

Inventering av häckande simänder vid Angarnsjöängen 1978–1998 och sjörestaureringens inverkan på resultatet

SVANTE SÖDERHOLM & KJELL ERIKSSON

Abstract

Angarnsjöängen is a shallow lake 25 km north-east of Stockholm. It was famous for its bird life already in the 1930s, but the conditions have deteriorated in recent years because of expansion of high emergent vegetation and willows along the shores. A restoration plan was implemented in 1992 involving creation of large areas of open water and increase of the annual water level amplitude, especially spring flooding. The breeding dabbling ducks (*Anas* species) had been censused annually since 1978. Hence the effects of the restoration could be accurately estimated. After restoration there was a rapid increase of the duck population. Two species, *A. querquedula* and *A. crecca* showed the strongest response. Three other species

also increased, *A. strepera*, *A. platyrhynchos* and *A. clypeata*, although it was less clear that the restoration was the only cause. For *A. strepera* the lake also became an excellent autumn site. The study shows that long-term monitoring of important bird lakes is necessary both for detection of deterioration and for assessment of restoration results.

Svante Söderholm, Narvavägen 4, S-115 23 Stockholm, Sweden. Email: svante.soderholm@hem-pc.bip.net
Kjell Eriksson, c/o Hermansson, Vindragarvägen 2^v, S-117 50 Stockholm, Sweden.

Received 10 June 1999, Accepted 13 November 1999, Editor S. Svensson

Angarnsjöängens kvalitéer som fågelokal uppmärksammades redan på 1930-talet och sjöängen har sedan dess mestadels tillhört de bästa fågelsjöarna i Uppland. Den är belägen 25 km nordost om Stockholm (59° 33' N, 18° 10' O). Landskapet runt Angarnsjöängen är varierande. Sjöängen är idag omgärdad av åkrar, betade strandängar, beteshagar, några ädellövskogsdungar, ett fuktigt barrskogsparti med tillhörande alkärr och brukad barrskog. Områdets värde höjs ytterligare av att det är beläget i en gammal kulturbygd, där det finns ett flertal fornminnen från brons- och järnåldern i sjöängens omedelbara närhet, samt av att sjöängen kan nås på en halvtimme med bil från Stockholms centrum.

Under den första hälften av 1980-talet uppmärksammade de ornitologer som regelbundet besökte Angarnsjöängen att igenväxningen hastigt tilltog, och därigenom försämrades snabbt betingelserna för rastande och häckande våtmarksfåglar. Detta kunde styrkas tack vare de årliga häckfågelinventeringarna och sammanställningarna av fågelobservationerna som sedan länge hade genomförts i Angarnsjöängens regi. En mindre restaurering som genom-

fördes 1984–85 förmådde inte hejda den negativa utvecklingen, då detta restaureringsförsök misslyckades genom att felaktiga åtgärder sattes in. Avsikten med dessa var att höja medelvattenståndet i sjöängen och minska de årliga vattenståndsvariationerna. För att uppnå detta anlades en fast damm vid utloppet från sjöängen. Dessutom schaktades en damm i anslutning till utloppet, och den längsgående kanalen i mitten av sjöängen rensades från vegetation och sediment för att underlätta vattnets passage vid hög-vatten (Larsson & Welander manuskript).

Den negativa utvecklingen ledde till att ett antal eldsjälur, knutna till Angarngruppen, började arbeta för att en ny restaurering skulle genomföras. Målet var att återföra sjöängen till ett tidigt successionsstadium, samt att skapa förutsättningar för att bibehålla ett tidigt stadium. En sjö som befinner sig i denna fas i utvecklingen har en hög produktion av vattenväxter och ryggradslösa djur, vilket leder till bättre tillgång på näring för bland annat änder.

Den efterlängtdade och nödvändiga restaureringen inleddes så smått under hösten 1990 och den efterföljande vårvintern, då sly och vass rjordes samt

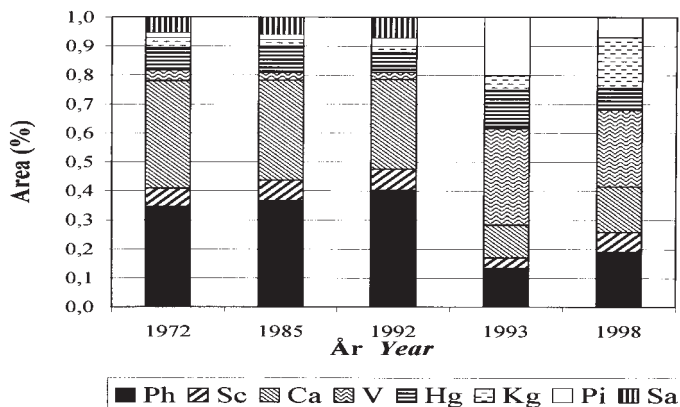
bränning av strandängar genomfördes i några områden. Den egentliga restaureringen inleddes dock först i augusti 1992 då sjöängen torrlades. Torrläggningen var nödvändig för att man skulle kunna genomföra de åtgärder som krävdes för att uppnå målsättningen för restaureringen. En omfattande markbearbetning genomfördes med rotorkultivator som bröt sönder den tjocka rotfilten bestående av framför allt vassens och starrrens rotsystem. Totalt bearbetades omkring 70% av sjöängens yta som är c. 110 ha. Skälet till att inte hela sjöängen bearbetades var att man ville skapa en mosaikstruktur bestående av omväxlande klarvattenytor och vegetation. För att erhålla en vegetation av varierande höjd och sammansättning sparades ruggar av olika arter, även av bladvass, säv och högstarr. Att bestånd av dessa arter som dominerar sena successionsstadier i en sjös utveckling sparades, berodde på att en viss närvaro av vass och säv är av betydelse för en art- och individrik fågelfauna. Strandängar återskapades genom ytterligare röjning av sly och strandskog. Även igenväxta hagmarker återställdes, framför allt under vintern 1993–1994. Genom avtal med djurhållare säkerställdes betning av strandängar och hagmarker.

Figur 1 visar hur fördelningen av olika vegetationslag varierat vid Angarnsjöängen 1971–1998 (Larsson & Welander manuskript). I de undersökningar som ligger till grund för fördelningen har något olika vegetationszoner används, men diagrammet ger trots detta en god bild av förändringarna som inträffat under tidsperioden. Av diagrammet och vegetationskartor från sjöängen framgår inte hur vissa vegetationsklasser förtätats mellan inventeringarna samt

utbredningen av gles vegetation i och med att en 50% täckningsgrad använts som kriterium för de olika vegetationstyperna. Vegetationskartor från olika år återfinns i Frostheden (1972), Johnsson & Hamrén (1995) och Larsson & Welander (manuskript). Karteringsområdet har utgjorts av våtmarken och de närliggande ängarna och buskmarkerna, totalt 159 ha.

Figuren visar tydligt att vid de tidpunkter före restaureringen, då en kartering genomfördes, var i det närmaste 80% av ytan täckt av högvuxen vegetation i form av bladvass, säv och starr samt att andelen klarvatten var ringa, 3,8% 1972 och 2,5% 1985 och 1992. Under denna tidsperiod var ytan som utgjordes av ängsmarkerna gränsande till sjöängen mycket liten och vad som tidigare varit ängsmark och mader hade förbuskats. Andelen ängsmark minskade från 11% till 9% mellan 1972 och 1992 samtidigt som buskmarkerna, dominerade av vide, ökade från 6% till 8%. En viss omfördelning av den högvuxna våtmarksvegetationen skedde också under denna period. Bladvassen bredde ut sig samtidigt som säven gick något tillbaka.

