



LÄNSSTYRELSEN KALMAR LÄN INFORMERAR

Uppföljning av häckfåglars förekomst och utbredning på öländska sjömarker

Richard Ottvall & Kjell Larsson



Förord

Den här rapporten har skrivits i samarbete med LIFE-projektet *Strandängar och våtmarker i det öländska odlingslandskapet*. Projektets mål är att arealen välhävdade, fuktiga och våta miljöer i det öländska odlingslandskapet ska öka.

Författarna är ensamma ansvariga för innehållet i rapporten, ståndpunkterna behöver alltså inte representera länsstyrelsens synsätt.

Annigun Wedin

Projektledare för LIFE-projektet Strandängar och våtmarker i det öländska odlingslandskapet.



För mer information kontakta:

Richard Ottvall

*Institutionen för Naturvetenskap och teknik, Högskolan på Gotland, 621 67 Visby;
Zoologiska avdelningen, Ekologihuset, Lunds universitet, 223 62 Lund
Nuvarande adress: 26, Bd de la Perruque, Bat 1, 34000 Montpellier, Frankrike
Richard.Ottvall@zookol.lu.se; brachtvall@neuf.fr*

Kjell Larsson

*Institutionen för Naturvetenskap och teknik, Högskolan på Gotland, 621 67 Visby
Kjell.Larsson@hgo.se*

Uppföljning av häckfåglars förekomst och utbredning på öländska sjömarker

Meddelande 2005:21

ISSN 0348-8748

ISRN LSTY-H-M--2005/21 --SE

Utgiven av:	Länsstyrelsen Kalmar län
Ansvarig enhet:	Miljöenheten
Författare:	Richard Ottvall & Kjell Larsson
Omslagsbild:	Individmärkt rödbena vid en gotländsk strandäng. Foto: Kjell Larsson
Digital kartproduktion:	Charlotta Larsson
Foto:	Richard Ottvall, Kjell Larsson, Jan Pettersson, Magnus Hellström
Illustrationer:	Richard Ottvall
Grafisk form:	Charlotta Larsson
Kartor:	© Lantmäteriverket. Ur GDS, översiktskartan. Dnr. 106-2004/188
Tryckt hos:	Högskolan i Kalmars tryckeri juli 2005
Upplaga:	100 ex

Innehållsförteckning

Sammanfattning	4
Häckfågelinventering av sjöfågel	4
Kläckningsframgång hos vadare	5
Identifiera de områden som har mest livskraftiga populationer	6
English summary	7
Breeding surveys	7
Hatching success of wader nests	8
Identify productive areas	8
Inledning	9
Studieområden	9
Häckfågelinventering	12
Kläckningsframgång hos vadare	19
Kläckningsframgång och trampskaderisk	21
Områden med livskraftiga vadarpopulationer	23
Framtida forskning	27
Tack	29
Referenser	30
Kommentarer på valda områden	35

Sammanfattning

Denna rapport sammanställer resultat från delprojektet ”Uppföljning av arters förekomst och utbredning” som ingår som en del i övervakningen inom LIFE-projektet ”Strandängar och våtmarker i det öländska odlingslandskapet” som Länsstyrelsen i Kalmar driver. Arbetet har utförts i samarbete med Högskolan på Gotland, Lunds universitet, Naturvårdsverket och Jan Pettersson (JP Fågelvind).

Delprojektet har omfattat **häckfågelinventeringar av sjöfåglar** år 2003 respektive 2004 inom projektområdet. Dessa inventeringar som omfattade simfåglar, vadare och måsar, trutar och tärnor var en upprepning av motsvarande inventeringar som genomfördes i strandnära betesmarker på Öland år 1988 respektive 1998. Vi studerade också **kläckningsframgång hos vadare** kopplat till predation (främst kråka, korp och räv) och trampsador från betande djur. Överlevnaden hos vadarbon undersöktes vid olika tätheter av betesdjur. Häckfågelinventeringarna kompletterades med uppföljning av **andelen lyckade häckningar av rödbena** som fungerade som en modellart för häckningsframgång hos vadare i allmänhet. För detta krävdes att en metod för uppföljning av effekten av predation av ägg och ungar utarbetades och prövades.

Häckfågelinventering av sjöfågel

Fågellivet på Ölands sjömarker och strandängar återinventerades 2003 respektive 2004 i 49 av de 89 strandängsområden som inventerades 1988. Dessutom inventerades den nyligen återskapade lokalen Beijershamn. Urvalet inkluderade dels 30 områden inom LIFE-projektet, dels 19 områden som ingår i ett miljöövervakningsprogram på Länsstyrelsen i Kalmar. Vid jämförelse mellan inventeringarna 1988 och 2004 ökade antalet par simfåglar (svanar, gäss och änder) med 77 % medan vadare som grupp minskade med 18 %. Antalet par i fågelgruppen måsar, trutar och tärnor var däremot i stort sett oförändrat. Dessutom hade mellanskarv, storskrake och drillsnäppa etablerat sig sedan inventeringen 1988 då inga par av respektive art noterades.

Eftersom inventeringarna 2003 och 2004 inte var heltäckande är det lite vanskligt att göra jämförelser med inventeringarna 1988 och 1998 för flertalet enskilda arter. Typiskt kolonihäckande fåglar flyttar ofta sina häckningsplatser mellan säsonger och skillnader i t.ex. markfuktighet och översvämningar av strandängarna kan påverka fördelningen av häckande par av främst simänder men också av vissa vadare. Bland simfåglar tycks dock knölsvan, grågås och gravand ökat kraftigt. Även simänder ökade i antal och den rika förekomsten 2004 var möjligen kopplad till förekomsten av fuktigare områden såsom vätar. Den enda simandsart som tycks ha det svårt på Öland är stjärtanden som var talrikare 1988 än både 2003 och 2004. Flera tärnarter förekom endast i låga antal men både småtärna och silvertärna ökade något. Bland måsfåglar försvann silltruten nästan helt, skrattnås uppvisade en tillbakagång medan fiskmås ökade.

Flera arter vadare gick tillbaka kraftigt under perioden 1988-1998, nämligen strandskata, enkelbeckasin, roskarl samt brushane. För strandskata och brushane fortsatte minskningarna till inventeringarna 2003 och 2004 då brushane hade minskat med drygt 80 %. Det är mycket sannolikt att brushanen försvinner som häckfågel på Öland inom 15 år om inte den negativa trenden bryts. Strandskatan tappade ungefär 60 % av beståndet fram till 2004 och minskningstakten tycks ligga på 6-7 % per år. Om inte denna minskning bromsas upp kommer strandskatan att vara sällsynt på Öland redan om 15-20 år. Roskarls antal drygt halverades mellan 1988 och 2003, men en svag uppgång noterades till 2004. Övriga vadare uppvisade inga tydliga trender och Ölands sjömarker hyser nationellt mycket viktiga bestånd av rödlistade arter såsom skärfläcka, rödspov och sydlig kärrsnäppa.

Betestrycket eller hävden har ökat väsentligt på öländska strandängar sedan 1988 tack vare EU:s miljöstödsersättning. Detta har lett till att ett flertal områden som tidigare har haft eftersatt hävd

numera har välhävdade betesmarker. Ökad hävd och omfattande röjningar av igenvuxen betesmark torde gynna fågellivet framöver. En analys av inventeringsmaterialet från 1988, 1998 samt 2003 visade att tätheter av de fyra talrikaste vadarna var positivt relaterad till hävden. Men trots att hävden ökade signifikant mellan 1988 och 2003 ökade ingen art signifikant i antal häckande par. Samtidigt som antalet par av vadare ökade i många områden där hävden förbättrades väsentligt, noterades oroväckande minskningar i flera Natura 2000-områden. Särskilt påfallande var tillbakagången i flertalet områden längs sydöstra Ölands sjömarker. En möjlig förklaring är att vadarna flyttade till områden där hävden förbättrades från ingen eller svag hävd till måttlig eller väl hävd. Hög predation på ägg och ungar eller förändringar i hydrologin, d.v.s. fuktigheten, på strandängarna är andra möjliga förklaringar till lokala minskningar. I dagsläget har vi ingen kunskap om hävdens betydelse för tätheter av vadare jämfört med andra faktorer som förekomst av vätar och predation.

Kläckningsframgång hos vadare

Boöverlevnad hos vadare undersöktes genom återbesök av funna bon av ett flertal arter på ett tiotal strandängsområden. I ett experiment under 2002 hägnades hälften av vadarbon av i tio områden så att de utsattes för enbart predation. Vadarbon i den andra halvan utsattes både för predation samt betesdjur. En kompletterande studie av boöverlevnad hos vadare genomfördes under 2004. I båda studierna noterades en mycket hög bopredation och kläckningsframgången hos fyra arter vadare, nämligen tofsvipa, rödbena, strandskata och större strandpipare, med tillräckligt stort material uppskattades, utifrån den s.k. Mayfield-metoden variera mellan 2 och 21 %. Inom de studerade tätheterna av betesdjur (< 2 djur/ha) så var indirekta effekter, såsom störningar av ruvande fåglar, av betesdjur på boöverlevnad av marginell betydelse. Samtidigt var de direkta effekterna i form av trampskador på boöverlevnad mycket låga. Vegetationshöjden vid boet tycktes inte inverka på boöverlevnaden och det fanns ingen indikation på en skillnad i boöverlevnad mellan betade och obetade områden. Kan en lämplig hävd åstadkommas med nuvarande tätheter av betesdjur så är sannolikt negativa effekter på fåglars häckningsframgång begränsad. Andra publicerade studier visar emellertid att vid tätheter av > 3 betesdjur/ha så minskar kläckningsframgången hos vadare väsentligt.

Det som framgår av denna studie är att det är viktigt att mer i detalj undersöka om den höga predation som observerades under projektperioden kan påverka hotade fågelarter negativt i framtiden. Det är otvivelaktigt så att antalet generalistpredatorer (kråkfåglar, räv och grävling) har ökat i antal på Öland. Däremot är kunskapen bristfällig om hur predation av ägg och ungar hos markhäckande fåglar på strandängar kan minimeras och här behövs mer forskning. En skötselåtgärd som ofta förespråkas är röjning av grövre vegetation som träd och buskar. Det har antagits att dessa strukturer används av kråkfåglar för att spana av betesmarken där vadare häckar. I några studier har det framkommit resultat som tyder på att predationsrisken minskar linjärt med boets avstånd till närmaste sådan struktur, eller utsiktspost. Men i flertalet genomförda undersökningar hittas inga sådana enkla samband mellan predation och förekomst av utsiktsposter för kråkor.

Identifiera de områden som har mest livskraftiga populationer

Rödbena valdes som modellart eftersom den varnar intensivt och är lättupptäckt när den har ungar. Andra vadare är ofta mer diskreta under ungvårdningsperioden och därmed lätta att missa. Rödbenan förekommer dessutom tämligen allmänt i samtliga inventerade områden. Metoden att inventera varnande rödbenor i mitten av juni strax före det att ungarna blir flygfärdiga har utformats och testats på Gotland under flera säsonger. Denna metodik har visat sig fungera väl som ett grovt mått på artens häckningsframgång inom ett område. Häckningsframgång hos rödbena i respektive område uträknades som kvoten varnande par i juni/häckande par, alternativt som antal kullar i juni/km². Det ska påpekas att metoden överskattar antalet flygga ungar, men ger en fingervisning om häckningsframgången för rödbena. Ett problem är att föräldrarna kan vandra avsevärda sträckor (flera km) med sina kullar. Det betyder att kullar kan räknas i områden där de inte är kläckta. Dessutom finns det en viktig skillnad mellan Ölands och Gotlands strandängar. På Öland sträcker sig sjömarkerna ofta flera km från kustlinjen och därför räknades rödbenor både vid stranden och långt upp på strandängen. Längs Gotlands kust är strandängarna ofta smala och mindre till storleken och därför kanske de varnande rödbenor var lättare att hitta då de troligen koncentrerades till kusten i större utsträckning än på Öland. Därför krävs mer studier för att bekräfta metodens användbarhet till att förutsäga häckningsframgång för olika arter vadare i olika landsändar.

Häckningsframgången hos rödbena var positivt relaterad till vadartätheter i ett område, dvs i vadartäta områden var kulltätheterna höga. Detta indikerar att områden med högt fågelvärde (höga tätheter samt många arter) också hade flest rödbenekullar. Däremot kunde vi inte finna några täthetsberoende effekter på framgången per par. Med dagens kunskap kan inte några generella uttalanden göras om vad som kännetecknar områden med högre häckningsframgång. Vi fann t ex inget samband mellan antal varnande rödbenor och antal observerade predatorer inom områden. Det är emellertid svårt att mäta predatoraktiviteten på strandängar och vår metod att räkna dagaktiva predatorer kan ha varit otillräcklig. Det var däremot tydligt att ungväxarna av rödbenor främst hittades vid fuktiga områden, ofta med högre vegetation (>10 cm). Förhoppningsvis kan framtida studier belysa betydelsen av fuktiga partier såsom vätar och inslag av mer varierad vegetationshöjd på strandängar för vadares häckningsframgång.



Figur 1. Strandskateungar var sällsynta på öländska sjömarker under projektet eftersom predationen på ägg var hög. Strandskatebeståndet har gått starkt tillbaka på öländska strandängar och utvecklingen är mycket oroande. I dagsläget är det emellertid oklart vilken betydelse predationen har haft för strandskatans minskning.
Foto: Richard Ottvall.

English summary

This report presents the results of one of the studies "Monitoring of birdlife and their distribution" within the project *Coastal meadows and wetlands in the agricultural landscapes of Öland* that was run by Kalmar County Administrative Board in 2000-2005. The main aim was to increase the area of well-tended, wet and moist habitats in the island's agrarian landscape.

In 1988 and 1998, **breeding surveys** of coastal birds, including wildfowl, waders, gulls and terns were carried out on Öland. These surveys were repeated in 2003 and 2004 and were compared to the previous surveys in 1988 and 1998. **Hatching success of wader nests** was investigated in relation to predation and trampling damages by grazing animals at different densities of grazing cattle. Estimations of breeding success in redshank were carried out in parallel to breeding surveys of waders. The redshank was chosen as a model species to measure overall wader breeding success and to **identify meadows with high production of young**.

Breeding surveys

The birdlife was surveyed in 2003 and 2004 in 49 of 89 coastal meadows that were surveyed also in 1988. When comparing the survey of 2004 with the survey of 1988, the breeding numbers of wildfowl increased by 77 % while the numbers of waders decreased by 18 %. The number of breeding pairs of gulls and terns showed no trend between surveys. Three species, cormorant, goosander and common sandpiper, not found to breed in 1988 and 1998 were observed as breeders in 2004.

