



Bristande födotillgång och torrare vårar på strandängarna i Kristianstads Vattenrike: -möjliga orsaker till vadarnas tillbakagång?



Vattenriket i fokus 2013:05

Gunnar Gunnarsson¹, Rebecca Hessel¹, och Richard Ottvall²
mars 2013

¹Avdelningen för Naturvetenskap, Högskolan Kristianstad (gunnar.gunnarsson@hkr.se)

²"Ottvall et al", www.ottvall.com (richard@ottvall.com)

Titel:	Bristande födotillgång och torrare vårar på strandängarna i Kristianstads Vattenrike: -möjliga orsaker till vadarnas tillbakagång? <i>(Is it food shortage and drier springs that cause the decline of the shorebird community at meadows in "Kristianstads Vattenrike"?)</i>
Utgiven av:	Biosfärkontoret Kristianstads Vattenrike
Författare:	Gunnar Gunnarsson, Rebecca Hessel och Richard Ottvall
Kartunderlag:	Kristianstads Kommun
Copyright:	Biosfärkontoret Kristianstads Vattenrike och författarna
Upplaga:	50 ex
Rapportserien Vattenriket i fokus:	Rapport: 2013:05
ISSN:	1653-9338
Layout:	Gunnar Gunnarsson och Richard Ottvall
Tryck:	Länsstyrelsen i Skåne län
Omslagsbild:	Håvning efter ryggradslösa djur på Isternäset. Foto: Richard Ottvall.

Innehållsförteckning

FÖRORD	1
SAMMANFATTNING	3
SUMMARY	3
INLEDNING	4
SYFTE OCH MÅLSÄTTNING	5
MATERIAL OCH METODER.....	5
LOKALER.....	5
DATAINSAMLING	6
ANALYSER AV RYGGRADSLÖSA DJUR	9
VÄDER- OCH HYDROLOGISKA DATA.....	9
RESULTAT	11
ANTALSFÖRDELNINGAR FÖR RYGGRADSLÖSA DJUR	11
ENERGIINNEHÅLL FÖR RYGGRADSLÖSA DJUR.....	14
SÄSONGSEFFEKTER	15
<i>Antal ryggradslösa djur.....</i>	<i>15</i>
<i>Energiinnehåll för ryggradslösa djur</i>	<i>18</i>
<i>Markvegetation.....</i>	<i>22</i>
RYGGRADSLÖSA DJUR OCH MARKVEGETATION	25
VÄDER- OCH HYDROLOGISKA DATA.....	26
DISKUSSION	27
ISTERNÄSET	28
HÅSLÖV.....	30
PULKEN	30
METODPROBLEM?	31
TORRARE VÅRAR?.....	31
FÖRSLAG PÅ ÅTGÄRDER:	32
TACK	33
REFERENSER	33

Förord

Strandängarna längs de nedre delarna av Helgeån har sedan starten av arbetet inom Biosfärområde Kristianstads Vattenrike spelat en framträdande och viktig roll. De har visualiserat den rika biologiska mångfalden med vadarfåglar och änder som funnits och utvecklats i samklang med människans uthålliga nyttjande av ängarna för bete och slåtter sedan århundraden. I början av 1990-talet gjordes i samverkan med brukare och markägare omfattande restaureringsinsatser som resulterade i bättre förutsättningar och ökande bestånd av strandängens fåglar.

Idag är mångfalden hotad. Samtliga strandängens vadarfåglar är sedan några år på kraftig tillbakagång. Kärrsnäppa och sannolikt brushane är utgångna. Av rödspov finns bara en spillra kvar. Även tidigare vanliga arter som tofsvipa finns på många strandängar bara kvar med några få par.

Det som sker på Vattenrikets strandängar är inte unikt. Den nedåtgående trenden är genomgående för många av de återstående strandängsområdena i Sverige och på kontinenten. Dock verkar förloppet ha skett ovanligt snabbt här. För att försöka bringa klarhet i vilka anledningarna till tillbakagången är, och se om det finns några lokala åtgärder som är möjliga att genomföra, har flera initiativ tagits under senare år. Sommaren 2010 och våren 2011 gjordes studiebesök i några av Europas främsta betes- och slåtterhävdade ängsområden med stora bestånd av strandängsfåglar (västra Holland och östra Polen). Våren 2011 genomfördes en Strandängsvadarkonferens i naturum Vattenriket arrangerad i samarbete mellan Länsstyrelsen i Skåne och Biosfärkontoret. Några av Sveriges och Danmarks främsta experter inom området delgav resultat och slutsatser från studier utförda under senare år. Orsaken till tillbakagången är komplex och flera faktorer, som på olika vis samverkar, har lyfts fram:

- kraftig minskning av arealen och fragmentering av våta hävdade gräsmarker lämpade som häckningsmiljöer för vadarfåglar (ur ett internationellt, nationellt och lokalt perspektiv)
- ökad predation från ökande populationer av fyrfota djur som räv, grävling m.fl. och fåglar som kråka, korp, brun kärrhök, glada, ormvråk m.fl.
- allt mer kortsnaggade strandängar som resultat av ett högre betestryck av nötkreatur, och framför allt ett på många strandängar kraftigt betestryck av ökande bestånd av grågås och under senare år även vitkindad gås. En homogent kortsnaggad vegetation ger sämre skydd för häckande fåglar och ungar, samt påverkar sannolikt antal och storlek på de ryggradslösa djur som utgör föda för vadarna och dess ungar
- lokalt har även den extrema sommaröversvämningen 2007 förmodats ha betydelse genom den avdödning av gräsvegetationen (och åtföljande trampsador på marken), samt den ansamling av humus- och järnslam som översvämningen orsakade på strandängarna
- lokalt ökad förekomst av torra vårar med mindre eller kortvarigare översvänningsperioder

För att försöka få klarhet i några av de faktorer som påverkat vadarnas förekomst gavs det under våren 2012 möjlighet att med ekonomiskt stöd från Biosfärkontoret och i samverkan med Richard Ottvall (ekologisk konsult) och Gunnar Gunnarsson (Högskolan Kristianstad) fördjupa kunskaperna inom några av de komplexa frågeställningarna. Resultaten presenteras i denna rapport. Studien ger inga entydiga resultat. Den visar att födotillgången varierar mellan

olika lokaler. Den ger också indikation på att några av de för vadarna så viktiga vätarna inte mår riktigt bra, vilket kan vara orsakat av sommaröversvämningen 2007.