Efter restaureringen 1992–1993 blev vegetationsammansättningen väsentligt annorlunda och sjöängens utseende förändrades avsevärt. Omedelbart efter restaureringen hade klarvattenytan ökat till 33% och den högvuxna våtmarksvegetationen reducerats från 80% till 28%. Alla videbestånd hade avlägsnats i och med markbearbetningen och röjningen av maderna runt sjöängen. Den omfattande markbearbetningen medförde att inslaget av pionjärväxter var stort. Dessa upptog 20% av arean. Den minskning av klarvattenytan och ökade utbredning-



Figur 1. Vegetationens sammansättningen i karteringsområdet, 159 ha, omfattande våtmarken och närliggande ängar och buskmarker 1972, 1985, 1992, 1993 och 1998 (Larsson & Welander manuskript). Förklaring: Ph = vass, kavedun eller jättegröe, Sc = säv, Ca = starr, V = Öppet vatten eller vegetation täckt av öppet vatten, Hg = Högvuxet gräs, äng, Kg = Kortvuxet gräs, äng, Pi = Pionjärväxter, Sa = vide.
Composition of the vegetation in the census area, 159 ha, covering the wetlands and the adjacent shore meadows and bushy areas in 1972, 1985, 1992, 1993, and 1998 (Larsson & Welander in manus). Explanation: Ph = *Phragmites* sp., *Typha* sp., *Glyceria* sp., Sc = *Scirpus lacustris*, V = Open water or submerged vegetation, Hg = Tall grass, meadow, Kg = Short grass, meadow, Pi = Pioneer plants, Sa = *Salix* spp.

en av högvuxen våtmarksvegetation som skett fram till och med 1998 beror till stor del på den snabba vegetationstillväxten som inträffade under sensomarmaren 1995, till följd av att sjöängen i det närmaste torrlades för att decimera fiskbeståndet. Arealen som täcks av högvuxen våtmarksvegetation har ökat från 28% 1993 till 42% 1998, och klarvatten ytan minskat från 33% till 26% under samma period. Andelen pionjärväxter har minskat väsentligt till följd av att bankar som frilades genom markbearbetningen och mader som frästes har koloniserats av våtmarksvegetation och gräs. Efter restaureringen har andelen ängsmark ökat från 18% till 25% samtidigt som andelen av ängsmarken som utgörs av kortvuxet gräs ökat från 28% till 70%. Denna förändring i ängsmarkens utseende beror till stor del på att betetrycket ökat. Biotopbilderna i Figur 2 illustrerar hur vegetationen och vattenståndet i sjöängens nordöstra del förändrats till följd av restaureringsförsöket 1984–1985 och restaureringen 1992–1993.

En viktig förutsättning för att kunna behålla sjöängen i det önskade stadiet var vattendomen som tillät en höjning av vattenståndet och anläggandet av ett nytt dämme vid utloppet. Med hjälp av dämmet kan man på konstgjord väg åstadkomma de översvämningar under våren och hösten som är nödvändiga för att hålla vegetationen i schack och skapa en blå bärd runt sjön. Det omfattande restaureringsarbetet avslutades under februari–mars 1993 i och med att dammluckan stängdes för att skapa en våröversvämning.

Vattenståndsvariationen under olika tidsperioder redovisas i Tabell 1. Av tabellen framgår att idag är variationen under året lika stor som den var i början av inventeringsperioden och dubbelt så stor som under den tidsperiod när betingelserna för bland annat simänder vid sjöängen dramatiskt försämrades, delvis till följd av den misslyckade restaurering-

en. Utförligare beskrivningar av restaureringen har getts av bland annat Welander (1993, 1996) och Larsson & Welander (manuskript).

Inventeringarna 1978–1998

Då inventeringen genomförts under hela 21 år i följd, finns det fakta om förändringar i häckfågelfaunan under en lång tidsperiod före restaureringen. Inventeringsresultat finns redan från slutet av 1970-talet, då någon försämring av sjöängens kvalitéer som fågelsjö ännu inte hade observerats, och från de följande åren fram till restaureringen, det vill säga tidsperioden då igenväxningen accelererade och betingelserna för flertalet arter försämrades. Dessa resultat är värdefulla och medger en i det närmaste unik möjlighet att studera inverkan av de vidtagna restaureringsåtgärderna. Nu, när sex inventerings-säsonger har förflutit sedan restaureringen slutfördes, kan följderna av åtgärderna studeras utan nämnvärd risk för att andra yttre faktorer påverkar resultatet.

Den långa inventeringsserien ger också vissa möjligheter att upptäcka en del långsiktiga, framför allt regionala populationsförändringar. Detta är kanske av särskilt stort intresse beträffande simänder, en artgrupp som av många ornitologer anses genomgående ha minskat i Uppland, både som häckfåglar och som förbisträckande. Denna uppfattning byggs dock i de flesta fall på en allmän känsla och saknar i stor utsträckning belägg, även om det finns material hos de regionala rapportkommittéerna i Uppland och Stockholmstrakten som indikerar en minskning. De regionala rapportkommittéernas uppgifter baseras på frivilligt insända rapporter, vilket gör att detta material är av begränsat värde för populationsövervakning då rapporteringsviljan skiftar avsevärt, både från år till år och mellan fågelskådare. Dessutom

Tabell 1. Vattenståndet i Angarnsjöängen, uttryckt i meter över havsnivån och maximal vattenståndsvariation i meter, under olika tidsperioder.

Water level of Angarn lake (metres above sea level) and maximal water level variation (metres) during different periods.

	1979–1984	1984–1992	1992–1997
Högsta nivå <i>Highest level</i>	10,1	9,9	10,2
Genomsnittlig högvattennivå <i>Mean peak level</i>	9,9	9,7	10,0
Medelnivå <i>Mean level</i>	9,3	9,5	9,6
Genomsnittlig lågvattennivå <i>Mean lowest level</i>	9,0	9,3	8,9
Lägsta nivå <i>Lowest level</i>	8,7	9,2	8,8
Maximal vattenståndsvariation <i>Maximal level variation</i>	1,4	0,7	1,4



Figur 2. (A) Vy över nordöstra delen av Angarnsjöängen sommar 1984. Fotografiet är taget från en punkt på den nuvarande dammvallens norra sida mot SV. Skogskanten i fotografiets vänstra kant och ången, bortom sjöängen, i fotografiets högra kant återfinns i vänstra kanten respektive centrala delen av delfigurerna C och D. (B) Området där en damm schaktades i samband med restaureringsförsöket 1984–85 (fotografiet är taget sommaren 1984). (C) Sjöängens nordöstra del vid högvatten under våren efter restaureringsförsöket 1984–85, fotografiet är taget våren 1985 eller något år senare, mot SV. På bilden syns den schaktade dammen, södra delen av dammvallen och dämet med fast höjd. (D) Samma vy som delfigur C vid högvatten våren 1993, efter restaureringen 1992–1993. Lagg märke till att det reglerbara dämet i kombination med den genomförda röjningen av vegetation lett till ett högre vattenstånd, vilket medfört att klarvattenytan är avsevärt större än under mitten av 1980-talet. Notabelt är att även området i bildens förgrund, nedströms dämet, är översvämmat. (Fotograf: Jan Andersson)

rapporteras sällan uppgifter rörande de mer allmänt förekommande simandsarterna till den regionala rapportkommittén.

Denna artikel behandlar enbart häckande simänder, men det finns också inventeringsresultat för häckande dykänder vid Angarnsjöängen från perioden 1978–98. Inventeringen av dessa arter kommer att presenteras i en separat artikel.