Because the surveys in 2003 and 2004 covered only 50 % of the area of the previous surveys only preliminary trend analyses can be performed for most species. Bird species that undoubtedly increased in numbers were mute swan, greylag goose and shelduck. Several dabbling ducks increased, and to some extent their numbers are related to the frequency of temporary pools on meadows. Ruff and oystercatcher had decreased markedly and the former species is at high extinction risk on Öland. Other wader species showed no trend and Öland still support nationally important breeding populations of several red-listed and uncommon species such as avocet, black-tailed godwit and southern dunlin.

The grazing pressure increased significantly on coastal meadows on Öland between 1988 and 2004 due to the implementation of the EU agri-environment scheme. We analysed survey data on breeding wader densities and grazing intensity from 1988, 1998 and 2003 to evaluate density and density-changes in relation to grazing intensity. We evaluated population trends over time and changes in densities in relation to changes in grazing intensity. Breeding wader densities of four common species were positively related to grazing intensity and local changes in grazing management affected the local change in wader densities. However, average grazing intensity increased over time whereas wader densities generally remained constant or declined. This means that changes in grazing intensity could not explain changes in overall breeding numbers. One explanation is that birds moved from meadows with low grazing intensity to areas with higher grazing intensity. Presently, we have little knowledge about the relative importance of grazing intensity and other variables (predation, wetness) to breeding densities.

Hatching success of wader nests

Survival of wader nests was investigated in an experimental setup and in an observational study. In the experiment carried out in 2002, half of the wader nests in ten areas were enclosed from grazing cattle but not from predators. For nests in the other section, grazing animals were not excluded. In 2004, survival of wader nests was studied to complement the experiment. In both years, nest predation was high and Mayfield nest success of four species, lapwing, redshank, oystercatcher and ringed plover, was estimated to vary between 2 and 21 %. Within observed cattle densities (< 2 animals/ha), we found no significant indirect effects of cattle, such as disturbances of incubating birds, on nest survival. At the same time, direct trampling effects by grazing animals on nest survival were low. Nest success was not related to vegetation concealment at nest and there was no indication of differences in nest success between grazed and ungrazed meadows. Other studies have shown that cattle densities > 3 animals/ha can have markedly negative effects on wader nest success.

Notably, this study stresses the importance of more detailed knowledge about the effects of predation on wader breeding numbers. Predators of ground-nesting birds have increased on Öland in recent years but we have limited knowledge about how to minimize predation of wader nests. A common management prescription is cutting of higher vegetation such as trees and bushes. It is generally assumed that avian predators use these habitat features, and some studies have found a linear relationship between nest success and distance to these structures. More often, however, no such simple relationships are found, and patterns of nest predation are very complex.

Identify productive areas

We chose redshank as model species for this study because of its behaviour during the chick-rearing period. When having young, redshanks produce obvious alarm calls and are easily discovered. Moreover, the redshank was rather common in all surveyed meadows. We estimated breeding success of redshanks by counting alarming redshanks in mid June prior to the time when young are independent of the care of their parents. Breeding success was measured as the ratio of alarming pairs to the number of breeding pairs, or as number of alarming pairs/ km² (a density measure). The method was tested and evaluated on Gotland during several field seasons and it works well as a “rough” measure of breeding success of redshanks. However, the number of fledged young is overestimated by this method, and more studies are needed to confirm its predictability of breeding success of other wader species.

Breeding success of redshank was positively related to wader densities, that is, in meadows with high wader breeding densities the number of alarming redshanks was high. This indicates that meadows with a rich birdlife (high densities and many species) also had more redshank chicks. We could, however, not find any density-dependent effects on the breeding success. The proportion of successful breeders was not higher or lower in meadows with high wader densities. Our knowledge about the characteristics of a productive meadow, as measured by high breeding success of waders, is still in its infancy. We think that wetter parts with higher vegetation (> 10 cm) are important factors, both for foraging adult waders and for the survival of their chicks. More studies are needed that quantify the importance of different variables for breeding densities and breeding success of waders occurring on coastal meadows in the Baltic Sea.

Inledning

Kalmar län är det län i landet som har i särklass mest ängs- och betesmark och drygt 50 % av all strandnära betesmark. Ölands sjömarker hyser betydande häckfågelpopulationer av såväl and- och måsfåglar som vadare. Där bland förekommer flera rödlistade arter, t ex årta, stjärtand, skärfläcka, sydlig kärrsnäppa, rödspov, östersjörasen av silltrut och småtärna. Öland med dess öppna odlingslandskap är unikt och södra Ölands odlingslandskap är också ett världsarv. Natura 2000 är ett nätverk inom EU för att skydda viktiga områden ur naturvårdssynpunkt. Områden som är Natura 2000 ska övervakas så att deras naturvärden kan behållas på lång sikt.

Länsstyrelsen i Kalmar har drivit LIFE-projektet ”Strandängar och våtmarker i det öländska odlingslandskapet” i samarbete med markägare, brukare och forskare. Sedan mitten av 1990-talet har hävden ökat på strandnära ängar tack vare miljöstöd och rådgivning. Projektets mål har varit att utöka arealen välbäddade och fuktiga miljöer i det öländska odlingslandskapet genom insatser som inte omfattas av miljöstödsprogrammet. Ett flertal åtgärder har genomförts inom projektet varav en är övervakning och uppföljning av häckfåglar inom projektområdet. Bland flera övergripande mål inom LIFE-projektet omfattar den här rapporten studier på om hotade fågelarter reproducerar sig i de strandnära områdena. Förslag till skötselåtgärder och framtida forskning på hur fågelarter som häckar på Ölands sjömarker kan skyddas presenteras.

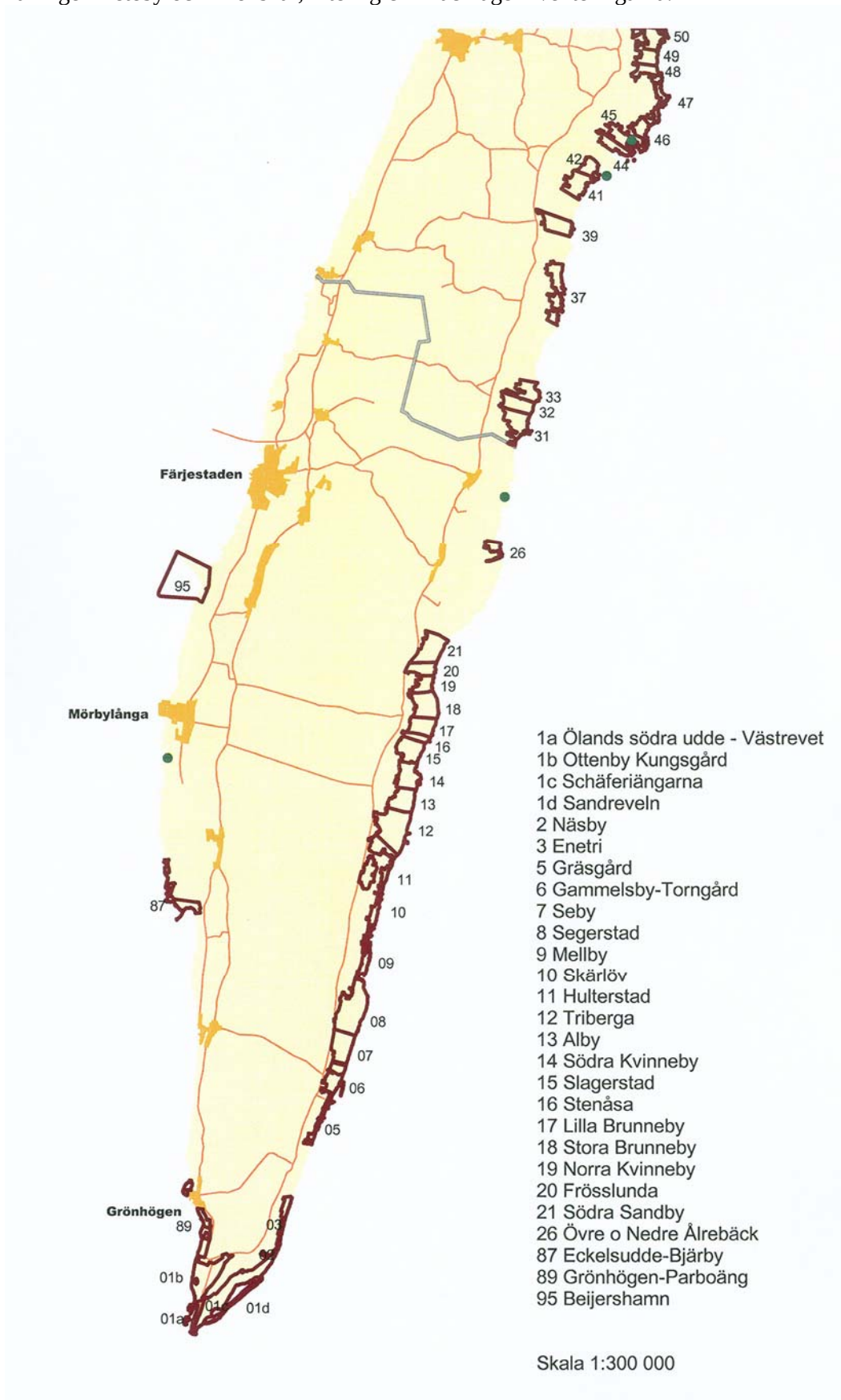
Delmål:

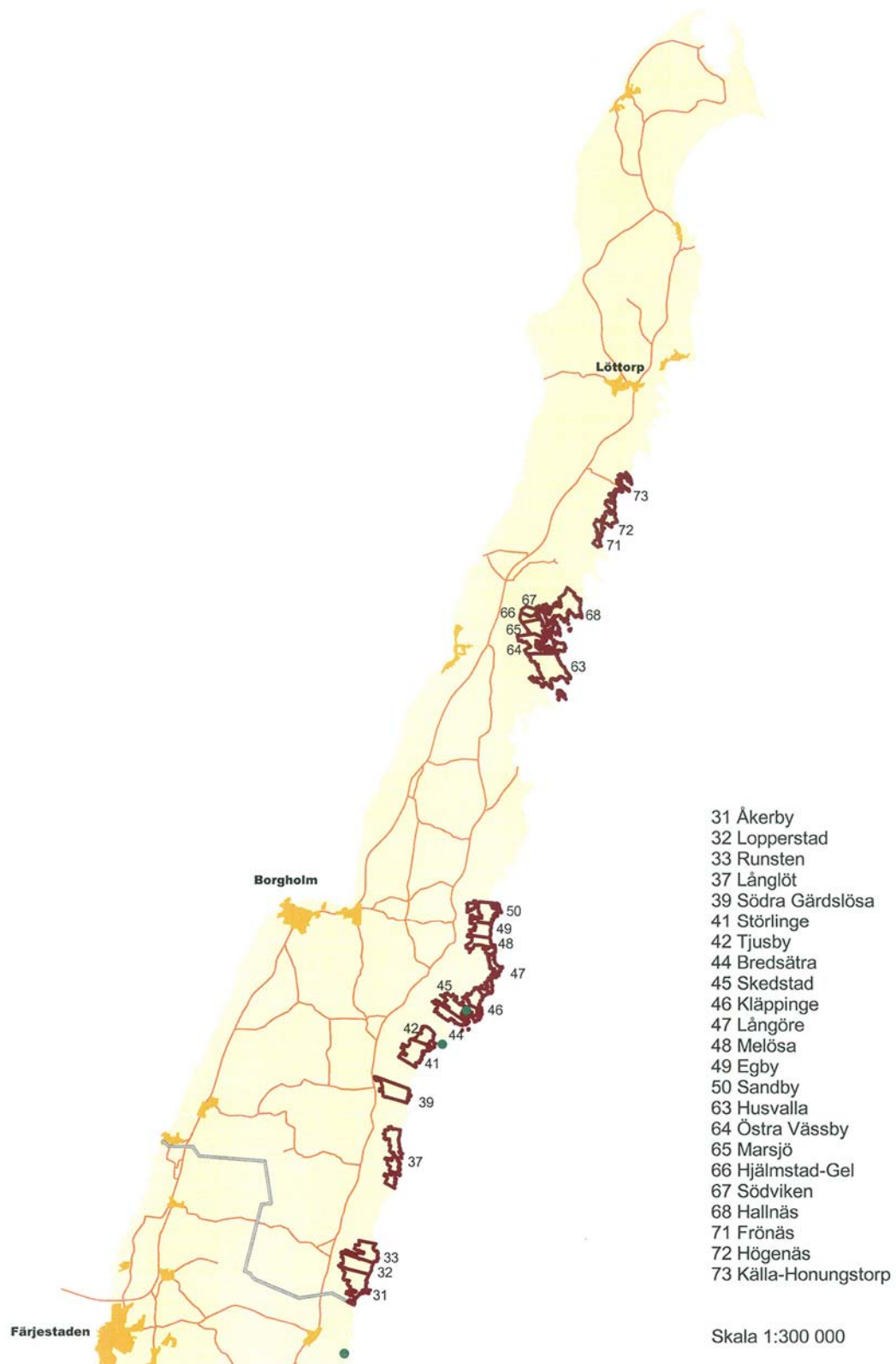
1. **Häckfågelinventering av sjöfågel** i samtliga strandnära LIFE-områden 2003 och 2004. Dessa inventeringar som omfattade tärnor, måsfåglar, simfåglar och vadare var en upprepning av motsvarande inventeringar som genomfördes i LIFE-områden 1988 respektive 1998.
2. Studera **kläckningsframgång hos vadare** kopplat till predation (främst kråka, korp och räv) och trampsador från betande djur. Vi ville också undersöka vid vilka tätheter av betesdjur eventuella problem av trampsador på bon kan uppstå. I ett fältexperiment följdes bon av vadare under säsongen 2002 i sex olika områden (strandängar). Hälften av bona hägnades av så att de endast blev utsatta för predation, medan andra halvan fick utstå både trampsador och predation. En kompletterande studie genomfördes 2004, där överlevnaden av vadarbon studerades vid olika tätheter av betesdjur.
3. **Identifiera de områden som har mest livskraftiga populationer** – de försörjer övriga, mindre livskraftiga områden. En metod för uppföljning av predation av ägg och ungfåglar utarbetades på Gotland och prövades på Öland med rödbena som modellart. Så många strandängsområden som möjligt besöktes under en begränsad period i andra halvan av juni och antalet varnande rödbenor användes som mått på hur många par som fått ut ungar. Kanske är det inte de områden med högst antal häckningar som får ut flest ungar?

