



# Påverkan av hävd på våtmarksfåglar

---

Love Magnusson

Självständigt arbete i Biologi • 15 hp  
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU  
Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap • Institutionen för ekologi  
Biologi och miljövetenskap  
Uppsala 2023



# Påverkan av hävd på våtmarksfåglar

Love Magnusson

**Handledare:** Jonas Knape, SLU, Institutionen för ekologi  
**Bitr. handledare:** Ineta Kačergytė, SLU, Institutionen för ekologi

**Examinator:** Göran Hartman, SLU, Institutionen för ekologi

**Omfattning:** 15 hp  
**Nivå och fördjupning:** Grundnivå, G2E  
**Kurstitel:** Självständigt arbete i Biologi  
**Kurskod:** EX0894  
**Program/utbildning:** Biologi och miljövetenskap  
**Kursansvarig inst.:** Institutionen för vatten och miljö  
**Utgivningsort:** Uppsala  
**Utgivningsår:** 2023  
**Upphovsrätt:** Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.

**Nyckelord:** Ornitologi, fåglar, gräsmarker, våtmarker, Öland, hävd

**Sveriges lantbruksuniversitet**

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap  
Institutionen för ekologi

## Sammanfattning

Syftet med studien var att undersöka sambandet mellan hävd, där bete ingår, och fågelabundanser för ett antal arter. Detta då gräsmarker sedan jordbrukets reformering minskat betet på Öland och nuvarande naturvårdsarbete pågår med bete för att gynna fåglarna. Detta gjordes genom att applicera en GLMM-modell på data från Ölands havsstrandängar som Länsstyrelsen Kalmar Län sammanställt. Två huvudanalyser gjordes med modellen som dels undersökte en inomlokalseffekt, dels en som undersökte en mellanlokalseffekt. Dessa två analyser tog fram koefficienter som, om arten har positivt samband med ökad hävd, var positiv, och negativ om arten har ett negativt samband med ökade hävdnivåer. Resultaten visade på olika koefficienter beroende på analyskoefficient och art. Mellanlokalskoefficienten tenderade att vara positiv medan inomlokalseffekten var mer varierad. Osäkerhet finns hos flera arter och speciellt hos doppingarna kan inga slutsatser dras. Vadarna uppvisade positiva punktskattningar i mellanlokalsanalysen vilket kan tyda på att detta mått är bättre att använda då vadarna är en grupp som är starkt kopplade till strandängarna. Änderna reagerar som grupp positivt men även här finns det variation och osäkerhet. Av övriga arter reagerar storskarven negativt på ökade hävdnivåer. Hävdvariation, och inte en viss hävdnivå har pekats ut som viktigt. Modellen fångade inte upp en del viktiga aspekter av fåglarnas ekologi vilket kan ha bidragit till osäkra resultat samt att det är många andra faktorer än hävd som påverkar vilket bidrar till osäkerhet. Vidare modellutveckling och undersökning av sambandet behövs för att få en tydlig bild av arternas samband med hävd.

*Nyckelord:* Ornitologi, fåglar, gräsmarker, våtmarker, Öland, hävd

## Abstract

The purpose of the study was to examine the relationship between grazing and bird abundances for a number of species. Grasslands have experienced a decline in grazing on Öland, leading to ongoing conservation efforts to reintroduce grazing for the benefit of birds. A GLMM-Model was applied to data compiled from Öland's coastal meadows by Länsstyrelsen Kalmar Län. Two main analyses were conducted using the model, one investigating the within-site effect and the other examining the between-site effect. Model coefficients indicated whether a species had a positive association with increased grazing or a negative association when higher grazing levels were present. The between-site coefficient tended to be positive, while the within-site effect displayed more variability. Uncertainty was present, particularly in grebes where no conclusions could be drawn. Waders showed positive responses in the between-site analysis, suggesting that this measure is more suitable when considering the association between waders and grazing. Ducks, as a group, exhibited a positive response, but there was also variation and uncertainty. Great cormorant showed a negative response to increased grazing levels. Grazing variation, rather than a specific grazing level, was identified as an important factor. The model did not capture certain important aspects of bird ecology, which may have contributed to uncertain results. Additionally, there may be many other factors besides grazing that influence the outcomes. Further investigation is needed to obtain a clear understanding of the relationship between bird species and grazing.

*Keywords:* Ornithology, Birds, Grasslands, Wetlands, Öland, Grazing

# Innehållsförteckning

<b>Introduktion .....</b>	<b>6</b>
1.1 Svanar och gäss .....	8
1.2 Simänder.....	9
1.3 Dykänder.....	9
1.4 Doppingar.....	10
1.5 Vadare.....	10
1.6 Måsar och tärnor .....	11
1.7 Övriga.....	11
1.8 Sammanfattning utveckling och hävdpåverkan .....	11
<b>Metod.....</b>	<b>13</b>
2.1 Områdesurval.....	13
2.2 Inventeringsmetodik.....	13
2.3 Hävden.....	13
2.4 Modell.....	15
2.5 Artinformation.....	16
<b>Resultat .....</b>	<b>17</b>
3.1 Alla arter .....	17
3.2 Svanar och gäss .....	19
3.3 Simänder.....	20
3.4 Dykänder.....	20
3.5 Doppingar.....	22
3.6 Vadare.....	23
3.7 Måsar och tärnor .....	24
3.8 Övriga.....	25
3.9 Hävd på lokalerna .....	26
<b>Diskussion .....</b>	<b>28</b>
4.1 Resultaten .....	28
4.1.1 Generellt om resultaten .....	28
4.1.2 Svanar och gäss .....	29
4.1.3 Simänder.....	29
4.1.4 Dykänder.....	29
4.1.5 Doppingar .....	29

4.1.6	Vadare .....	30
4.1.7	Måsar och tärnor.....	31
4.1.8	Övriga .....	31
4.2	Metod .....	31
4.3	Inventeringen .....	32
4.4	Undersökning för framtiden.....	32
	<b>Referenser.....</b>	<b>34</b>
	<b>Bilaga 1: Arter från Artfakta .....</b>	<b>36</b>
	<b>Bilaga 2: Modell och R-kod .....</b>	<b>39</b>
	<b>Bilaga 3: Studerade arter och deras utveckling.....</b>	<b>44</b>
	<b>Bilaga 4: Fördelningsfamilj för data .....</b>	<b>48</b>
	<b>Bilaga 5: Parobservationer 1988.....</b>	<b>51</b>
	<b>Bilaga 6: Parobservationer 1998.....</b>	<b>52</b>
	<b>Bilaga 7: Parobservationer 2008.....</b>	<b>53</b>

# Introduktion

Gräsmarker står för 40% av jordens vegetationstäckta yta (Blair et al 2014) och är viktiga habitat både ekologiskt och ekonomiskt genom ekosystemtjänsterna markerna bidrar med. Vidare skriver Blair et al att gräsmarkerna är känsliga för förändringar i klimat vilket idag blir en allt viktigare fråga. Gräsmarkerna är väsentliga för många arter då dessa innehåller en hög biodiversitet (species richness) som dessutom är habitat för många hotade arter (Dengler et al 2014). Strandängar är en typ av gräs och våtmark som i och med den mänskliga populationsökningen har minskat (Murray et al 2019). Övergödning kan dessutom vara en drivande faktor till att strandängsmarker minskar globalt (Deegan et al 2012) vilket är högst relevant i fallet om Östersjön och Öland.

Biodiversiteten i gräsmarker i Sverige har de senaste 50-100 åren lidit av en stor minskning, dels till följd av en minskning i gräsmarksareal, men också på grund av minskningen av traditionell slåtter och beteanvändning (Dahlström et al. 2008). Historiskt sett har 21-32 procent av gräsmarkerna varit föremål för sådan sedvänja. I nutid så slås eller betas nästan inga gräsmarker. Detta kan ha betydelse för de ekosystemtjänster som gräsmarkerna tillför oss (Bengtsson et al 2019). Dessutom kan en minskning av gräsmarker ha implikationer för ekosystemen kopplade till dessa habitat och att veta exakt hur arter i Sverige påverkas av hävden i gräsmarker är essentiellt för att kunna bedöma vilka naturvårdsinsatser som är lämpliga.

Öland, som är fokus för denna rapport, har under tusentals år präglats av öppna marker på grund av dåtidens intensiva bete och slåttermarker (Länsstyrelsen Kalmar Län 2005). Men på grund av förändrade förutsättningar för jordbruket så har dessa öppna marker successivt försvunnit. Mångfalden som tillhör dessa marker har minskat i samband med detta och många öländska karaktärsarter har försvunnit. Till sådana karaktärsarter hör bl.a sydlig kärrsnäppa (*Calidris alpina*), rödspov (*Limosa limosa*), gravand (*Tadorna tadorna*) och snatterand (*Mareca strepera*) (Allt på Öland 2023). I naturvårdssammanhang uttrycks ofta resonemanget ”ju bättre hävd, desto fler vadare” men vadarna på Öland fortsätter att minska trots insatser för att öka hävdintensiteten (Länsstyrelsen Kalmar län 2005). Om ovan resonemang gäller för rastande eller häckande fåglar är oklart, men troligen gäller sambandet främst för rastande vadare då det är primärt sådana vadare som återfinns på Öland.

De allra flesta vadarna har i stället sina primära häckningsområden i Sibirien (Visitoland 2023).

Hur fåglarna som vistas på Öland påverkas av hävdförändringar är av vikt då Ölands östra strandängar har dessutom klassats som viktiga av BirdLife International som mellanlandningsplatser för våtmarksfåglar, däribland vadare, (BirdLife International 2023) vilket påvisar vikten av dessa habitat för fågelfaunan. Tidigare forskning visar att biodiversiteten förändras på olika hävdade gräsmarker, och detta gäller även för fåglar enligt Batáry et al. (2007). För att få en tydligare bild av vilka arter eller artgrupper som påverkas mest är det viktigt att förstå hur populationerna förändras med hävdförändring. Att veta detta blir viktigt när beslutsfattare i naturvårdsfrågor ska motverka biodiversitetsminskning på gräsmarkerna på Öland. Syftet med denna studie är därför att undersöka vilken effekt förändring i hävd har på fågelfaunans artabundans och mångfald i sjömarker. Med utgångspunkt i dessa fakta kommer denna rapport undersöka data som samlades in från Ölands Ornitologiska Förening, Ottenby Fågelstation och Länsstyrelsen Kalmar.

Länsstyrelsen Kalmar skrev 2009 med anledning av inventeringarna en rapport om hur hävdens förändring i sjömarker har påverkat populationstrender hos Ölands fågelfauna. Primärt är det havsstrandängar som behandlas i rapporten och är således det primära habitat som denna rapport behandlar (Wallin 2009). Strandängar benämns i rapporten som gräsmarker och kommer således definieras likadant här, även om strandängar har många likheter med våtmarker. Många gräsmarker har idag växt igen till följd att de tidigare betade och slagna gräsmarkerna inte längre behövs som vinterfoder för djur, utan fodret odlas idag på åkern. Resultatet har blivit att många gräsmarker endast spontant betas eller växt igen som skog. (Naturvårdsverket u.å)

Länsstyrelsens rapport redovisar hur vissa arters abundans korrelerar med en viss hävd, men förändringen i hävd över tid redovisas inte samt hur den förändring i tid relaterar till abundansförändring, vilket denna rapport syftar till. Med andra ord så har Länsstyrelsen gjort en korrelationsanalys mellan en arts abundans idag på enskilda lokaler, och lokalernas hävd idag, och på så sätt kunnat göra kopplingen att vissa arter får en viss påverkan av hävd, t.ex. om strandskatan (*Haematopus ostralegus*) har lägre abundans på många områden med hög (intensiv) hävd, och ökade abundans på områden med lägre hävd, så har Länsstyrelsen gjort analysen att en hög hävd påverkar strandskatan negativt. Med en sådan analys så finns det risk för missvisande resultat och felaktiga slutsatser. För att få en mer detaljerad bild så kommer denna rapport beröra alla arter som ingick i Länsstyrelsens rapport på samtliga lokaler i rapporten från 1988 - 2008. Denna rapport fokuserar på variationer över tid för att skapa en tydligare modell av hävdförändringar då

länsstyrelsen inte har inkluderat en tidsaspekt i sin analys. Att inte inkludera tidsaspekten samt endast analysera enskilda lokaler gör att det kan vara andra effekter än hävden som påverkar abundansen som analysen behandlar. Till exempel om lokalens närhet till havet påverkar vegetationshöjden så kommer analysen av vegetationshöjd egentligen vara en analys av hur närheten till havet påverkar arterna och inte hur vegetationshöjden påverkar, förutsatt att vegetationshöjden och närheten till havet korrelerar. Övriga sådana samband, som till exempel storlek på lokalen, kan också skapa missvisande resultat om det inte inkluderas i analysen, då det förväntas återfinnas fler arter desto större area som studeras (art-area samband). Länsstyrelsen har presenterat trendvärden för varje art från en linjär regressionsmodell för varje lokal, men utan att göra en analys för hur mycket en arts abundans förväntas förändras när man förändrar hävden på en specifik plats. Trenden för enskilda arter är alltså inte kopplade till hävden. Länsstyrelsen har däremot dragit en slutsats om att hävd har en svagt positiv inverkan på arterna. De har dessutom gjort en analys om enskilda arter och hur hävd påverkar arternas abundanser, och då dragit slutsatser om hur hög eller låg hävden måste vara för att maximalt gynna arten. I denna rapport kommer i stället sambandskoefficienter presenteras som blir generella för alla undersökta områden. Sambandskoefficienterna kommer presenteras som två olika värden och visa hur väl dels förändringen i hävd är kopplad till abundansförändringar hos arterna, dels hur abundans är kopplad till olika starkt hävdade områden.

Detta syftar till att ge en indikation på att bekräfta eller motbevisa nuvarande kunskap och Länsstyrelsens bedömning om hävdens effekt på dessa arter. Dessutom kommer en genomgång av hävdens effekt på olika arter kunna säga något om vilka arter som svarar starkast på hävdförändring. I samband med detta kan effektiviteten av naturvårdsinsatser mot arter som minskar i population bedömas. En sådan bedömning kommer inte göras i denna rapport men kan användas som underlag för vidare bedömning. Denna rapport kommer i stället syfta till att göra om modelleringen från Länsstyrelsens Kalmars rapport och koppla modellsvaren till nuvarande information om ekologin hos undersökta arter. De undersökta arterna, deras ekologi och nuvarande nationell populationsutveckling tagna från Artdatabanken redovisas nedan samt i Bilaga 1. Hur ovan punkter tagits fram framgår tydligare i 2.5.

## 1.1 Svanar och gäss

Knölsvan (*Cygnus olor*) och grågås (*Anser anser*) ökar i population. En minskning av vitkindad gås (*Branta leucopsis*) förväntas ske eller sker (Artdatabanken 2023). Kanadagåsen (*Branta canadensis*) har i en rapport av Jansson et al (2018) klassats som invasiv med klassificeringen ”mycket hög risk för invasivitet”. Även om det



inte finns information om att hävd påverkar vitkindad gås så återfinns information om att havsstränder och öppna strandbiotoper är viktiga biotoper för vitkindad gås, kanadagås samt knölsvan (Artdatabanken 2023). En minskning av dessa biotoper kan tänkas påverka dessa arter. Andra faktorer är troligen viktigare för grågås.

## 1.2 Simänder

Gravanden (*Tadorna tadorna*), skedanden (*Spatula clypeata*) och årtan (*Spatula querquedula*) visar på minskning. Bläsand (*Mareca penelope*), snatterand (*Mareca strepera*), kricka (*Anas crecca*), stjärtand (*Anas acuta*) har visat ökning. Gräsand (*Anas platyrhynchos*) visar inga tecken på populationsförändring. Skedand, årtan, snatterand, kricka och stjärtand (Artdatabanken 2023) påverkas troligen negativt av minskad hävd och igenväxning av strandängar. Gravanden och bläsanden (Artdatabanken 2023) har andra faktorer som påverkar populationerna i högre grad relativt till hävd.