Metodik

Under hela 21-årsperioden har målet varit att inventera sjöängen minst en gång per vecka, från slutet av april till början av juni. Detta har givetvis inte varit möjligt av olika orsaker, men bortfallet är ytterst litet. Under de senaste fem säsongerna har endast en vecka fallit bort. Det första besöket för året har gjorts mellan den 17 och 24 april och den sista invente-

ringsrundan har genomförts under slutet av den första veckan i juni. Vid inventeringstillfällena har sjöängen varit uppdelad i 19 områden (18 områden från och med 1995) och antalet par samt antalet hanar och honor ej ingående i par har noterats områdesvis. Dessutom har iakttagelser av bobygge, spel, ruvande fåglar etc. registrerats. Antalet häckande par har sedan bedömts utifrån samtliga observationer som gjorts. Då kriterierna för vad som ansetts vara ett häckande par varierat från art till art är det befogat att utförligare beskriva de kriterier som används för respektive art.

Bedömningen av antalet häckande par har huvudsakligen baserats på antalet iakttagna honor vid den tidpunkt då enbart häckande fåglarna har befunnit sig vid sjöängen, d.v.s. alldeles innan de påbörjat ruvningen. Denna tidpunkt har fastställts genom indicier utom för den klart talrikaste arten gräsand.

(A) View of the north-eastern part of Angarn lake in summer 1994. From the northern side of the new dam towards south-west. The forest edge to the left and the meadow beyond the lake to the right are found to the left and in the center of the photos C and D. (B) The area where a pond was dug in 1984–1985; the photo is from 1984. (C) The north-eastern part during spring flood after the first restoration attempt in 1984–1985, towards the south-west. (D) The same view as in C with spring flood in 1993, after the restoration in 1992. After removal of vegetation the areas with open water are much larger than in the 1980s



Det stora antalet häckande par av denna art har gjort att det varje år observerats nykläckta gräsandskullar. Utgående från ruvningstiden och det datum när den första kullen (kullarna) observerades har tidpunkten då honan (honorna) lagt sig räknats ut. Antalet häckande par har sedan bedömts utgående från resultaten från inventeringarna närmast det framräknade datumet.

Att på detta sätt bedöma antalet häckande par har inte varit möjligt för de övriga simandsarterna då (nykläckta) kullar av dessa arter inte observerats de flesta åren. Häckning av de sällsynt och oregelbundet förekommande arterna bläsand och stjärtand har istället indikerats av närvaron av par och/eller honor under deras normala häckningstid, i Uppland från omkring den 10 maj till den 15 juni, samt deras uppträdande under denna tid. Har det, exempelvis, regelbundet först setts ett par av bläsand men senare

enbart en hane under den aktuella perioden, har ett par ansetts häcka. Att denna metod är relevant visas av att ett par bläsand, senare endast en hane, observerades under dylika omständigheter 1996, innan en häckning kunde säkerställas genom att en kull sågs den 25 juni.

Denna metodik har mestadels också använts för att bedöma antalet häckande par av snatterand, men det ökande antalet snatteränder vid sjöängen under de senare åren har medfört att ändernas uppehållsort också beaktas. Förutom ett beteende enligt ovan har det också krävts att observationerna gjorts i samma del av sjöängen

För de fåtaliga men regelbundet förekommande arterna årtå och skedand har en, som det förefaller, god bedömning av antalet häckande par oftast erhållits genom att utgå från resultaten vid två till tre på varandra följande inventeringstillfällen, varvid an-

talet hanar och honor varit relativt konstant, medan vid det följande besöket klart färre honor men ungefär lika många hanar som vid de föregående besöken noterats. Antalet honor före nedgången har i detta fall ansetts motsvara antalet häckande par, och minskningen har antagits bero på att honorna börjat ruva.

Flera år har det varit nödvändigt att inhämta ytterligare stöd för bedömningen av antalet häckande par av årtal genom en variant av revirkartering. Den har gått ut på att korrelera områden där spelande hanar observerats, vid flera tillfällen, med eventuell förekomst av honor. Eftersom honorna är avsevärt svårare att upptäcka än de spektakulära och ljudliga hanarna har det ansetts vara tillräckligt med ett par observationer av en hona i ett område där en hane regelbundet setts för att en häckning ansetts vara trolig. Detta förfarande har varit nödvändigt flera år då årtals tillbakadragna sätt gör att det är ytterst svårt att se samtliga honor vid ett och samma inventeringstillfälle.

Antalet häckande par av kricka har baserats på antalet sedda honor under inventeringsrundorna omedelbart efter att de rastande krickorna, som inte tillhör sjöängens häckande par, flyttat vidare. Denna tidpunkt har vanligtvis framträtt klart i protokollen som en dramatisk minskning av antalet noterade krickor från ett besök till nästa. Under de senaste åren har antalet krickor vid denna tidpunkt minskat från ett hundratal eller fler till endast 10–20 individer. Troligtvis är osäkerheten i bedömningen av antalet häckande par kricka större än för de andra simandsarterna då det föreligger ett längre tidsmässigt överlapp mellan den tidsperiod då sjöängens fåglar lägger ägg/börjar ruva och den tidsperiod då sträckande fåglar rastar i sjöängen.

Att antalet observerade honor vid "rätt" datum överensstämmer relativt väl med det faktiska antalet häckande par indikeras av inventeringsresultaten för de vid sjöängen häckande dykänderna. Dykändernas kullar är betydligt lättare att observera och data tyder på att det finns en god överensstämmelse mellan antalet sedda kullar och antalet honor vid "rätt" datum de år häckningsframgången är god. Denna metod tycks således ge en god bild av det häckande beståndet av änder med en rimlig arbetsinsats. Metoden förefaller dessutom vara robust i den bemärkelsen att ett skifte av inventerare inte syns i den insamlade datamängden. I detta sammanhang bör det nämnas att inventerare har varit KE (1978–1994) och SS (1995–1998).

Resultat och diskussion

Resultatet av inventeringen presenteras nedan i text, men för flertalet arter också i form av diagram. Diagrammen visar antalet häckande par per år. För de flesta arterna redovisas även rullande treårsmedelvärden (medelvärdet redovisas det sista året, d.v.s. 1980 för åren 1978–1980). Orsaken till att även rullande treårsmedelvärde redovisas är att eventuella trender tenderar att framgå tydligare av denna kurva, särskilt när det som här rör sig om små populationer. Detta beror på att inverkan av eventuella fel i uppskattningen av antalet häckande par minskar och att små fluktuationer utjämnas genom medelvärdesbildningen.

Bläsand *Anas penelope*

Bläsand har under inventeringsperioden bedömts häcka med ett par vid fyra tillfällen: 1978, 1980, 1996 och 1998. Det ringa materialet gör att det inte är meningsfullt att försöka korrelera häckningar med sjöängens status de aktuella åren. Även om det ligger nära till hands att tro att de två senaste häckningarna var ett resultat av biotopförbättringen efter restaureringen, är det tveksamt om detta var den enda orsaken.

Häckningar av bläsand rapporteras långt ifrån årligen från Stockholmstrakten men från 1996, 1997 och 1998 finns det konstaterade eller indikerade häckningar även från andra lokaler i Stockholmstrakten (Stockholms regionala rapportkommitté 1998a,b, O. Bernard och S. Söderholm, egna observationer). Dessutom konstaterades 1997 den första säkra häckningen i Uppland sedan 1981 (Amcoff m.fl.1998). Det tycks därför vara omständigheter utöver de vanliga eller ett förändrat beteende som fått arten att häcka i Stockholmstrakten och Uppland de tre senaste åren. Även om andra faktorer bidragit verkar det troligt att den gynnsamma miljön efter restaureringen också bidragit till att två av häckningarna genomförts vid Angarnsjöängen.

