativt lätt kan bli så ned. En signifikant högre dödlighet bland gjusungar ett år i södra Sverige jämfört med ett område i Mellansverige förklarades med exceptionellt regnigt väder i landets södra del (Odsjö & Sondell 1976). Ett visst mått av regnigt väder kan dock vara positivt, då hög luftfuktighet tycks vara av betydelse för ägens fysiologiska välbefinnande under ruvningstiden (Reese 1977). Flera exempel på olika miljögifters negativa inverkan på fiskgjusens häkningsresultat finns. Äggskalsförtunning är mer markerad hos fågel- och fiskätande rovfåglar än hos däggdjursätande och har uppmätts till mer än 15 % hos fiskgjusen (Newton 1979). Användningen av DDT i USA sjönk från en topp 1959 till nära noll 1973. Där efter har fiskgjusens ökat i antal och även förbättrat sitt häkningsresultat (Henny 1977). I Sverige förbjöds DDT-användningen i jordbruket 1970 och i skogsbruket 1975. Wiemeyer m fl (1975) fann ett samband mellan låg ungrproduktion och höga halter av klorerade kolväten. Skillnader i DDE-halter mellan två populationer

i östra USA kopplades till skillnader i halter i födan i häkningsområdena, då båda populationerna övervintrade i samma område (Ames 1966, Wiemeyer m fl 1975). Hos svenska fiskgjusar har också Odsjö & Sondell (1976) visat ett samband mellan häkningsresultat och miljögifter, främst genom äggskalsförtunning. Vad beträffar kvicksilver har Jensen m fl (1972) påvisat en ökning av halten hos svenska fiskgjusar. Av ruggningsmönster att döma kan man också se att miljön i övervintringsområdena i Västafrika hyser mindre kvicksilver än de svenska häkningsmiljöerna. Betning med alkylkvicksilver i det svenska jordbruket förbjöds 1966.

Slutligen anses mänskliga störningar vara av stor betydelse för fiskgjusars häkningsframgång. Exempelvis har Levenson & Koplin (1984) påvisat, att skogsavverkning inom 500 m från ett fiskgjusbo ger signifikant sämre häkningsresultat, särskilt om aktiviteterna inleddes sedan häkningsäongen påbörjats. Signifikanta skillnader i reproduktion mellan störda resp ostörda områden har även konstaterats i nationalparken Yellowstone i USA (Swenson 1979). I Sverige har Hallberg m fl (1983) redovisat resultat i samma riktning.

MATERIAL OCH METODER

Fältparbetet har bedrivits enligt samma normer under alla år och värdena är därför jämförbara. Författaren har dessutom medverkat samtliga säsonger vilket torde borge för enhetligheten. Arbetet har först och främst gått ut på att fastställa antalet aktiva par, dvs häkningsförsök där minst ett ägg lagts. Detta har konstaterats genom att honan observerats ruva vid besök i första hälften av maj månad. Bon, där inga ruvbeteenden har iakttagits, har alltså inte medräknats. Fältparbetets andra fas har infallit i mitten av juli, då ungarna är 6-7 veckor gamla och således nära flygg ålder. Dessa är då relativt enkla att räkna på avstånd med hjälp av god optik, i detta fall tubbikare (40x), särskilt vid de tillfällen då hanen anländer till boet med nyfångat byte. Fältparbetet har nästan uteslutande bedrivits med hjälp av båt. Undersökningsområdet har utgjorts av Ångsö naturreservat, som består av ca 120 öar, holmar och skär och upptar en yta om ca 72 km², varav 29 km² landareal. Undersökningen har utförts heltäckande under fyra säsonger, nämligen 1980, samt 1983-85. Boplatserna har klassificerats i tre kategorier efter benägenhet till störningar från rörligt friluftsliv enligt följande kriterier:

- I Ej utsatt läge : bon som ligger på sådant sätt, att mänskliga aktiviteter inom 150 m rimligen ytterst sällan inträffar, t ex sådana som ligger mer än 150 m från stranden
- III Mycket utsatt läge: inom 150 m från boet finns tilläggningsmöjlighet även för större båt, badhållar eller andra synbarligen välfrekventerade lokaler
- II Utsatt läge : övriga bon, som ej hänförs till någon av de båda ovanstående kategorierna. Denna utgör alltså något slags mellanläge, vari vissa bon ligger närmare den ena eller den andra av de båda övriga
- Klassificeringen är i viss mån subjektiv och bygger på personlig erfarenhet av hur båturet friluftsliv uppträder i området.