Det är viktigt med fortsatta och fördjupade studier av olika påverkansfaktorer och där kan denna rapport utgöra ett av flera underlag. Det är också viktigt att storskaleförsök kring hävdintensitet, fuktighetsskapande åtgärder och predatorbegränsning genomförs.

Hans Cronert

Naturvårdssamordnare, Biosfärområde Kristianstads Vattenrike

Kristianstads kommun/Länsstyrelsen i Skåne län

Sammanfattning

Strandängsvadarna har minskat påtagligt i antal längs nedre Helgeån i Kristianstads Vattenrike. Orsaken till minskningarna är inte uppenbara, men ett antal möjliga faktorer har lyfts fram. I den här rapporten presenteras studier som genomfördes 2012 med målet att undersöka två av dessa faktorer, nämligen (1) vadarnas födotillgång (dvs. förekomst av ryggradslösa djur) och hur den kan ha påverkats av sommaröversvämningen 2007, samt (2) om det finns stöd i väder- och hydrologiska data att våarna har blivit torrare.

Tillgången på föda var överlag god på själva strandängarna. I våtmarkerna (våtor, Helge å, Hammarsjön) var det däremot stora skillnader mellan lokaler i Vattenriket, med högre förekomster av ryggradslösa djur längre ner i Helge å-systemet (dvs. närmare utloppet i Hanöbukten) än högre upp. Detta kan vara en kvarvarande effekt av sommaröversvämningen 2007.

Några tydliga tendenser till torrare vårar under perioden 1990–2012 kunde inte skönjas vid analyser av väder- och hydrologiska data. Möjligen kan man säga att våarna i början av 1990-talet var relativt torra för att följas av våtare vårar under andra halvan av 1990-talet och att 2000-talet har dominerats av torra vårar. Det är emellertid inte möjligt att utifrån befintliga data göra några säkra uttalanden om eventuella långtgående förändringar som kan ha påverkat vadarnas livsmiljöer eller häckningsframgång.

För att vända den negativa trenden med sviktande populationer av strandängsvadare behövs drastiska och omedelbara åtgärder. Dessa inbegriper främst att få bukt med alltför kortsnaggade och ensartade ängar, för hög predation, och våtor som torkar ut för snabbt.

Summary

The shorebird community has decreased dramatically along the lower parts of the 'Helge å' river in "Kristianstads Vattenrike" in recent years. Causes are not clear, but a number of possible factors have been suggested. This report presents studies carried out in 2012, and aimed to investigate two of these factors, i.e. (1) food abundance (i.e. invertebrates) with possible links to the summer flooding in 2007, and (2) if there is any support in weather and hydrological data that springs have become drier.

Food abundance was generally high on the meadows. However, in wetlands (wet pools, "Helge å", "Hammarsjön") there were differences between study sites, with more abundant prey downstream in the "Helge å" river system as contrasted to upstream sites. This may be a consequence of the summer flooding in 2007.

There were no clear signs that springs have become drier from 1990 to 2012, as judged by weather and hydrological data. One could possibly argue that most springs in the early 1990s and in the last 10 years were drier than what is normal as opposed to wetter springs in the late 1990s. Still, with the data at hand it is not possible to make any accurate conclusions about long-term trends and how such have affected the habitats and the breeding success of shorebirds.

To prevent the shorebird community from further declines, and instead turn the population trends to become positive, drastic and immediate actions must be implemented. These must focus on reducing the (1) grazing pressure of meadows, (2) predation pressure on eggs and chicks of waders, and (3) dehydration of wet pools.

Inledning

Strandängsvadare är en grupp fåglar med påtagligt minskande bestånd i Sverige de senaste 30 åren (Ottvall m.fl. 2008). Av de häckande arterna är sydlig kärrsnäppa (akut hotad), brushane (sårbar), rödspov (akut hotad), storspov (sårbar) och roskarl (sårbar) alla nationellt rödlistade, vilket innebär att arternas framtida existens i Sverige inte kan anses vara tryggad. En strandängsvadare, svartbent strandpipare, klassas numera som nationellt utdöd även om enstaka individer av arten fortfarande observeras årligen på några få kustlokaler.

Med de omfattande landskapsförändringar som ägt rum i Sverige under 1900-talet där stora arealer våtmarker har utdikats och betesmarker försvunnit, påträffas i dag de högsta tätheterna av strandängsvadare på större skyddade strandängsområden längs kusten. Öland har en betydande andel av den kvarvarande arealen lämpliga strandängar, och här har sydlig kärrsnäppa och rödspov sina viktigaste nationella förekomster.

Även om flera kustnära strandängar fortfarande hyser höga antal av vadare finns några inlandslokaler som sticker ut som särskilt fågelrika. Ett exempel är Kristianstads Vattenrike som under flera decennier har varit ett givet utflyktsmål för människor intresserade av sällsynta strandängsvadare. I Vattenriket har man under våren kunnat njuta av spelande brushane, rödspov och sydlig kärrsnäppa. Efter restaureringarna på 1990-talet då igenväxta ängar runt Hammarsjön öppnades upp, nådde flera vadararter några av de högsta nivåerna som någonsin registrerats i Vattenriket. Räkningarna 1997 gav sålunda 65 par rödspov, med Hovby ängar och Håslövs ängar som de individrikaste områdena med 23 respektive 21 par (Cronert & Lindblad 1998). Noteringen 1997 var dock fortfarande en bit ifrån 1968 års nivå då 94 par rödspov registrerades längs nedre Helgeån (Schönbeck 1968).