Snatterand *Anas strepera*

Snatterand häckade med ett par årligen under perioden 1978–1986. Det dröjde ända fram till 1995 innan arten – ett par – återkom som häckfågel. Visserligen häckade snatterand inte det följande året, men 1997 häckade två par och 1998 fyra par. Artens försvinnande som häckfågel i mitten av 1980-talet överensstämmer väl i tiden med nedgången i antalet häckande par av flera andra simandsarter (se

nedan). Den vid denna tidpunkt accelererande igenväxningen, och därmed kraftigt försämrade betingelser för simänder, var sannolikt den avgörande orsaken till att snatteranden försvann som häckfågel vid Angarnsjöängen. Då den positiva utvecklingen för snatterand först inleddes två år efter restaureringen, går det inte utan kunskap om hur bestånden av olika växter, ryggradslösa djur och fiskar påverkades och förändrades av restaureringen att utesluta att även andra faktorer än restaureringen varit av betydelse, t.ex. försämringar av andra lokaler.

Utöver att snatterand återkommit och ökat som häckfågel har lokalen dessutom blivit en utmärkt rast- och ruggningslokal för arten. Utvecklingen har i detta avseende varit anmärkningsvärd under senare år, vilket följande siffror tydligt visar. Under 1994 observerades arten endast under senhösten, som mest noterades 14 exemplar. Det följande året, 1995, sågs snatterand endast under häckningssäsongen, men under sensommaren och hösten 1996 observerades 2–4 individer. Även under hösten 1997 fanns snatteränder i sjöängen, men i en aldrig tidigare skådad mängd. Antalet ökade fram till slutet av september, och den 28 september noterades det fantastiska antalet 260 exemplar. Det fanns många snatteränder i sjöängen även under hösten 1998, dock inte fullt så många som året innan, som mest sågs 91 individer den 5 september, och så pass sent som den 1 november fanns fortfarande 26 exemplar kvar. Till skillnad från de föregående åren fanns ruggande hanar i sjöängen, som mest omkring 35–40 individer under den senare hälften av juni, innan de rastande fåglarna började dyka upp i mitten av augusti.

Vilken betydelse eventuella försämringar av andra rast- och ruggningslokaler i Stockholmstrakten

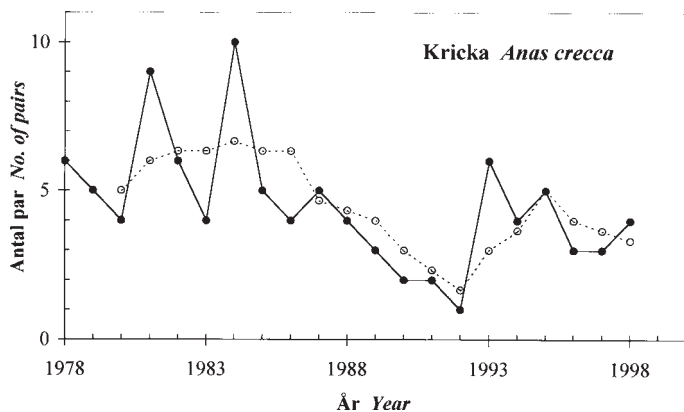
haft för uppträdandet av stora flockar av snatterand i Angarnsjöängen är okänt. Det är dock klart att betingelserna måste ha varit extremt gynnsamma för arten i sjöängen under 1997, och i viss mån även under 1998.

Kricka *Anas crecca* (Figur 3)

Antalet häckande par av kricka varierade kraftigt från år till år under perioden 1978–1987, mellan 4 och 10 par (medelvärde $m=5,8$; standardavvikelse $s=2,8$). De kraftiga fluktuationerna orsakades främst av det stora antalet häckande par 1981 och 1984, 9 respektive 10 par. Inventeringsresultat för vigg uppvisar liknande toppar under senare delen av 1990-talet. För några simandsarter är 1993 ett toppår, vilket kan hänföras till de synnerligen gynnsamma förhållandena som rådde direkt efter restaureringen. Men för övrigt syns inga dylika toppår i inventeringsresultaten vilket tyder på att toppåren för kricka under 1980-talet inte är resultatet av ett metodfel, då man förväntar sig att ett metodfel skulle synas på flera ställen i inventeringsresultaten. Från fem häckande par 1987 minskade sedan antalet till endast ett par 1992. Den nedåtgående trenden bröts i och med att sjöängen restaurerades, och redan 1993 häckade sex par. Därefter har antalet par varierat mellan tre och fem ($m=3,8$; $s=0,8$).

Det rullande treårsmedelvärdet visar att även om antalet par varierade kraftigt i början av inventeringsperioden är medelpopulationen i stort sett konstant, drygt 6 par, fram t.o.m. 1986. Därefter är kurvorna för antalet häckande par och rullande treårsmedelvärde snarlika.

Inventeringen visar klart att restaureringen haft en gynnsam inverkan på det häckande beståndet av



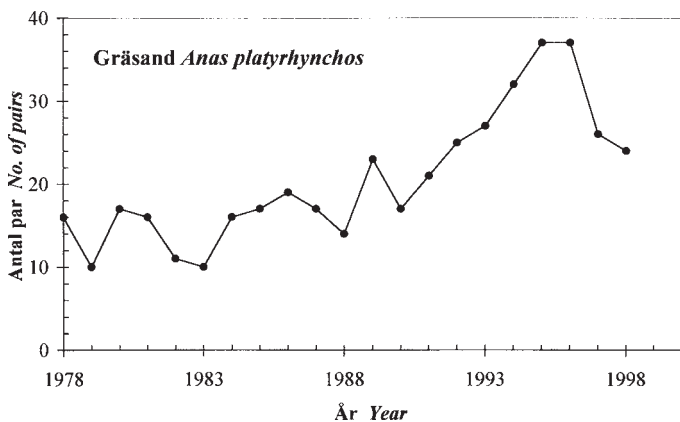
Figur 3. Antalet häckande par per år (●) och rullande treårsmedelvärde (○) för kricka under tidsperioden 1978 till 1998, vid Angarnsjöängen.

Annual number of pairs (●) and three year moving averages (○) for Teal *Anas crecca*.

kricka, även om populationen inte nått fullt samma storlek som den hade fram till omkring 1985. Att populationen inte återfått den ursprungliga storleken beror troligen på faktorer som inte är relaterade till sjöängens tillstånd. Denna slutsats baseras på att andra simandsarter, som förekommer vid sjöängen och är mera specialiserade samt ställer högre krav på biotopen, inte har visat några tendenser till att minska under perioden 1994–1998. Resultat redovisade av Sjöberg & Danell (1996) ger stöd för ovanstående. De fann att åtta och skedand var de första arterna som försvann när betingelserna i en våtmark försämrades för simänder. Stöd för slutsatsen ges också av de internationella sjöfågelräkningarna i september. Krickan uppvisar en nedåtgående trend sedan åtminstone 1984. Minskningen tycks dessutom ha accelererat sedan 1995, och under perioden 1995–1997 registrerades en 45-procentig nedgång (Nilsson 1997, 1998).