RESULTAT

I medeltal lyckades en högre andel av häckningsförsöken hos bon i kategori I (ej utsatt läge) än hos bon i övriga kategorier, men skillnaden är ej statistiskt signifikant. Bon i kategori I producerade i genomsnitt fler stora ungar per häckningsförsök än de båda övriga, medan antalet stora ungar per lyckad häckning låg på en relativt jämn och hög nivå hos samtliga bokategorier. Signifikanta skillnader erhöles dock endast 1983.

Tabell 1. Reproduktionstal för häckande fiskgjusar i Ängsö-arkipelagen. För definitioner, se texten. * = signifikant skillnad: $p < 0,05$, Mann-Whitney U-test, ensidigt.

	Kategori			
	I	II	III	I+II+III
1980	3,00	2,00	0,86	1,50
1983	3,00 *	0,44	0,20	0,69
1984	0,67	0	1,60	0,91
1985	0	1,00	1,33	1,00
Alla år	1,57	0,91	0,95	1,03

DISKUSSION

När man ställs inför uppgiften att försöka avgöra vilka faktorer som är av betydelse för en fiskjusepopulations häckningsframgång och utveckling inser man snart den mängd av variabler som måste tas med i beräkningen. I inledningen redogjordes för några av de viktigaste generella faktorerna. Uppgiften är här att försöka påvisa

Ej utsatt läge	I					Utsatt läge					II					Mycket utsatt läge					III				
	1980	1983	1984	1985	Totalt	1980	1983	1984	1985	Totalt	1980	1983	1984	1985	Totalt	1980	1983	1984	1985	Totalt	1980	1983	1984	1985	Totalt
Antal lyckade häckningar	1	2	1	0	4	7	6	9	3	22	7	5	5	3	20	2	10	2	45	29	6	1	8	4	19
Aktiva bon med stora ungar (%)	100	100	33	0	57	83	33	33	0	50	45	29	20	0,91	0,9	0,2	1,6	1,3	0,95	3,0	3,0	2,7	1,3	2,11	
Antal stora ungar	3	6	2	0	11	12	4	0	4	20	6	1	4	0,91	0,9	0,2	1,6	1,3	0,95	3,0	3,0	2,7	1,3	2,11	
Antal stora ungar/aktivt bo	3,0	3,0	0,7	0	1,5	2,0	0,4	0	1,0	2,0	0,91	0,9	0,2	1,6	1,3	0,95	3,0	3,0	2,7	1,3	3,0	3,0	2,7	1,3	2,11
Antal stora ungar/Lyckad häckning	3,0	3,0	2,0	0	2,75	2,4	1,3	0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0

Tabell 2. Reproduktionframgång hos häckande fiskgjusar i Ängsöarkipelagen 1980 och 1983-85. För definitioner, se texten.

vilka som är relevanta för Ängsöområdet. Mälaren i allmänhet och Ängsöområdet i synnerhet är inte särskilt hårt belastat av miljögifter, varför det inte finns anledning att tro att detta utgör någon avgörande faktor i sammanhanget. Någon brist på boträd torde inte heller finnas i detta naturreservat. Försurningen är inte heller något problem i Mälaren med de olika följdeffekter den skulle ha. Resultaten pekar på relativt hög ungprouktion (ungar/lyckad häckning) varför det inte finns skäl att tro att födobrist skulle utgöra en väsentlig faktor. Predation av andra djur kan vara en faktor att räkna med, se vidare nedan. Mänsklig förföljelse under häckningstiden är knappast trolig, även om delar av den yrkesfiskande befolkningen i området även på senare tid uttryckt sitt ogillande över fiskgjusen som fridstörare i gåddornas lekvatten.

Så vitt man kan se återstår en allvarlig faktor, som man inte kan bortse ifrån, nämligen oavsiktliga störningar från rörligt friluftsliv. Västerås hyser en landets största insjöhamn för fritidsbåtar med drygt 3000 båtplatser. Inom Ängsöområdet finns många platser som lämpar sig för allehanda fritidsaktiviteter. Det är därför naturligt att en konflikt uppstår mellan bevarandebeståndet och det rörliga friluftslivets intressen i ett område med en tät fiskgjusestam. En störning kan få till följd att äggen antingen överhettas eller kyls ned, eller att ungarna törstar eller fryser ihjäl. Ett ägg överhettas mycket snabbt även vid måttlig värme. Drent (1972) visade att grårutembryon dog efter två timmars exponering vid en lufttemperatur på 18 °C. En störning kan också ge eventuella predatorer en chans att röva ägg eller ungar.