## 1.3 Dykänder

Brunanden (*Aythya ferina*) har minskat de senaste årtiondena. Svärtan (*Melanitta fusca*), knipa (*Bucephala clangula*) och småskraken (*Mergus serrator*) har minskande bestånd. Storskraken (*Mergus merganser*) visar ökning i antal. Även ejdern (*Somateria mollissima*) har minskat. Viggen (*Aythya fuligula*) har inte en betydande populationsförändring. Vigg har öppna strandbiotoper, buskmarker och havsstränder som viktiga habitat. Även småskrake har havsstrand, buskmark och öppna strandbiotoper som habitat (Artdatabanken 2023). En minskning i dessa habitat kan eventuellt vara negativt för vigg och för småskrake.

För svärtan, knipan, och storskraken (Artdatabanken 2023) anses andra faktorer ha större inverkan på populationen än hävd. Brunand har öppna strandbiotoper som biotop men minskningen uppges inte bero på minskningen i denna biotop. Det uppges att brunanden är starkt kopplad till populationen av skrattmåsar och att populationsutvecklingen av brunand följer utvecklingen av skrattmåsar. En nedgång av skrattmåsarpopulationen innebär då alltså följaktligen en negativ trend i brunandens population (Artdatabanken 2023).

## 1.4 Doppingar

Smådopping (*Tachybaptus ruficollis*), skäggdopping (*Podiceps cristatus*) och svarthakedopping (*Podiceps auritus*) ökar i population. Vattenrall (*Rallus aquaticus*) har ökat i population senaste åren men har varit nere på låga nivåer 2010 (Green 2021). Gråhakedopping (*Podiceps grisegena*) visar ingen betydande populationsförändring. Däremot anges öppna strandbiotoper som biotop för gråhakedoppingen (Artdatabanken 2023) och det kan eventuellt påverka populationen om dessa lokaler försvinner. Smådopping, svarthakedopping, skäggdopping (Artdatabanken 2023) uppvisar inte nödvändigtvis populationsförändring från förändrad hävd utan andra faktorer anges vara betydande.

## 1.5 Vadare

I Ottvall et al (2008) beskriver författarna att standarddruttern visat att vadarpopulationerna minskat senaste 30 åren på grund av habitatförsämring där betade strandängsarealens minskning poängteras ut som en ledande orsak. Enkelbeckasin (*Gallinago gallinago*) och rödbena (*Tringa totanus*) uppvisar oförändrade eller ökande artabundanser senaste decenniet. Förmodligen beror detta på att dessa fåglar har sina huvudsakliga habitat utanför betade gräsmarker. Vidare pekar de på att vadarpopulationerna fortsatt minska oproportionerligt till den förändrade markanvändningen som är negativ för dessa arter troligen har att göra med negativa genetiska konsekvenser till följd av små populationer. Många naturvårdsåtgärder har satts in mot fåglar som har sitt huvudsakliga habitat i strandängsmiljöer men trots detta så observerades en minskning av populationerna enligt författarna. Anledningarna till detta anser de vara alltför ensartad hävd, predation på ägg och ungar samt inavel för små populationer. Tofsvipa (*Vanellus vanellus*), enkelbeckasin (*Gallinago gallinago*), storspov (*Numenius arquata*) och rödbena (*Tringa totanus*) har på restaurerade strandängsmarker enligt rapporten uppvisat lokal minskning men som helhet i Sverige ökat i abundans. Detta kan enligt författarna vara ett tecken på att restaurerade strandängar inte är den primära anledningen till artens ökning utan att det finns andra faktorer som är viktigare för arternas abundans. (Ottvall et al. 2008). På senare år har tofsvipa och storspov uppvisat negativa trender på standarddruttern (Svensk fågeltaxering 2022) och strandskatan har uppvisat negativa trender senaste 30 åren (Artfakta 2023). Samtliga vadare har öppna gräsmarker, öppna stränder samt havsstrand som biotoper även om många vadare har biotoper utöver dessa (Artfakta 2023).

## 1.6 Måsar och tärnor

Tärnorna och måsfåglarna uppvisar olika trender beroende på art. Silltruten (*Larus fuscus*) och fiskmåsen (*Larus canus*) visar stabila populationer. Dvärgmåsen (*Hydrocoloeus minutus*) har ingen tydlig trend. Skrattmåsen (*Chroicocephalus ridibundus*) och silvertärnan (*Sterna paradisaea*) visar positiva trender i skärgårds- och kustmiljöer. Fisktärnan (*Sterna hirundo*) och skräntärnan (*Hydroprogne caspia*) uppvisar en positiv trend. Havstruten (*Larus marinus*), gråtruten (*Larus argentatus*) svarttärnan (*Chlidonias niger*) har en nedåtgående trend. Långtidstrend för Kentsk tärna (*Thalasseus sandvicensis*) saknas. (Green et al 2021). Även småtärnan (*Sternula albifrons*) har en nedåtgående trend (Artdatabanken 2023).

Silltruten har minskat i bestånd och att det är minskad tillgång på pelagiskt stimlevande mindre fiskar som är anledningen till detta, men detta är något oklart då det finns motbevisande resultat (Artdatabanken 2023). Hävdförändring anges inte som en faktor som påverkar arten (Artdatabanken 2023). Störningar vid våtmarker och vid havsmiljöer kan påverka fiskmåsen negativt (Artdatabanken 2023). Hävd anges inte vara en av dom primära anledningarna till att dvärgmåsar, fisktärna, havstrut och gråtrut sjunker i population utan det är andra faktorer som är mer betydande. Svarttärnan och Kentsk tärna har missgynnats av upphört bete och slåtter (Artdatabanken 2023). Skrattmåsen har öppna strandbiotoper samt öppna gräsmarker som habitat (Artdatabanken 2023) och en minskning i dessa biotoper kan tänkas påverka arten.

## 1.7 Övriga

Storskarv (*Phalacrocorax carbo*), gråhäger (*Ardea cinerea*) och sothöna (*Fulica atra*) ökar alla i population. Havsstrand, öppna strandbiotoper och öppna gräsmarker anges vara habitat för sothöna (Artdatabanken 2023).

## 1.8 Sammanfattning utveckling och hävdpåverkan

Sammanfattningsvis ökar eller så är populationen stabil för arterna: enkelbeckasin, rödbena, fiskmåsar, fisktärna, skräntärna, smådopping, skäggdopping, svarthakedopping, storskarv, häger, sothöna, gråhakedopping, bläsand, snatterand, kricka, stjärtand, storskrake, knölsvan och grågås. Skrattmåsen och silvertärna ökar i skärgårdsmiljöer. Vattenrall har ökat i population senaste åren men har varit nere på låga nivåer 2010. En minskning sker eller förväntas ske för arterna: skärfläcka, större strandpipare, ljungpipare, kärnsnäppa, tofsvipa, storspov, strandskata, brushane, rödspov, skogssnäppa, drillsnäppa, roskarl, havstruten, gråtrut,

svarttärna, småtärna, gravand, brunand, svärtan, knipa, småskrake, ejder, skedand, årtä, vitkindad gås och gulärta. Vadarna, skedand, årtan, snatterand, stjärtand och vitkindad gås påverkas negativt av minskad hävd på strandängar. Tofsvipa, enkelbeckasin, storspov och rödbena har minskat lokalt på restaurerade strandängar. Samma sammanfattning finns även att se i Bilaga 3

# Metod

## 2.1 Områdesurval

Länsstyrelsen i Kalmar har sammanställt inventeringar från i stort sett alla havsstrandängar och strandnära gräsmarker på Öland. 1988 och 1998 års inventeringar gjordes av Ölands Ornitologiska Förening och Ottenby Fågelstation på samtliga lokaler. 2008 gjorde länsstyrelsen motsvarande inventering. Hela området omfattade 11 911 ha och bestod av ungefär hälften (47%) strandäng. Anledningen till att strandnära gräsmarker inkluderades i urvalet berodde på habitatval för somliga vadare som föredrar dessa typer av gräsmarker. Specifikt vilka områden på Öland och hur stora varje enskilt område var finns att hitta i länsstyrelsens rapport (Wallin 2009). Totalt inkluderades 85 lokaler i analysen.

## 2.2 Inventeringsmetodik

Inventeringsmetodiken valt av länsstyrelsen har varit varierad över dessa år. 1988 och 1998 gjordes två besök på varje lokal: en gång i april och en gång i slutet av maj eller början av juni. Lokaler med hög fågeltäthet besöktes två till tre gånger till mellan dessa datum. Från och med 2008 gjordes tre besök vid alla lokaler oavsett fågeltäthet.

Metoden för att inventera har skilt sig beroende på artgrupp. Parräkning har använts för änder, svanar och gäss, doppingar samt för storskarv, häger och vattenrall. Revirkartering för vadare och boräkning för måsar och tärnor. Specifikt vad som räknas till varje inventeringskategori finns att hitta i länsstyrelsens rapport.

## 2.3 Hävden

Hävdefinitionerna, som även används i länsstyrelsens rapport, är hämtad från naturvårdsverkets handbok om bedömning vid ängs och hagmarksinventeringar

(Naturvårdsverket 1987). Hävden definierades inte om i denna rapport då det blir enklare att jämföra resultat mellan rapporterna samt att måttet är hämtad från en standardisering som är vanlig vid hävdinventeringar.

Hävdinventeringen gjordes enligt följande klassificering hämtad från naturvårdsverkets handbok (Naturvårdsverket 1987).

1. *Välhävdad*: Slås och betas väl, fjolårsgräs samt gräsförnafilt saknas. Träd och buskvegetation expanderar inte.
2. *Måttligt hävdad*: Slås eller betas måttligt. Fjolårsgräs finns kvar i ruggar här och var. Viss gräsförnafilt finns på delar av området. Buskplantor röjs inte bort och busksnår har börjat expandera.
3. *Svagt hävdad*: Fjolårsgräs täcker stora delar av området och förnafilt finns i grässvålen. Träd och busksnår förekommer på den öppna marken.
4. *Ingen hävd*: Området är täckt av fjolårsgräs och förnafilt. Betesstängsel kan vara raserade eller borttagna. Träd och buskar expanderar och röjning förekommer inte.

Det ansågs finnas tillräckligt tydliga gränser mellan hävdnivåerna för att kunna anta att inventerarna gjorde korrekta bedömningar med lite överlapp. De olika hävdnivåerna, som tidigare rapporterades av länsstyrelsen, inventerades med en fyrgradig skala och omvandlades senare till en omvänd skala från 0 till 3 för analysändamål. En fyra blev alltså omvandlad till en nolla så att ökad hävd representerades av ett högre värde. Detta tillvägagångssätt kräver att man antar att stegen mellan varje betyg i skalan är lika stora och att varje nivå har en likvärdig inverkan på fågelpopulationerna, vilket inte alltid är fallet. Varje skala relaterades till proportionen av hur mycket av varje grad som förekom på en lokal enligt följande ekvation:

$$\text{Medelhävd} = \sum_0^3 (\text{hävdklass})(\text{hävdklassens andel av arealen på lokalen})$$

De första två hävdklasserna (0–1) kan betraktas som gräsmarkshabitat, eller förstadiet till buskmarker där första klassen inte är hävdad alls och andra klassen anses vara svagt hävdad. Hävdklass 2 och 3 är således måttligt hävdad respektive välhävdad mark. (Wallin 2009)

## 2.4 Modell

För att undersöka effekten av hävd på fågelpopulationerna användes en GLMM modell (Generalized linear mixed model) i programmet R. Detta för att kunna analysera den data som framtagits av Länsstyrelsen. I modellen valdes förklarande variablerna: förändring i hävd ( $\Delta h$ ), åren observationerna gjordes, alltså 1988, 1998, 2008, och första årets hävdmätning. Lokalen som inventerades sattes som slumpmässig förklaringsfaktor. Hävdförändring räknades ut genom att räkna ut skillnaden i medelhävd mellan ett år och första året, alltså 1988 samt att detta gjordes för varje lokal. Antalet inventerade fåglar av en de olika arterna användes då som responsvariabel. Förändring i hävd ( $\Delta h$ ) är en av parametrarna som modellen tog fram koefficienter för och detta definierades som effekten inom en lokal, då förändringen i hävd är inlagd för varje område. Första årets hävdmätning användes för att undersöka effekten mellan lokaler och detta blev ett värde per område, för att undersöka hur variationen i detta mått påverkade abundanser. Året användes som parameter för att modellen ska kunna kompensera för andra parametrar som inte är hävdrelaterade. Syftet med att använda året i modellen är för att modellen ska ta hänsyn till allmänna trender hos arterna. Om det sker andra förändringar på en lokal så kommer år-parametern alltså att kompensera för detta och ge ett mer korrekt svar för inomlokaleffekten då generella populationstrenden räknas bort från den påverkan som inomlokalshävd har på populationerna. Lokalen användes som slumpmässig variabel då det troligen finns faktorer i varje lokal vilket påverkar variationen som inte förklaras av första årets hävd.

Responser (abundans) antogs ha en negativ binomialfördelning för delar av datan som då behövde kompenseras för. Modellen byggdes med paketet glmmTMB i R. Att använda en negativ binomial fördelning på denna typ av data anpassar modeller bättre än vanlig poissonfördelning för överdispersionerad data, något en rapport gjord av Çelik och Durmus 2020 visar. Något som används i liknande projekt där man har försökt förstå sambandet mellan miljöfaktorer och fågelpopulationer (Lovász et al 2021). När modellen inte ansåg att data var överdispersionerad så användes en poissonmodell. Vilken modell som används på vilka arter redovisas i Bilaga 4. Modellen gav oss information om effekten av hävdförändring för varje enskild art, hur stark effekten av hävd är på populationsabundansen och, med hjälp av ett 95% konfidensintervall (uttryckt som  $\pm 2$  standardfel i graferna), hur osäker den är. Att använda denna modell möjliggjorde en analys av effekten av hävd oavsett av om hävden på en viss lokal ökade, minskade eller varit oförändrad, då modellen anpassades på alla lokalers data. Detta möjliggjorde en enklare analys då separata analyser för ökning, minskning eller oförändrad hävd inte behövde göras.

Två mått på effekten av hävd togs fram med hjälp av modellen. Dels på effekten av förändringen i hävd, dels på effekten av första hävden vid första årets inventering.

Måttet på effekt av förändring i hävd skulle visa på om arters abundans har ett samband inom varje enskild lokal som hävdförändringen sker på. Medan det andra måttet (hävdens värde vid första årets inventering) var menat att visa på hur skillnaden i hävdintensitet mellan lokaler påverkar abundansen hos en art. Detta mått skiljer sig åt mellan olika lokaler och ger en tydligare bild av om hävdens intensitet påverkar en art. Mellanlokalsmåttet visar däremot inte på en förändring, utan endast hur en art reagerar på olika hävdade lokaler.

Dessa två mått analyserades och koefficienterna gjordes sedan om till grafer med R-paketet ggplot2 för varje art med standardfel inlagd. Grafer gjordes för både förändringen i medelhävd, vilket då visar på effekten av förändring av medelhävd inom varje lokal och för första mätningen av hävd vilket då visar effekten mellan lokaler. Utifrån dessa grafer drogs slutsatser som relaterades till nuvarande kunskap från Artdatabankens information om fåglarnas ekologi samt information från rödlistan 2020 om populationsutveckling för att slutligen dra slutsatser om vilket effekt hävd har på fågelpopulationernas abundans.

Eftersom populationstrender kan ta många år att visa förändring (på grund av lång medellivslängd hos arter), beroende på miljöförändringar, samt att få mer balanserad data med jämna mellanrum mellan observationerna så användes endast data från 1988, 1998 och 2008. Områden med endast två inventerade år under 1988, 1998, 2008 exkluderades för att behålla ett kontinuerligt mått istället för en föreför jämförelse. Även vissa arter, nämligen småfläckig sumphöna, vattenrall och gulärta exkluderades. Småfläckig sumphöna exkluderades på grund av att det inte finns data från länsstyrelsens rapport om denna art. Vattenrall och gulärta exkluderades då dessa arter inte inventerats 1988 och 1998.