Gräsand *Anas platyrhynchos* (Figur 4)

Antalet häckande par varierade kraftigt under perioden 1978–1990. Beståndet varierade mellan 10 och 23 par ($m=15,6$; $s=3,7$). Trots de stora variationerna, som orsakades av att tillfälliga nedgångar inträffade 1979, 1982–1983, 1987–1988 och 1990, antyder inventeringsresultaten att beståndet hade en svagt positiv utveckling under denna tidsperiod. Från och med år 1990 ökade beståndet snabbt och kontinuerligt fram till 1995, då det bedömdes vara 37 par. Antalet par låg kvar på samma nivå det följande året, men under de två senaste åren har gräsanden minskat kraftigt, och endast 24 par häckade 1998. Huvuddelen av minskningen inträffade mellan 1996 och 1997. (Det rullande treårsmedelvärdet ger en ytterst likartad bild av händelseförloppet.)



Figur 4. Antalet häckande par av gräsand per år under tidsperioden 1978 till 1998, vid Angarnsjöängen.
Annual number of pairs for Mallard *Anas platyrhynchos*.

Analys av antalet häckande par med hjälp av linjär regression indikerar att beståndsutvecklingen väl beskrivs av två på varandra följande perioder med linjär tillväxt. Analysen genomfördes genom att inventeringsresultaten för olika tidsperioder, av den del av kurvan där en positiv trend klart syns, anpassades till ett linjärt samband och de resulterande anpassningarnas överensstämmelse med inventeringsresultaten jämfördes genom R^2 -värdena. Anpassningarnas godhet var mycket likartade. En sammanvägning av anpassningens godhet och att den skulle ha genomförts gentemot resultat från en så lång tidsperiod som möjligt, för att minska betydelsen av smärre fluktuationer i beståndsutvecklingen gav att anpassning borde ske till data från 1990–1996, det vill säga till den tidsperiod där kurvan visar en klar positiv trend. En anpassning till inventeringsresultaten från 1990–1995 gav ett marginellt bättre R^2 -värde (0,9881 gentemot 0,9778). Men då det inte är säkert att stagnationen 1995–1996 orsakades av en vikande trend (den kan lika väl ha orsakats av fluktuationer i tillväxthastigheten) valdes perioden 1990–1996 för en vidare analys. Därefter anpassades inventeringsresultaten från inventeringens början till och med 1990 till ett linjärt samband. De linjära regressions sambanden visar att beståndet ökade långsamt med 0,5 par/år fram till brytpunkten, 1990, och därefter betydligt snabbare, 3,5 par/år, fram till och med 1996. Då värdena inte utesluter att brytpunkten inträffade senare, 1991 eller 1992, genomfördes analyser med dessa år som brytpunkt. Läggs brytpunkten senare påverkas tillväxthastigheten för de bägge tidsperioderna endast marginellt, förändringen är mindre än 0,2 par/år.

De 95-procentiga konfidensintervallen, beräknade med hjälp av t-fördelningen, är för tillväxthastigheterna under de två tidsperioderna 2,92–4,15

(1990–1996) och $-0,08$ – $1,01$ (1978–1990). Intervallen styrker att populationen växte snabbt 1990–1996, och att tillväxthastigheten för denna tidsperiod var signifikant skild från tillväxten under perioden 1978–1990. Konfidensintervallet för perioden 1978–1990 ger stöd för att beståndet ökade om än långsamt under den period då sjöängen var som mest igenväxt, även om en i det närmaste konstant population inte med säkerhet kan uteslutas.

Den långsamma ökningen i början av inventeringsperioden är i överensstämmelse med resultaten från den internationella sjöfågelräkningen i Sverige. Vid septemberräkningarna låg gräsand på konstant nivå, eller möjligen svagt ökande, 1977–1989 (Nilsson 1997). Svenska häckfågeltaxeringen ger stöd för att beståndet av gräsand ökade kraftigt mellan 1978 och 1990. Det mer än fördubblades (Svensson 1995). I ljuset av dessa uppgifter är det förståeligt att beståndet ökade i sjöängen även om betingelserna var långt ifrån de bästa. Men den observerade förändringen vid Angarnsjöängen, och resultatet från den internationella sjöfågelräkningen och Svenska häckfågeltaxeringen är inte i överensstämmelse med data från andra lokaler i Uppland (Tjernberg 1996) som indikerar att arten gick tillbaka, åtminstone i inlandet, från slutet av 1970-talet fram till början av 1990-talet. Inga uppskattningar eller redovisningar av inventeringsresultat ges för de följande åren.

Den snabba ökningen från 1990 till stagnationen 1996 är förenlig med resultaten från Svenska häckfågeltaxeringen som indikerar att beståndet i Sverige ökade t.o.m. 1994, som är det senaste året som redovisats (Svensson 1995). Internationella sjöfågelräkningen ger däremot en annan bild. Vid septemberräkningarna har gräsanden uppvisat en klar och kontinuerlig nedgång från 1990, antalet har halverats fram t.o.m. 1997 (Nilsson 1997, 1998).

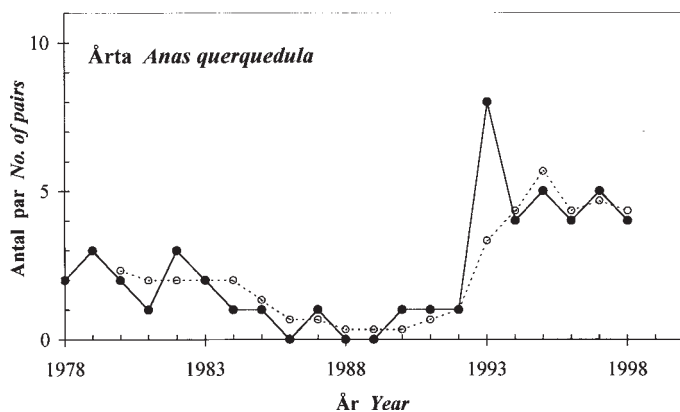
Den stora skillnaden i inventeringsresultat och att olika tidsperioder har redovisats gör det svårt att avgöra i vilken utsträckning de förändringar som observerats från och med 1990 vid Angarnsjöängen är betingade av förändringar i det svenska beståndet. Det verkar troligt att den nedgång som septemberräkningarna indikerar, åtminstone från mitten av 1990-talet, återspeglas i antalet häckande par vid Angarnsjöängen. Då den minskning av gräsand som observerats under de senaste åren knappast kan, av samma skäl som ovan angivits för kricka, relateras till försämrade betingelser i sjöängen, måste den ha orsakats av yttre faktorer såsom förändringar i det svenska beståndet.

Stjärtand *Anas acuta*

Arten har bedömts häcka vid endast ett tillfälle, nämligen med ett par 1978.

Årta *Anas querquedula* (Figur 5)

Antalet häckande par varierade mellan ett och fyra i början av inventeringsperioden, 1978–84. Trots att den relativa variationen var stor dessa år syns ingen tendens utan antalet par fluktuerar kring ett medelvärde ($m=2,0$; $s=0,8$). (Det rullande treårsmedelvärdet visar tydligt att medelpopulationen var konstant, två par, fram t.o.m. 1984.) Därefter inträffade markanta förändringar. Efter ett år med endast ett häckande par, 1984, noterades ingen ökning det följande året. Under den följande perioden 1985–1992 häckade maximalt ett par/år och flera år saknades arten som häckfågel ($m=0,6$; $s=0,5$). Omedelbart efter restaureringen 1993 häckade plötsligt åtta par. Efter denna kraftiga topp har antalet legat stabilt på fyra till fem par/år ($m=4,4$; $s=0,5$).



Figur 5. Antalet häckande par per år (•) och rullande treårsmedelvärde (o) för årta under tidsperioden 1978 till 1998, vid Angarnsjöängen.