Studieområden

Samtliga strandnära LIFE-områden ingick på något sätt i det här delprojektet. För häckfågelinventeringen valdes 50 områden ut varav 47 områden jämfördes med inventeringarna 1988 och 1998 (Figur 2, Appendix). Detta urval omfattade samtliga LIFE-områden samt ett slumpvalt stickprov som ingår i ett övervakningsprogram på Länsstyrelsen i Kalmar. Beijershamn inventerades aldrig 1988 och 1998 och Eckelsudde omfattades inte av inventeringen 1998. Dessutom inventerades inte ön Sillgrund vid Husvalla 2003 och 2004. Varnande rödbenor räknades i samtliga 50 områden, men räkningar saknades från några områden år 2003 (Appendix).

För studierna på kläckningsframgång hos vadare besöktes ett tiotal strandängsområden varav två, nämligen Beteby och Krokskär, inte ingick i häckfågelinventeringarna.





Figur 2. Kartor över studieområdet på Öland. Gröna markeringar visar studieområden som inte ingick i häckfågelinventeringarna

Häckfågelinventering

Inventeringar av häckande par utfördes under 2003 och 2004 för samtliga vadare, änder, gäss, svanar, måsfåglar och tärnor. En förutsättning var att materialet skulle vara jämförbart med tidigare strandängsinventeringar 1988 och 1998 och områdesindelningen följde Länsstyrelsens indelning (Pettersson 2001). Underlaget från dessa inventeringar utgjordes av 89 delområden. Beijershamn har tillkommit som ett delområde efter 1998, och kommer att inkluderas i framtida inventeringar. Vid sidan av LIFE-projektet gjordes till 2003 ett slumpmässigt urval av 19 områden (inventeringar av dessa områden bekostades av miljöövervakningen). Tanken var att dessa slumpade områden skall inventeras årligen i övervakningssyfte och mäta fåglarnas mellanårsvariation (Johansson 2004). Därutöver inventerades samtliga LIFE-områden som inte fanns med i det slumpade urvalet. Totalt omfattades 50 delområden eller ca 4000 ha som inventerades 2003 och/eller 2004. Jan Pettersson ansvarade för fältarbetet och utvärdering av fältkartor och sammanlagt deltog tio inventerare i arbetet.

Varje delområde inventerades vid minst två tillfällen, en gång i slutet av april och ytterligare en gång senast i början av juni. Flertalet områden besöktes emellertid vid ytterligare minst ett tillfälle. Vid varje besök ritades samtliga observationer in på kartor så exakt som möjligt. För att fastställa antalet par av olika strandängshäckande fågelarter följdes inventeringsnormerna i BIN-Fåglar (SNV 1978). Följande kriterier för häckning har använts för de olika grupperna:

Simfåglar – Par under häckningstid och i lämplig häckningsmiljö = par

Vadare – Revirmarkerande och varnande = par

Måsfåglar och tärnor – Observerade bon eller ruvande fåglar samt halva antalet vuxna fåglar på häckningslokal = par

Undantag gjordes för enkelbeckasin och brushane. För enkelbeckasin har spelande fåglar räknats som par och för brushane tolkades antalet par vid spelplatsen eller de honor som sågs ensamma i området som par.

Hävdbedömning

Vid det första inventeringstillfället i april gjordes en subjektiv bedömning av hävden (bete eller slåtter). Bedömningen gjordes enligt de klasser som användes vid ängs- och hagmarksinventeringen (Naturvårdsverket 1987). Detta innebär att det var fjolårets hävd som bedömdes. De olika hävdklasserna ritades in på kartor och därefter uppskattades deras yta. Inom varje område gjordes en uträkning av hur stor procent av ytan som tillhörde respektive hävdklass. Denna bedömning gjordes också i samband med inventeringarna 1988 och 1998, vilket möjliggör jämförelse med dessa år, även om vissa brister finns i insamlingen av hävddata.

Vätar

Vid det första inventeringstillfället i slutet av april bokfördes samtliga vätar på fältkartor och framöver finns det möjlighet till spännande analyser av väternas betydelse för fågeltätheter. I den här redovisningen behandlas detta material inte närmare.

Predatorobservationer

Vid varje fältbesök noterades samtliga individer av generalistpredatorerna kråka, korp och räv. Samtidigt noterades besökstiden inom ett område. Målet var att beräkna frekvensen och tätheter av potentiella predatorer av ägg och ungar.

Resultat och diskussion

Häckfågelinventeringarna 2003 samt 2004 omfattade ca 50 % av det totala inventerade området 1988 och 1998. Vid de senaste inventeringarna var strandängsområden med högre fågeltätheter något överrepresenterade eftersom de omfattade samtliga LIFE-områden, dvs Natura 2000. Men vi tror ändå att urvalet var representativt för Öland och att vi åtminstone för några arter kan uttala oss om beståndsförändringar.

Inventeringarna 2003 och 2004 bekräftade de tidigare observerade minskningarna för strandskata och brushane (Pettersson 2001, Johansson 2004). För strandskatans del handlar det om en dryg halvering, visserligen från en hög nivå, och med den här minskningstakten så kan strandskatan vara borta som häckfågel på Ölands sjömarker inom 25 år. Brushanen kan vid den tidpunkten, år 2030, redan ha försvunnit som häckfågel på Öland om inte trenden vänds. Vi kan sannolikt hitta förklaringarna till dessa betydande minskningar på övervintringsområdet eller längs arternas flyttningsrutter. Brushanen har minskat utbrett i norra Europa medan strandskatan faktiskt har ökat i flera länder i Västeuropa, med undantag av populationen i Nederländerna, på senare år (Zöckler 2002, Stroud m.fl. 2004). Därmed finns det ingen enkel förklaring till de observerade minskningarna på Öland.

Det är däremot glädjande att flera andra vadare hade stabila populationstrender eller t o m tycks öka något. Den sydliga kärrsnäppan har minskat kraftigt på flera andra håll i södra Sverige men på Öland håller arten ställningarna och framstår alltmer som landets viktigaste område för denna hotade ras av kärrsnäppa. Här har Öland ett särskilt ansvar, både för den sydliga kärrsnäppan och för rödspoven, eftersom ca 40 % av det nationella beståndet är lokaliserat till ön. På Öland fanns 2004 ett flertal lokaler som hyste närmare tio par kärrsnäppor.



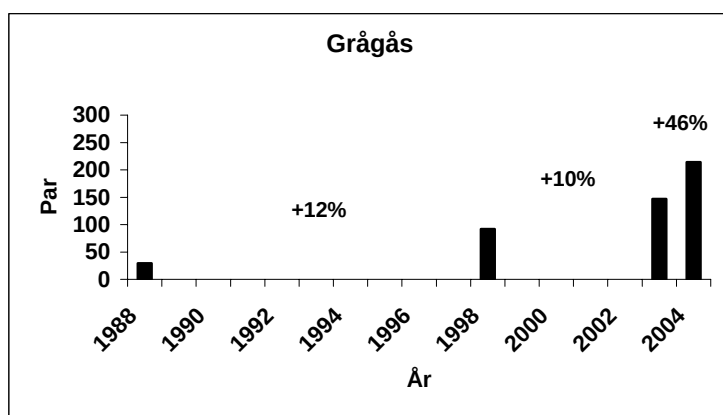
Figur 3. Kombattanerna på arenan blir allt färre. Brushanespelet är på väg att försvinna från öländska sjömarker.
Foto: Kjell Larsson

Minskningarna hos flera arter vadare är oroväckande men samtidigt ökade de flesta simfåglarna. För några arter såsom grågås och gravand var ökningen betydande. Det var endast stjärtanden bland simändarna som minskade något i antal under perioden. Varför ökade simändarna i antal? Här finns endast utrymme för spekulationer, men vi gissar att arealen och antalet våtar under häckningsperioden kan bidra till en viss mellanårsvariation.

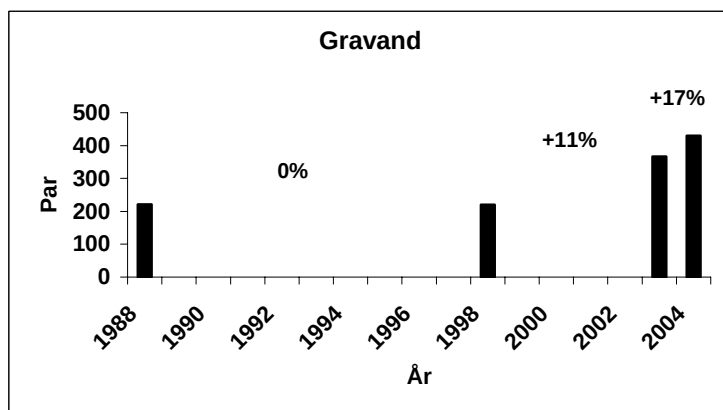
Bland mås- och tärnfåglar var det blandat positivt och negativt. Silltruten påträffades endast på två lokaler, bl a 3 par på hustak i Grönhögens hamn! Skratmåsen verkar ha minskat medan fiskmåsen ökade en del. Tärnorna är kända för att hastigt kunna byta häckningslokaler men både silver- och småtärnorna uppvisade positiva populationstrender.

Sammanställningen av antal registrerade par av inventerade fågelarter i 47 områden som besöktes 1988, 1998, 2003 samt 2004 finns i Appendix. Nedan följer en presentation av populationsutvecklingen för ett urval arter. Arter har kategoriserats i fyra grupper; arter som tycks ha ökat, arter som sannolikt har minskat, "trendlösa" arter samt arter som fluktuerar. Det ska påpekas att det endast är ett fåtal arter där en trend är odiskutabel. Strandskata, brushane, grågås och gravand är exempel på sådana arter. För många andra arter är det vår subjektiva tolkning som presenteras. I varje stapeldiagram presenteras det totala antalet häckande par för de 47 områden som inventerades 1988, 1998, 2003 samt 2004. Förändringen i antal par mellan två inventeringar redovisas som procentuell förändring per år. Den procentuella förändringen mellan inventeringarna 2003 och 2004 är i de flesta fall högre än de årliga förändringar som grundas på längre tidsintervall. Den förra siffran indikerar årsvariationens storlek, oavsett om detta är "brus" som en följd av inventeringsmetodik, eller en verklig förändring.

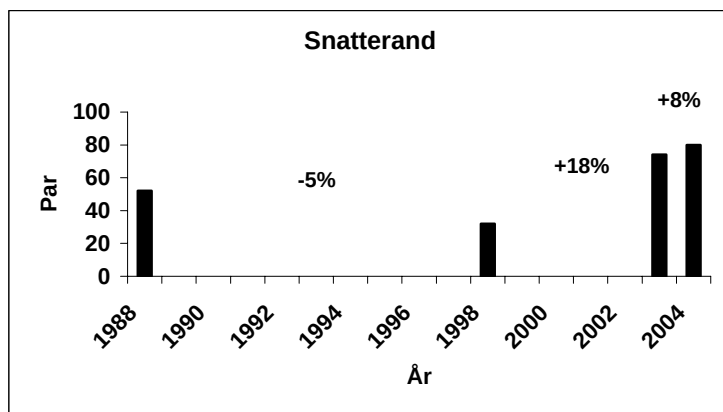
Arter som tycks ha ökat



Grågåsen invandrade på sjömarkerna under 1980-talet och fortsätter att öka kraftigt. Detta är en utveckling som gäller i hela Sverige.



Gravanden har sedan 1998 en mycket positiv beståndsutveckling. Det är ett mönster som går igen även på andra håll i landet.

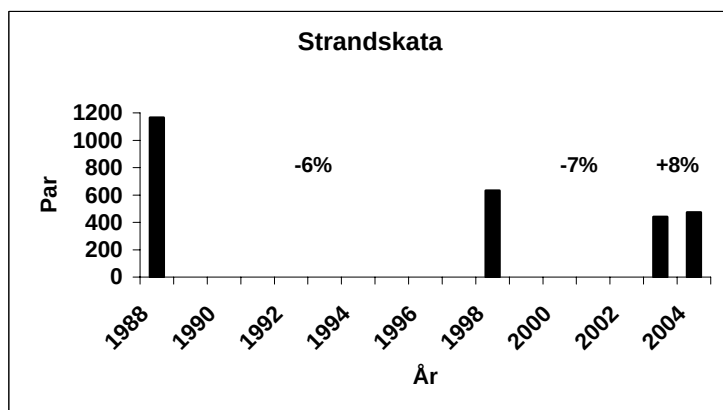


Det är kanske inte uppenbart att snatteranden verkligen har ökat på Öland utifrån det här materialet. Vi har valt att placera arten i denna kategori eftersom det ändå finns en positiv trend. Arten tycks ha ökat generellt i landet på senare år.

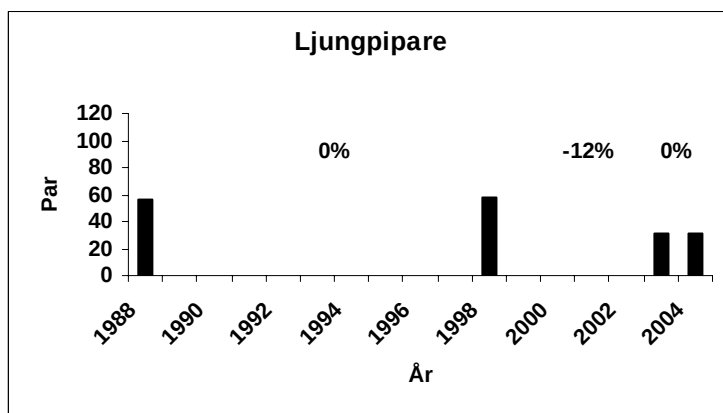
Andra arter som har en positiv trend:

Knölsvan, vitkindad gås, bläsand, kricka, gräsand, vigg, småskrake, storskrake (etablerade sig först 2003), fiskmås, småtärna och drillsnäppa (noterades första gången 1998).

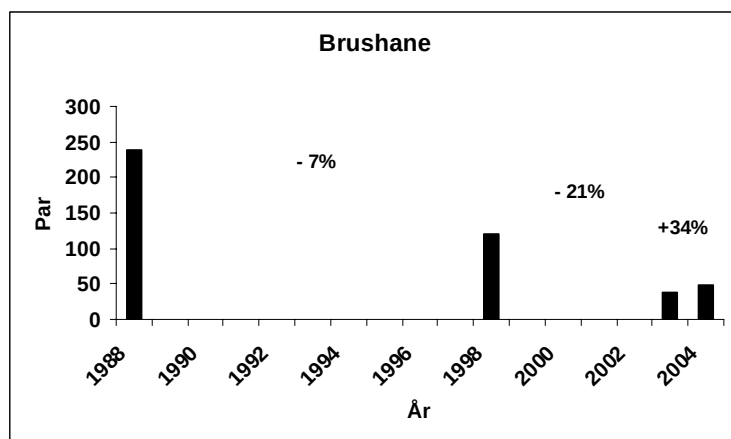
Arter som sannolikt har minskat



Strandskatan har minskat anmärkningsvärt på Öland. Arten hade ett mycket magert häckningsresultat år 2004 med ytterst få ungar som kom på vingarna. Om minskningstakten är 6 % per år kan strandskatan försvinna från Öland inom 25 år. Det finns inget annat material som visar på en liknande negativ utveckling i någon annan region.