Efter framgångarna i samband med restaureringarna av ängarna, då vadarna snabbt svarade med påtagliga antalsökningar i hela Vattenriket, har antalet vadare de senaste 10-15 åren istället minskat till en bråkdel av toppnoteringarna i slutet på 1990-talet. Orsaken till minskningarna är inte uppenbara, men ett antal möjliga faktorer har lyfts fram. Dessa är bl.a. ökat gåsbete runt Hammarsjön (under vår och sommar från ett ökande antal grågäss och under övriga delar av året även från andra gåsarter), predation från olika borövare som äter upp vadarnas ägg, samt omfattande översvämningar sommaren 2007. Gåsbetet bidrar till att skapa kortsnaggade ytor på ängarna, något som kan påverka förekomst och sammansättning av ryggradslösa djur bundna till vegetationen. En holländsk studie visade att det visserligen fanns gott om ryggradslösa djur i kortvuxen vegetation, men att djuren där var små och tog längre tid att hitta för vadarungarna, med negativa konsekvenser för ungarnas tillväxt (Scheckerman & Beintema 2007). Det är också sannolikt att en alltför kort vegetation inte uppfattas som gästvänligt för vadarna, vilka vill ha tillräckligt med vegetation för att kunna försvåra för borövare att hitta äggen i boet. Detta kan vara en trolig bidragande orsak till vadarnas minskning i Vattenriket eftersom olika predatorer som tar vadarägg sannolikt har ökat i antal. Detta gäller kråkfåglar som kråka och korp, men framför allt däggdjurspredatorer som grävling och rödräv. Ytterligare en orsak till minskningarna kan vara kopplad till sommaröversvämningen i Vattenriket 2007, vilket ledde till att järn- och humusrika avlagringar täckte vegetationen i svackor och våtor. På stora ytor dog eller minskade vitaliteten hos vegetationen avsevärt på grund av att de inte klarade dränkning under vegetationsperioden. Detta kan ha påverkat livsmiljöerna negativt för t.ex. de bytesdjur som vadarna äter. Därutöver finns det aningar om att många av våren de senaste 10-15 åren har varit ovanligt torra. Detta har lett till att de våtmarker som attraherar vadare har torkat ut tidigt på våren, vilket kan vara förödande för vadarnas ungar som använder dessa våtmarker när de söker föda.

Syfte och målsättning

Sammantaget finns alltså flera faktorer som kan förklara vadarnas minskning i Kristianstads Vattenrike. I den här rapporten presenteras studier som genomfördes 2012 med målet att undersöka två av dessa faktorer, nämligen (1) vadarnas födotillgång (dvs. förekomst av ryggradslösa djur) och hur den kan ha påverkats av sommaröversvämningen 2007, samt (2) om det finns stöd i väder- och hydrologiska data att våarna har blivit torrare.

Vadarnas födotillgång undersöktes i fält med målsättningen att jämföra förekomsten av ryggradslösa djur i Kristianstads Vattenrike på tre lokaler som påverkats olika mycket av sommaröversvämningen 2007. Arbetshypotesen var att förekomsten ryggradslösa djur skulle vara högre på lokaler närmare kusten jämfört med längre upp i Helgeåns vattensystem där sommaröversvämningarna var mer omfattande. Något jämförelsematerial från åren före översvämningen fanns inte utan studien var en direkt jämförelse mellan lokaler där de ryggradslösa djuren insamlades på ett standardiserat och jämförbart sätt.

Målsättningen med analyserna av meteorologiska och hydrologiska data som insamlats i Kristianstad-området sedan 1945 var att undersöka om det finns en tendens till torrare vårar under perioden 1990-2012 och om det finns något samband mellan insamlade data och fågelförekomst (fågelinventeringar har genomförts i Kristianstads Vattenrike 1990, 1997, 2003, 2009 och 2012). Frågeställningen var ifall fågelförekomst möjligen kan förklaras av ett ökat antal torrare vårar vilket förmodas vara negativt för vadarna.

Material och metoder

Lokaler

Lokaler i Kristianstads Vattenrike som tidigare har hyst goda populationer av vadare, men där kraftiga nedgångar har noterats, är bl.a. Isteräset, Håslövs ängar och Pulken. I detta projekt valdes dessa ut för att studera förekomsten av ryggradslösa djur.



Figur 1. Under våren 2012 undersöktes förekomsten av ryggradslösa djur på tre lokaler i Kristianstads Vattenrike; Isteräset, Håslövs ängar, och Pulken.

Figure 1. Abundance data of invertebrates were collected at three sites in "Kristianstads Vattenrike" during spring 2012; Isteräset, Håslöv and Pulken.

Alla tre lokalerna är naturreservat. Naturreservatet ”Håslövs ängar” är beläget i Hammarsjöns norra del (Fig.1) och vars betes- och slåtterhävda areal uppgår till ca. 150 hektar. Strandängarna restaurerades i början av 1990-talet vilket sannolikt var den viktigaste anledningen till att vadarpopulationerna ökade kraftigt i antal. Under vinterhalvåret står strandängarna ofta till stora delar under vatten, och under tiden för vadarnas häckning (vår-försommar) finns vatten oftast kvar i en på strandängarna centralt belägen väta och några grunda diken. I likhet med andra strandängar i Vattenriket har vadarnas populationer gått ner kraftigt på Håslövs ängar de senaste 10-15 åren.

Där Araslövssjön går över i Helge å finns naturreservatet Isteräset (Fig. 1) som består av ca. 80 hektar nötkreatursbetade strandängar. Precis som på Håslöv står delar av strandängarna på Isteräset ofta under vatten under vinterhalvåret. Under vår-försommar stannar vatten kvar i ett par våtor.

Strax innan Helge å mynnar i Hanöbukten rinner den igenom naturreservatet Pulken-Yngsjön beläget väster om Yngsjö (Fig. 1). I anslutning till Pulken finns ca. 70 hektar kreatursbetade strandängar. Kvar efter vinteröversvämningar är två större våtor som vanligtvis består fram till sommaren. Se fotnot* för mer information av lokaler och naturreservat.

Datainsamling

Data samlades in en gång i veckan under perioden 16 april till den 11 juni 2012. Vadare äter animalisk föda (rygggradslösa djur) både på land och i grunt vatten, och därför användes två metoder för insamling av vadarnas potentiella bytesdjur. För att samla in landlevande rygggradslösa djur användes s.k. *fallfällor* (t.ex. Schekkerman 2008), vilket i denna studie innebar att plastburkar (diameter: 8,5 cm, djup: 6 cm) grävdes ner i marknivå (Fig. 2). Passerande rygggradslösa djur föll ner i burkens botten där ca. 2 cm vatten försett med diskmedel gjorde att de stannade kvar i burken. För att undvika att mindre rygggradsdjur (t.ex. gnagare och grodor) skulle hamna i fällan förseddes denna med ett metallnät (maskstorlek: 2x2 cm) (Fig. 2). Detta anses ha fungerat väl eftersom ”bifångster” inte noterades i något fall.

Den andra metoden som användes var håvning (diameter på håv: 25 cm; Fig. 2), för att samla in vattenlevande rygggradslösa djur. Håvningen gjordes i grunt vatten, ca. 5-10 cm, genom att



Figur 2. Förekomsten av rygggradslösa djur undersöktes med två metoder, dvs. med fallfällor (t.v.) som fångade landlevande djur och med håvningar (t.h) som fångade vattenlevande djur. Foto: Richard Ottvall.