Annual number of pairs (•) and three year moving averages (o) for Garganey *Anas querquedula*.

Restaureringen har således haft en ytterst gynnsam inverkan på beståndet av årtå. Inventeringsresultaten visar att igenväxningen, särskilt expansionen av bladvass, som medförde att den mosaikmiljö som årtå tycks föredra (Elmberg m.fl. 1994) försvann, var den främsta orsaken till att arten i det närmaste försvann som häckfågel. När mosaikstrukturen och svämmaderna återskapats genom restaureringen återkom årtå snabbt och beståndet är nu drygt dubbelt så stort som det var i början av inventeringsperioden.

Det bör noteras att beståndet legat på en konstant nivå fem år efter restaureringen och att det alltså inte uppvisar några tendenser till en minskning som följd av t.ex. en minskad mängd näring några år efter restaureringen (Sjöberg & Danell 1996). I vilken utsträckning den ökning av beståndet som inträffat i och med restaureringen, i jämförelse med inventeringsperiodens början, beror på en eventuell ökning av det svenska beståndet är inte känt, då vi inte har några uppgifter rörande populationsutvecklingen i landet.

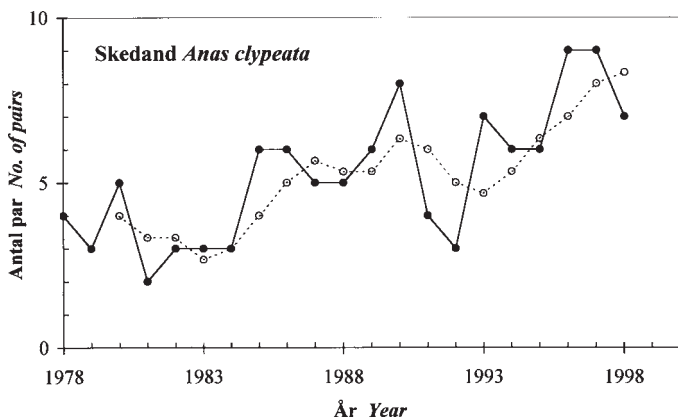
Skedand *Anas clypeata* (Figur 6)

Under de sju första åren av inventeringsperioden varierade antalet häckande par mellan två och fem (1978–1984: $m=3.3$; $s=1.0$). De stora variationerna mellan åren under inventeringsperiodens början gör det svårt att utläsa några tendenser. Det rullande medelvärde visar något tydligare att det finns en svag tendens till att beståndet minskade fram till och med 1983. Efter tre år med tre häckande par (1982–1984) inträffade plötsligt en snabb ökning till sex par 1985. Antalet häckande par låg sedan på denna nivå, fem–sex par, tills en snabb ökning till åtta par inträff-

fade 1990. De följande åren minskade antalet snabbt, till endast tre par 1992, innan en ökning ägde rum omedelbart efter restaureringen. Även om fluktuationerna är stora under perioden efter restaureringen är trenden klart positiv, åtminstone t.o.m. 1997. Som mest häckade nio par 1996 och 1997, och även om antalet minskade till sju par 1998 var beståndet detta år i paritet med de bästa åren före restaureringen.

Försök att beskriva beståndsutvecklingen med hjälp av linjär regression ger ingen entydig bild. Detta beror på att antalet häckande par emellanåt varierat kraftigt från år till år och att det finns svackor i den genomgående positiva trenden. Sett över hela inventeringsperioden har ökningstakten varit 0,2 par/år. Inventeringsresultaten tyder på att beståndet växt framför allt under två perioder, under 1980-talet och efter restaureringen. Dessa perioder var separerade av en djup svacka. En analys av antalet häckande par visade att ökningstakterna under de bägge tillväxtperioderna var snarlika och att startåret för den första tillväxtperioden endast har marginell betydelse för resultatet. Den genomförda analysen gav att ökningstakten 1992–1998 var 0,7 par/år och 1981–1990 eller 1983–1990 c. 0,5 par/år. Den bild av beståndsutvecklingen som ges av Figur 4 och av den linjära regressionsanalysen indikerar att ett förlopp med två tillväxtperioder är mera troligt än att beståndet ökat med konstant hastighet under hela inventeringsperioden, även om dessa förlopp inte kan statistiskt särskiljas.

Vår tolkning av inventeringsresultatet baseras på antagandet att den svenska populationen ökat under inventeringsperioden. (Oss veterligen existerar det inga data som beskriver den svenska populationsutvecklingen.) En generell ökning förklarar den positiva trenden vid Angarnsjöängen som inleddes un-



Figur 6. Antalet häckande par per år (●) och rullande treårsmedelvärde (○) för skedand under tidsperioden 1978 till 1998, vid Angarnsjöängen.
Annual number of pairs (●) and three year moving averages (○) for Shoveler *Anas clypeata*.

der 1980-talet trots att betingelserna försämrades under denna tidsperiod. Stöd för vår tolkning ges av att inventeringsresultaten för snatterand, kricka och årta, som visar att dessa arter redan hade minskat när den positiva trenden för skedand bröts. (Det rullande treårsmedelvärdet indikerar att ökningstakten avtog flera år innan svackan i antalet häckande par uppstod.) Att alla fyra arterna minskade i stort sett samtidigt visar tydligt att sjöängen vid denna tidpunkt försämrades som häcklokal för simänder. Den andra tillväxtperioden, som inföll efter restaureringen, kan tillskrivas de ytterst förbättrade betingelserna som medförde att skedanden åter började öka i sjöängen.

Ytterligare stöd för vår tolkning ges av Sjöberg & Danell (1996) som visade att årta och skedand försvinner först när en våtmark försämras samt av Elmberg m.fl. (1994) som undersökt vad som utmärker sjöar som hyser årta och/eller skedand. Den största skillnaden mellan arterna var det vattendjup i strandzonen som de föredrog, skedandsjöarna var genomgående grundare. De annars snarlika biotopkraven stöder vår tolkning att avsaknaden av en markant minskning av skedanden i Angarnsjöängen från mitten av 1980-talet, när betingelserna försämrades och årtan minskade, berodde på en ökande svensk population. Att arten kontinuerligt ökat sedan restaureringen, till skillnad från de andra simandsarterna, tyder på att den svenska populationen fortsätter att öka.

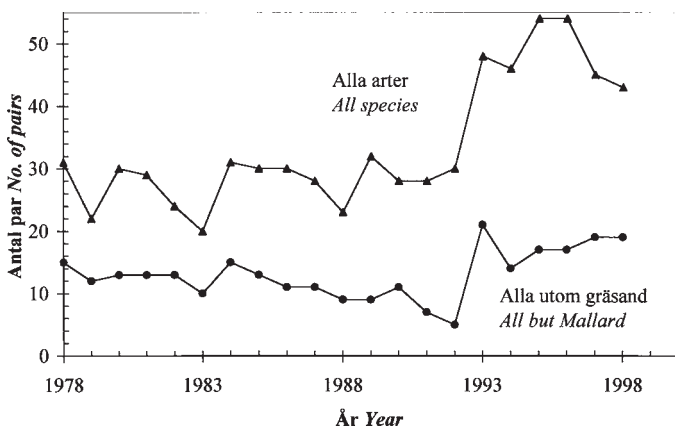
Samtliga simänder (Figur 7)

Totala antalet häckande simänder var förvånansvärt konstant under perioden 1978–1992 med tanke på de förändringar i beståndet som flera arter uppvisade

under perioden. Antalet fluktuerade måttligt kring 28 par (1978–1992: $m=27,7$; $s=3,7$). Det beror på att det skedde en omfördelning mellan arterna, vilket framgår av kurvan för samtliga simandsarter exklusive gräsand. Denna kurva ligger stabilt kring 12 par fram till 1987 (1978–1987: $m=12,6$; $s=1,6$), men avtar sedan kontinuerligt, med undantag för en tillfällig uppgång 1990 orsakad av skedand hade ett toppår detta år (se Figur 6), fram t.o.m. 1992 då endast fem par simand exklusive gräsand häckade.