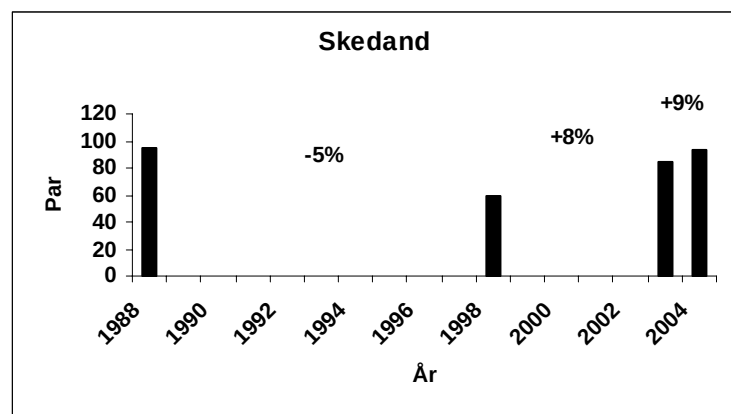
Ljungpiparen är främst en alvarmarksfågel och av det öländska beståndet hittas bara en mindre del på sjömarkerna. Det mesta tyder dock på att ljungpiparen har minskat som häckfågel på Öland och i södra Sverige generellt.



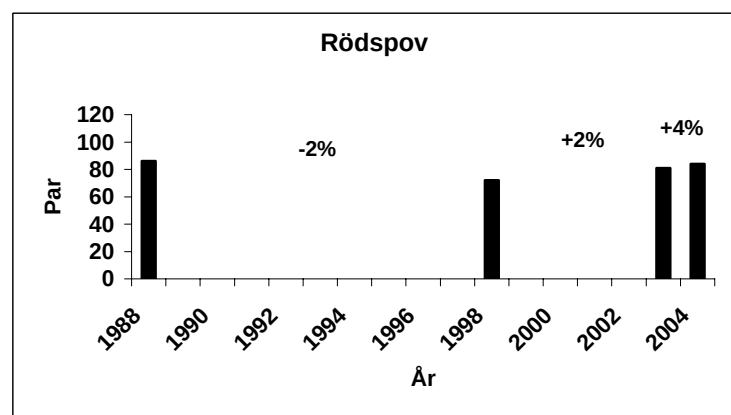
Brushanen har minskat dramatiskt på Öland och riskerar att försvinna som häckfågel inom 15 år. Förändringar i övervintringsområdena eller på lokaler längs flyttningen är den mest sannolika förklaringen. Det är därför tveksamt om något kan göras på Öland för att ändra den negativa trenden.

Andra arter som tycks ha minskat: stjärtand, enkelbeckasin, storspov, roskarl, skrattnås, silltrut, kentsk tärna och fisktärna.

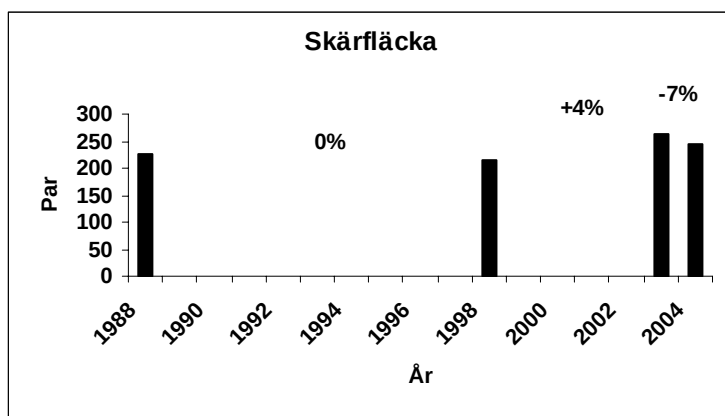
Arter utan trend med endast små förändringar



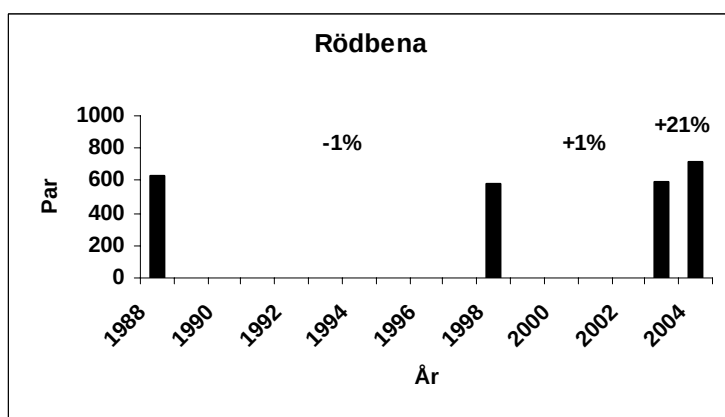
Materialet för skedand är lite svårtolkat men eventuellt har arten ökat något sedan 1998 efter en liten svacka.



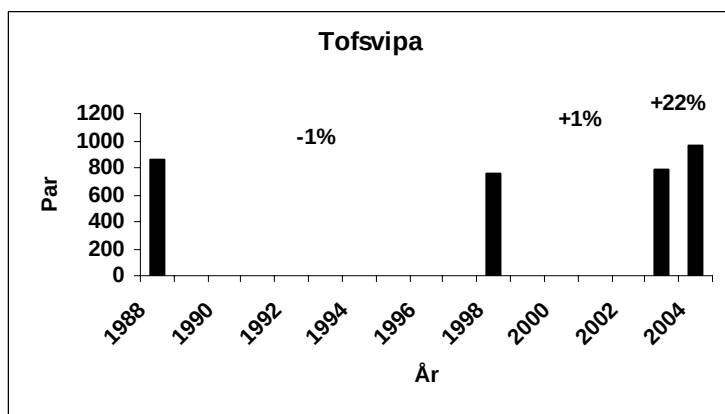
Det här materialet inkluderar en klar majoritet av de öländska rödspovarna. Ölands rödspovspopulation tycks vara stabil och med ca 100 par finns ca 40 % av det svenska beståndet på Öland. Rödspoven är stabil också i övriga svenska kärnområden.



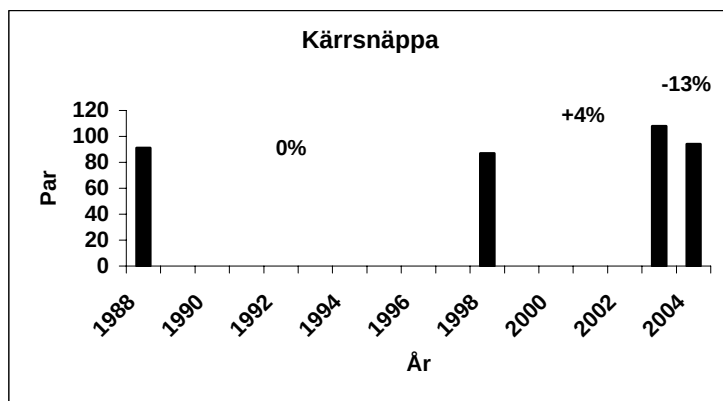
Skärfläckan flyttar ofta sina häckningsplatser och därför är det lite vanskligt att kommentera trender med detta material. Men arten tycks vara stabil på Öland. Skärfläckan är en av få vadararter i landet som uppvisar en positiv trend. Under 2004 sågs ca 100 ungar samtidigt vid Mellby Ör.



Rödbenan tycks ha haft en bra säsong år 2004. Här spelade kanske förekomsten av våtar en stor roll. Den långsiktiga trenden är stabil trots indikationer på mycket dålig häckningsframgång i många områden på Öland. Möjligen så är reproduktionen tillräckligt bra i vissa områden så att det "spiller över" till sämre sjömarker.



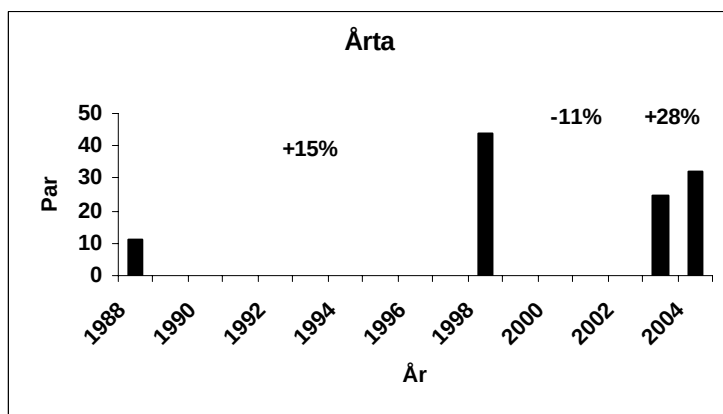
Beståndsutvecklingen för tofsvipa är nästan identisk med den för rödbena. Möjligen finns en samvariation mellan dessa båda arter och gissningsvis är våtarna i så fall en viktig faktor. Tofsvipan häckar till viss del även på åkermark. Därför är arten mer flexibel än de flesta andra vadararter vid val av häckningsplatser.



Till skillnad från övriga regioner i Sverige minskar inte den sydliga kärnsnäppan på Öland. Det här materialet omfattar en stor del av Ölands kärnsnäpppopulation. Beståndet på Öland uppskattas till ca 110 par.

Andra arter utan trend: Kanadagås, brunand, svärta, större strandpipare, havstrut, skräntärna (1 par) och silvertärna.

Arter med stor variation



Årtan övervintrar till viss del i samma områden som brushane. Det öländska beståndet är litet, mellanårsvariation är stor men en positiv trend kan skönjas. Förekomsten av våtar var större under 2004 än 2003 och det kan ha varit utslagsgivande.

Andra arter med relativt stor variation: mellanskarv, ejder och gråtrut.

Det står utom allt tvivel att betetrycket eller hävden ökade markant på sjömarkerna mellan 1988 och 2004. Detta kan förklaras av att EU:s miljöstödsersättning har gjort att fler betesdjur, främst nötbete går på sjömarker och strandängar. En analys av sambandet mellan vadartätheter och hävden med material från häckfågelinventeringarna 1988, 1998 samt 2003 visade att ju hårdare hävd desto högre tätheter av de fyra talrikaste vadararterna, strandkata, större strandpipare, tofsvipa och rödbena (Ottvall & Smith in press). Analysen pekade också på att inom områden fanns ett positivt samband mellan en förändring av hävden och förändring av tätheter. Det betyder att lokalt ökade vadartätheter där hävden ökade. Samtidigt med en ökad hävd skulle man förvänta sig att vadarpopulationerna ökade på Öland. Men så var inte fallet. En möjlig förklaring är att vadarna lämnade områden med högre tätheter där hävden inte förändrades och istället flyttade till de områden där hävden förbättrades ordentligt. Men om så verkligen är fallet har inte studerats.

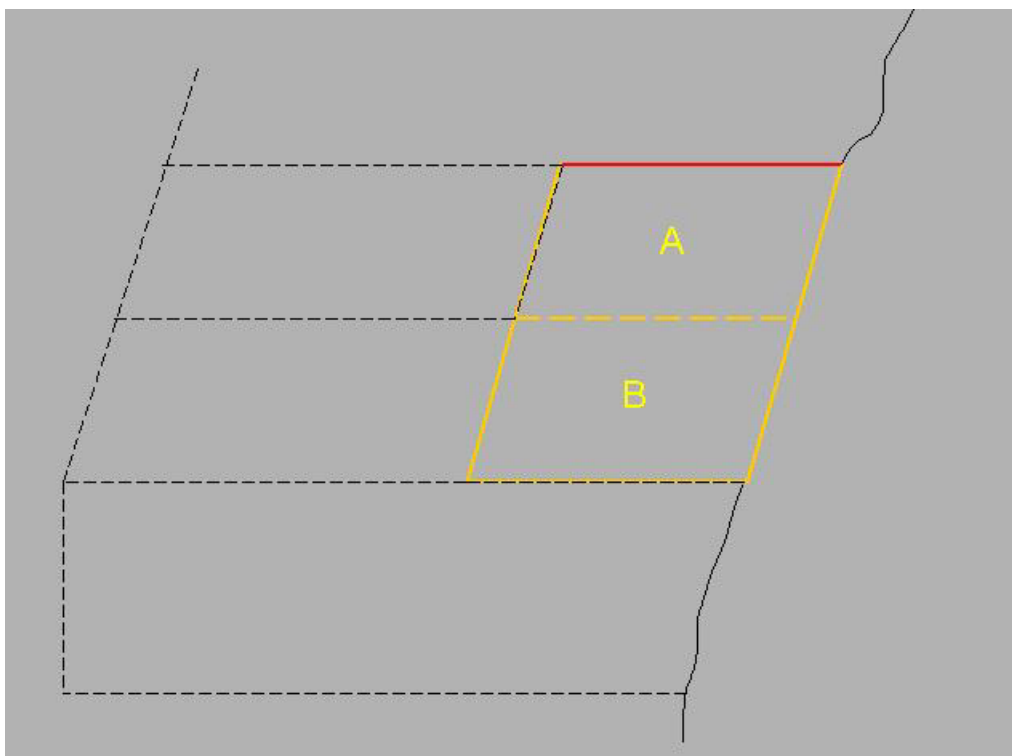
I naturvårdssammanhang uttrycks ofta resonemanget att ”ju bättre hävd desto fler häckande vadare”. Nu verkar det dock inte vara riktigt så enkelt, utan det tycks istället vara en betydligt mer komplex bakgrund av olika faktorer som styr vadarnas populationsutveckling. Några generella resultat som visar på ökande vadarbestånd i samband med förbättrad hävd finns därför inte. Vissa samband finns dock som visar på för vadarna gynnsamma effekter av ökad hävd, som i fallet ovan i analysen av

Ölandsmaterialet. Dessa positiva effekter gäller ofta fall där man gått från ingen eller mycket låg grad av hävd till klart förbättrad sådan. Jämför man däremot studier där man ökat hävden från måttlig till mycket hög finns inga entydiga resultat. Tvärtom verkar det i dessa fall vara så att man kanske t o m missgynnar vissa arter som kräver högre vegetation eller en mosaik av olika vegetationshöjder för att kunna häcka framgångsrikt.

Kläckningsframgång hos vadare

Studien 2002

Studien byggde på att hitta minst tio områden där det häckade rikligt med vadare. Varje studieområde delades upp i två likstora försöksrutor (Figur 4). Studieområden varierade i storlek mellan 6,4 och 11,4 ha och om stenmurar saknades stängslades halva området in med elstängsel. Målet var att hitta 10-15 vadarbon (Figur 5) i vardera rutan. Startdatum för försöket i respektive område varierade mellan 16 och 28 maj. Vadarbon eftersöktes från ett bärbart gömsle eller ett stationärt masonitgömsle (Figur 6) vid samma besökstillfälle inom de båda rutorna och därefter lottades vilken ruta som skulle stängslas in (alternativt fanns redan rutan/fållan i form av stenmurar).