Figure 2. The abundance of invertebrates were studied using two methods; i.e. with pitfall traps (left) which caught land-living invertebrates, and by sweep-netting(right) which collected aquatic invertebrates. Photo: Richard Ottvall.



Figur 3. Höjden på markvegetationen mättes vid varje fallfälla och vid varje lokalbesök genom att lägga en cirkelrund skiva över fällan och mäta avståndet från marken till skivans kant. Foto: Richard Ottvall.

Figure 3. The vegetation height was determined at each pitfall trap and each occasion by taking four measurements evenly distributed around a circular plate (50 cm in diameter). Photo: Richard Ottvall.

stöta håven mot botten samtidigt som håven fördes framåt. Håven fördes genom vattenvegetation, om sådan fanns. En håvning varade i 30 sekunder och omfattade en sträcka på ca. 4 m. I håvningarna fångades ibland fisk- och grodyngel (släpptes tillbaka efter räkning). Även om dessa djurgrupper per definition är ryggradsdjur, omfattas de i denna rapport ändå som "ryggradslösa djur".

Förutom själva djurinsamlingen mättes också markvegetationens höjd vid varje fallfälla och varje insamlingstillfälle. Detta gjordes genom att lägga en styv pappskiva (diameter: 50 cm) plant över fällan och mäta avståndet mellan den hårda marken (en tumstock stöttes i marken) och upp till skivans kant (Fig. 3). Fyra mätningar togs jämnt fördelat runt skivan för att använda deras medelvärde i senare analyser.

På varje lokal gjordes djurinsamlingarna, både de i fallfällor och i håvningar, längs s.k. *transekter*. En transekt utgjordes av en 80 m rak sträcka, längs vilken fallfällor grävdes ner med 20 m mellanrum. Längs en transekt grävdes alltså fem fallfällor ned. En transekts början, dvs. där den första fällan grävdes ner, var vid vattenbrynet, och därifrån syftades transekten vinkelrätt upp mot land. Oftast kunde inte den första fallfällan grävas ner precis vid vattenbrynet eftersom den då vattenfylldes; vanligtvis placerades den första fällan inom fem meter från där vattnet började. För att märka ut fallfällorna användes träpinnar. Deras exakta positioner bestämdes också med hjälp av GPS. I förlängningen av varje transekt genomfördes håvningarna, vilka utgjordes av två håvningar per transekt och besök.

I de flesta fall sjönk vattennivån under säsongen så pass mycket att den första fallfällan inte längre var direkt vattennära. När avståndet mellan vattnet och första fällan hade överstigit 20 m, flyttades transekts sista fälla (dvs. den längst bort från vattnet) ner till vattenbrynet. På så sätt var det alltid en "vattennära" fälla. I vissa fall fick detta förfarande upprepas, vilket framgår i resultatdelen.

På Isteräset samlades data in längs två transekter (A och B) som framgår av Fig. 4. Båda transekterna utgick från den stora väta som var centralt belägen på strandängen. För Pulken gjordes datainsamlingar längs tre transekter för att kontrastera den stora vätan med området vid Helge å. På så sätt utgick den första transekten (A) från den stora vätans norra del, den andra (B) från den stora vätans västra del, och den tredje (C) från Helge å (Fig. 4). På liknande sätt jämfördes den stora vätan som är belägen mitt på Håslövs ängar (A, Fig. 5) med strandängen ner mot Hammarsjön (B, Fig. 5).



Figur 4. På Isteräset (t.v.) undersöktes förekomsten av ryggradslösa djur längs två transekter (A och B), i Pulken (t.h.) längs tre transekter (vid våtans norra del [A], vid våtans västra del [B], och vid ån [C]). I varje transekt placerades 5 fallfällor med 20 m mellanrum. För att fånga vattenlevande ryggradslösa djur genomfördes dessutom håvningar i förlängningen av varje transekt.

Figure 4. At Isteräset (left) the abundance of invertebrates were monitored along two transects (A and B), at Pulken (right) along three transects (A, B and C). There were five pitfall traps in each transect, with 20 m in between two traps. Aquatic invertebrates were also collected at the extension of each transect using a sweep-net.

Fällfällorna grävdes ner den 16 april och den första vegetationsmätningen gjordes även detta datum. En vecka senare gjordes den första insamlingen av ryggradslösa djur, och sedan gjordes ytterligare sju insamlingar med en veckas mellanrum fram till den 11 juni. När de ryggradslösa djuren samlades in fördes innehållet i varje fälla över i en annan burk som togs med till Högskolan Kristianstad för senare analys. Efter tömning riggades fallfällan på nytt, dvs. placerades i sitt ursprungshål i marken och försågs med lite vatten och diskmedel. Djuren från varje håvning fördes också över i egna burkar för senare analys.

Ett par veckor in i insamlingsperioden släppte djurhållarna i de tre naturreservaten ut sina betesdjur på strandängarna. I regel inträffade detta omkring den 10 maj (i resultatdelen framgår datum). Detta resulterade i att fällor regelbundet blev söndertrampade av kreaturen. Dessa bortfall innebär att dataserierna inte är kompletta för vissa fällor. Andra orsaker till databortfall var att vattnet i enstaka fällor torkade ut, och att vissa håvningar inte kunde göras på grund av att vattnet vid berörd transekt hade torkat ut.



Figur 5. På Håslövs ängar undersöktes förekomsten av ryggradslösa djur längs två transekter (vid våtan [A], och vid Hammarsjön [B]). I varje transekt placerades 5 fallfällor med 20 m mellanrum. För att fånga vattenlevande ryggradslösa djur genomfördes dessutom håvningar i förlängningen av varje transekt.

Figure 5. At Håslöv the abundance of invertebrates were monitored along two transects (A and B). There were five pitfall traps in each transect, with 20 m in between two traps. Aquatic invertebrates were also collected at the extension of each transect using a sweep-net.

Analys av ryggradslösa djur

De ryggradslösa djuren analyserades i efterhand på Högskolan Kristianstad. Djuren fördes över till en petriskål där de under mikroskop bestämdes till taxonomisk grupp, vanligtvis ordning (vilka framgår i resultatdelen, Fig. 6.). Dessutom räknades samtliga djur och mättes att hamna i någon av följande storleksintervaller: 0-2,5 mm; 2,6-7,5 mm; 7,6-12,5 mm; 12,6-20 mm; 21-40 mm; 41-60 mm; 60+ mm.