## 2.5 Artinformation

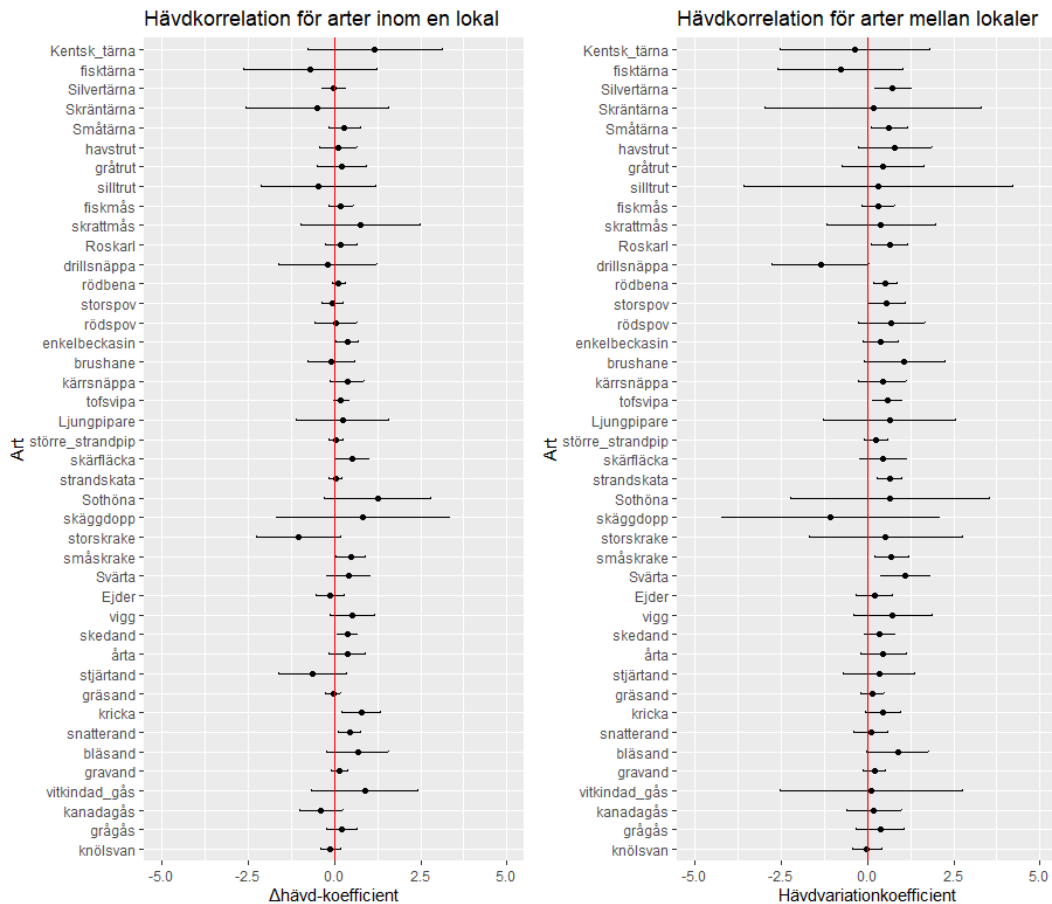
Kunskap om arternas habitat, utveckling och nuvarande kunskapsläget om hävdens påverkan har primärt inhämtats från Artdatabanken via tjänsten Artfakta och verktyget Naturvård. Användandet av Artfakta från SLU Artdatabanken valdes framför rapporter av två anledningar; primärt att Artfakta uppdateras regelbundet och övervakas av artexperter vilket är att föredra framför rapporter som åldras och då kan ge en felaktig bild av habitat eller hot, sekundärt på grund av tillgängligheten till information och på grund av tidsbegränsning fanns inte möjlighet till sökning på separata rapporter för varje art. För vadarna har dock en annan rapport (Ottvall et al 2008) används för att belysa vadarnas närvaro på havsstrandängarna.



# Resultat

Resultaten visar olika resultat beroende på art och artgrupp. Resultat från modellen för alla arter presenteras i 3.1. Därefter presenteras resultat för varje artgrupp mellan 3.2 och 3.8. I 3.2 presenteras resultatet för svanar och gäss och generellt visar det resultatet inte på tydligt samband för artgruppen. I 3.3 visas simänder där inget tydligt resultat visas för artgruppen, däremot är krickans inomlokalseffekt signifikant. Dykänder redovisas i 3.4 där vigg eventuellt har positivt samband, svärta visar signifikant positiva resultat för mellanlokalsanalysen och småskraken visar signifikant positiva resultat. Doppingar presenteras i 3.5 och på grund av osäkerhet i data visar resultaten stor osäkerhet. I 3.6 presenteras vadarna som är gruppen med minst variation i resultatet (snävtast konfidensintervall). För gruppen vadare så finns eventuellt negativt signifikant mellanlokalseffekt för drillsnäppan. Signifikant positiv inomlokalseffekt finns för enkelbeckasin och skärfläcka. Positiv signifikant mellanlokalseffekt finns för strandskata, tofsvipa, storspov, rödbena och roskarl. Hos måsar och tärnor, som presenteras i 3.7, har småtärnan och silvertärnan signifikanta mellanlokalseffekter. Övriga arter presenteras i 3.8 där storskarv har signifikant negativt resultat. Histogram över hävdens variation finns i 3.9.

## 3.1 Alla arter



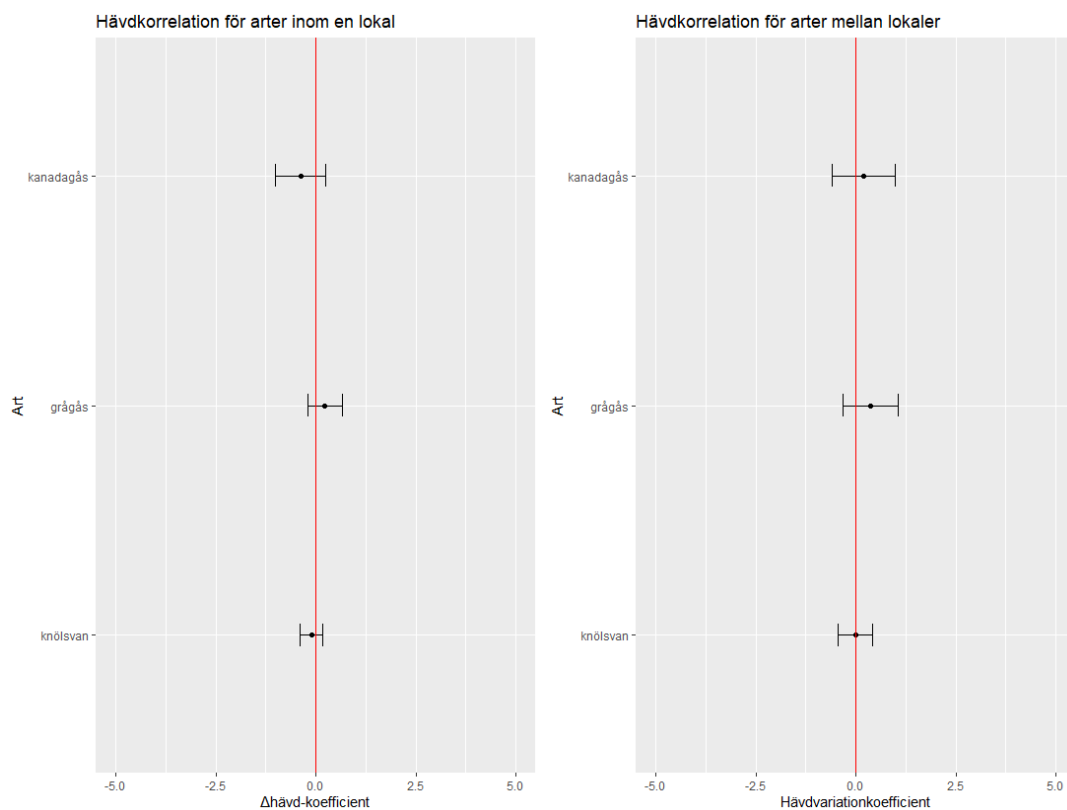
Figur 1: Sambandskoefficienter inom och mellan lokaler per alla arter som analys gjorts på. Konfidensintervall visas som  $\pm 2$  standardfel och hävdförändringskoefficient inlagt från modellen. Ett värde över 0 visar på ett positivt samband med förändringen i hävd, alltså att artens abundans gynnas av ökad hävd, medan ett värde under 0 visar det motsatta. Figuren är organiserad efter art. Hävdvariationkoefficient i grafen "Hävdkorrelation för arter mellan lokaler" anger koefficienten för analysen på första hävdmätningen. 85 lokaler inkluderades i analysen. Observerade par för varje år redovisas i bilaga 5 (1988), bilaga 6 (1998) och bilaga 7 (2008).

Det syns tydligt att resultaten skiljer sig mellan och inom lokaler samt att koefficienten till hävdförändring är olika för olika arter (Figur 1). Det är värt att notera att en del arter inte har tydligt positiv eller negativ koefficient till hävdförändring, och att detta är sant oavsett inom eller mellanlokalseffekten studeras. Däremot finns det en trend för den mellanlokalseffekten att punktskattningarna visar på positiva värden. Det är också värt att notera att standardfelet hos de olika måtten skiljer sig åt och att även om ena figuren visar tydligt samband genom att hela standardfelet befinner sig på ena sidan om nollstrecket, så kan den andra sambandskoefficienten visa andra resultat. Detta är viktigt att notera vid tolkning av resultaten då ett samband inom ett område visar hur hävdförändring påverkar en enskild art på en lokal, medan hävdsambandet mellan områden påvisar om en art tenderar att förekomma på lokaler med ökad hävd. För att tydliggöra sambandet med arter har ovan figur delats upp efter

artgrupperna: svanar och gäss, simänder, dykänder, doppingar, vadare, måsar och tärnor samt övriga.

## 3.2 Svanar och gäss

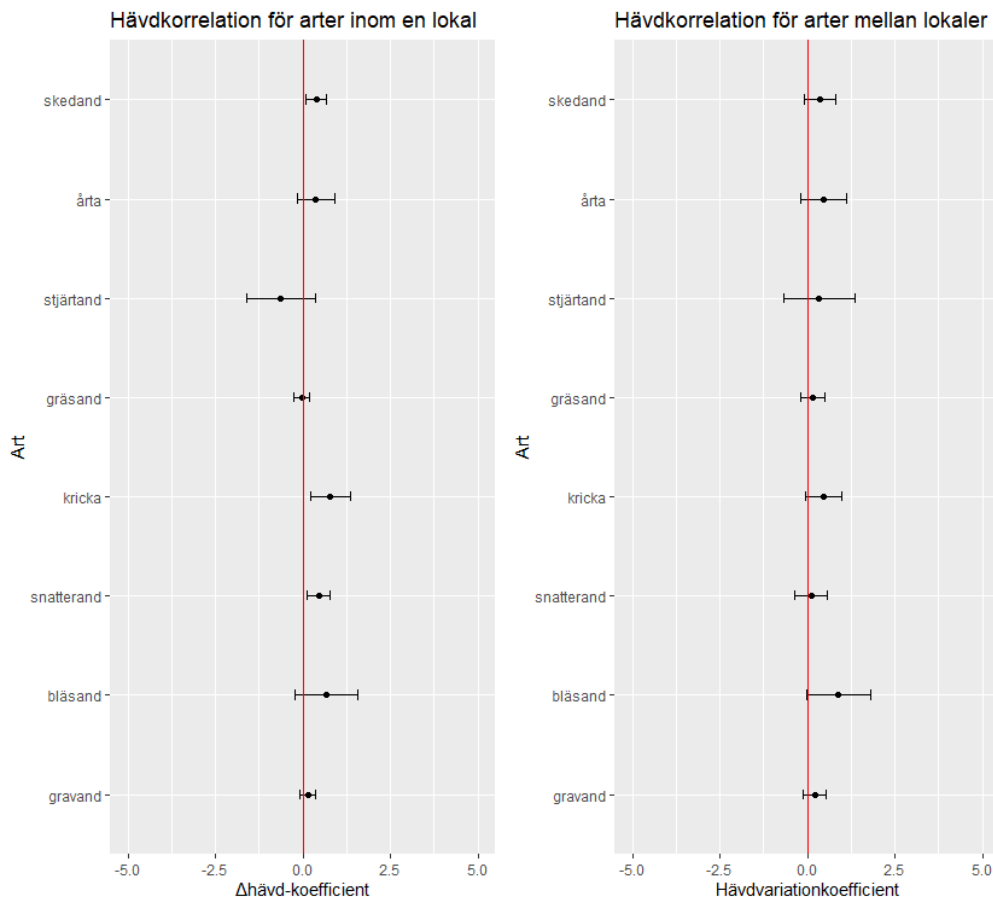
Det finns inte ett tydligt samband mellan populationsförändring och hävd för någon av arterna i artgruppen svanar och gäss som redovisas i figur 2. Eventuellt kan grågås vara något positivt påverkad även om detta resultat inte är signifikant. Knölsvan och kanadagås visar inget tydligt samband.



Figur 2: Sambandskoefficienter inom och mellan lokaler för analyserade svanar och gäss. Konfidensintervall visas som  $\pm 2$  standardfel och hävdförändringskoefficient inlagt från modellen. Arter med standardfel över 1 har exkluderats. Ett värde över 0 visar på ett positivt samband med förändringen i hävd, alltså att artens abundans gynnas av ökad hävd, medan ett värde under 0 visar det motsatta. Hävdvariationkoefficient i grafen "Hävdkorrelation för arter mellan lokaler" anger koefficienten för analysen på första hävdmätningen. Observerade par för varje år redovisas i bilaga 5 (1988), bilaga 6 (1998) och bilaga 7 (2008).

### 3.3 Simänder

Resultatet för simänder, som presenteras i figur 3, visar inte ett tydligt samband med hävdförändring för någon art, om hänsyn tas till båda analyser. Det ska dock noteras att årtans, skedandens, bläsandens och krickans båda värden är positiva men det finns ett negativt överlapp i konfidensintervallet. Krickan är arten som tydligast visar på ett positivt hävdsamband med positivt signifikant inomlokalseffekt.

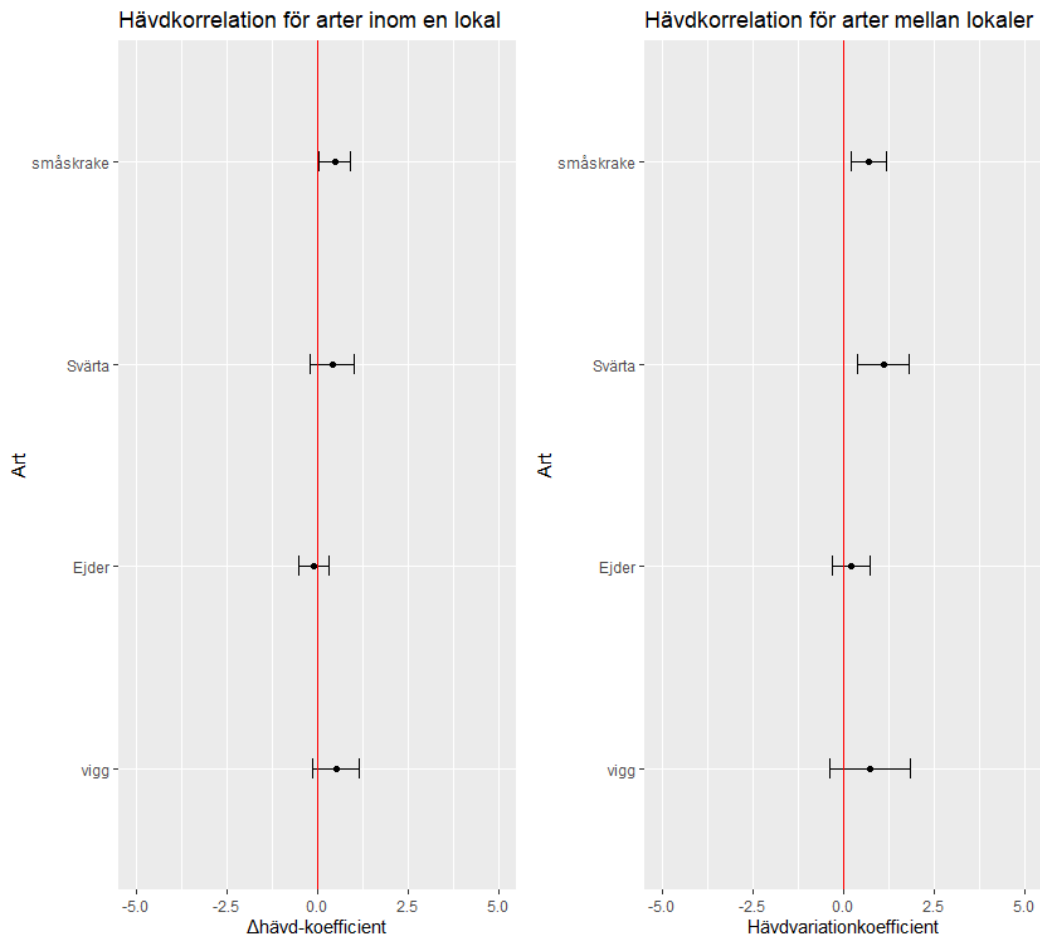


Figur 3: Hävdsamband inom och mellan lokaler för analyserade simänder. Standardfel och hävdförändringskoefficient inlagt från modellen. Arter med standardfel över 1 har här inte exkluderats. Ett värde över 0 visar på ett positivt samband med förändringen i hävd, alltså att artens abundans gynnas av ökad hävd, medan ett värde under 0 visar det motsatta. Hävdvariationkoefficienten i grafen "Hävdkorrelation för arter mellan lokaler" anger koefficienten för analysen på första hävdmätningen. 85 lokaler inkluderades i analysen. Observerade par för varje år redovisas i bilaga 5 (1988), bilaga 6 (1998) och bilaga 7 (2008).