Figur 4. Skiss på ett försöksområde i trampskaexperimentet 2002. Gula linjer visar gränsen för området, A motsvarar en inhägnad ruta med stenmurar (gul och svart streckade linjer) samt ett elstängsel (röd linje) och på östra sidan strandlinjen. B motsvarar en ruta tillgänglig för betesdjur med stenmurar på norra (gul streckad linje) och södra sidan (svart streckad linje). Varje ruta är ca 4 ha stor. Notera att betesfållan där försöksområde B ingick var betydligt större än själva försöksytan.

Den första boinventeringen gjordes vid en tidpunkt alldeles före det att djur släpptes ut i fållorna. Betetrycket, dvs antal betande djur/ha varierade mellan 0,8 och 1,8. Vi försökte undvika att vid eventuell extra inhägning skapa stängseleffekter (t.ex. att ett stort antal djur av någon anledning ansamlades direkt vid stängslen). Tiden som spenderades i området minimerades, men det var oundvikligt att det kunde gå flera timmar vid det första tillfället när försöksrutorna skulle hägnas in.



Figur 5. Bo med ägg av rödbena.
Foto: Magnus Hellström.

När vadarbon hittades gjordes ett äggtest för notering av ruvningsstadium och en artbestämning. Ruvningsstadiet noterades genom att ett ägg från varje kull placerades i ett glas med vatten vartefter äggets lutning i vattnet visade hur långt ruvningen var gången. På så sätt kunde ett datum för ruvningsstart respektive kläckning uppskattas utifrån en skala utarbetad på rödbena, men vilken fungerar även hos andra vadares ägg (Van Paassen m.fl. 1984). Vid det första återbesöket en vecka senare kontrollerades samtliga bon. Boets läge markerades inte ut på något särskilt sätt i terrängen, men detaljerade kartskisser för varje bo samt nyttjande av GPS (Global Positioning System) underlättade återbesöken. Inga nya bon letades aktivt upp vid återbesök men nya bon som hittades registrerades för eventuella kontroller. Tomma bon som kunde ha kläckt utifrån äggtest kontrollerades noggrant i bobalen där små äggfragment kunde finnas efter kläckning. Om boet var helt tomt utan rester av äggskal ansågs det vara prederat. Om åtminstone ett ägg kläcktes ansågs boet som kläckt. Ett andra återbesök gjordes efter ytterligare en vecka och därmed var studien i det området avslutad.

Studien 2004

En mer detaljerad presentation av den här studien kommer att publiceras i *Ornis Svecica* under 2005 (Ottvall 2005). I studien eftersträvades fållor med olika betesregim, d.v.s. olika tätheter av betesdjur, samt med varierande tid för betespåsläpp. Som enhet för betestryck användes antalet betande djur/ha/dag. I flertalet hagar var antalet djur konstant, men i några hagar varierade antalet djur vilket försvårade bedömningen av betestrycket. I dessa fall gjordes därför en uppskattning av betestrycket i samråd med respektive djurhållare. Eftersom tidigare studier har visat att trampskadornas omfattning varierar mellan olika betesdjur gjordes följande omräkning för att få enheten i betesdjur/ha/dag: 5 får=2 kalvar=1 häst=1 nötkreatur (Beintema & Müskens 1987). Startdatum för respektive fålla varierade mellan 2 och 21 maj. Tjugosju betesfållor valdes ut på öländska strandängar, och i dessa betesfållor eftersöktes vadarbon vid tre eller fyra tillfällen, i Ottenby naturreservat gjordes upp till sju besök. I några fållor kunde inga aktiva bon hittas vid det första återbesöket och därmed gjordes inga fler försök att hitta bon.

I varje fålla letades några lämpliga observationsplatser upp där ett bärbart gömsle kunde placeras för bra översikt. Efter det att ruvande fåglar skrämts upp från boet gjordes observationer från gömslet av återvändande fåglar. För att minimera störningarna spenderades maximalt två timmar på samma utsiktsplats, därefter flyttades gömslet. Vid alla funna bon noterades antalet ägg, och för flertalet bon också kullens ruvningsstadium. Återbesök gjordes 5–13 dagar efter första besöket och framåt till dess att äggen var kläckta, försvunna eller förstörda.

Kläckningsframgång och trampskaderisk

Vid analyser av kläckningsframgång användes en metod utarbetad av Mayfield (1975), där sannolikheten, S , för att ett bo överlever från en dag till nästa räknades ut enligt $S=1-A/B$, där A =antal prederade bon och B =antal observerade bodagar (summan av alla dagar med aktiva bon). Kläckningsframgången för enskilda arter uppskattades som S^{botid} där botiden (tid för äggläggning + ruvning fram till kläckning) antogs variera mellan 26 och 30 dagar beroende på arttillhörighet. Bon antogs som kläckta eller misslyckade halvvägs mellan de två sista besöken oavsett om detta resulterade i att två besök med en veckas mellanrum räknades som 3,5 dag. Vid analyser av boöverlevnad räknades bon som förstördes p.g.a. trampskador eller som övergavs som lyckade fram till det uppskattade tillfället för misslyckandet. Aktiva bon vid studiens slut räknades också som lyckade fram till sista observationstillfället.

Vid uträkning av daglig trampskaderisk, T , användes endast bon som var placerade i fållor med djur. Bon som prederades eller som övergavs bedömdes som lyckosamma fram till tillfället för misslyckandet. Däremot bedömdes bon som förstördes genom tramp som misslyckade vid det uppskattade tillfället. Daglig trampskaderisk, T , räknades ut som $T=C/B$, där C =antal trampskadade bon.



Figur 6. I studierna av boöverlevnad hos vadare användes gömslen, här från Schäferängarna vid Ottenby.
Foto: Magnus Hellström.

Resultat och diskussion

2002

I fyra par med försöksrutor påträffades inga bon av vadare och i övriga sex områden hittades totalt 71 bon av åtta olika arter vadare (Tabell 1). Inte ett enda bo trampades sönder av betande djur under studien. I inhägnade rutor kläcktes 18 av 34 (53 %) funna bon medan 17 av 37 (46 %) bon kläcktes i rutor som var tillgängliga för betesdjur. Materialet var för litet för en parvis jämförelse mellan inhägnade rutor och ohägnade rutor. Däremot skiljde sig den dagliga överlevnadssannolikheten, S , inte åt mellan inhägnade rutor ($S = 0,942$) och ”öppna” rutor ($S = 0,934$).

Betesdjurstätheterna i fållor där djuren kunde gå bland vadarbon varierade mellan 0,6 och 1,1 djur/ha. Det kunde fastslås att djuren vandrade i de ”rutor” som ingick i försöksområdet. Studien tyder på att betesdjuren inte hade någon negativ effekt på boöverlevnad och kläckningsframgång hos de häckande vadarna. I denna studie kunde vi inte kontrollera tätheten av betesdjur inom försöksområdet som önskat eftersom betesfållorna var betydligt större än försöksarealen (Figur 4). Det verkade dock som att betesdjuren spenderade mer tid närmare stranden där försöksområdet låg och att tätheterna i själva verket kan ha varit högre i försöksområdet än i betesfållan. Det vore emellertid önskvärt att

genomföra ett liknande experiment i större skala under mer kontrollerade former. Detta kräver en rejält mycket högre arbetsinsats än vad som användes i vår studie.

Tabell 1. Ödet för funna vadarbon i fältexperimentet på Öland 2002.

Art	Antal bon	Kläckta	Kläckningsframgång (%) enligt Mayfield	Prederade	Bodagar ¹
Tofsvipa ²	33	19	19	14	258,5
Rödbena ³	18	4	3	14	112,5
Skärfläcka	7	4	-	3	78,5
Större strandpipare	8	4	-	4	61
Kärrsnäppa	2	2	-	0	27
Brushane	1	1	-	0	13,5
Enkelbeckasin	1	0	-	1	13,5
Rödspov	1	1	-	0	12,5

¹ Bodagar definieras som summan av alla dagar med aktiva bon

² Botid=30 dagar

³ Botid=27 dagar

2004

Totalt analyserades 173 bon av sju olika arter vadare och för fyra arter var materialet tillräckligt stort för en uppskattning av kläckningsframgången enligt Mayfield-metoden: tofsvipa (n=74), rödbena (n=40), strandskata (n=25) samt större strandpipare (n=16). Kläckningsframgången varierade mellan 2–21 % för de fyra arterna. Liknande predationsnivåer år 2003 på Öland indikerar att 2002 och 2004 inte var exceptionella år (Grönstöl m.fl. 2003). Dessa studier visar att det är av yttersta vikt att predationens betydelse för vadarnas framtida beståndsutveckling på Öland undersöks mer i detalj.

I jämförelse med andra publicerade studier på kläckningsframgång hos vadare enligt Mayfield-metoden, var nivåerna i denna studie mycket låga. Vid Getterön på västkusten varierade kläckningsframgången mellan 56-79 % för två år i mitten av 1980-talet (Flodin m.fl. 1995). För rödbena på Gotland beräknades framgången till 22 % under perioden 1997-2003 (Ottvall 2004a). I Tipperne, Danmark uppskattades kläckningsframgången till i medeltal 47-73 % för sex olika arter under perioden 1985-1992 (Thorup 1998). Samtliga arter uppvisade stabila eller ökande populationstrender. På Yttre Hebriderna minskade kläckningsframgången hos flera vadararter efter att igelkottar släpptes ut på öarna från början av 1970-talet (Jackson & Green 2000). På öar med igelkott var kläckningsframgången oftast lägre än 32 % för flera arter under 1996-1997 och vadarbestånden minskade med 39 % mellan 1983 och 2000, sannolikt p.g.a. igelkottspredation på ägg (Jackson m.fl. 2004). Sammantaget indikerar dessa studier vid vilka nivåer bopredationen är högre än vad vadarpopulationerna klarar av för att hålla en stabil nivå.

Av de fyra arterna där kläckningsframgången uppskattades, var det endast strandskatan som minskat kraftigt på Öland sedan strandängsinventeringen 1988; övriga tre arter uppvisade ingen trend (Johansson 2004, denna rapport). Därmed är det inte sannolikt att bopredationen legat på lika höga nivåer som i den här studien för samtliga dessa arter under den senaste 15-årsperioden. Däremot så har flera generalistpredatorer ökat i antal på Öland (t.ex. kråka och korp i Ottenby-reservatet; Ottenby fågelstation, opublicerade data), och den här studien kan vara ett tecken på att detta också ger utslag i en låg kläckningsframgång hos vadare.

Det är fortfarande oklart vilka som är de viktigaste predatorerna på Ölands sjömarker. Vi tror att kråka och räv står för den största andelen av predationen. På några lokaler är det troligen grävling, mink, korp, gråtrut eller fiskmås som tar flest ägg och ungar. Det finns också enstaka fall där kaja observerats ta ägg i vadarbon! Den här variationen av predatorer med olika beteenden och aktivitetsmönster gör det väldigt svårt att med skötselåtgärder minimera predationstrycket på ägg och ungar hos markhäckande fågelarter.

Röjning av grövre vegetation som träd och buskar förespråkas ofta som en bra skötselåtgärd för att försvåra åtkomsten av ägg och ungar för predatorer som använder dessa strukturer som utsiktsposter. I några studier har det framkommit resultat som tyder på att denna typ av åtgärd ger positiva effekter på kläckningsframgången hos vadare. Andra undersökningar visar att det inte alltid finns enkla samband mellan predation och förekomst av utsiktsposter för kråkor. Men röjningar av dessa strukturer är en relativt enkel skötselåtgärd som bör förespråkas och användas.

För närvarande pågår studier vid Göteborgs universitet (Johan Wallander m.fl.) kring metoder som kan minimera predation av vadarägg och ungar på strandängar. Undersökningarna omfattar både letala samt icke-letala metoder. Inom några år vet vi förhoppningsvis bättre om det finns någon framkomlig väg att aktivt påverka predationstrycket.

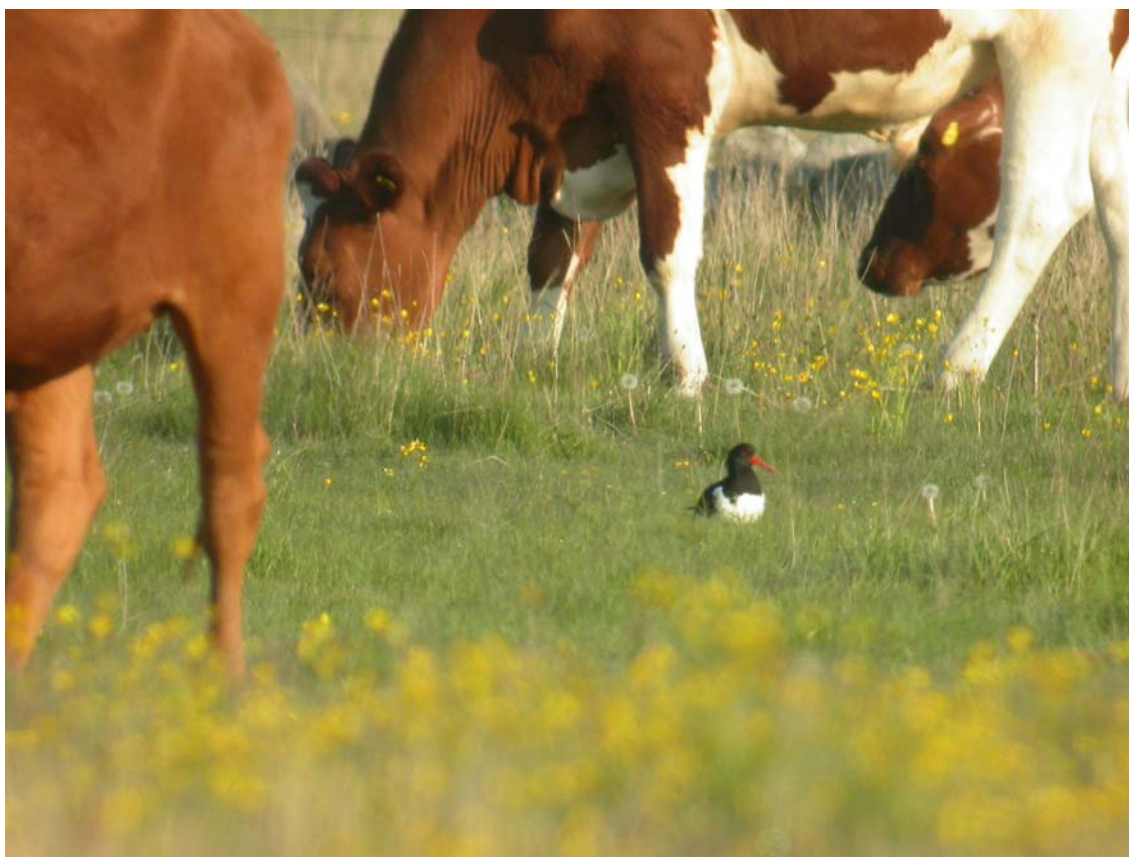
Det fanns ingen signifikant relation mellan boöverlevnad och tätheter av betande djur. Detta tyder på att inom de studerade tätheterna av betesdjur (<2 djur/ha) så var indirekta effekter av betesdjur på boöverlevnad av marginell betydelse. Med indirekta effekter avses t.ex. störningar av ruvande fåglar när betesdjuren betar nära boet (Figur 7) som kan leda till högre predation på bon om fåglarna regelbundet tvingas lämna boet oskyddat. Det fanns ingen skillnad i boöverlevnad mellan betade och obetade områden. Boöverlevnaden var inte relaterad till vegetationshöjden vid boet, vilket indikerar att bon dolda av vegetationen inte överlevde bättre än helt öppna bon. Totalt trampades sex bon sönder av betesdjur och den dagliga trampskaderisken uppskattades för 143 bon till $5/1407=0,4\%$. Ett bo som var placerat i en fålla utan bete trampades sönder vid en förflyttning av betesdjur mellan två intilliggande fållor! För rödbena med tre söndertrampade bon var risken $3/286=1,0\%$. I denna studie med tätheter av betesdjur <2 djur/ha var de direkta effekterna i form av trampskador på boöverlevnad mycket låga. Vid tätheter av 3,5 betesdjur/ha på Tipperne i Danmark noterades en daglig tramprisk på 13,6 % för kärrsnäppa (Thorup 1998). I Nederländerna var daglig trampskaderisk 40 % för rödspov och 12,6 % för rödbena vid liknande höga tätheter av betesdjur (Beintema & Müskens 1987). Sammantaget visar dessa studier vikten av att hålla tätheter av betesdjur på nivåer lägre än 3 djur/ha för att minimera trampskador.