Förutom att använda *antal djur* som en variabel i analyserna räknades också djurens energi-innehåll ut (mätt i kiloJoule; kJ). I en rad tidigare arbeten redovisas samband mellan ryggradslösa djurs storlek och deras torrsvikt, oftast med mycket hög förklaringsgrad (r^2 ofta $>0,90$). Dessa samband beskrivs oftast med icke-linjära samband enligt $V=aL^b$, i vissa fall också som linjära samband ($V=a+bL$), där V står för vikt (torrsvikt; μg), L för kroppslängd (mm; i denna studie användes det mittersta värdet i varje storlekskategori, alternativt 61 mm för storleksklassen "60+"), och där a och b är skattade koefficienter. Koefficienternas värden är specifika för taxonomiska grupper, och i denna rapport används de som rapporteras i följande publikationer: Rogers m.fl. 1977; Sample m.fl. 1993; Ganihar 1997; Johnston och Cunjak 1999; Miserendio 2001; Sabo m.fl. 2002; Edwards m.fl. 2009. För fiskyngel användes koefficienter i Bernard m.fl. (2010), men dessa avser våtvtikt. Torrsvikten kunde i detta fall räknas ut från våtvikten med hjälp av omvandlingsfunktion beskriven i Tsoumani m.fl. (2012). Den slutliga energiomvandlingen räknades ut med antagandet att ett gram torrsvikt motsvarar 23 kJ (på samma sätt som i Schekkerman 2008). För att kunna jämföras med andra studier presenteras det genomsnittliga energiinnehållet per dag (24h).

I vissa analyser (se resultat) användes också temperaturdata uppmätta i Kristianstad*.

Väder- och hydrologiska data

Följande variabler användes för analyser av väder och hydrologi för perioden 1990–2012: temperatur (min- och maxtemperatur), nederbörd och vattenståndsnivå i Helge å. Data på vattenståndet uppmättes vid *Barbacka* i Kristianstad och övriga data uppmättes i centrala Kristianstad och tillhandahölls av Biosfärkontoret, Kristianstads kommun. Data har insamlats för samtliga dagar med undantag av helger då registreringarna varit mer begränsade. Anledningen till att 1990 valdes som startår var att 1990 var det första år "i modern tid" då fågelfaunan i Kristianstads Vattenrike inventerades på flertalet av strandängarna i området. Omfattande fågelinventeringar har sedan genomförts 1997, 2003, 2009 och 2012.

Det är inte helt uppenbart hur man ska använda de ovan nämnda variablerna för att analysera om vårarna har blivit torrare. Om vårarna hade varit definierade enligt en fuktighetsgradient hade det kanske varit möjligt att med hjälp av matematiska modeller beräkna samband mellan variablerna och en torr vår. Oavsett analysmetod måste ett antal antaganden göras, och i denna analys gjordes följande:

- (1) hög vattenståndsnivå indikerar fuktigare ängar
- (2) mycket nederbörd indikerar fuktigare ängar
- (3) lägre temperaturer indikerar fuktigare ängar

Målsättningen med analyserna var att kombinera de tre variablerna och undersöka eventuella trender över tidsperioden. Vid de inledande utforskningarna av variablernas data undersöktes om vattenståndsnivåns förändring över våren och försommaren kunde användas för analyserna istället för vattenståndsnivån direkt. Bedömningen gjordes då att det var mer

rimligt att använda värdet på vattenståndsnivån rakt av och istället dela upp analyserna i olika datumintervall.

Vid analyserna valdes följande tre datumintervall ut för separata analyser:

- (1) Hela perioden 1 mars–30 juni
- (2) 1-månadsperioder
- (3) 2-veckorsperioder

Steg 1 innebar att variablerna analyserades var och en för sig för att undersöka eventuella mönster över den aktuella tidsperioden. För dessa analyser beräknades en korrelationskoefficient (Spearman rho) för medianen av variablerna (med undantag för *total* nederbörds mängd) mot år i varje intervall.

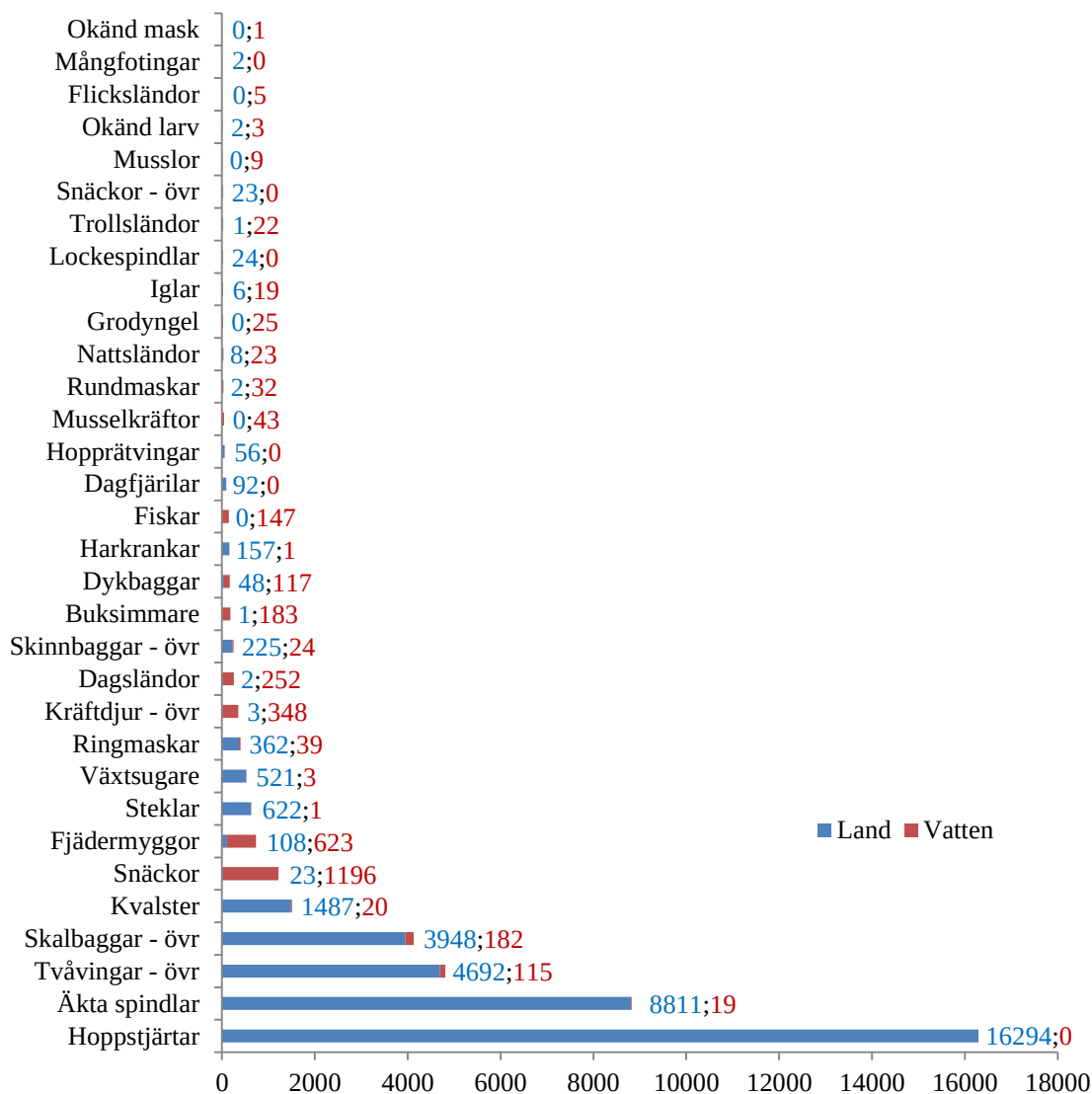
För att utforska vidare om de tre variablerna tillsammans kunde indikera en trend i torrare vårar under perioden 1990–2012 användes en s.k. *principalkomponentanalys* (ofta förkortat PCA av engelskans *principal component analysis*). Denna teknik är användbar när man är intresserad av att utforska och visualisera eventuella mönster i flerdimensionella data (för mer ingående förklaring av statistiska metoder, se t.ex. Sokal & Rohlf 2001). Resultatet av analyserna kan illustreras med tredimensionella spridningsdiagram, vilka inte är helt lättbegripliga vid en första anblick. I resultatdelen nedan ges därför de generella resultaten med förenklade förklaringar.