Att det totala beståndet var stabilt fram t.o.m. 1992 berodde således på att gräsanden ökade de år då de övriga arterna minskade. Kurvan över simänder exklusive gräsand visar att det är de mera biotopkrävande och därigenom ovanliga arterna som försvinner när en våtmarks tillstånd försämras. Vid Angarnsjöängen gällde det i första hand årta och snatterand, som försvann som häckfåglar, men också skedand, som minskade, även om det dröjde till 1990 innan nedgången inleddes. Det bör noteras att det rullande treårsmedelvärdet indikerar att den positiva utvecklingen för denna art hade övergått till en stagnation några år tidigare. Även kricka minskade avsevärt från slutet av 1980-talet.

Utgående från vegetationsuppgifterna i Figur 1 kan minskningen av simänder förutom gräsand, som inleddes i mitten av 1980-talet, synas märklig med tanke på att endast små förändringar i vegetationsfördelningen inträffade mellan 1971 och 1985 samt mellan 1985 och 1992. Det finns ett antal orsaker till denna skenbara motsägelse. Vegetationsuppgifterna återger inte förtätningar av vegetationen samt försvinnandet av glesa bestånd. De relativa förändringarna är stora i många fall (till exempel minskade klarvatten ytan med 33% mellan 1971 och 1985 trots att en damm schaktades) och till sist men inte minst



Figur 7. Totalt antal häckande simand-spar och totalt antal häckande simand-spar exklusive gräsand per år, under tidsperioden 1978 till 1998, vid Angarnsjöängen.

Total number of dabbling duck pairs, and total number excluding Mallard.

minskade vattenståndsvariationen avsevärt från och med 1985. Att de i absoluta tal små förändringarna av arean av de olika vegetationszonerna drastiskt försämrade betingelserna för flera simandsarter tyder på att Angarnsjöängen befann sig i ett sent successionsstadium och låg på gränsen till att vara otjänlig som häckningslokal för flertalet simandsarter. Igenväxningen av strandängar (den relativa minskning av ängar med kortvuxet gräs var 33% mellan 1972 och 1985) i kombination med den minskade vattenståndsvariationen, från 1985, bidrog säkerligen avsevärt till att betingelserna för framför allt årtä och skedand försämrades. Dessa arter har starkt missgynnats vid Mälaren av kraftigt minskad betesdrift och hävd av strandängar i kombinationen med Mälarens reglering, d.v.s. förlusten av vikarnas blå bärd (Tjernberg 1996).

Restaureringens ytterst positiva effekter för det häckande beståndet av simänder framgår klart av Figur 7. Antalet häckande par ökade dramatiskt efter restaureringen, från 30 par 1992 till 48 par 1993, som mest häckade 54 par 1995 och 1996. Den minskning som därefter inträffat beror på att gräsand gått tillbaka. Även om antalet häckande par överlag har ökat, är det framför allt kricka och årtä som gynnats av restaureringen. För gräsandens del syns ingen positiv inverkan av restaureringen i inventeringsresultaten. Den ovan genomförda analysen av skedandbeståndets utveckling tyder på att restaureringen haft en viss positiv effekt på utvecklingen av beståndet.

Av Figur 7 framgår det att beståndet av simänder exklusive gräsand uppvisar en svag positiv tendens från andra året efter restaureringen, 1994. Denna tendens beror på ett ökat antal snatteränder. Om denna art ej medtages, då det kan finnas andra orsaker än restaureringen till artens återkomst som häckfågel, visar inventeringsresultatet att det övriga simandsbeståndet stabiliserats på en hög nivå efter restaureringen (antal par 1994–1998: $m=15,8$; $s=1,3$). Idag har simandsbeståndet återfått sammansättningen det hade före den förödande igenväxningen startade, d.v.s. drygt 50% av beståndet utgörs av gräsand. Det är ytterst glädjande att notera att det totala antalet häckande par dessutom ökat med nästan 60% i jämförelse med början av inventeringsperioden, vilket visar att restaureringen varit mycket lyckad.

Efter restaureringen skedde en snabb vegetations-tillväxt, framför allt sensommaren 1995, till följd av att sjöängen i det närmaste torrklades för att decimera fiskbeståndet. Denna ökning av vegetationen och den som skett sedan dess har dock enligt de ovan redovisade resultaten hittills inte haft någon negativ

inverkan på de vid sjöängen häckande simänderna. Antalet häckande vadare har dock minskat kraftigt på grund av den ökade utbredningen av vegetation sedan restaureringen (Söderholm & Eriksson 1999). Att den tilltagande växtligheten upplevs som negativ av besökande ornitologer beror nog främst på att änderna har blivit svårare att se samt på att antalet rastande vadare har minskat och att de som fortfarande rastar har blivit svårare att observera. Vår uppfattning är att de förändringar av vegetationen som skett sedan restaureringen inte har påverkat inventeringsresultatet.

De snabba förändringar i bl.a. simandsfaunan som skett visar att det är viktigt att de årliga inventeringarna fortsätter vid Angarnsjöängen och att inventeringar genomförs kontinuerligt vid fågelsjöar för att så snart som möjligt erhålla indikationer på att betingelserna försämrats för fågelfaunan. Därigenom kan de åtgärder som krävs sättas in på ett tidigt stadium. En tidig insats gynnar fågelfaunan och kan vara av stor betydelse för att bibehålla vissa arter som häckfåglar i den aktuella våtmarken och därigenom i regionen.

Tack

Vi tackar Torsten Larsson och Björn Welander för att de välvilligt gett oss tillgång till data rörande vegetation och vattenstånd, Jan Andersson som välvilligt ställt fotografier till vårt förfogande samt Bill Douhan och Sören Svensson för värdefulla kommentarer och hjälp med bearbetningen av manuskriptet under olika faser.

Referenser

- Amcoff, M., Djerf, J., Douhan, B., Edholm, M., Haavisto, S., Rosengren, O., Tjernberg, M. & Westin, P. 1998. Fågelrapport för Uppland 1997. *Fåglar i Uppland* 25 (2): 3–49.
- Elmberg, J., Nummi, P., Pöysä, H. & Sjöberg, K. 1994. Årtä och skedand – en historia om sällsyntheter. *Vår Fågelvärld* 53 (2): 6–9.
- Frostheden, H. 1972. Vegetationskarta över Angarnsjöängen. *Angarngruppen. Meddelande* nr 3:32 och bilaga.
- Johnsson, P. & Hamrén, U. 1995. En uppföljande studie av sjöängen efter restaureringen. *Angarngruppen Meddelande* nr 23:23–53.
- Larsson, T. & Welander, B. (manuskript) *Lake Angarn – a Lesson in Wetland Management*.
- Nilsson, L. 1997. Internationella sjöfågelräkningar i Sverige. *Fågelåret 1996, Vår Fågelvärld Suppl.* nr 27: 41–48.
- Nilsson, L. 1998. Internationella sjöfågelräkningar i Sverige. *Fågelåret 1997, Vår Fågelvärld, Suppl.* nr 30: 43–51.
- Stockholms regional rapportkommitté. 1998a. Fågelrapport för Stockholmstrakten 1996. *Fåglar i Stockholmstrakten* 27 (1): 42–71.