Det ska påpekas att det finns tillfällen när betesdjur kan trampa sönder ett stort antal vadarbon, t.ex. i samband med utsläpp när djuren ofta har ”mycket spring i benen” under ett par dagar. Därför har vissa forskare föreslagit att ett tidigt utsläpp av djuren är bättre för vadarnas häckningsframgång. Vadarna kan därmed anpassa sitt boplatssval efter djurens rörelsemönster. Vi tror emellertid att ett sent (andra halvan av maj) betesdjursutsläpp är på Öland.

Områden med livskraftiga vadarpopulationer

Metodik

I stort sett samtliga LIFE-områden, områden som också ingår i nätverket Natura 2000, besöktes också vid ett tillfälle under andra halvan i juni (Appendix). Samtliga rödbenor med ett uppträdande som tydde på att ungar fanns i närheten räknades och markerades på fältkartor. Vid varje plats med varnande rödbenor delades antalet varnande individer med 2 för att få antal par. Vid ojämn siffra skattades antal par uppåt ett steg. Häckningsframgång hos rödbena i respektive område uträknades som kvoten varnande par/häckande par alternativt som tätheter (antal kullar/km²).



Figur 7. Vid de studerade tätheterna av betesdjur (< 2 djur/ha) var betesdjurens effekter på vadarens boöverlevnad marginell. Men när tätheterna överstiger 3 djur/ha kan boöverlevnaden minska dramatiskt. Foto: Jan Pettersson.

Rödbena valdes som modellart eftersom den varnar intensivt när den har ungar. Andra vadare är ofta mer diskreta och lätta att missa. Rödbenan förekommer dessutom allmänt tillräckligt i samtliga inventerade områden. Metoden att räkna varnande rödbenor i mitten av juni har utformats och testats på Gotland under flera säsonger inom ramen för ett forskningsprojekt på populations-ekologi hos rödbena (Ottvall 2004a). Metoden har visat sig fungera väl som ett grovt mått på artens häckningsframgång inom ett område.

Vid samtliga besökstillfällen under perioden april-juni noterades individer av vissa potentiella predatorer (kråka, korp och räv) för att undersöka om häckningsframgången hos rödbena var relaterad till predatorförekomsten under större delen av vadarnas häckningssäsong.

Resultat och diskussion

I områden där såväl varnande som häckande rödbenor räknades var häckningsframgången i medeltal 21 % (0-300 %) säsongen 2003 samt 48 % (0-200 %) säsongen 2004 (Appendix). Det ska poängteras att detta mått på häckningsframgången överskattar andelen par som i slutändan bidrar med flygga ungar. Häckfågelinventeringen tenderar å ena sidan att underskatta antalet häckande rödbenor (Ottvall 2004b). Det finns å andra sidan en risk att rödbenor som häckar på intilliggande åkermark som inte omfattats av häckfågelinventeringen vandrar ned med kullarna till strandängen och räknas där. Områden med > 50 % framgång båda åren var Stora Örens fågelskyddsområde, Eckelsudde-Bjärby och Frönäs (ett område med få häckande rödbenor).



Figur 8. I Stora Örens fågelskyddsområde räknades många varnande rödbenor i slutet av juni både 2003 och 2004. Här fanns höga vadartätheter, mosaikartat inslag av fuktig mark och högre vegetation samt väldigt få träd eller buskar. Vi tror att dessa faktorer är nyckeln till en lyckad strandängsskötsel ur fågelsynpunkt.
Foto: Richard Ottvall.

Områden med < 25 % framgång båda åren var Ottenby, Hulterstad, Triberga, Alby m.fl. Ett fåtal områden avvek genom att antalet varnande rödbenor var högt det ena året men betydligt färre det andra året (t.ex. Näsby, Gammalsby-Torngård och Skärlöv).

Det fanns en god korrelation mellan tätheter (par/km²) av häckande rödbenor i områden olika år ($r=0,74$, $p<0,01$; Figur 10). Det fanns också en signifikant korrelation mellan tätheter av rödbenekullar i områden olika år ($r=0,73$, $p<0,01$; Figur 11). Häckningsframgång hos rödbena var relaterad till vadartätheter i ett område, dvs i vadartäta områden var kulltätheterna generellt höga (Figur 12 visar 2003, resultatet var likartat för 2004). Det fanns inga indikationer på täthetsberoende negativa effekter på häckningsframgången (Figur 13 visar 2003, resultatet var likartat för 2004).



Figur 9. Kråkan är en viktig predator av ägg och ungar av sjöfåglar på strandängar. Men det finns inga enkla samband mellan kråkförekomst och predation. Här behövs mer forskning! (En stor kull av nästan flygfärdiga kråkungar väntar på att bli ringmärkta, Schäferängarna maj 2004).
Foto: Richard Ottvall.

Häckningsframgången i respektive område var inte relaterad till observerade predatorer/timme eller predatorer/km². Antalet observerade predatorer ökade under säsongen och i mitten av juni observerades i medeltal 4,2 kråkfåglar/timme och 4,6 kråkfåglar/km². En klar majoritet av kråk-

fåglarna var kråkor (figur 9), resten var korpar. Totalt sågs 14 rävar i mitten av juni. En tolkning till resultatet är att observationerna av dagaktiva predatorer inte motsvarade den faktiska totala predations-aktiviteten. Vår metod för predatoraktivitet kan ha varit för grov. Hur som helst, så behövs mer forskning kring predatorernas användande av strandängar för att vi ska kunna förklara skillnader i predationstryck mellan olika områden.

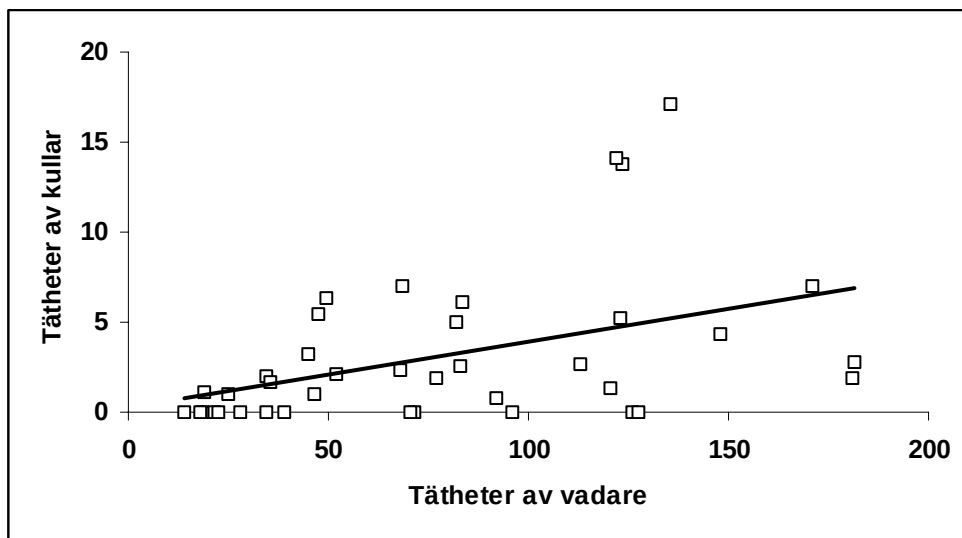
Kan vi använda rödbena som en indikatorart för vadarnas häckningsframgång inom ett område? Detta är en viktig frågeställning eftersom det finns ytterst få publicerade studier på vadares häckningsframgång på Öland. Boöverlevnaden var likvärdig hos fyra arter vadare på Öland 2004 och varierade mellan 2 och 21 %, med 11 % hos rödbena. Detta indikerar att räkningar av varnande rödbenor kan vara ett mått på kläckningsframgången också hos andra vadare. Däremot är det för tidigt att säga om vår metodik fungerar för att förutsäga ungproduktionen för samtliga vadare inom områden. Den här studien tyder emellertid på att vi bör prioritera strandängar med höga vadartätheter eftersom dessa sannolikt också producerar fler vadarungar.



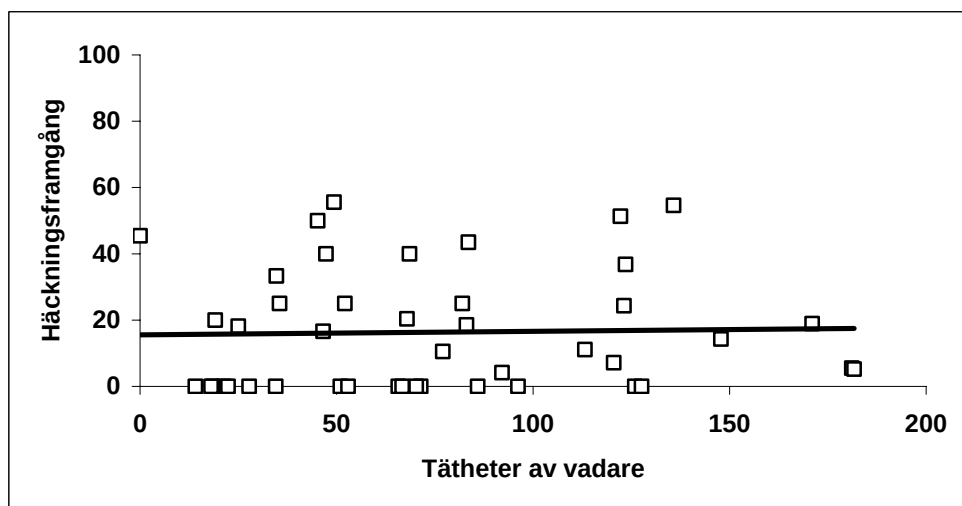
Figur 10. Samband mellan tätheter (par/km²) av häckande rödbenor i 46 områden olika år; $r=0,74$ ($P<0,01$).



Figur 11. Samband mellan tätheter (par/km²) av varnande rödbenor i 42 områden olika år; $r=0,73$ ($P<0,01$).



Figur 12. Samband mellan tätheter av rödbenekullar och tätheter av häckande vadare i 39 områden 2003; $r=0,42$ ($p<0,05$).



Figur 13. Samband mellan häckningsframgång (varnande par i juni/häckande par*100) för rödbena och tätheter av vadare i 2003. Punkten för Frönäs har tagits bort eftersom den var mycket avvikande men inte påverkade tolkningen av data.

Framtida forskning

Vi kan konstatera att fågellivet på Ölands sjömarker fortfarande är mycket rikt. Eftersom hävden är nödvändig för att hålla ängsmarkerna öppna och attraktiva för de fågelarter vi vill bevara och skydda, är det glädjande att betetrycket ökat. LIFE-projektet har dessutom möjliggjort röjningar av igen-vuxna betesmarker och arealen hävdade betesmarker har därför också ökat. Flertalet fågelarter tycks ha svarat positivt på hävdförändringar, särskilt i områden där hävden gått från att ha varit obefintlig eller svag till måttlig eller väl hävd.

Det finns emellertid flera orosmoln för vadarfåglarna. Strandskata, som i slutet av 1980-talet var den talrikaste vadararten på Ölands sjömarker, ser ut att kunna försvinna från samma marker inom en oroväckande kort tidsrymd om den minskande trenden inte kan vändas. En liknande minskning har rapporterats från Östra Smålands skärgård där antalet häckande strandskator nästintill halverades under perioden 1990-2000 (Larsson 2001). I nuläget saknar vi kunskap om orsakerna till tillbaka-

gången är kopplade till häckningsplatserna eller till övervintringsområdena. Strandskatan anses vara stabil eller ökande som häckfågel i Europa med ett undantag, nämligen populationen i Nederländerna (Delany & Scott 2002). Orsaken till denna minskning skylls på det intensiva fisket i Wadden Sea av strandskatans huvudföda. Mycket tyder på att de öländska strandskatorna övervintrar i just detta område och födobrist kan därför ha orsakat lägre överlevnad hos strandskatorna. Den nästintill obefintliga ungproduktionen 2004 understryker dock att det är angeläget att initiera en artspecifik studie på de öländska strandskatorna.

Förutom silltrut, skräntärna och kentsk tärna som alla förekommer på Öland med enstaka par, är det brushane som behöver extra mycket uppmärksamhet framöver. Till skillnad från strandskata som inte tycks minska lika kraftigt på andra håll, har brushane gått starkt tillbaka som häckfågel i norra Europa. En teori är att detta beror på klimatförändringar (Zöckler 2002). Brushane föredrar välhävade strandängar med starkt mosaikartad struktur, där högre vegetation är viktig (Thuman 2003). Det finns anledning till att undersöka om betestrycket varit för intensivt på vissa betesmarker så att det t o m missgynnat brushane och andra arter med liknande biotopkrav. Dessutom skulle det vara angeläget att undersöka slåttermarkernas betydelse för brushane och andra vadare. I Kristianstads vattenrike finns erfarenheter från skötsel av slåttermark som kan utnyttjas för studier på Öland (Cronert & Lindblad 1998).