All databehandling inklusive statistiska beräkningar gjordes med hjälp av programmen Excel 2010, SPSS 19.0, och R (version 2.15.2).

Resultat

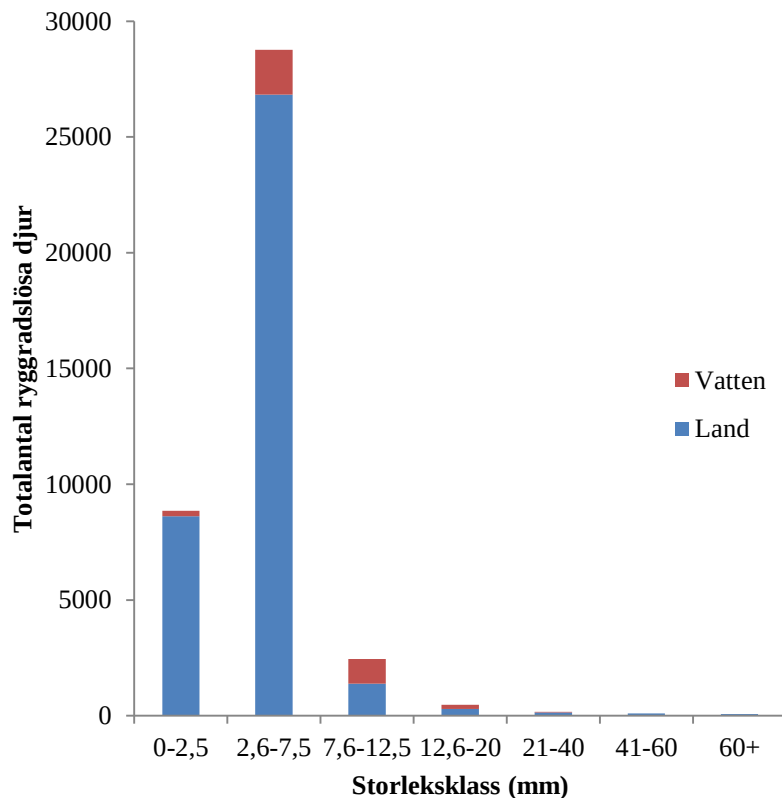
Antalsfördelningar för ryggradslösa djur

Totalt över hela insamlingsperioden, och för samtliga lokaler, analyserades data på ryggradslösa djur från 268 fallfällor och 108 håvningar. Dessa fördes till någon av de 32 taxonomiska grupper som framgår av Fig. 6. Det totala antalet djur var 43149, och de vanligaste grupperna på land var hoppstjärntar, äkta spindlar, tvåvingar (harkrankar och fjädermyggor ej medräknade), skalbaggar (dykbaggar ej medräknade), kvalster och snäckor. För håvningarna dominerade snäckor, men även fjädermyggslarver var vanliga (Fig. 6).



Figur 6. Totalt infångades 43149 ryggradslösa djur på de tre lokalerna. Dessa bestämdes till taxonomisk grupp enligt figuren där antal för varje grupp presenteras till höger om staplarna (landlevande djur i blåa siffror, och vattenlevande djur i röda).

Figure 6. In total 43,149 invertebrates were collected at the three sites. Invertebrates were determined to taxonomical group (given in Swedish). Invertebrate numbers for each group are presented at each bar (terrestrial invertebrates in blue, and aquatic invertebrates in red).



Figur 7. De ryggradslösa djurens fördelning i olika storleksklasser. De blåa delarna av staplarna avses landlevande djur, och de röda vattenlevande djur.