### 3.4 Dykänder

Resultatet för dykänder, som presenteras i figur 4, varierar med art. Eventuellt kan resultatet för vigg och svärta visa positivt samband då båda figurerna visar på positivt

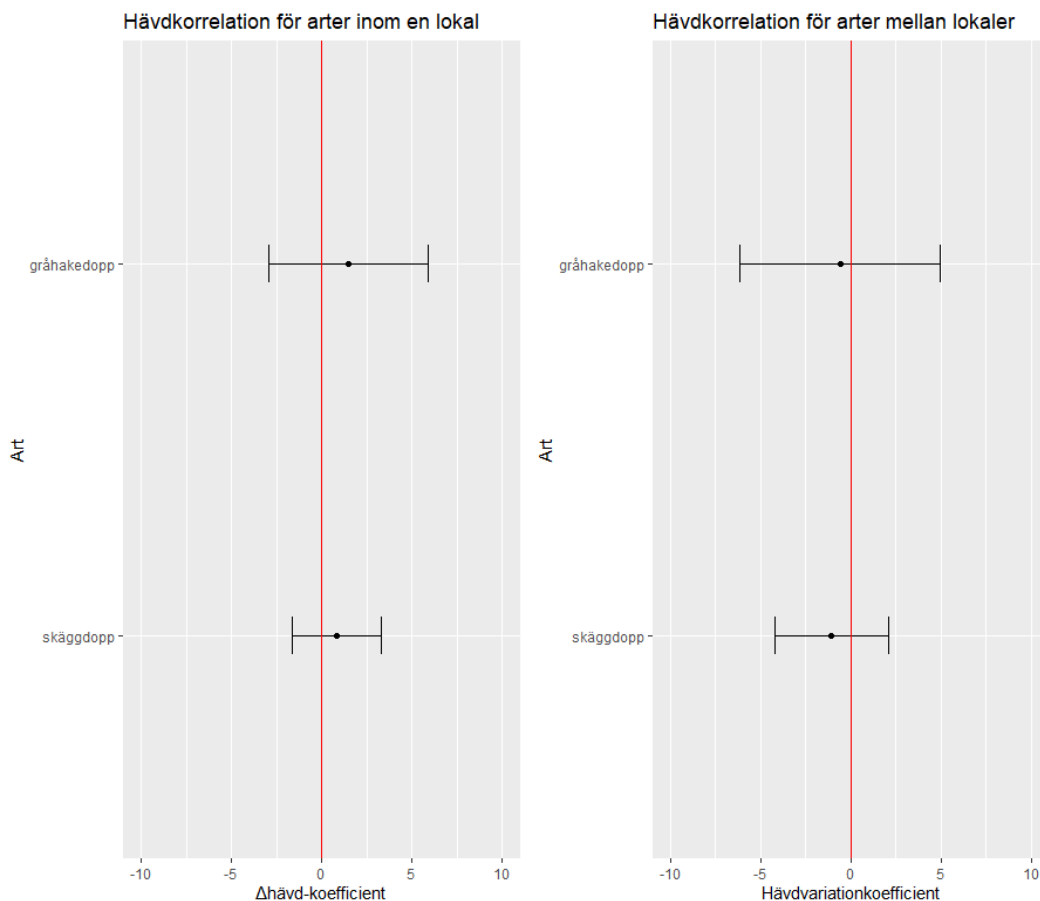
samband med större delen av konfidensintervallet liggande på den positiva sidan (men det ska noteras att en del av konfidensintervallet fortfarande är negativ så resultatet är inte säkert). Med andra ord är resultaten för vigg troligen positivt men inte signifikant. Småskraken visar på signifikant positivt samband och svärta visar på positivt signifikanta resultat för mellanlokalsanalysen.



Figur 4: Hävdsamband inom och mellan lokaler för analyserade dykänder. Konfidensintervall visas som  $\pm 2$  standardfel och hävdförändringskoefficient inlagt från modellen. Arter med standardfel över 1 har exkluderats. Ett värde över 0 visar på ett positivt samband med förändringen i hävd, alltså att artens abundans gynnas av ökad hävd, medan ett värde under 0 visar det motsatta. Hävdvariationskoefficient i grafen "Hävdkorrelation för arter mellan lokaler" anger koefficienten för analysen på första hävdmätningen. 85 lokaler inkluderades i analysen. Observerade par för varje år redovisas i bilaga 5 (1988), bilaga 6 (1998) och bilaga 7 (2008).

### 3.5 Doppingar

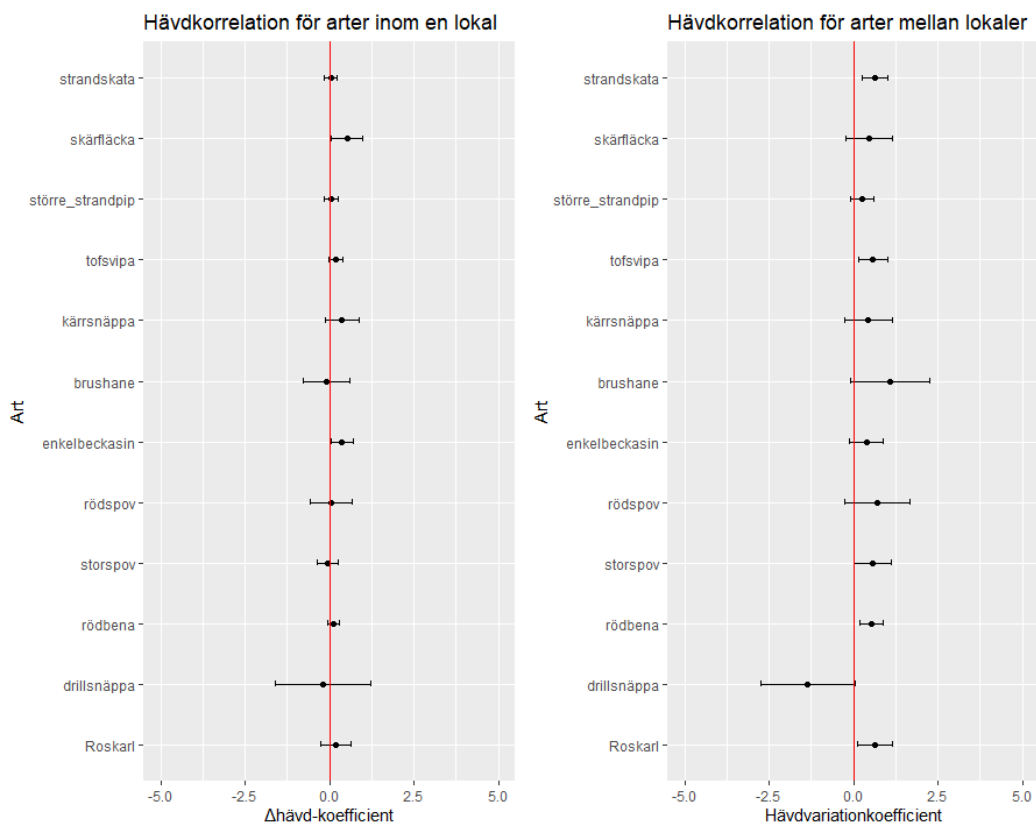
Resultatet för doppingarna, som presenteras i figur 5, visar att inget tydligt samband med hävdförändring finns för dessa arter. Osäkerheten i data är stor och därför kan inga hävdsamband fastställas även om arterna har ett samband med hävdintensitet.



Figur 5: Hävdsamband inom och mellan lokaler för analyserade doppingar. Konfidensintervall visas som  $\pm 2$  standardfel och hävdförändringskoefficient inlagt från modellen. Ett värde över 0 visar på ett positivt samband med förändringen i hävd, alltså att artens abundans gynnas av ökad hävd, medan ett värde under 0 visar det motsatta. Notera att x-axeln ändrats från övriga grafer för att visa den stora osäkerheten i data hos denna grupp. Svarthakedopping har exkluderats på grund av stort standardfel relativt till övriga arter. Modellen lyckades inte hitta standardfel för smådopping. Hävdvariationskoefficient i grafen "Hävdkorrelation för arter mellan lokaler" anger koefficienten för analysen på första hävdmätningen. 85 lokaler inkluderades i analysen. Observerade par för varje år redovisas i bilaga 5 (1988), bilaga 6 (1998) och bilaga 7 (2008).

### 3.6 Vadare

Vadarna uppvisar generellt mer säkra resultat än tidigare artgrupper och är således gruppen med lägst osäkerhet (standardfel) till artgrupp sett. Detta resultat finns att se i figur 6. Däremot uppvisar drillsnäppa och brushane stora konfidensintervall. Generellt visar resultaten att vadarna som grupp inte påverkas tydligt av en förändring i hävd. Mönster kan dock ses hos drillsnäppan, där en positiv hävdförändring möjligtvis är negativ då mellanlokalseffekten eventuellt är signifikant. Det kan noteras att det finns positiv signifikant inomlokalseffekt för enkelbeckasin och skärfläcka, och att även mellanlokalseffekten pekar i positiv riktning för dessa arter. Positiv signifikant mellanlokalseffekt finns för strandskata, tofsvipa, storspov, rödbena och roskarl. Inomlokalsanalysen visar eventuellt på svagt samband för tofsvipa och att detta samband inte är starkt är signifikant. Det kan alltså inte uttydas om tofsvipan har positivt samband från inomlokalsanalysen, men det kan uttydas att ett eventuellt samband är svagt på grund av snävt konfidensintervall. Även rödspoven och enkelbeckasin kan eventuellt visa positiv reaktion på en positiv hävdförändring.

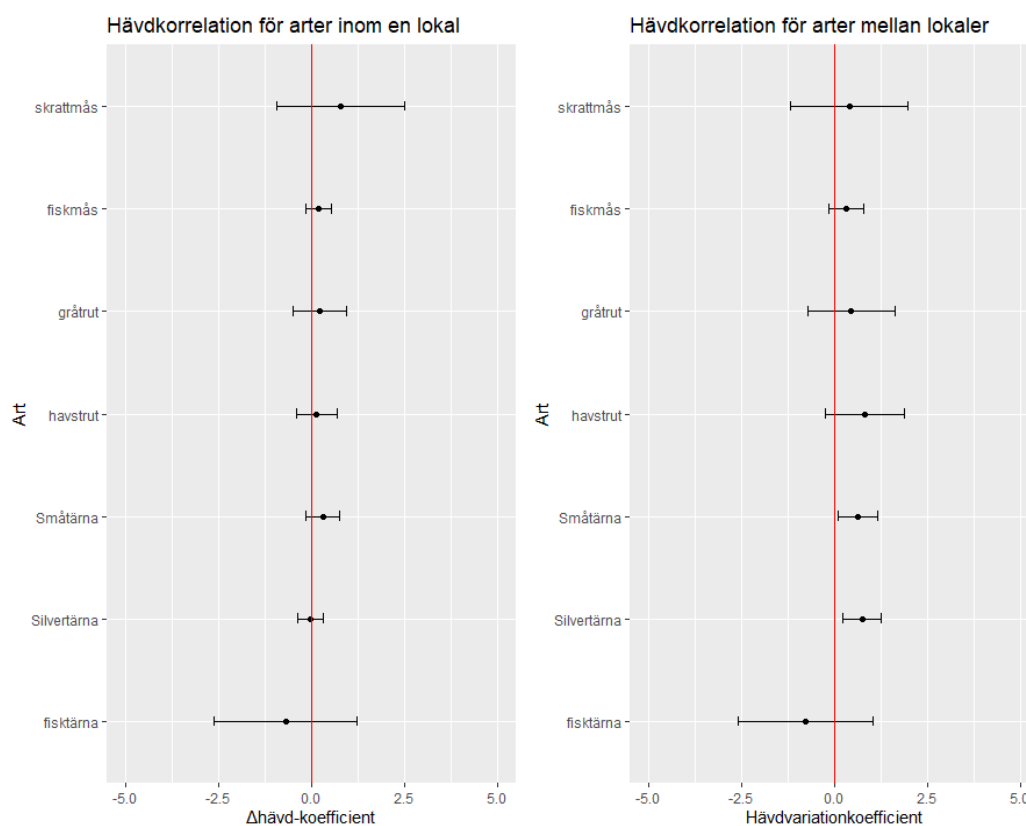


Figur 6: Hävdsamband inom och mellan lokaler för analyserade vadare. Konfidensintervall visas som  $\pm 2$  standardfel och hävdförändringskoefficient inlagt från modellen. Arter med standardfel över 1 har exkluderats. Ett värde över 0 visar på ett positivt samband med förändringen i hävd, alltså att artens abundans gynnas av ökad hävd, medan ett värde under 0 visar det motsatta. Hävdvariationskoefficienten i grafen "Hävdkorrelation för arter mellan lokaler" anger koefficienten

för analysen på första hävdmätningen. 85 lokaler inkluderades i analysen. Observerade par för varje år redovisas i bilaga 5 (1988), bilaga 6 (1998) och bilaga 7 (2008).

### 3.7 Måsar och tärnor

Resultatet för måsar och tärnor, som redovisas i figur 7, är liknande det för övriga artgrupper där trenden är att det finns osäkerhet i resultatet som gör det svårt att dra en tydlig slutsats om samband för artgruppen, utan resultaten visar i sin helhet att måsar och tärnor inte påverkas tydligt av hävdförändring. Det bör däremot noteras att mellanlokalseffekten tenderar att vara positiv för många arter. Liknande tidigare artgrupper finns dock ett antal arter som inte följer trenden. Hos denna artgrupp har både småtärnan och silvertärnan signifikanta mellanlokalseffekter. Övriga arter visar inte på tydligt samband.