En tydlig skillnad mellan 2003 och 2004 var att förekomsten av och arealen våtar var högre under 2004. Det ska återigen påpekas att lokalisering av våtar ägde rum vid första inventeringsbesöket, d.v.s. i slutet av april. Våtarnas utveckling därefter noterades alltså inte. Men den rikare förekomsten av våtar förklarar sannolikt den goda förekomsten av simänder under säsongen 2004. En häckfågelinventering av det slumpade urvalet (19 områden) kommer att utföras under 2005 och då kommer det att finnas tre års material där fågeltätheter i relation till förekomst av våtar kan analyseras. Preliminära undersökningar tyder på att fuktigheten i våtar och grunda strandvikar är betydelsefulla för många strandängshäckande fågelarter.

För flera vadararter uppfattas det som om det är just kring fuktiga områden som ungvikar hittas och att det är till sådana som dessa söker sig. Detta var tydligt vid räkningarna av varnande rödbenor på Öland under projektet. Ungarnas födosök torde underlättas i anslutning till våta delar med god förekomst av evertebrater, oavsett om vi talar om arter där ungarna tar sin föda direkt från vegetationen, från marken eller från vattnet som sådant. "Den ideala" strandängen bör förmodligen hysa ett flertal grunda våta områden på själva ängen för att ungarna ska ha goda möjligheter att hitta föda och i vissa fall skydd. Det vore av stor vikt om kommande studier kunde utreda effekten av förekomsten av sådana våta partier. Det är emellertid oroväckande att dikningar fortfarande rapporteras från öländska strandängar. Aktiva skötselåtgärder bör istället användas för att skapa eller bevara de våta områdena. Uppdämningar, inpumpning av vatten eller möjligen grävning av grunda dammar kan användas för att få mer vatten på ängarna.

Det förefaller som att predation av ägg och ungar är en viktig faktor som håller häckningsframgången nere för strandängshäckande vadare. Här behövs inledningsvis en kartläggning av de olika predatorernas relativa betydelse av den totala predationen. Därefter bör man gå vidare med studier av enskilda arter eftersom vi har mycket begränsade kunskaper om predatorernas beteenden och här behövs experimentella studier. Det finns t ex inget enkelt samband mellan predation och avstånd till strukturer som kan användas som utsiktsposter av kråkfåglar.

Sammanfattningsvis bör vi eftersträva mer varierade strandängar med inslag av våtmarker och varierad vegetationshöjd. Dessutom bör vegetation som kan utnyttjas som boträd för kråkor plockas bort i så stor utsträckning som möjligt. Avslutningsvis kommer en årlig övervakning av fågellivet på sjömarkerna och samordning med andra län som har strandnära betesmarker vara mycket betydelsefullt.

Tack

Stort tack främst till Jan Pettersson som ansvarade för en stor del av fältarbetet och sammanställning av insamlat material men också kommenterade en tidigare version av rapporten. Staffan Rodebrand, Björn Sigurdsson, Magnus Hellström, Mattias Ullman, Jakob Augustin, Lennart Carlsson, Jannik Hansen, Lars Lindell, Gabriel Norevik, Liselotte Wetterstrand och Eva Öhman arbetade i fält. Thomas Johansson, Charlotta Larsson, Helena Lager och Brita Fahlström bidrog med synpunkter på fältarbete och denna rapport.

Referenser

- Beintema, A.J. & Müskens, G.J.D.M. 1987. Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *J. Appl. Ecol.* 24: 743-758.
- Cronert, H. & Lindblad, T. 1998. Häckande simänder och vadare på strandängarna i Kristianstads Vattenrike. Resultat från inventeringen våren 1997. Medd. Nr 20 från Nedre Helgeåns fågelstation. *Anser* 37: 89-102.
- Delany, S & Scott, D. 2002. Waterbird population estimates – Third Edition. *Wetlands International Global Series No. 12*. Wageningen. The Netherlands.
- Flodin, L.-Å., Hirsimäki, H. & Norén, L.-G. 1995. Samhäckande vadare på strandängar i sydvästra Sverige: predationsskydd eller biotopval? *Ornis Svecica* 5: 23–30.
- Grönstöl, G., Blomqvist, D. & Wagner, R. 2003. Tovsvipor. *Calidris* 32(2-3): 18-27.
- Jackson, D.B. & Green, R.E. 2000. The importance of the introduced hedgehog (*Erinaceus europaeus*) as a predator of the eggs of waders (Charadrii) on machair in South Uist, Scotland. *Biol. Conserv.* 93: 333-348.
- Jackson, D.B., Fuller, R.J. & Campbell, S.T. 2004. Long-term population changes among breeding shorebirds in the Outer Hebrides, Scotland, in relation to introduced hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Biol. Conserv.* 117: 151-166.
- Johansson, T. 2004. Häckande fåglar på Ölands sjömarker. *Calidris* 33(2): 6-7.
- Larsson, T. 2001. Häckfågelfaunan i östra Smålands ytterskärgård – 10 års inventeringar. Meddelande 2001:21. Länsstyrelsen i Kalmar län.
- Mayfield, H.F. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87: 456-466.
- Naturvårdsverket 1987. Inventering av ängs- och hagmarker – handbook. Naturvårdsverket Informerar.
- Ottvall, R. 2004a. Population ecology and management of waders breeding on coastal meadows. Doktorsavhandling, Lunds universitet. ISBN 91-7105-196-1.
- Ottvall, R. 2004b. Hur många rödbenor häckar på en strandäng? – en utvärdering av en inventeringsmetod. *Ornis Svecica* 14:182-185.
- Ottvall, R. 2005. Boöverlevnad hos strandängshäckande vadare: den relativa betydelsen av predation och trampsador av betesdjur. *Ornis Svecica* 15:89-96.
- Ottvall, R. & Smith, H.G. in press. Effects of an agri-environment scheme on wader populations in southern Sweden. *Agriculture, Ecosystems & Environment* in press.
- Van Paassen, A.G., Veldman, D.H. & Beintema, A.J. 1984. A simple device for determination of incubation stages in eggs. *Wildfowl* 35: 173-178.
- Pettersson, J. 2001. *Fåglar på Ölands sjömarker 1988 och 1998*. Länsstyrelsen i Kalmar län.
- SNV 1978. Biologiska Inventeringsnormer. Fåglar (BIN – fåglar).

Stroud, D., Davidson, N.C., West, R., Scott, D.A., Haanstra, L., Thorup, O., Ganter, B., Delany, S. (compilers) on behalf of the International Wader Study Group 2004. Status of migratory wader populations in Africa and Western Eurasia in the 1990s. *International Wader Studies* 15, 1-259.

Thorup, O. 1998. Ynglefuglene på Tipperne 1928-1992. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 92: 1-192.

Thuman, K.A. 2003. Female reproductive strategies in the ruff (*Philomachus pugnax*). Doktorsavhandling, Uppsala universitet. ISBN 91-554-5599-9.

Zöckler, C. 2002. Declining Ruff *Philomachus pugnax* populations: a response to global warming? *Wader Study Group Bulletin* 97:19-29.

Appendix Totalt antal häckande par i de 47 områden som inventerades alla fyra åren samt en subjektiv bedömning av populationstrender. Mellanskarv är inte medräknad i någon total.

Art	1988	1998	2003	2004	Trend
Mellanskarv <i>Phalacrocorax carbo</i> var. <i>sinensis</i>	0	95	40	169	Ökar
Knölsvan <i>Cygnus olor</i>	66	64	107	113	Ökar
Grågås <i>Anser anser</i>	29	92	147	214	Ökar
Kanadagås <i>Branta canadensis</i>	6	18	12	17	Stabil
Vitkindad gås <i>Branta leucopsis</i>	0	9	68	110	Ökar
Gravand <i>Tadorna tadorna</i>	221	220	366	430	Ökar
Bläsand <i>Anas penelope</i>	3	9	35	38	Ökar
Snatterand <i>Anas strepera</i>	52	32	74	80	Ökar
Kricka <i>Anas crecca</i>	19	27	55	80	Ökar
Gräsand <i>Anas platyrhynchos</i>	138	146	211	217	Ökar
Stjärtand <i>Anas acuta</i>	30	9	22	20	Minskar
Årta <i>Anas querquedula</i>	11	44	25	32	Varierar
Skedand <i>Anas clypeata</i>	95	59	85	93	Stabil
Brunand <i>Aythya ferina</i>	4	3	2	3	Stabil
Vigg <i>Aythya fuligula</i>	16	18	43	100	Ökar
Ejder <i>Somateria mollissima</i>	392	298	616	460	Varierar
Svärta <i>Melanitta fusca</i>	75	55	54	69	Stabil
Småskrake <i>Mergus serrator</i>	54	36	76	90	Ökar
Storskrake <i>Mergus merganser</i>	0	0	14	15	Ökar
Svanar, gäss och änder	1211	1139	2012	2180	Ökar
Strandskata <i>Haematopus ostralegus</i>	1166	632	439	473	Minskar
Skärfläcka <i>Recurvirostra avosetta</i>	225	214	263	245	Stabil
Större strandpipare <i>Charadrius hiaticula</i>	230	231	301	274	Stabil
Ljungpipare <i>Pluvialis apricaria</i>	57	58	31	31	Minskar
Tofsvipa <i>Vanellus vanellus</i>	858	756	790	963	Stabil
Sydlig kärrsnäppa <i>Calidris alpina</i> var. <i>schinzii</i>	91	87	108	94	Stabil
Brushane <i>Philomachus pugnax</i>	239	121	37	49	Minskar
Enkelbeckasin <i>Gallinago gallinago</i>	256	107	127	182	Minskar
Rödspov <i>Limosa limosa</i>	86	72	81	84	Stabil
Storspov <i>Numenius arquata</i>	190	175	149	155	Minskar
Rödbena <i>Tringa totanus</i>	625	576	595	722	Stabil
Drillsnäppa <i>Actitis hypoleucos</i>	0	4	11	17	Ökar
Roskarl <i>Arenaria interpres</i>	70	31	33	45	Minskar
Vadare	4093	3064	2965	3334	Minskar
Skrattmåås <i>Larus ridibundus</i>	230	48	37	48	Minskar
Fiskmåås <i>Larus canus</i>	164	166	254	293	Ökar
Silltrut <i>Larus fuscus</i>	39	6	7	4	Minskar
Gråtrut <i>Larus argentatus</i>	254	130	214	221	Varierar
Havstrut <i>Larus marinus</i>	31	33	50	45	Stabil
Skräntärna <i>Sterna caspia</i>	1	1	1	1	Stabil
Kentsk tärna <i>Sterna sandvicensis</i>	7	1	5	2	Minskar
Fisktärna <i>Sterna hirundo</i>	4	1	4	0	Minskar
Silvertärna <i>Sterna paradisaea</i>	115	65	157	190	Ökar
Småtärna <i>Sterna albifrons</i>	25	26	34	60	Ökar
Måsar, trutar och tärnor	870	477	763	880	Varierar
Totalt	6174	4680	5740	6394	Varierar

Appendix Jämförelse mellan häckfågelinventeringarna 1988 och 2004 för respektive fågelgrupp i områden som inventerades 2004. Husvalla inventerades inte fullständigt 2004.

Nr	Område	Simfåglar			Vadare			Mås- och tärnfåglar		
		1988	2004	Diff	1988	2004	Diff	1988	2004	Diff
1a	Öl. S:a udde-Västrevet	68	6	-	63	49	-	238	21	-
1b	Ottenby Kungsgård	36	7	-	121	53	-	13	1	-
1c	Schäferiängarna	78	21	-	344	149	-	36	4	-
1d	Sandreveln	1	2	+	11	13	+	13	10	-
2	Näsby	10	30	+	17	25	+	3	7	+
3	Enetri	8	24	+	18	27	+	0	4	+
5	Gräsgård	16	35	+	48	48	0	6	8	+
6	Gammalsby-Torngård	40	71	+	100	79	-	8	23	+
7	Seby	11	41	+	272	98	-	4	9	+
8	Segerstad	38	96	+	348	198	-	7	31	+
9	Mellby	46	153	+	81	197	+	5	31	+
10	Skärlöv	24	94	+	173	125	-	13	16	+
11	Hulterstad	24	79	+	181	139	-	1	16	+
12	Triberga	33	134	+	302	140	-	88	139	+
13	Alby	18	43	+	228	88	-	7	10	+
14	Södra Kvinneby	55	78	+	292	160	-	24	41	+
15	Slagerstad	7	39	+	73	149	+	0	9	+
16	Stenåsa	5	22	+	48	80	+	3	12	+
17	Lilla Brunneby	12	37	+	177	111	-	0	32	+
18	Stora Brunneby	9	23	+	135	44	-	1	13	+
19	Norra Kvinneby	4	20	+	21	19	-	4	13	+
20	Frösslunda	3	22	+	19	54	+	1	16	+
21	Södra Sandby	20	32	+	98	72	-	3	12	+
26	Övre o Nedre Ålebäck	15	37	+	18	25	+	0	17	+
31	Åkerby	24	73	+	64	116	+	18	41	+
32	Lopperstad	19	21	+	27	22	-	1	32	+
33	Runsten	12	39	+	68	89	+	7	16	+
37	Långlöt	49	94	+	97	83	-	19	39	+
39	Södra Gärdslösa	9	21	+	32	57	+	3	14	+
41	Störlinge	27	22	-	23	25	+	253	12	-
42	Tjusby	5	29	+	1	11	+	17	13	-
44	Bredsätra	86	32	-	36	87	+	18	17	-
45	Skedstad	17	39	+	64	65	+	0	8	+
46	Kläppinge	10	115	+	46	76	+	2	29	+
47	Långöre	38	89	+	61	102	+	4	25	+
48	Melösa	10	23	+	19	21	+	2	3	+
49	Egby	1	24	+	24	38	+	0	5	+
50	Sandby	12	89	+	55	119	+	10	27	+
63	Husvalla	-	-	-	-	-	-	-	-	-
64	Östra Vässby	42	21	-	42	28	-	7	11	+
65	Marsjö	1	6	+	17	41	+	1	14	+
66	Hjälmsstad-Gel	4	5	+	14	6	-	3	1	-
67	Södviken	3	6	+	23	29	+	0	0	-
68	Hallnäs	51	110	+	59	70	+	12	34	+
71	Frönäs	1	15	+	17	20	+	0	3	+
72	Högenäs	12	23	+	17	23	+	0	2	+
73	Källa-Honungstorp	193	98	-	19	51	+	6	19	+
87	Eckelsudde-Bjärby	99	139	+	108	94	-	45	21	-
89	Grönhögen-Parboäng	11	37	+	10	13	+	2	48	+
95	Beijershamn	-	175	-	-	234	-	-	96	-

Appendix. Antalet häckande (H) respektive varnande (V) par rödbena vid inventeringarna 2003 samt 2004 i respektive område. Häckningsframgången (%) har beräknats som kvoten mellan varnande och häckande par * 100.