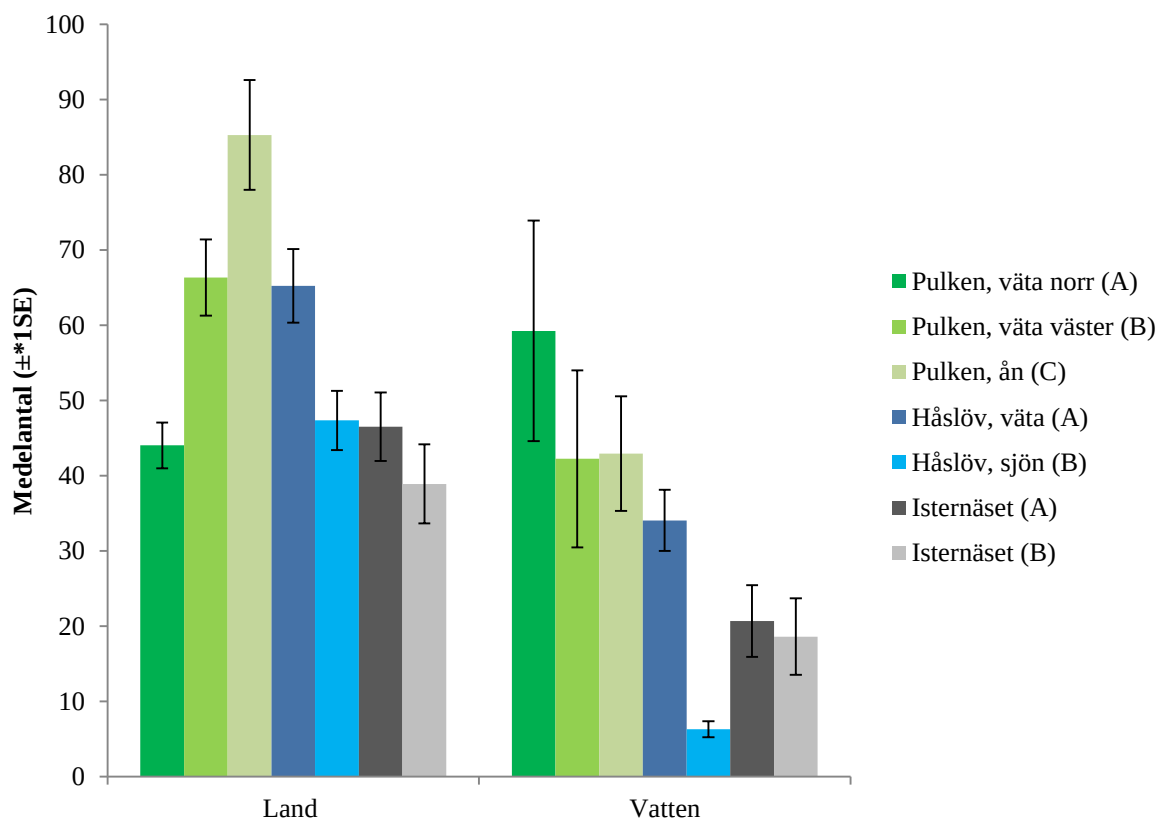
Figure 7. The distribution of invertebrates in different size categories (terrestrial invertebrates in blue, and aquatic invertebrates in red).

Nästan 70% av de ryggradslösa djuren var 2,6-7,5 mm långa. Många djur hamnade även i storleksklasserna precis under och över den föregående, medan de större storleksklasserna hade relativt få djur (Fig. 7).

I tidigare och liknande studier har man resonerat att väldigt små (korta och/eller smala) ryggradslösa djur förmodligen inte används som födoresurs för vadare, eller i alla fall i liten omfattning. Hoppstjärter och kvalster är sådana grupper som ansetts inte utgöra föda för vadare (Schekkerman 2008), och togs därför bort i fortsatta analyser. Av samma anledning uteslöts *övriga tvåvingar* (jmf. Fig. 6) fångade i fallfällorna, eftersom dessa djur, som var adulta flugor, ansågs lätt kunna undfly att bli byte för födosökande vadare. Hoppstjärter, *övriga tvåvingar* (tvåvingar-övr) och kvalster var bland de vanligast funna grupperna (>52% av totalen; Fig. 6), och hade på så sätt fått en stor ”tyngd” i analyserna om de ingått.

Tidigare studier pekar på att vadares ungar mest äter bytesdjur som är <20 mm, vilket täcker in de allra flesta som fångades i denna studie (Fig. 7). De relativt få ryggradslösa djur som var >20mm togs ändå med i analyserna eftersom ungar gradvis tar större byten när de växer sig större (Schekkerman 2008).

För att göra en jämförelse lokalerna emellan, och även mellan transekter inom varje lokal, räknades det genomsnittliga antalet ryggradslösa djur i fällorna ut; dvs. medelvärden per



Figur 8. Genomsnittligt antal (med standardfel) ryggradslösa djur per vecka i fallfällor (Land) och i håvningar (Vatten) för varje transekt. Bokstavskoder i figurförklaringen avser transekttillhörighet enligt Fig. 4 och 5.

Figure 8. The average number (with standard error) of invertebrates per week in pitfall traps ("Land" in Swedish) and sweep-net ("Vatten" in Swedish) in each transect. Codes in the legend refer to which transect is considered (see Fig. 4 and 5).

fälla/håvning där alla taxonomiska grupper och storlekklasser ingick. Pulken och Håslöv hade överlag något fler djur per fallfälla än Isteräset, men variationen mellan transekterna var påtaglig (Fig. 8). Flest djur i fallfällorna hade Pulken-transekten vid ån. Pulken låg i topp även för håvningarna. Isteräset hade få djur i håvningarna, och minst antal var det i transekt B på Håslöv, dvs. håvningarna som gjordes i Hammarsjön (Fig. 8).

I Tabell 1 framgår att antalen taxonomiska grupper som återfanns i fallfällorna inte skiljde sig så mycket åt mellan lokalerna. Däremot visade det sig att de två "grupprikaste" transekterna i håvningarna båda var från Pulken (norra delen av vätan, och i ån).

Det finns en mängd index att använda för att räkna ut diversitet, och ett av dessa är *Shannons diversitetsindex*. I detta index tas hänsyn till antal arter (eller liknande; i detta fall *taxonomiska grupper*), men också hur dessa arter/grupper fördelar sig till totalen. Ju fler arter/grupper och jämnare fördelning, desto högre värde. Viktigt att notera är dock att indexet inte tar hänsyn till mängden djur i proverna. För landfällorna sträcker sig indexvärdena mellan 0,96 och 1,42, och båda dessa extremvärden var från Pulken (det lägsta från transekten vid ån, och det högsta vid vätan norra del). Även transekten vid vätan på Håslöv gav ett relativt högt diversitetsvärde (Tabell 1). I håvningarna är det lägsta diversitetsvärdet (0,98) från Isteräsets ena transekt, medan det högsta värdet (2,19) är från Håslöv nere vid Hammarsjön. Även den norra delen av vätan på Pulken gav ett relativt högt diversitetsvärde (Tabell 1).