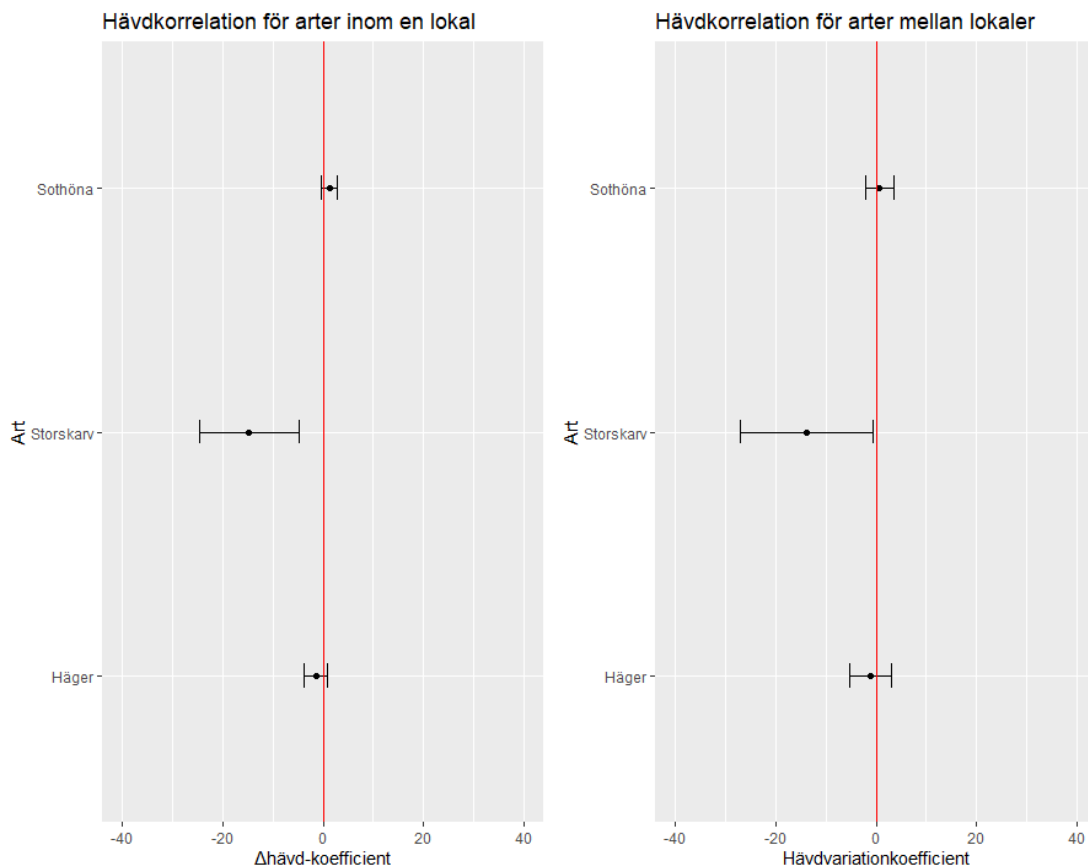
Figur 7: Hävdsamband inom och mellan lokaler för analyserade måsar och tärnor. Konfidensintervall visas som  $\pm 2$  standardfel och hävdförändringskoefficient inlagt från modellen. Arter med standardfel över 1 har exkluderats. En värde över 0 visar på ett positivt samband med förändringen i hävd, alltså att artens abundans gynnas av ökad hävd, medan ett värde under 0 visar det motsatta. Hävdvariationkoefficient i grafen "Hävdkorrelation för arter mellan lokaler" anger



koefficienten för analysen på första hävdmätningen. 85 lokaler inkluderades i analysen. Observerade par för varje år redovisas i bilaga 5 (1988), bilaga 6 (1998) och bilaga 7 (2008).

### 3.8 Övriga

Storskarv samt häger kan eventuellt påverkas negativt av positiv hävdförändring även om även detta resultat är osäkert och sothönan eventuellt påverkas positivt, men även detta resultat är osäkert. Detta resultat redovisas i figur 8. Storskarven uppvisar stor osäkerhet i data i båda grafer men båda punktskattningar samt hela standardfelet är negativt. Det är däremot svårt att uppskatta om magnituden av resultatet (alltså hur negativt arten blir påverkad) på grund av det stora standardfelet.

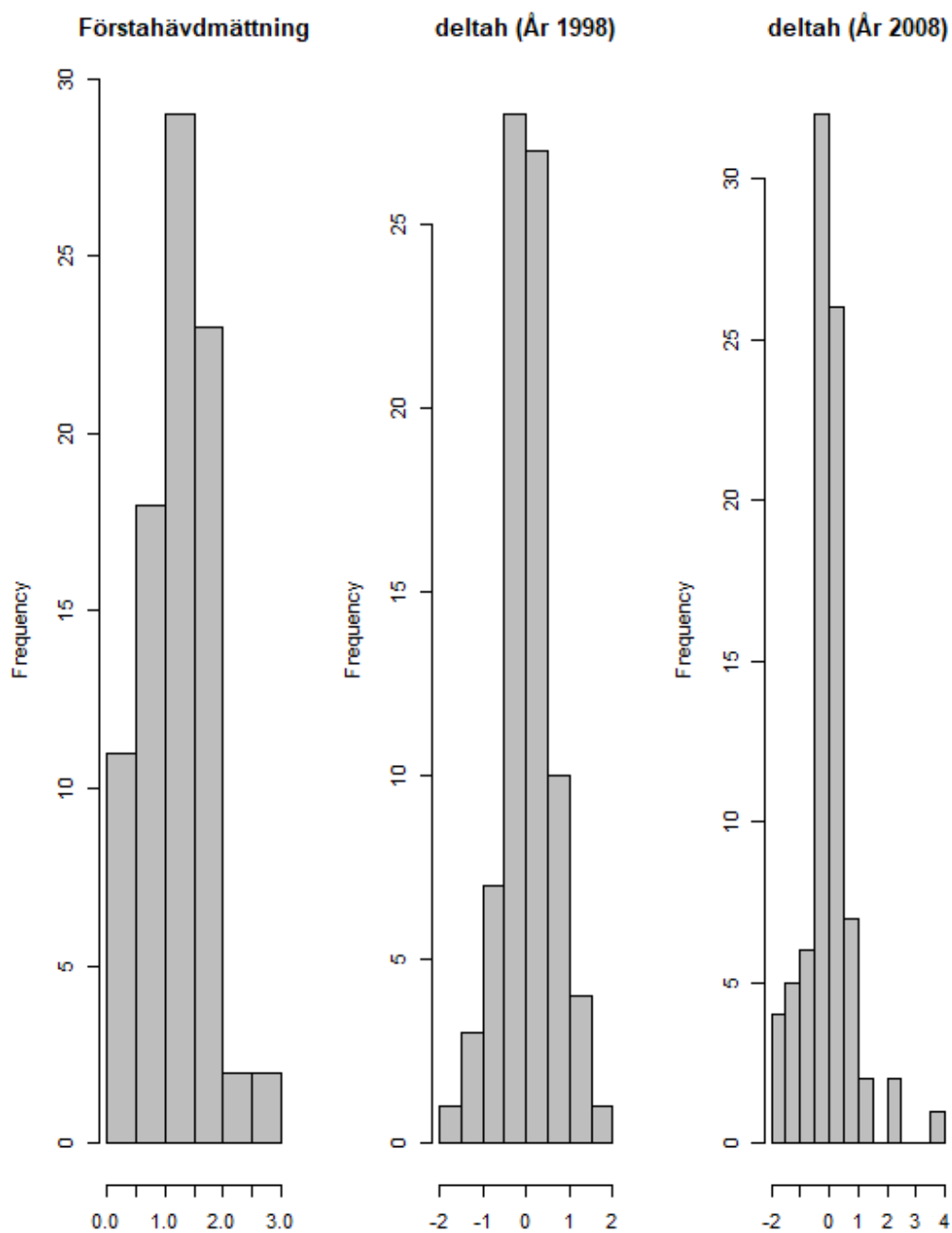


Figur 8: Hävdsamband inom och mellan lokaler för analyserade övriga arter. Konfidensintervall visas som  $\pm 2$  standardfel och hävdförändringskoefficient inlagt från modellen. Arter med standardfel över 1 har inte exkluderats. En värde över 0 visar på ett positivt samband med förändringen i hävd, alltså att artens abundans gynnas av ökad hävd, medan ett värde under 0 visar det motsatta. Hävdvariationkoefficient i grafen "Hävdkorrelation för arter mellan lokaler" anger koefficienten för analysen på första hävdmätningen. X-axeln är förändrad jämfört med tidigare

*grafer. 85 lokaler inkluderades i analysen. Observerade par för varje år redovisas i bilaga 5 (1988), bilaga 6 (1998) och bilaga 7 (2008).*

### 3.9 Hävd på lokalerna

Det kan uttydas ur histogram, som redovisas i figur 9, att det finns mer variation i första hävdmätningen än i förändringen inom en lokal samt att en majoritet av förändringen är väldigt liten eller lika med 0. När förändring finns så är det övervägande positiva förändringar år 1998, medan det är mer spritt år 2008. Det har alltså varit en positiv utveckling i hävdförändring i helhet på lokalerna mellan 1998 och 2008.



Figur 9: Histogram över första hävdmätningen och förändring i hävd inom lokaler år 1998 och 2008. Histogrammen ger en visuell representation av observationernas fördelning för varje variabel och år. Y-axeln (Frequency) visar hur ofta en viss hävd mängd (för första hävdmätningen) eller hur ofta en förändring (deltah för 1998 och 2008 jämfört med 1988) förekom i datasetet från Länsstyrelsen Kalmar Län.

# Diskussion

## 4.1 Resultaten

### 4.1.1 Generellt om resultaten

Generellt så kan resultaten tolkas som att hävdeffekten mellan lokaler, alltså med första hävd-mätningen som mått på hävdförändring, ger svar i modellen som stämmer bättre överens med förväntade resultat. Bland annat hos vadarna, som förväntas vara den grupp med populationer som tydligast ska vara kopplad till hävd, så visar nästan alla arter positiva punktskattningar på mellanlokalsanalysen i relation till ökad (intensifierad) hävd, medan svaret är otydligare för inomlokalsanalysen. Detta mönster kan ses hos alla grupper förutom doppingarna och möjligtvis svanarna och gässen. Anledningen till detta är troligen mer kopplad till att det är större variation i första hävd-mätningen än från en inventering till en annan (hävdförändring) och då blir resultaten tydligare. Alltså kan inomlokalseffekten visa samma samband men det kommer inte till uttryck i modellen då variationen inom varje lokal är liten. Denna variation i modellsvaret beroende på koefficient kan peka på att mellanlokalskoefficienten är ett bättre mått att använda, då denna koefficient tydligare visar resultat som är förväntade för artgrupperna. Detta motsägs dock av att standardfelen för mellanlokalsanalysen inte tydligt är mindre så det kan finnas en annan förklaring. Det kan också förklaras av att det är en viss hävdnivå som är det viktiga för arterna, snarare än en mer intensiv hävd från ett år till ett annat. Att koefficienterna visar på olika resultat kan också peka på att hävdsambandet är starkt beroende av vilken modell som används och att vidare undersökning om vilket mått som bör användas vid dessa typer av undersökningar behövs. Länsstyrelsens slutsats om att hävden är svagt positiv styrks för vissa arter av mellanlokalsanalysen, medan inomlokalseffekten sällan visar på signifikanta samband och kan vare sig styrka eller motbevisa hävdsamband med signifikans. För alla arter är det viktigt att beakta om arten primärt använder havsstrandängar som häckningslokal eller som rastlokal. Detta då det påverkar populationerna på olika sätt och anledningarna till en populations uppgång eller nergång påverkas troligen mer om arten använder ängarna som häckningslokaler än som rastlokaler. Detta resonemang är viktigt att beakta vid våra resultat då det skulle visa om arterna har krav på hävdade lokaler för rast respektive häckning. Det ansågs inte att detta var en fråga som var drivande i att uppfylla rapportens syfte och därför har detta inte presenterats i rapporten. Resonemanget om rast och häckningslokaler är ändå värdefullt för framtida forskning på ämnet.

### 4.1.2 Svanar och gäss

Det finns information, se 1.1, om att vitkindad gås är den arten av de undersökta som bör reagera tydligast på en hävdförändring då havssträndängar och öppna strandbiotoper anges som viktiga för arten. Ingenting kan sägas om vitkindad gås då standardfelet översteg 1 och ansågs därför för osäkert för att inkluderas i resultaten. Kanadagåsen var förväntad att reagera positivt, likt vitkindad gås, på hävdförändring. Kanadagåsen visade dock inte på ett tydligt samband. Inte heller knölsvanen visade på ett samband som går att dra slutsatser om. Grågåsen förväntades inte ha ett samband med hävdförändring och även här är resultaten för osäkra för att kunna dra slutsats om denna art. Det ska dock nämnas att grågåsen visade positiva värden (dock icke-signifikanta) i båda analyserna.

### 4.1.3 Simänder

Enligt Artdatabanken har skedand, årtå, snatterand och stjärtand påverkas negativt av en minskad hävd, eller således skulle reagera positivt på ökad hävd. Detta samband är dock osäkert för årtå. Skedand och årtå visar på positiva resultat i enlighet med förväntade resultaten från teorin, och bör därför ses som bekräftelse på att dessa arter reagerar positivt på ökad hävd. Bläsand och kricka svarar även positivt och av dessa är effekten signifikant hos kricka för inomlokaleffekten. Övriga arter har både negativt och positivt överlapp som gör det svårt att visa på samband eller icke-samband. Ovan nämnda arter, förutom kricka för inomlokaleffekten, har ett litet negativt överlapp men då koefficienterna och en stor majoritet av konfidensintervallet anses vara positivt så anses dessa arter troligen reagera positivt på hävd och att krickan reagerar tydligast av dessa.

### 4.1.4 Dykänder

Resultaten pekar på att vigg, svärta och småskrake, där småskrake har signifikanta resultat, svarar positivt mot en ökad hävd. Resultatet är dock osäkert för vigg. Dessa resultat bekräftas av att vigg, småskrake och svärta (Artfakta 2023) har öppna strandbiotoper, buskmarker och havsstränder som habitat. Generellt så leder habitatminskning till att arter med dessa habitat missgynnas. Då resultaten pekar på att dessa arter gynnas av att marker behålls öppna, och havssträndängar kan argumenteras vara ett mellanting till havsstrand och buskmark så följer att minskning av dessa är negativt för dessa arter. Då både modellens resultat och teorin stämmer överens kan resultaten betraktas som tillförlitliga.

### 4.1.5 Doppingar

Generellt är resultaten inte tydliga för doppingarna men modellen pekar åt ett visst håll för vissa arter.

#### 4.1.6 Vadare

Vadarna är den grupp som har tydligast teoretisk koppling till strandängsmiljön (Ottvall et al. 2008) och många arter antogs ha ett samband med detta habitat. En ökad hävd är däremot inte det som har tydligast koppling med vadarpopulationernas abundans utan det är snarare en variation av hävd på enskilda lokaler som har ett positivt samband med många vadararter (Ottvall et al. 2008). Detta undersöks inte i modellen utan modellen undersöker endast om vadararterna har ett positivt samband med en generellt ökad hävd.

För drillsnäppan visar modellen att det är vanligare att påträffa arten på lokaler med en låg grad av hävd (eftersom signifikanta resultatet visades hos mellanlokalsanalysen), vilket är oväntat då hävd förväntades ha en positiv påverkan på arten då den har öppna gräsmarker som biotop (Artdatabanken 2023). Det har däremot tidigare visats att andra vadargrupper lokalt har minskat på strandängar efter att hävden har ökat (Ottvall et al. 2008) så detta resultat kan peka på att detta samband även gäller för drillsnäppan. En annan förklaring kan vara att drillsnäppan inte har krav på hög hävd utan endast kräver en mindre hävdad strandäng.

Sydliga kärrsnäppan visar eventuellt positivt samband med ökade hävdnivåer. Även om modellen inte visar tydligt samband så stämmer ett eventuellt positivt samband överens med kraven arten har på habitat som anses vara öppna och blöta ängsmarker. Arten är dessutom akut hotad (CR) och anledning anges vara habitatminskning och försämring av kvalitén hos habitatet på grund av uteblivet bete och igenväxning (Artdatabanken 2023). Resultatet bekräftar alltså detta samband.

Rödspov förväntades ha ett tydligt positivt samband till ökad hävd då igenväxning nämns som ett av de största hoten mot arten (Artdatabanken 2023) och även om resultaten eventuellt pekar på att detta stämmer så bedöms resultatet vara för otydligt för att kunna dra en tydlig slutsats. Att resultatet inte är tydligt kan bero på att det inte är en ökning i hävd som i sig som är positivt för arten utan att det är, som nämnt ovan, en variation i hävden som måste förekomma för att gynna arten (Ottvall et al. 2008).