Vid beräkning av mänskliga störningars betydelse för fiskgjusarnas häckningsresultat kan man se att utsatta bon har ett signifikant sämre resultat, åtminstone enstaka år. Tabell 1 visar dock den fallande tendensen genom kategorierna, när det gäller häckningsresultat. Materialet är relativt litet, särskilt för kategori I, och därför kan andra, t ex slumpmässiga, faktorer spela en större roll vissa år. Ett alternativ till att statistiskt försöka påvisa ett tydligt förhållande är kontinuerlig bevakning. Detta faller dock på sin egen orimlighet, då endast ett mycket litet antal bon skulle kunna övervakas, t o m med avancerad teknisk utrustning.

Generellt kan man dock säga att reproduktionstalen hos de häckande fiskgjusarna i Ängsöområdet de flesta år legat på en alltför låg nivå, i medeltal 1,03 ungar/aktivt bo (0,69-1,50), vilket framför allt beror på en låg andel lyckade häckningar, se tabell 1 och 2, snarare än låg ungprouktion hos de lyckosamma fiskgjusarna. Troligen krävs ett årligt reproduktionstal på gott och väl över 1,0 för att populationen inte skall minska. Antalet påbörjade häckningar har visserligen minskat betydligt, men tidsrymden är alltför kort för att man redan nu kan dra några långtgående slutsatser. Å andra sidan kan man tänka sig att en rad år med dåliga häckningsresultat (ären före 1980, samt 1981-82 ej undersökta) skulle kunna ge ett sådant utslag.

Man kan tänka sig en rad felkällor pga undersökningsmetoden. Redan i fastställandet av antalet aktiva par kan fel uppstå. Särskilt den osedvanligt kalla våren 1985 fick man intryck av att flera häckningsförsök redan kunde ha avbrutits vid inventeringstillfället och således hamnade utanför statistiken. Antalet stora ungar har dessutom fastställts redan innan dessa blivit flygga, varför ett osäkerhetsmoment finns även här. Boplundring är troligen ett underskattat problem och kan därmed orsaka ungförluster utan att detta registreras genom det här använda förfaringsättet. Man kan dessutom tänka sig att enstaka ungar förolyckas på annat sätt.

Som tidigare sagts kan slumpmässiga faktorer ge stort utslag på resultatet. Exempelvis enstaka men långvariga störningar vid ett annars ostört bo kan heit spoliära den häckningen, liksom ogynnsamt väder. Uppenbarligen förekommer dessutom en stor variation mellan olika gjuspar vad gäller skygghet inför människan och känslighet för störningar. Vissa gjusar lyfter från sina bon och varnar redan på långt håll (flera hundra meter) medan andra är förvånansvärt okänsliga. Ett bo som klassades som mycket utsatt producerade ett år tre ungar, trots att störningar från båtburet friluftsliv var många och omfattande. Ofta sågs båtar som lagt till för natten närmare än 100 m från boet och vid ett tillfälle t o m en utegrill intill boträdet.

LITTERATUR

Abbott, C C. 1911. The home-life of the Osprey. Witherby & Co. London.
Ahlén, I. 1977. Faunavård. Skogshögskolan. Stockholm.