* Områden där såväl häckande som varnande fåglar inventerades

Nr	Område	H2003	V2003	%	H2004	V2004	%
1	Ottenby	50	10	20	43	5	12
2	Näsby	5	0	0	6	8	133
3	Enetri	4	1	25	6	3	50
5	Gräsgård	19	7	37	14	18	129
6	Gammalsby-Torngård	18	1	6	13	15	115
7	Seby	23	10	43	15	12	80
8	Segerstad	41	10	24	37	15	41
9	Mellby	21	3	14	30	15	50
10	Skärlöv	38	2	5	32	29	91
11	Hulterstad	28	7	25	29	6	21
12	Triberga	27	5	19	29	6	21
13	Alby	24	0	0	16	4	25
14	Södra Kvinneby	37	19	51	43	50	116
15	Slagerstad	24	1	4	34	3	9
16	Stenåsa	9	1	11	16	2	12
17	Lilla Brunneby	19	2	11	28	3	11
18	Stora Brunneby	6	1	17	6	1	17
19	Norra Kvinneby	3	1	33	5	4	80
20	Frösslunda	5	0	0	10	7	70
21	Södra Sandby	11	2	18	15	5	33
26	Övre o Nedre Ålebäck	8	-	-	8	3	37
31	Åkerby	15	6	40	24	24	100
32	Lopperstad	3	0	0	5	9	180
33	Runsten	9	5	56	21	7	33
37	Långlöt	13	-	-	20	14	70
39	Södra Gärdslösa	14	-	-	18	0	0
41	Störlinge	10	0	0	5	1	20
42	Tjusby	3	0	0	3	0	0
44	Bredsätra	13	0	0	16	6	37
45	Skedstad	14	1	7	15	0	0
46	Kläppinge	10	4	40	23	8	35
47	Långöre	13	-	-	32	3	9
48	Melösa	2	0	0	5	2	40
49	Egby	5	1	20	8	1	12
50	Sandby	11	5	45	28	5	18
63	Husvalla	-	2	-	7	3	43
64	Östra Vässby	6	0	0	7	5	71
65	Marsjö	2	0	0	8	1	12
66	Hjälmsstad-Gel	0	0	0	2	1	50
67	Södviken	2	1	50	7	2	29
68	Hallnäs	13	0	0	6	6	100
71	Frönäs	1	3	300	5	6	120
72	Högenäs	5	0	0	5	4	80
73	Källa-Honungstorp	6	-	-	21	7	33
87	Eckelsudde-Bjärby	22	12	55	31	28	90
89	Grönhögen-Parboäng	4	1	25	2	4	200
95	Beijershamn	37	7	19	40	23	57
Totalt*		600	129	21	798	384	48

Kommentarer på valda områden

1 Ottenby

Ett område som fortfarande hyser en stor artrikedom trots kraftiga tillbakagångar hos samtliga fågelgrupper. Minskningar har skett i hela området utom på Sandreveln där några tiotal fågelpar häckar årligen. Den tidigare stora trutkolonin på Västrevet var så gott som uttraderad 2004. På Schäferiängarna minskade antalet häckande vadare från 344 par 1988 till 149 par 2004. Denna minskning kan inte enbart skyllas på strandskata och brushane som gått starkt tillbaka. Storspov, enkelbeckasin, rödbena och roska minskade också medan tofsvipa, större strandpipare, kärrsnäppa, rödspov och skärfläcka höll sig på en stabil nivå. Antalet änder var betydligt färre 2004 jämfört med 1988 och varken grågås eller gravand ökade under samma period, en ovanlig förekomst på Öland.

Ottenby-området har både historiskt och sedan 1988 tillhört ett av de mest välbäddade strandängsområdena på Öland. Det stora bortfallet av häckande fåglar kan knappast skyllas på en dålig skötsel av betetrycket. Däremot tycks predationen av ägg och ungar vara mycket hög i området. Studier av boöverlevnad inom reservatet under 2003 och 2004 visade på en mycket dålig kläkningsframgång hos samtliga studerade arter. Dessutom observerades ytterst få flygga ungar dessa båda säsonger. Sedan några år tillbaka har Västrevet landförbindelse och är lättåtkomligt för räv. De enda trutar som producerade ungar säsongen 2004 var de som häckade på isolerade stenar ute i vattnet. Samma problem existerade på Sandreveln, som också är förbunden med land.

Kräkpopulationen återinventerades av Ottenby fågelstation 2004 och beståndet söder om Karl X Gustaf:s mur ökade från 18 par 1986 till minst 25 par 2004. Besök i kråkbona för ringmärkning av ungar visade tydligt att häkningsframgången för kråkorna var god säsongen 2004. Men det var oklart i vilken omfattning andra arters fågelägg utnyttjades till föda för kråkungarna. I vilket fall som helst, var predationen av ägg från kråkorna omfattande under både 2003 och 2004. Däremot sågs de nyligen etablerade korporna sällan födosöka på strandängarna, men de kan också vara en viktig predator. Grävling som tidigare var mycket sällsynt på Södra Udden sågs regelbundet i området under 2004.

Schäferiängarna placerade sig 1988 på tio-i-topp listan för parrikaste områden på Öland inom samtliga tre fågelgrupper. Vid inventeringen 2004 var det endast vadarna som hamnade på en delad femteplats på samma lista. Schäferiängarna är dock en av Ölands och därmed också en av landets viktigaste lokaler för den sydliga kärrsnäppan. Glädjande nog sågs tre kullar av kärrsnäppa under 2004 och sannolikt blev åtminstone en unge flygfärdig. Men kärrsnäppan och andra fågelarter i Ottenby behöver nog en del hjälp med att värja sig mot predatorerna.

Om inte rävarna kan elimineras från reservatet bör elstängsling ske vid Västrevet under den känsligaste häkningsperioden. Vidare bör försök med att minska kråkpopulationen genomföras. Undersökningar av häkningsframgången för olika fågelarter bör ske parallellt med försök att minska antal predatorer. Lämpligen bör fler strandängsområden ingå i ett sådant försök för att möjliggöra en vetenskaplig utvärdering.

7 Seby

Vid inventeringen 1988 var Seby det femte parrikaste området för vadare, men med 98 par vadare 2004 hamnade Seby utanför tio-i-topp listan. Utvecklingen för vadarna i Seby liknade den för Ottenby naturreservat. En iakttagelse är att antalet betesdjur i enskilda fållor har ökat både i Seby och i Ottenby. Det innebär att grupper om över 100 djur betar tillsammans. Vi vet emellertid inte om detta kan ha påverkat fågelfaunan negativt. Strandskata och brushane är de största förlorarna men flera andra arter har minskat, inklusive tofsvipa. Kärrsnäppan noterades dock med 6 par 2004 och Seby är därmed fortfarande en viktig lokal för arten. Trots att strandskatan minskade kraftigt var Seby ett av de parrikaste områdena för strandskata vid inventeringen 2004.

8 Segerstad

Trots kraftiga tillbakagångar för strandskata och brushane var Segerstad ett av de fågelrikaste områdena vid inventeringen 2004. Dessa båda arter stod tillsammans för i stort sett hela minskningen av vadarpar mellan 1988 och 2004. Övriga vadararters antal var oförändrade och trots att antalet varnande rödbenor var relativt fåtaliga både 2003 och 2004, hade Segerstad en av de största förekomsterna av rödbena på Öland 2004.



Figur 13. Vät vid Segerstad. Foto: Jan Pettersson.

9 Mellby

Ett område där antalet häckande par ökade kraftigt mellan 1988 och 2004. Mellby var 2004 den näst parrrikaste lokalen för simfåglar och det tredje parrrikaste området för vadare. Hävden förbättrades väsentligt mellan 1988 och 2004 vilket kan förklara ökningen av vadare. Mellby är en av Ölands förnämsta lokaler för simänder med flera häckande par av årtä och stjärtand. Den totala artsammansättningen var god 2004 med rik förekomst av bl.a. kärrsnäppa (6 par). Häckningsframgången hos rödbena var måttlig vid räkningarna 2003 samt 2004.

10 Skärlöv + 11 Hulterstad

Två områden med likartad utveckling där hävden ökade markant mellan 1988 och 2004. Om man tar hänsyn till de kraftiga minskningarna av strandskata och brushane förändrades inte antalet vadare nämnvärt under perioden. Förekomsten av simänder var god i Skärlöv 2004, bl a tio par snatterand

och enstaka par av stjärtand och årtå. Häckningsframgången för rödbena var riktigt dålig i Skärlöv 2003 men bra året efter. I Hulterstad var antalet varnande rödbenor ganska magert.

12 Trib erga + 13 Alby

Gråtrutskolonin i Trib erga ökade något till 2004 och de plockade många vadarägg säsongen 2003 (G. Grønstøl muntligen). Fiskmå s var väl representerade på lokalen och bidrog sannolikt också till den höga predationen. Antalet varnande rödbenepar var mycket lågt i båda områdena och kanske att ett högt predationstryck har lett till vadarnas minskningar? Även om strandskata och brushane räknas bort nästintill halverades vadarbeståndet längs båda strandängarna fram till 2004. Simfåglarna ökade däremot och Trib erga var ett av de mest parrika områdena vid inventeringen 2004. Tack vare förekomsten av gråtrut och fiskmå s låg Trib erga högst med avseende på antal par må s- och tårnfåglar.

14 Södra Kvinneby

Detta är ett av de finaste områdena på Öland med ett stort antal varnande vadare i juni 2004. Det var inte enbart många rödbenor, utan också minst en brushona, kärrsnäppor, rödspov och strandpipare som tydligt visade att ungar fanns i närheten. Trots kraftiga minskningar hos flera arter vadare inklusive tofsvipa är området fortfarande ett av de parrikaste på Öland. Bopredationen var 2004 hög i norra delen av Stora Örens fågelskyddsområde men låg i de centrala delarna där de högsta tätheterna av häckande fågel fanns. Den norra delen bestod till viss del av alvarmark och var kanske mer lättillgänglig för predatorer. Enligt munsägen har jakttrycket på räv varit högt i området.

15 Slagerstad + 16 Stenåsa

Två områden där alla fågelgrupper ökade i antal trots endast små förändringar i hävden. Antalet varnande rödbenor var dock lågt både 2003 och 2004. Enligt den forskningsgrupp som arbetade med tofsvipa båda säsongerna var bopredationen hög i området. Tofsvipan är tillsammans med rödbena för övrigt arter som ökade rejält mellan 1988 och 2004. Vi har emellertid ingen bra förklaring på denna positiva förändring.

17 Lilla Brunneby + 18 Stora Brunneby

Återigen två områden med dålig häckningsframgång för rödbena både under 2003 respektive 2004. Till skillnad från de två områdena ovan minskade antalet par vadare till 2004. Anmärkningsvärt var de åtta par av kärrsnäppa som noterades i Lilla Brunneby. Hävden förbättrades något till 2004, särskilt i Stora Brunneby.

20 Frösslunda

Stora områden med enbuskar har röjts sedan 1988 och ytterligare røjningar genomfördes under LIFE-projektet. Tidigare var området nästan helt igenväxt men fåglarna har svarat positivt på nyskapandet av betade strandängar och märkbara öknings har noterats. Några större tätheter handlar det ännu inte om men två par kärrsnäppa och ett par av snatterand respektive småtårna visar områdets positiva utveckling.

31 Åkerby

Ett av de strandängsområden som hade den mest positiva utvecklingen mellan 1988 och 2004. Åkerby var 2004 ett av de artrikaste områdena med 14 arter simfåglar, 13 arter vadare och sex arter mås- och tärnfåglar. Med fyra par stjärtand var Åkerby den främsta lokalen för arten vid inventeringen 2004. Dessutom noterades 2004 enstaka par av årta, kärrsnäppa, rödspov, ljungpipare, brushane och småtärna. Flera arter vadare ökade kraftigt mellan 1988 och 2004, t ex tofsvipa, rödbena, större strandpipare och enkelbeckasin. Vid räkningarna av varnande rödbenor 2003 och 2004 registrerades en god häckningsframgång båda åren.

39 Södra Gärdslösa + 44 Bredsätra + 45 Skedstad + 47 Långöre

Strandängsområden där hävden ökade betydligt mellan 1988 och 2004. Gemensamt för samtliga områden var att antalet vadare ökade under samma period. Strandskatan som minskade kraftigt på de flesta andra lokaler noterades för relativt små minskningar i dessa områden. Utvecklingen för övriga fågelgrupper var generellt positiv utom längs Bredsätra där både sim-, mås- och tärnfåglar minskade något. Däremot var antalet varnande rödbenor mycket lågt i samtliga områden både 2003 och 2004.

50 Sandby

Mycket positiv utveckling för samtliga fågelgrupper mellan 1988 och 2004. Antalet par av vadare ökade så mycket att lokalen hade nästan lika många par som de allra bästa områdena på sydöstra Ölands sjömarker. En noterad ökning av strandskata, fem par kärrsnäppa, ett par brushane och tre par svärta visar på områdets höga fågelvärde. Häckningsframgången för rödbena var relativt god 2003 men inte fullt så bra 2004. Ett intressant område där en ökad hävd sannolikt förklarar en del av det ökade fågellivet.

68 Hallnäs + 71 Frönäs + 72 Högenäs

Detta är tre områden med positiv utveckling av fågellivet. Frönäs och Högenäs är ordinära strandängar med relativt lågt antal häckande par. Hallnäs är en rikare fågellokal med anmärkningsvärt god förekomst av simänder. Eftersom antalet häckande par rödbena var relativt lågt i de tre områdena var antalet varnande rödbenor lågt, men andelen varnande fåglar var hög under 2004.

87 Eckelsudde-Bjärby

Här finns en god förekomst av flera simänder, med bl a sex par bläsand, nio par snatterand, fem par årta, ett par stjärtand, ett par brunand och två par svärta. Inga stora förändringar av antalet häckande par i respektive fågelgrupp har noterats. Eckelsudde var tillsammans med Södra Kvinneby det område med högst häckningsframgång hos rödbena.

95 Beijershamn

En restaurerad strandäng där fågellivet har haft en fantastisk utveckling. Området var det artrikaste av inventerade områden 2004 för vadare och simfåglar. Men antalet häckande tärnor var också relativt högt. Med två par årta, nio par kärrsnäppa, sex par brushane, 66 par skärfläcka, 53 par tofsvipa och 39 par rödbena är Beijershamn i nuläget en av Ölands fågelmässigt främsta strandängar. Däremot saknades både rödspov och roskarl. Antalet varnande rödbenor var medelmåttigt båda åren.