Enkelbeckasin uppvisar eventuellt ett positivt samband från modellen och resultatet är statistiskt tydligare (lägre standardfel samt mindre negativt överlapp) för enkelbeckasinen än för arterna ovan. Enkelbeckasin har havsstrand, sötvattenstrand, öppna gräsmarker och buskmarker som habitat (Artdatabanken 2023) och detta kan vara anledningen till att vi ser ett samband som är något otydligt. Enkelbeckasinen kan alltså förmodligen använda havsstrandängarna som habitat, vilket också bekräftas av att de syns till där, men att dem dels inte har lika hårt krav på betade gräsmarker, då även buskmark anges som habitat, och att arten kan leva

i andra typer av habitat som är den är mer anpassad för. Eventuellt skulle en source-sinkdynamik (Allaby 2010) kunna förklara minskningen av enkelbeckasin på havsstrandängarna då arten är livskraftig och inte har sitt primära habitat på havsstrandängarna. En försämring i en källa (source) som sprider enkelbeckasin till Öland skulle då förklara minskningen av arten. Om detta är fallet skulle då insatser för arten behövas i artens primära habitat för att öka invandringen från källorna.

#### 4.1.7 Måsar och tärnor

Hos måsarna så förväntades kentsk tärna, skrattmåsa och svarttärna ha ett samband med hävdförändring, som då förväntas vara positiv. Resultaten visar däremot att endast skrattmåsen eventuellt påverkas positivt av hävdförändring och även hos detta resultat så är det inget tydligt samband. Anledningen till detta kan vara att skrattmåsen har stor variation i sitt habitat (Artdatabanken 2023) och troligen då endast återfinns på havsstrandängar som har lika eller högre kvalitet än lokaler med andra biotoper som också kan användas av arten.

#### 4.1.8 Övriga

Storskarv påverkas negativt av positiva hävdförändringar, även om magnituden av denna negativa påverkan är osäker. Även hägern kan eventuellt vara negativt påverkad men detta är inte lika tydligt. Modellen visar eventuellt att sothöna reagerar svagt positivt på en ökning i hävd, men resultatet kan också visa på ett icke-samband för sothöna. Att sothönan reagerar positivt är förväntad då denna har habitat i marker liknande havsstrandängarna på Öland, och en minskning av dessa skulle då leda till en minskning av habitatet för sothönan.

### 4.2 Metod

En aspekt av många arters ekologi som inte fångas upp av modellen är att vissa arter gynnas upp till en viss gräns, och efter den gränsen missgynnas arten igen. Så medan metoden anger om en art gynnas av ökad hävd eller inte så blir det missvisande i fall då vissa arter gynnas upp till ett tröskelvärde för att sedan missgynnas. Denna metod kan leda till en tolkning att ökad hävd är bra för dessa arter men att det i praktiken kan leda till en minskning av populationen om hävdintensiteten går över tröskeln för arten. Ett annat problem med metoden är att modellen använder medelhävd som mått på hävden, vilket gör att extrema lokaler med både mycket och lite hävd klassas som en mellanhävdlokal, när den i verkligheten är mer extrem än så och att arter som föredrar en mellanhävd (varken mycket eller lite hävd) inte kommer trivas på en sådan lokal. Dessutom har det visat sig att många arter föredrar en variation i hävd snarare än en viss hävdnivå (Ottvall et al 2008).

### 4.3 Inventeringen

Dataunderlaget för doppingar är avsevärt fattigare, i form av färre observationer, än för övriga grupper, vilket uttrycker sig i de stora standardfel vi ser för gruppen. Det kan bero på att arterna inte återfinns på de inventerade områdena men det gör det svårt att fatta några slutsatser om gruppen baserat på nuvarande dataunderlag. Detta kan bero på att inventeringsmetoden vald för doppingar är bristfällig. Eventuellt kan inventeringen då parräkning användes för dessa arter försvårats just på grund av valet av tid som inventeringen skedde. I en tidigare rapport av Risberg och Löhman från 1971 om inventering av doppingar försvårades räkningen av fåglarna på sommaren av igenväxande vass och sly vilket kan ha bidragit till dataunderlag som underskattar den faktiska populationen. En annan förklaringsmodell till doppingarnas dataunderlag är att doppingarna som grupp är väldigt fåtaliga på Öland och att parräkning av dessa leder till väldigt få observationer (Wallin 2009). Det är även viktigt att notera att även om metoden för inventeringen av både fåglar och hävd har varit standardiserad, så bygger den på mänskliga observatörer, som kan både över och underskatta hävdnivåer samt missa att räkna fåglar och bon. Denna aspekt gör att även om denna undersökning inte visar på ett statistiskt säkerställt samband så betyder inte det att samband inte finns, utan att det krävs mindre eventuell variation i hävdmättet samt fågelabundansmättet för att kunna säkerställa sambandet. Metaanalys för flera liknande rapporter hade tydliggjort detta samband ytterligare.

### 4.4 Undersökning för framtiden

På grund av tidsbegränsning så användes en enda modell för att undersöka sambandet mellan fåglars abundanser och hävdintensitet. Denna modell undersökte endast om ökning i hävd påverkan en art positivt rent generellt. Detta är dock inte nödvändigtvis en positiv aspekt av modellen då den missbedömer arter som föredrar hävd, eller har hävdade marker som krav för sitt habitat, men som endast behöver en liten hävdintensitet. I modellen finns det en risk att arter som reagerar mot hög hävd, jämfört med en art som reagerar mot lite hävd eventuellt kan ges ett tydligare samband och att övriga arter som inte har preferens för hög hävd inte ges lika tydligt samband. Detta gör att det kan vara svårare att förstå sambandet för arter med krav på lite till måttlig hävd. För vidare undersökning av sambandet mellan hävdintensitet och fåglars abundans så behövs en modell som kan skatta när hävden har maximal påverkan på arten. Med en sådan modell hade dessutom naturvårdare fått information om hur låg hävd arter med hävdpreferens kan tolerera. Dessutom bör en kompensation för varje lokals storlek göras då art-area samband kan ge missvisande bilder över mängden arter som återfinns på varje lokal. Om



kompensation inte ingår i modellen, liksom modellen i denna rapport, finns det risk att det blir ett felaktigt samband med hävden på grund av icke-standardiserat areamått på lokalerna.

Modellen i denna rapport använder endast tre år med 10 års mellanrum. Risken med att ha långa tider och få datapunkter blir att effekten som undersöks försvinner på grund av alla andra effekter som kan påverka ett habitat under 10 år. En separat analys på inventeringsåren 2003 – 2008 då inventering gjorts varje år hade tydliggjort dels om hävden påverkar populationer på kort tid, dels efter hur lång tid man då kan förvänta sig en ökning av vissa arter. Detta är viktigt då naturvårdare får information om det finns möjlighet att sätta in insatser mot hotade arter som uppskattas försvinna.

Det skulle även vara av värde att koppla rapportens resultat till känd ekologin om arternas rast eller häckningslokaler. Bakgrund till varför detta inte gjorts i denna rapport presenteras i 4.1.1.

## Referenser

- Michael Allaby (2010) *A Dictionary of Ecology (4 ed.)*. ISBN: 9780199567669.
- Allt på Öland (2023) *Öländska sjömarker*. <https://alltpaoland.se/artiklar/olandska-sjomarker/> [2023-06-08]
- Artdatabanken (2023) *Artfakta naturvård, flera arter som återfinns i Bilaga 1*. <https://artfakta.se/naturvard> [2023-05-16]
- Batáry, P., Báldi, A. & Erdős, S. (2007). *Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects*. I: Hawksworth, D.L. & Bull, A.T. (red.) *Vertebrate Conservation and Biodiversity*. Dordrecht: Springer Netherlands. 45–55. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6320-6\\_4](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6320-6_4)
- Bengtsson, J., Bullock, J. M., Ego, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P. J., Smith, H. G., and Lindborg, R.. (2019) *Grasslands—more important for ecosystem services than you might think*. *Ecosphere* 10( 2):e02582. 10.1002/ecs2.2582
- BirdLife International (2023) *Important Bird Areas factsheet: Coastal area (including seaside meadows) of Eastern Öland*. [http://datazone.birdlife.org/site/factsheet/coastal-area-\(including-seaside-meadows\)-of-eastern-%C3%B6land-iba-sweden](http://datazone.birdlife.org/site/factsheet/coastal-area-(including-seaside-meadows)-of-eastern-%C3%B6land-iba-sweden)
- Blair, J., Nippert, J. & Briggs, J. (2014). *Grassland Ecology. Ecology and the Environment*, 389–423. [https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7501-9\\_14](https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7501-9_14)
- Çelik, E. & Durmus, A. (2020). *Application of Regression Models in Bird Population Data: An Example of Haçlı Lake*. 788–798. <https://doi.org/10.21597/jist.649180>
- Dahlström, A., Lennartsson, T., Wissman, J. & Frycklund, I. (2008). *Biodiversity and Traditional Land Use in South-Central Sweden: The Significance of Management Timing*. *Environment and History*, 14 (3), 385–403. <https://www.jstor.org/stable/20723679>
- Dengler, J., Janišová, M., Török, P. & Wellstein, C. (2014). *Biodiversity of Palaeartic grasslands: a synthesis*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 182, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.015>
- Deegan, L.A., Johnson, D.S., Warren, R.S., Peterson, B.J., Fleeger, J.W., Fagherazzi, S. & Wollheim, W.M. (2012). Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature*, 490 (7420), 388–392. <https://doi.org/10.1038/nature11533>
- Green, M., Haas, F., Lindström, Å. & Nilsson, L. (2021). *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling Årsrapport för 2020*. <https://www.fageltaxering.lu.se/sites/default/files/files/Rapporter/arsrapportfor2020kf.pdf>

- Strand, M., Aronsson, M. & Svensson, M. (2018). *Riskklasser och kriterier från rapporten "Klassificering av främmande arters effekter på biologisk mångfald i Sverige – ArtDatabankens risklista"*. Artfakta. SLU Artdatabanken. <https://metadata.artfakta.se/publiceringar/3> [2023-05-15]
- Länsstyrelsen Kalmar Län (2005) *Strandängar och våtmarker på Öland – erfarenheter från ett naturvårdsprojekt*. (ISRN LSTY-H-M—2005/30—SE). <https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/om-oss/vara-tjanster/publikationer/2005/strandangar-och-vatmarker-pa-oland---erfarenheter-fran-ett-naturvardsprojekt.html>
- Lovász, L., Korner-Nievergelt, F. & Amrhein, V. (2021). *Grazer density and songbird counts in a restored conservation area*. PeerJ, 9, e10657. <https://doi.org/10.7717/peerj.10657>
- Murray, N.J., Phinn, S.R., DeWitt, M., Ferrari, R., Johnston, R., Lyons, M.B., Clinton, N., Thau, D. & Fuller, R.A. (2019). *The global distribution and trajectory of tidal flats*. Nature, 565 (7738), 222–225. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0805-8>
- Naturvårdsverket (1987) *Inventering av ängs- och hagmarker – handbok. Naturvårdsverket Informerar*.
- Naturvårdsverket (u.å) *Ängar och hagar*. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/mark-och-vattenanvandning/odlingslandskapet/angar-och-hagar> [2023-05-17]
- Ottvall, R., Edenius, L., Elmberg, J., Engström, H., Green, M., Holmqvist, N., Lindström, Å., Tjernberg, M. & Pärt, T. (2008). *Populationstrender för fågelarter som häckar i Sverige*. <http://www.zoo.ekol.lu.se/birdmonitoring/PDF-files/2008%20Nv%20Trendutredning.pdf>
- Risberg, E.L., Löhman, S (1971) *Ornitologisk inventering av Hillesjön och Mårdängssjön*. Länsstyrelsen Gävleborgs län. Naturvårdsenheten. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1099007/FULLTEXT01.pdf>
- Visitoland (2023) *Fågelskådning vidare*. <https://visitoland.com/faagelskaadning/vadare/>. [2023-06-08]
- Wallin (2009) *Fågelfaunan på Ölands sjömarker – inventeringar 1988 – 2008*. Länsstyrelsen Kalmar. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:879293/FULLTEXT01.pdf>

## Bilaga 1: Arter från Artfakta

Tabell 1A: Arter där informationen om ekologi hämtats från Artfakta.

Art	Länk
Silltrut	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/larus-fuscus-205660">https://artfakta.se/naturvard/taxon/larus-fuscus-205660</a>
Fiskmåås	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/larus-canus-102964">https://artfakta.se/naturvard/taxon/larus-canus-102964</a>
Dvärgmåås	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/100072">https://artfakta.se/naturvard/taxon/100072</a>
Fisktärna	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/sterna-hirundo-102618">https://artfakta.se/naturvard/taxon/sterna-hirundo-102618</a>
Havstrut	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/larus-marinus-102967">https://artfakta.se/naturvard/taxon/larus-marinus-102967</a>
Gråtrut	<a href="https://artfakta.se/artbestamning/taxon/larus-argentatus-102966%E2%80%9D">https://artfakta.se/artbestamning/taxon/larus-argentatus-102966%E2%80%9D</a>
Skrattmåås	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/chroicocephalus-ridibundus-102963">https://artfakta.se/naturvard/taxon/chroicocephalus-ridibundus-102963</a>
Svarttärna	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/chlidonias-niger-100030">https://artfakta.se/naturvard/taxon/chlidonias-niger-100030</a>
Kentsk tärna	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/thalasseus-sandvicensis-100135">https://artfakta.se/naturvard/taxon/thalasseus-sandvicensis-100135</a>
Småtärna	<a href="https://artfakta.se/artbestamning/taxon/sternula-albifrons-100133">https://artfakta.se/artbestamning/taxon/sternula-albifrons-100133</a>
Gråhakedopping	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/podiceps-grisegena-100114">https://artfakta.se/naturvard/taxon/podiceps-grisegena-100114</a>
Smådopping	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/102104">https://artfakta.se/naturvard/taxon/102104</a>
Svarthakedopping	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/podiceps-auritus-100113">https://artfakta.se/naturvard/taxon/podiceps-auritus-100113</a>
Skäggdopping	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/podiceps-cristatus-102925">https://artfakta.se/naturvard/taxon/podiceps-cristatus-102925</a>
Gråhäger	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/ardea-cinerea-100012">https://artfakta.se/naturvard/taxon/ardea-cinerea-100012</a>
Sothöna	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/fulica-atra-102949">https://artfakta.se/naturvard/taxon/fulica-atra-102949</a>

Vattenrall	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/tachybaptus-ruficollis-102104">https://artfakta.se/naturvard/taxon/tachybaptus-ruficollis-102104</a>
Ejder	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/somateria-mollissima-102935">https://artfakta.se/naturvard/taxon/somateria-mollissima-102935</a>
Vigg	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/aythya-fuligula-102934">https://artfakta.se/naturvard/taxon/aythya-fuligula-102934</a>
Svärta	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/melanitta-fusca-102109">https://artfakta.se/naturvard/taxon/melanitta-fusca-102109</a>
Knipa	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/bucephala-clangula-102937">https://artfakta.se/naturvard/taxon/bucephala-clangula-102937</a>
Småskrake	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/mergus-serrator-102939">https://artfakta.se/naturvard/taxon/mergus-serrator-102939</a>
Storskrake	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/mergus-merganser-102940">https://artfakta.se/naturvard/taxon/mergus-merganser-102940</a>
Gravand	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/tadorna-tadorna-102930">https://artfakta.se/naturvard/taxon/tadorna-tadorna-102930</a>
Skedand	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/spatula-clypeata-102106">https://artfakta.se/naturvard/taxon/spatula-clypeata-102106</a>
Gräsand	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/anas-platyrhynchos-102933">https://artfakta.se/naturvard/taxon/anas-platyrhynchos-102933</a>
Årta	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/spatula-querquedula-100007">https://artfakta.se/naturvard/taxon/spatula-querquedula-100007</a>
Snatterand	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/mareca-strepera-102105">https://artfakta.se/naturvard/taxon/mareca-strepera-102105</a>
Stjärtand	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/anas-acuta-100006">https://artfakta.se/naturvard/taxon/anas-acuta-100006</a>
Bläsand	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/spatula-querquedula-100007">https://artfakta.se/naturvard/taxon/spatula-querquedula-100007</a>
Vitkindad gås	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/branta-leucopsis-100019">https://artfakta.se/naturvard/taxon/branta-leucopsis-100019</a>
Knölsvan	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/cygnus-olor-102927">https://artfakta.se/naturvard/taxon/cygnus-olor-102927</a>
Grågås	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/anser-anser-102928">https://artfakta.se/naturvard/taxon/anser-anser-102928</a>
Gulärta	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/motacilla-flava-205761">https://artfakta.se/naturvard/taxon/motacilla-flava-205761</a>
Kanadagås	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/branta-canadensis-102929">https://artfakta.se/naturvard/taxon/branta-canadensis-102929</a>
Brunand	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/aythya-ferina-102107">https://artfakta.se/naturvard/taxon/aythya-ferina-102107</a>