- Stockholms regional rapportkommitté 1998b. Fågelrapport för Stockholmstrakten 1997. *Fåglar i Stockholmstrakten* 27 (4): 6–39.
- Sjöberg, K. & Danell, K. 1996. Konsten att skapa och sköta våtmarker. *Vår Fågelvärld* 55 (3): 23–25.
- Svensson, S. 1995. Svenska häckfågeltaxeringen. *Fågelåret 1994, Vår Fågelvärld, Suppl.* nr 22: 11–19.
- Söderholm, S. & Eriksson, K. 1999. Våtmarksfågelinventeringen vid Angarnsjöängen 1999 – gåsens år. *Angarngruppens Informationsblad* nr 3:3–5.
- Tjernberg, M. 1996. Upplands fågelfauna. I: Fredriksson, R. & Tjernberg, M. (red.). *Upplands fåglar – fåglar, människor och landskap genom 300 år. Fåglar i Uppland, Suppl.* nr 2: 218–548.
- Welander, B. 1993. Klassisk fågelsjö får nytt liv. *Fåglar i Stockholmstrakten* 22 (1): 4–12.
- Welander, B. 1996. När Stockholmstraktens bästa fågelsjö fick ett nytt ansikte. *Fåglar i Stockholmstrakten* 25 (1): 7–16.

Summary

Counts of breeding dabbling ducks at Angarn lake in 1978–1998 – effects of lake restoration

Lake Angarn is a shallow, formerly drained lake about 25 km north-east of Stockholm. It became famous for its rich bird life already in the 1930s, and has remained one of the best bird localities in Uppland since then. The lake is surrounded by a varied landscape with arable fields, grazed wet and dry meadows, a few deciduous woods, a swampy coniferous wood with an alder marsh, and commercial coniferous forests. The value of the site is enhanced by the fact that it can be reached within half an hour from Stockholm city.

In the early 1980s willows, reed and other vegetation took over much of the open shores and water surface, and the conditions for both migrating and breeding waterfowl deteriorated. An effort to restore the lake was made in 1984–1985. A dam was built at the outlet in order to raise the water level, but at the same time a drainage canal through the lake was deepened. This prevented the annual water level variations throughout the year, especially spring flooding, hence accelerating the vegetation succession.

A new restoration plan was later developed, and in 1992 the vegetation of about 70% of the total area was removed by rotavator and in 1993–1994 most of the vegetation along the adjacent shores was also removed. The treatment of the lake area was such that a mosaic of open water and emergent vegetation was created. The relative coverage of the different main vegetation types before and after the restoration is given in Figure 1 (vegetation mapping cov-

ered 159 ha). Before the restoration about 80% of the lake was covered by emergent vegetation, mainly *Phragmites*, *Scirpus* and different *Carex* species. Only a few percent was open water. After the restoration about 30% was open water and only 30–40% reed and sedge. The changes of the habitats are also demonstrated by the photos in Figure 2. The most important goal was to restore the original water level variations, i.e. the original highest and lowest levels. As can be seen from Table 1, this goal was reached. The mean level was not changed. This was achieved by a dam with an adjustable gate.

The waterfowl counts began in 1978 and has continued every year since then. This means that we can compare the situation before with that after restoration. We divided the lake into 19 (18 from 1995) subareas, which included the adjacent shores and covered a total of about 110 ha, which was our census area. Every one of the subareas was visited at least once a week between end of April and first week of June. We missed only very few counts, for instance during the last five years only one. For each species of dabbling ducks we recorded for each subarea the number of pairs, unpaired males, and females without a male. We also recorded nest building, display, incubating birds and other observations that could assist interpretation. When analysing the data for the estimation of the number of breeding pairs, we have used somewhat different criteria for different species. For the Mallard *Anas platyrhynchos* the most important criterion was the number of females recorded just before they started incubation but after migrants had left the lake. This period could be calculated from observations of newly hatched ducklings. For the other species we could not collect a sufficient number of observations of newly hatched broods to make such calculations. Instead we used the number of pairs and females recorded during the normal breeding period in the province, 10 May to 15 June. During this period we often observed a decline of the number of females, but not of the males, and we then used the number recorded in the early part of the period assuming that the females successively started incubation. For the Garganey *Anas querquedula* we also used territory mapping based on the males' spectacular displays. For the Teal *Anas crecca* there was some overlap between the migration and breeding periods. The total usually dropped from about 100 birds to 10–20 birds when the migrants left the lake, but we assume that our estimates for the Teal may be slightly more uncertain than for the other species.

The results are given in Figure 3–7 in the form of

annual values and three year moving averages. Brief comments to each species are given here.

Wigeon *Anas penelope*. A rare breeder in the province. Bred only in four years in the study area: 1978, 1980, 1996, and 1998.

Gadwall *Anas strepera*. One pair bred in 1978–1986. Then it did not breed until 1995 (1 pair) and then again in 1997 (2 pairs) and 1998 (4 pairs). This increase is most likely an effect of the restoration. The lake has also developed into an excellent autumn site, and in September 1997 as many as 260 birds were recorded.

Teal *Anas crecca*. In spite of the large variations in the early part of the period, it is obvious that the lake deteriorated rapidly in the years before the restoration. It is also clear that the Teal returned to breed immediately after the restoration although not with the same numbers as in the peak years of 1981 and 1984.

Mallard *Anas platyrhynchos*. The most abundant species. For this species it is not fully clear whether the restoration had any effect since other studies indicate that the Mallard population may have grown generally. It also seems that the rapid increase in 1990–1996 began already before the restoration.

Pintail *Anas acuta*. Bred only once, one pair in 1978.

Garganey *Anas querquedula*. This is the species that responded most positively to the restoration, and the increase was immediate with a peak already in 1993. It is also obvious from the graph that the deterioration of the lake had almost exterminated the species just before the restoration. Also other studies indicate that the Garganey is one of the most sensitive species that benefit from the flush of released nutrients in the first few years after a lake restoration.

Shoveler *Anas clypeata*. It is often assumed that

this species would react to lake restoration in about the same way as the Garganey. However, the graph is difficult to explain only in terms of restoration effects. Fairly high numbers were recorded already in 1985–1990, a few years before restoration, and only in 1991 and 1992 was there a significant drop. But still higher numbers than in 1990 were reached in 1996 and 1997, and there was a steep rise in numbers between 1992 and 1993. These facts together may still indicate a positive influence by the restoration.

The graph in Figure 7, showing all species together, indicates that there was a stable level until 1992. Excluding the Mallard the curve is also stable, shifting only slowly downwards until 1990, then more rapidly until 1992. The increasing number of Mallards thus compensated for the loss of other species. The effect of the restoration seems, however, to be very clear for the rarer species together. There was a rapid rise of numbers in 1993, then a drop and then a continued slower rise until 1998. The final result was that the composition of the dabbling duck population is now the same as it was before the habitat deterioration, i.e. more than 50% Mallards and an increase of the total population with almost 60%.

This study makes clear the utmost importance of long-term counts of birds in nature conservation areas, especially if one wishes to document the effects of management. Only then is it possible to detect the consequences of habitat deterioration and assess the results obtained by a restoration of a site. We conclude that it is important to continue the counts at the Angarn lake and to monitor the bird fauna of other bird lakes as well. Otherwise it will not be possible to implement early measures that may prevent the disappearance of sensitive species from a region.