- Ames, P L. 1966. DDT residues in the eggs of the Osprey in the northeastern United States and their relation to nesting success. Journal of Applied Ecology 3 (Suppl): 87-97.
- Ames, P L & Mersereau, C S. 1964. Some factors in the decline of the Osprey in Connecticut. Auk 81: 173-185.
- Bent, A C. 1937. Life histories of North American birds of prey. Pt 1. Bull U S natn Mus 167.
- Cramp, S & Simmons, K E L. 1980. The birds of the Western Palearctic. Vol II. Oxford University Press. Oxford.
- Drent, R. 1972. The natural history of incubation. I: Farnet, D S (red). Breeding biology of birds. Nat Acad Sci. Washington D C: 262-311.
- Dunstan, T C. 1968. Breeding success of Ospreys in Minnesota from 1963 to 1968. Loon 40: 109-112.
- Green, R. 1976. Breeding behaviour of Ospreys in Scotland. Ibis 118: 475-490.
- Hallberg, L-O, Hallberg, P-S & Sondell, J. 1983. Stytning av fiskgjusens val av boplatser i Helgasjön, Kronobergs län, för att minska störningsrisken. Vår Fågelvärld 42: 73-80.
- Henny, C J. 1977. Research, management and status of the Osprey in North America. Proc World Conf Birds of Prey, Vienna 1: 199-222.
- Henny, C J & Ogden, J C. 1970. Estimated status of Osprey populations in the United States. Journal of Wildlife Management 34: 214-217.
- Henny, C J & Wight, H M. 1969. An endangered Osprey population: Estimates of mortality and production. Auk 86: 188-198.
- Henny, C J, Smith M & Scotts, V. 1974. The 1973 distribution and abundance of breeding Osprey in Chesapeake Bay. Chesapeake Sci 15: 125-133.
- Häkkinen, I. 1978. Diet of the Osprey in Finland. Ornis Scandinavica 9: 111-116.
- Jensen, S, Johnels, A G, Olsson, M & Westermark, T. 1972. The avifauna of Sweden as indicators of environmental contamination with mercury and chlorinated hydrocarbons. Proc Int Orn Congr 15: 455-465.
- Kennard, J H. 1975. Bird-Banding 46: 55-73.
- Levenson, H & Koplin, J R. 1984. Effects of human activity on productivity of nesting Ospreys. Journal of Wildlife Management 48: 1374-1377.
- Newton, I. 1976. Population limitation in diurnal raptors. Canad Field-Nat 90: 274-300.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. I & A D Poyser. Berkhamsted.
- Nilsson, S G. 1981. De svenska rovfågelbeståndens storlek. Vår Fågelvärld 40: 249-262.
- Nordbakke, R. 1974. Næringsøkologien til en populasjon av fiskeørn i Østfold fylke, Sør-Norge. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Oslo. Oslo.
- Nordbakke, R. 1980. The diet of a population of Osprey in southeast Norway. Fauna norv Ser C, Cinclus 3: 1-8.
- N U. 1982. Hotade djur och växter i Norden. Nordiska rådet och Nordiska ministerrådet.
- Odsjö, T & Sondell, J. 1976. Reproductive success in Osprey in southern and central Sweden 1971-73. Ornis Scandinavica 7: 71-84.
- Ogden, J C. 1975. Effects of Bald Eagle territoriality on nesting Ospreys. Wilson Bull 87: 496-505.
- Postupalsky, S & Stackpole, S M. 1974. Artificial nesting platforms for Ospreys in Michigan. Proc Conference on Raptor Conservation Techniques, Fort Collins, Colorado, 22-24 March 1973. I: Raptor Research Report No 2: 105-117.
- Reese, J G. 1977. Reproductive success of Ospreys in central Chesapeake Bay. Auk 94: 202-221.
- Rhodes, L I. 1972. Success of Osprey nest structures at Martin National Wildlife Refuge. Journal of Wildlife Management 36: 1296-1299.
- Sautola, P. 1972. Suomen kalasääsket v 1971. Suomen Luonto 31: 2-9.
- Stinson, C H. 1977. Growth and behaviour of young Ospreys. Oikos 28: 299-303.
- Swenson, J E. 1979. Factors affecting status and reproduction of Ospreys in Yellowstone National Park. Journal of Wildlife Management 43: 595-601.
- Terrasse, J F & Terrasse, M. 1977. Le Balbuzard pecheur en Méditerranée occidentale. Distribution, essai de recensement, reproduction, avenir. Nos Oiseaux 34: 111-127.
- Uttendörfer, O. 1952. Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen. Neudamm.
- Wiemeyster, S N, Spitzer, P R, Krantz, W C, Lamont, T G & Cromartie, E. 1975. Effects of environmental pollutants on Connecticut and Maryland Ospreys. Journal of Wildlife Management 39: 124-139.
- Österlöf, S. 1951. Fiskgjusens flyttning. Vår Fågelvärld 10: 1-15.
- Österlöf, S. 1973. Fiskgjusen i Sverige 1971. Vår Fågelvärld 32: 100-106.
- Österlöf, S. 1977. Migration, wintering areas and site tenacity of the European Osprey. Ornis Scandinavica 8: 61-78.