Sydlig kärrsnäppa	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/calidris-alpinaschinzii-100023">https://artfakta.se/naturvard/taxon/calidris-alpinaschinzii-100023</a>
Rödspov	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/limosa-limosa-100076">https://artfakta.se/naturvard/taxon/limosa-limosa-100076</a>
Enkelbeckasin	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/gallinago-gallinago-102954">https://artfakta.se/naturvard/taxon/gallinago-gallinago-102954</a>
Strandskata	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/haematopus-ostralegus-102950">https://artfakta.se/naturvard/taxon/haematopus-ostralegus-102950</a>
Skärfläcka	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/recurvirostravosetta-100122">https://artfakta.se/naturvard/taxon/recurvirostravosetta-100122</a>
Större strandpipare	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/charadrius-hiaticula-102951">https://artfakta.se/naturvard/taxon/charadrius-hiaticula-102951</a>
Ljungpipare	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/pluvialis-apricaria-100112">https://artfakta.se/naturvard/taxon/pluvialis-apricaria-100112</a>
Tofsvipa	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/vanellus-vanellus-102952">https://artfakta.se/naturvard/taxon/vanellus-vanellus-102952</a>
Brushane	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/calidris-pugnax-100103">https://artfakta.se/naturvard/taxon/calidris-pugnax-100103</a>
Storspov	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/numenius-arquata-100091">https://artfakta.se/naturvard/taxon/numenius-arquata-100091</a>
Rödbena	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/tringa-totanus-102958">https://artfakta.se/naturvard/taxon/tringa-totanus-102958</a>
Skogssnäppa	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/tringa-ochropus-102960">https://artfakta.se/naturvard/taxon/tringa-ochropus-102960</a>
Drillsnäppa	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/actitis-hypoleucos-102961">https://artfakta.se/naturvard/taxon/actitis-hypoleucos-102961</a>
Roskarl	<a href="https://artfakta.se/naturvard/taxon/arenaria-interpres-102115">https://artfakta.se/naturvard/taxon/arenaria-interpres-102115</a>

---

## Bilaga 2: Modell och R-kod

```
#Ladda in paket
library(glmmTMB)
library(readxl)
library(xlsx)
library(dplyr)
library(forcats)
library(gridExtra)
library(ggplot2)

#Ladda in datafilen. Kan behöva ett annat namn om Rversionen klarar å,ä,ö.
#O_landstrnda_ngrestaur221218 är namnet på datafilen
data = O_landstrnda_ngrestaur221218
write.xlsx(resultsdeltah, "H:\\Kandidat\\resultatmodellldeltah.xlsx")
#Definera var excelarket för deltah ska sparas. Här i H:\\Kandidat\\ med
resultsdeltah.xlsx som namn.
resultsdeltah = data.frame(species = response_vars, deltah = NA, deltahSE = NA,
h1 = NA, h1.SE = NA, convergence = NA, od = NA, dist = NA)
response_vars <- c("knölsvan", "grågås", "kanadagås", "vitkindad_gås", "gravand",
"bläsand", "snatterand", "kricka", "gräsand", "stjärtand", "årta", "skedand",
"brunand", "vigg", "Ejder", "Svärta", "knipa", "småskrake", "storskrake",
"smådopping", "skäggdopp", "gråhakedopp", "svarthakedopp", "Storskarv",
"Häger", "Vattenrall", "Sothöna", "strandskata", "skärfläcka", "större_strandpip",
"Ljungpipare", "tofsvipa", "kärrsnäppa", "brushane", "enkelbeckasin", "rödspov",
"storspov", "rödbena", "skogssnäppa", "drillsnäppa", "Roskarl", "skrattmås",
"fiskmås", "silltrut", "gråtrut", "havstrut", "Småtärna", "Skräntärna", "svarttärna",
"Silvertärna", "fisktärna", "Kentsk_tärna", "gulärkla")

for (i in 1:length(response_vars)) {
  # Skapa formel för modellen
  formula <- as.formula(paste(response_vars[i], "~ förstahävdsmätning + deltah +
factor(YEAR) + (1|Site)"))

  # Skapa modellen
```

```

model <- glmmTMB(formula, data = data[
  data$YEAR %in% c(1988, 1998, 2008),
  c("förstahävd-mätning", "Site", "YEAR", "deltah", response_vars[i]), family
= nbinom2())

resultsdeltah[i, 'od'] = summary(model)$sigma

# If negative binomial model did not converge and no overdispersion, fit Poisson
model instead
if (model$fit$convergence != 0 & summary(model)$sigma > 10000) {
  model <- glmmTMB(formula, data = data[
    data$YEAR %in% c(1988, 1998, 2008),
    c("förstahävd-mätning", "Site", "YEAR", "deltah", response_vars[i]),
family = poisson)
  resultsdeltah[i, 'dist'] = 'poisson'
} else {
  resultsdeltah[i, 'dist'] = 'negbin'
}

resultsdeltah[i, 'convergence'] = model$fit$convergence

resultsdeltah[i, 'deltah'] = summary(model)$coefficients$cond['deltah',
'Estimate']

#loop över alla arter för deltah standardfel
resultsdeltah[i, 'deltahSE'] = summary(model)$coefficients$cond['deltah', 'Std.
Error']

# Skriv ut vilken variabel som analyseras
cat("Analys görs på variabel:", response_vars[i], "\n")

# Skriv ut summeringen av modellen
}

resultsdeltah

```



#Koden för att skriva resultaten av förstahävdsmätning till excel.

```
data = O_landstrnda_ncrestaur221218
```

```
#Definera var excelarket för förstahävdsmätningen ska sparas. Här i H:\\Kandidat\\  
med resultatmodell.xlsx som namn.
```

```
write.xlsx(resultsförstahävdsmätning,
```

```
"H:\\Kandidat\\resultatmodellförstahävdsmätning.xlsx")
```

```
resultsförstahävdsmätning = data.frame(species = response_vars,  
förstahävdsmätning = NA, förstahävdsmätningSE = NA, h1 = NA, h1.SE = NA,  
convergence = NA, od = NA, dist = NA)
```

```
response_vars <- c("knölsvan", "grågås", "kanadagås", "vitkindad_gås", "gravand",  
"bläsand", "snatterand", "kricka", "gräsand", "stjärtand", "årta", "skedand",  
"brunand", "vigg", "Ejder", "Svärta", "knipa", "småskrake", "storskrake",  
"smådopping", "skäggdopp", "gråhakedopp", "svarthakedopp", "Storskarv",  
"Häger", "Vattenrall", "Sothöna", "strandskata", "skärfläcka", "större_strandpip",  
"Ljungpipare", "tofsvipa", "kärrsnäppa", "brushane", "enkelbeckasin", "rödspov",  
"storspov", "rödbena", "skogsnäppa", "drillsnäppa", "Roskarl", "skrattmå",  
"fiskmå", "silltrut", "gråtrut", "havstrut", "Småtärna", "Skräntärna", "svarttärna",  
"Silvertärna", "fisktärna", "Kentsk_tärna", "gulärkla")
```

```
for (i in 1:length(response_vars)) {
```

```
  # Skapa formel för modellen
```

```
  formula <- as.formula(paste(response_vars[i], "~ förstahävdsmätning + deltah +  
factor(YEAR) + (1|Site)"))
```

```
  # Skapa modellen
```

```
  model <- glmmTMB(formula, data = data[  
    data$YEAR %in% c(1988, 1998, 2008),  
    c("förstahävdsmätning", "Site", "YEAR", "deltah", response_vars[i])], family  
= nbinom2())
```

```
  resultsförstahävdsmätning[i, 'od'] = summary(model)$sigma
```

```
  # If negative binomial model did not converge and no overdispersion, fit Poisson  
model instead
```

```
  if (model$fit$convergence != 0 & summary(model)$sigma > 10000) {
```

```
    model <- glmmTMB(formula, data = data[  
      data$YEAR %in% c(1988, 1998, 2008),
```

```

      c("förstahävdmätning", "Site", "YEAR", "deltah", response_vars[i]),
family = poisson)
  resultsförstahävdmätning[i, 'dist'] = 'poisson'
} else {
  resultsförstahävdmätning[i, 'dist'] = 'negbin'
}

resultsförstahävdmätning[i, 'convergence'] = model$fit$convergence

resultsförstahävdmätning[i, 'förstahävdmätning'] =
summary(model)$coefficients$cond['förstahävdmätning', 'Estimate']

#loop över alla arter för deltah standardfel
resultsförstahävdmätning[i, 'förstahävdmätningSE'] =
summary(model)$coefficients$cond['förstahävdmätning', 'Std. Error']

# Skriv ut vilken variabel som analyseras
cat("Analys görs på variabel:", response_vars[i], "\n")

# Skriv ut summeringen av modellen
}

resultsförstahävdmätning

# Läs in data för hävdkorrelation inom en lokal
resultatmodellldeltah <- read_excel("resultatmodellldeltah.xlsx")
subset_datadeltah <- resultatmodellldeltah %>%
  filter(species %in% c("knölsvan", "grågås", "kanadagås", "vitkindad_gås"))
subset_datadeltah$species <- factor(subset_datadeltah$species, levels =
c("knölsvan", "grågås", "kanadagås", "vitkindad_gås"))

# Plotta hävdkorrelation inom en lokal
p1 <- ggplot(data = subset_datadeltah, aes(y = species, x = deltah)) +
  geom_point(show.legend = FALSE) +
  geom_errorbarh(aes(xmin = deltah - (2*deltahSE), xmax = deltah +
(2*deltahSE)), height = 0.1) +
  labs(y = "Art", x = "Δhävd-koefficient", title = "Hävdkorrelation för arter på
enskild lokal") +
  scale_x_continuous(limits = c(-5, 5)) +
  ggtitle("Hävdkorrelation för arter inom en lokal") +
  geom_vline(xintercept = 0, color = "red")

```

```

# Ordningen på artena i plotten. Ska vara samma i både p1 och p2.
resultatmodellförstahävdmätning <-
read_excel("resultatmodellförstahävdmätning.xlsx")
subset_dataförstahävdmätning <- resultatmodellförstahävdmätning %>%
  filter(species %in% c("knölsvan", "grågås", "kanadagås", "vitkindad_gås"))
subset_dataförstahävdmätning$species <-
factor(subset_dataförstahävdmätning$species, levels = c("knölsvan", "grågås",
"kanadagås", "vitkindad_gås"))

p2 <- ggplot(data = subset_dataförstahävdmätning,
  aes(y = species, x = förstahävdmätning)) +
  geom_point(aes(size = ), show.legend = FALSE) +
  geom_errorbarh(aes(xmin = förstahävdmätning - (2*förstahävdmätningSE),
xmax = förstahävdmätning + (2*förstahävdmätningSE)), height = 0.1) +
  labs(y = "Art", x = "Hävdvariationkoefficient", title = "Hävdkorrelation för arter
mellan lokaler") +
  scale_x_continuous(limits = c(-5, 5)) +
  ggtitle("Hävdkorrelation för arter mellan lokaler") +
  geom_vline(xintercept = 0, color = "red")

#Sätt ihop plot 1 och 2
grid.arrange(p1, p2, ncol = 2)

```

## Bilaga 3: Studerade arter och deras utveckling

Tabell 3A: Sammanfattning av populationstrender i Sverige för studerade arter. Populationstrenderna är färgkodade för grönt=positiv/stabil och rött=negativ populationsutveckling. Rödlisning hämtad från artdatabankens rödlisning 2020.

Art	Fördelning	Rödlisning
knölsvan	Positiv/stabil	LC
grågås	Positiv/stabil	LC
kanadagås	Invasiv	Invasiv
vitkindad gås	Negativ	LC
gravand	Negativ	NT
bläsand	Positiv/stabil	VU
snatterand	Positiv/stabil	LC
kricka	Positiv/stabil	VU
gräsand	Positiv/stabil	LC
stjärtand	Positiv/stabil	VU
årta	Negativ	EN
skedand	Negativ	NT
brunand	Negativ	EN
vigg	Positiv/stabil	LC
Ejder	Negativ	EN
Svärta	Negativ	VU
knipa	Negativ	LC
småskrake	Negativ	LC
storskrake	Positiv/stabil	LC
smådopping	Positiv/stabil	NT
skäggdopping	Positiv/stabil	LC
gråhakedopping	Positiv/stabil	LC
svarthakedopping	Positiv/stabil	LC
Storskarv	Positiv/stabil	LC
Häger (gråhäger)	Positiv/stabil	LC
Vattenrall		LC
Sothöna	Positiv/stabil	LC
strandskata	Positiv/stabil	NT
skärfläcka	Negativ	LC
större	Negativ	LC
strandpipare		
Ljungpipare	Negativ	LC

tofsvipa	Negativ trend senaste åren	VU
kärrensäppa	Negativ	LC
brushane	Negativ	VU
enkelbeckasin	Positiv/stabil	LC
rödspov	Negativ	EN
storspov	Negativ trend senaste åren	EN
rödbena	Positiv/stabil	LC
skogssnäppa	Negativ	LC
drillsnäppa	Negativ	NT
Roskarl	Negativ	EN
skrattmås	Positiv/stabil i skärgårdsmiljö	NT
fiskmås	Negativ	NT
silltrut	Negativ	NE
gråtrut	Negativ	VU
havstrut	Negativ	VU
Småtärna	Negativ	NT
Skräntärna	Positiv/stabil	NT
svarttärna	Negativ	VU
Silvertärna	Positiv/stabil i skärgårdsmiljö	LC
fisktärna	Positiv/stabil	LC
Kentsk tärna	Saknas	NT
gulärta	Negativ	LC
knölsvan	Positiv/stabil	LC
grågås	Positiv/stabil	LC
kanadagås	Invasiv	Invasiv
vitkindad gås	Negativ	LC
gravand	Negativ	NT
bläsand	Positiv/stabil	VU
snatterand	Positiv/stabil	LC
kricka	Positiv/stabil	VU
gräsand	Positiv/stabil	LC
stjärtand	Positiv/stabil	VU
årta	Negativ	EN
skedand	Negativ	NT
brunand	Negativ	EN
vigg	Positiv/stabil	LC
Ejder	Negativ	EN

Svärta	Negativ	VU
knipa	Negativ	LC
småskrake	Negativ	LC
storskrake	Positiv/stabil	LC
smådopping	Positiv/stabil	NT
skäggdopping	Positiv/stabil	LC
gråhakedopping	Positiv/stabil	LC
svarthakedopping	Positiv/stabil	LC
Storskarv	Positiv/stabil	LC
Häger (gråhäger)	Positiv/stabil	LC
Vattenrall		LC
Sothöna	Positiv/stabil	LC
strandskata	Positiv/stabil	NT
skärfläcka	Negativ	LC
större	Negativ	LC
strandpipare		
Ljungpipare	Negativ	LC
tofsvipa	Positiv/stabi fram till 2008. Negativ trend senaste åren	VU
kärrensäppa	Negativ	LC
brushane	Negativ	VU
enkelbeckasin	Positiv/stabil	LC
rödspov	Negativ	EN
storspov	Positiv/stabi fram till 2008. Negativ trend senaste åren	EN
rödbena	Positiv/stabil	LC
skogssäppa	Negativ	LC
drillsnäppa	Negativ	NT
Roskarl	Negativ	EN
skrattmå	Positiv/stabil i skärgårdsmiljö	NT
fiskmå	Negativ	NT
silltrut	Negativ	NE
gråtrut	Negativ	VU
havstrut	Negativ	VU
Småtärna	Negativ	NT
Skräntärna	Positiv/stabil	NT
svarttärna	Negativ	VU

Silvertärna	Positiv/stabil i skärgårdsmiljö	LC
fisktärna	Positiv/stabil	LC
Kentsk tärna	Saknas	NT
Gulärta	Negativ	LC

---

## Bilaga 4: Fördelningsfamilj för data

Tabell 4A: Fördelning som användes när modellen kördes på data.

Art	Fördelning $\Delta h$	Fördelning första hävdmätning
knölsvan	negbin	negbin
grågås	negbin	negbin
kanadagås	negbin	negbin
vitkindad gås	negbin	negbin
gravand	negbin	negbin
bläsand	negbin	negbin
snatterand	negbin	negbin
kricka	negbin	negbin
gräsand	negbin	negbin
stjärtand	negbin	negbin
årta	negbin	negbin
skedand	negbin	negbin
brunand	negbin	negbin
vigg	negbin	negbin
Ejder	negbin	negbin
Svärta	negbin	negbin
knipa	negbin	negbin
småskrake	negbin	negbin
storskrake	negbin	negbin
smådopping	negbin	negbin
skäggdopping	negbin	negbin
gråhakedopping	poisson	poisson
svarthakedopping	poisson	poisson
Storskarv	poisson	poisson
Häger (gråhäger)	negbin	negbin
Vattenrall	poisson	poisson
Sothöna	negbin	negbin
strandkata	negbin	negbin
skärfläcka	negbin	negbin
Större strandpipare	negbin	negbin
Ljungpipare	negbin	negbin
tofsvipa	negbin	negbin
kärrensäppa	negbin	negbin
brushane	negbin	negbin
enkelbeckasin	negbin	negbin
rödspov	negbin	negbin

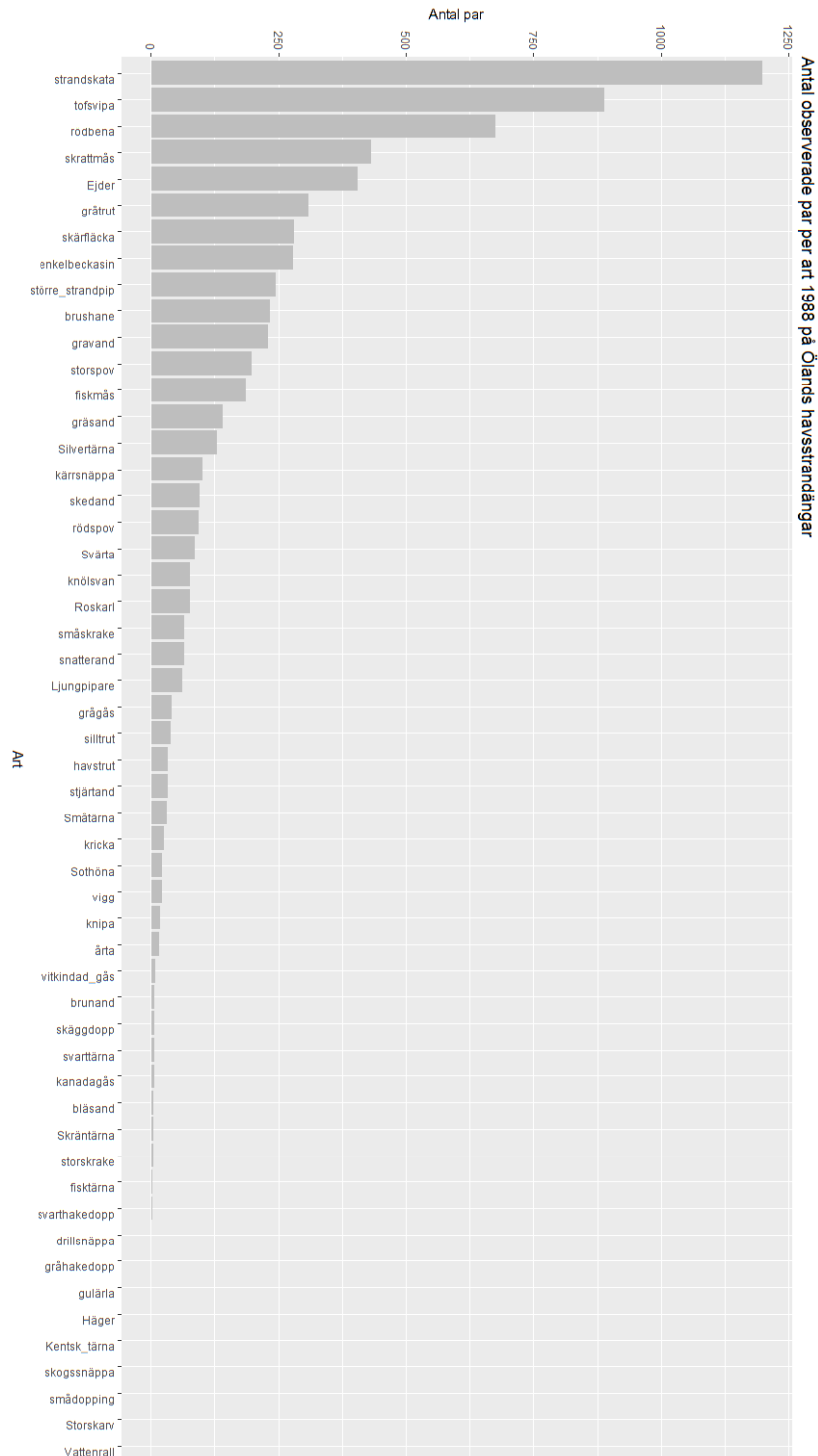


storspov	negbin	negbin
rödbena	negbin	negbin
skogssnäppa	negbin	negbin
drillsnäppa	poisson	poisson
Roskarl	poisson	poisson
skrattmå	negbin	negbin
fiskmå	negbin	negbin
silltrut	negbin	negbin
gråtrut	negbin	negbin
havstrut	negbin	negbin
Smätärna	negbin	negbin
Skräntärna	poisson	poisson
svarttärna	poisson	poisson
Silvertärna	negbin	negbin
fisktärna	negbin	negbin
Kentsk tärna	negbin	negbin
gulärta	negbin	negbin
knölsvan	negbin	negbin
grågås	negbin	negbin
kanadagås	negbin	negbin
vitkindad gås	negbin	negbin
gravand	negbin	negbin
bläsand	negbin	negbin
snatterand	negbin	negbin
kricka	negbin	negbin
gräsand	negbin	negbin
stjärtand	negbin	negbin
årta	negbin	negbin
skedand	negbin	negbin
brunand	negbin	negbin
vigg	negbin	negbin
Ejder	negbin	negbin
Svärta	negbin	negbin
knipa	negbin	negbin
småskrake	negbin	negbin
storskrake	negbin	negbin
smådopping	negbin	negbin
skäggdopping	negbin	negbin
gråhakedopping	poisson	poisson
svarthakedopping	poisson	poisson
Storskarv	poisson	poisson

Häger (gråhäger)	negbin	negbin
Vattenrall	poisson	poisson
Sothöna	negbin	negbin
strandskata	negbin	negbin
skärfläcka	negbin	negbin
större strandpipare	negbin	negbin
Ljungpipare	negbin	negbin
tofsvipa	negbin	negbin
kärrensäppa	negbin	negbin
brushane	negbin	negbin
enkelbeckasin	negbin	negbin
rödspov	negbin	negbin
storspov	negbin	negbin
rödbena	negbin	negbin
skogssnäppa	negbin	negbin
drillsnäppa	poisson	poisson
Roskarl	poisson	poisson
skrattmås	negbin	negbin
fiskmås	negbin	negbin
silltrut	negbin	negbin
gråtrut	negbin	negbin
havstrut	negbin	negbin
Småtärna	negbin	negbin
Skräntärna	poisson	poisson
svarttärna	poisson	poisson
Silvertärna	negbin	negbin
fisktärna	negbin	negbin
Kentsk tärna	negbin	negbin
Gulärta	negbin	negbin

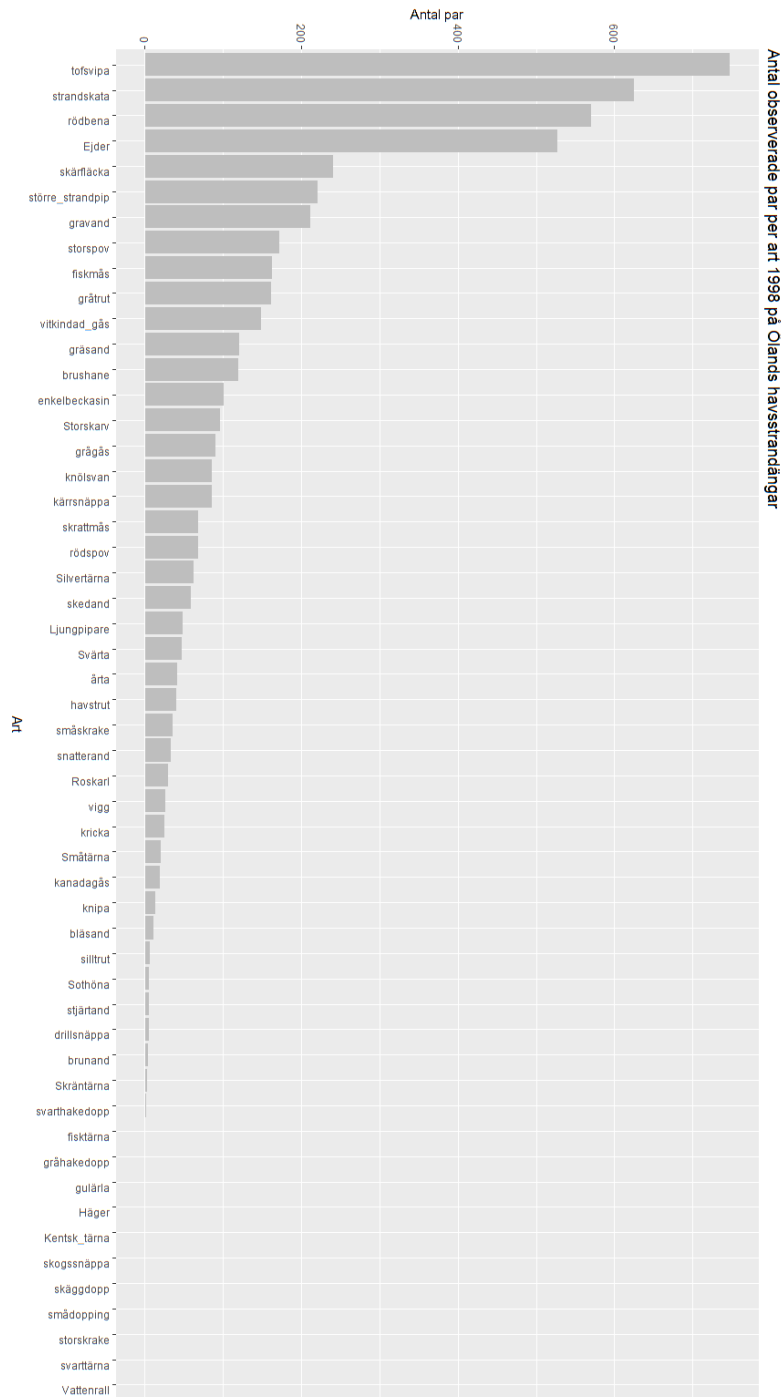
---

## Bilaga 5: Parobservationer 1988



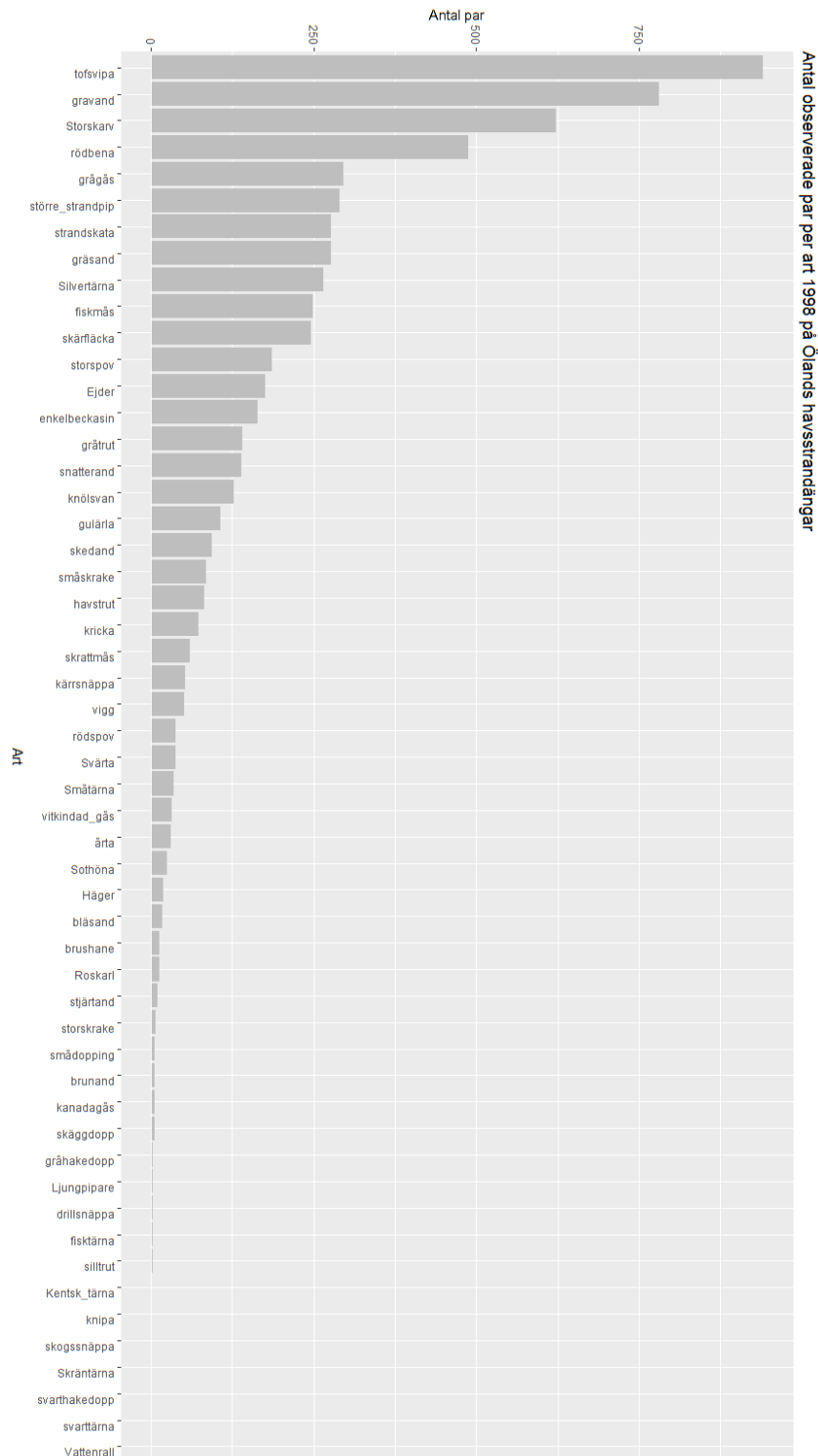
Figur 5A: Antal observerade par per art år 1988 på Ölands havssträndängar. Enstaka observationer finns för de arter där figuren visar att observationer inte finns, men de är väldigt få i relation till övriga arter.

## Bilaga 6: Parobservationer 1998



Figur 6A: Antal observerade par per art år 1998 på Ölands havssträndängar. Enstaka observationer finns för de arter där figuren visar att observationer inte finns, men de är väldigt få i relation till övriga arter.

## Bilaga 7: Parobservationer 2008



Figur 7A: Antal observerade par per art år 1998 på Ölands havssträndängar. Enstaka observationer finns för de arter där figuren visar att observationer inte finns, men de är väldigt få i relation till övriga arter.

## Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Även om du inte publicerar fulltexten kommer den arkiveras digitalt. Om fler än en person har skrivit arbetet gäller krysset för samtliga författare. Du hittar en länk till SLU:s publiceringsavtal på den här sidan:

- <https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316>.

JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.