Tabell 1. Antal taxonomiska grupper (jmf. Fig. 6) samt värden för Shannons diversitetsindex (H) för de olika transekterna på de tre undersökta lokalerna.

Table. 1. The numbers of taxa (cf. Fig. 6) and Shannon's diversity index (H) values for the different transects at the study sites.

	Land		Vatten	
	Antal*	Shannon (H)	Antal*	Shannon (H)
Håslöv				
Väta (A)	13	1,25	14	1,68
Sjön (B)	19	1,38	13	2,19
Isternäset				
A	14	1,26	12	1,63
B	11	1,00	12	0,98
Pulken				
Väta, norr (A)	16	1,42	19	2,05
Väta, väster (B)	17	1,26	13	1,68
Helge å (C)	16	0,96	20	1,46
Total	22	1,27	23	2,14

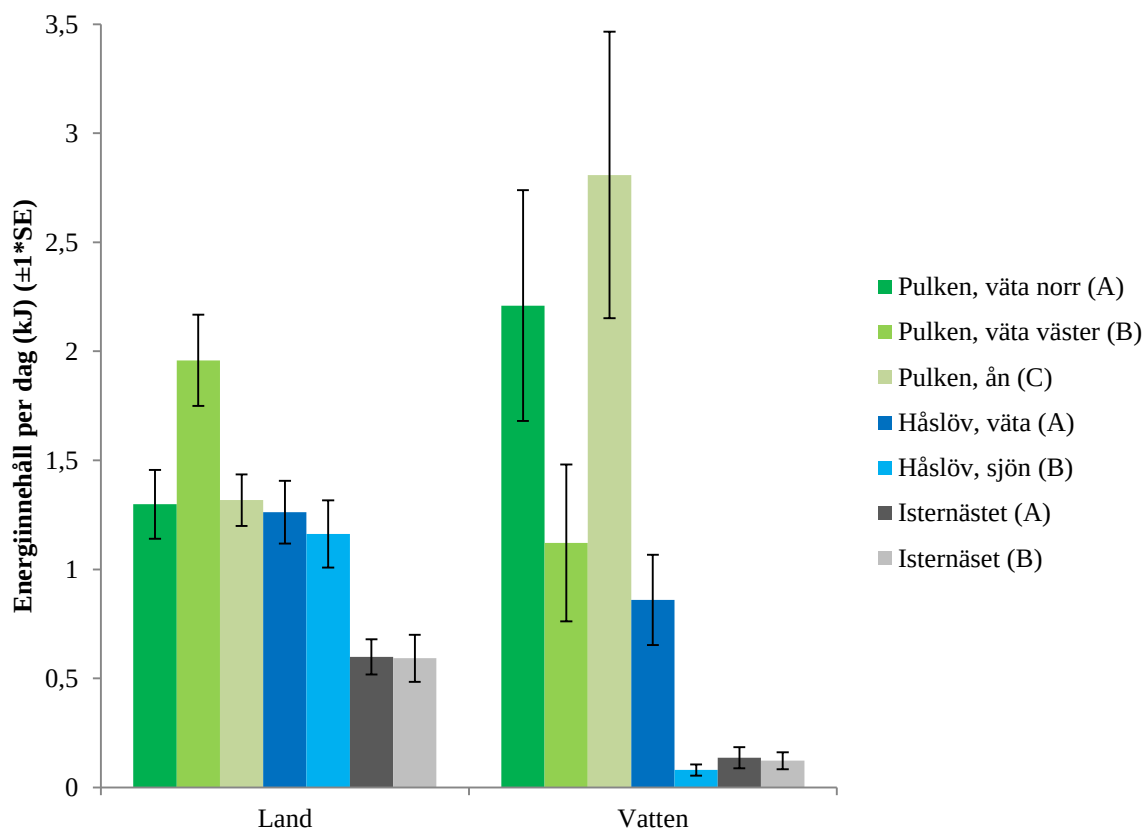
*Obestämda grupper inte inkluderade (dvs. "okänd mask/larv")

För att studera eventuell effekt av de sommaröversvämningar som ägde rum 2007, jämfördes innehållet i transekternas första fallfälla (dvs. den närmast vattnet) med den sista (ca. 80 meter från vattnet). Detta gjordes med antagandet att översvämningens effekter på vegetationen var större närmare vattenbrynet på grund av topografin. I den statistiska analysen togs hänsyn till (dvs. kontrollerades för) att antalen ryggradslösa djur varierade mellan lokaler, transekter och datum. Utfallet var att det inte var en statistisk säkerställd skillnad i antalen ryggradslösa djur mellan "första och sista fällan" (analyserat med s.k. General Linear Model, GLM).

Energiinnehåll för ryggradslösa djur

När energiinnehåll räknades ut utelämnades musselkräftor och grodyngel eftersom omvandlingsfunktioner inte var tillgängliga för dessa grupper. Detta påverkade förmodligen inte analyserna märkbart eftersom det var mycket få djur i dessa grupper (25 stycken musselkräftor och 43 grodyngel). Energiinnehållet för både musselkräftor och grodyngel är dessutom förmodligen lågt.

Motsvarande sammanställning som för genomsnittligt antal (Fig. 8) ger en snarlik bild för det genomsnittliga energiinnehållet i fallfällorna och i håvningarna (observera dock att data för energiinnehåll presenteras per dag; för "antal" är det per vecka). En del intressanta skillnader framträder dock. Isternäsets båda transekter hade betydligt lägre energiinnehåll i fallfällorna än övriga transekter som låg rätt samlade (Fig. 9). Mest energiinnehåll i fallfällorna hade Pulkens transekt vid vätans västra del. Energiinnehållet i håvningarna gav också liknande resultat jämfört med antalen i Fig. 8. Pulken står ut med högst värden, medan Isternäsets båda transekter samt Hammarsjön-håvningarna på Håslöv gav mycket låga värden. Jämfört med dessa hade vätan på Håslöv högre värden (Fig. 9).



Figur 9. Genomsnittligt energiinnehåll (kJ; med standardfel) per dag i fallfällor (Land) och i håvningar (Vatten) för varje transekt. Bokstavskoder i figurförklaringen avser transekttillhörighet enligt Fig. 4 och 5.

Figure 9. Energy content (kJ; mean with standard error) per day in pitfall traps and sweep-nets for each transect. Codes in the legend refer to which transect is considered (see Fig. 4 and 5).

Säsongseffekter

Antal ryggradslösa djur

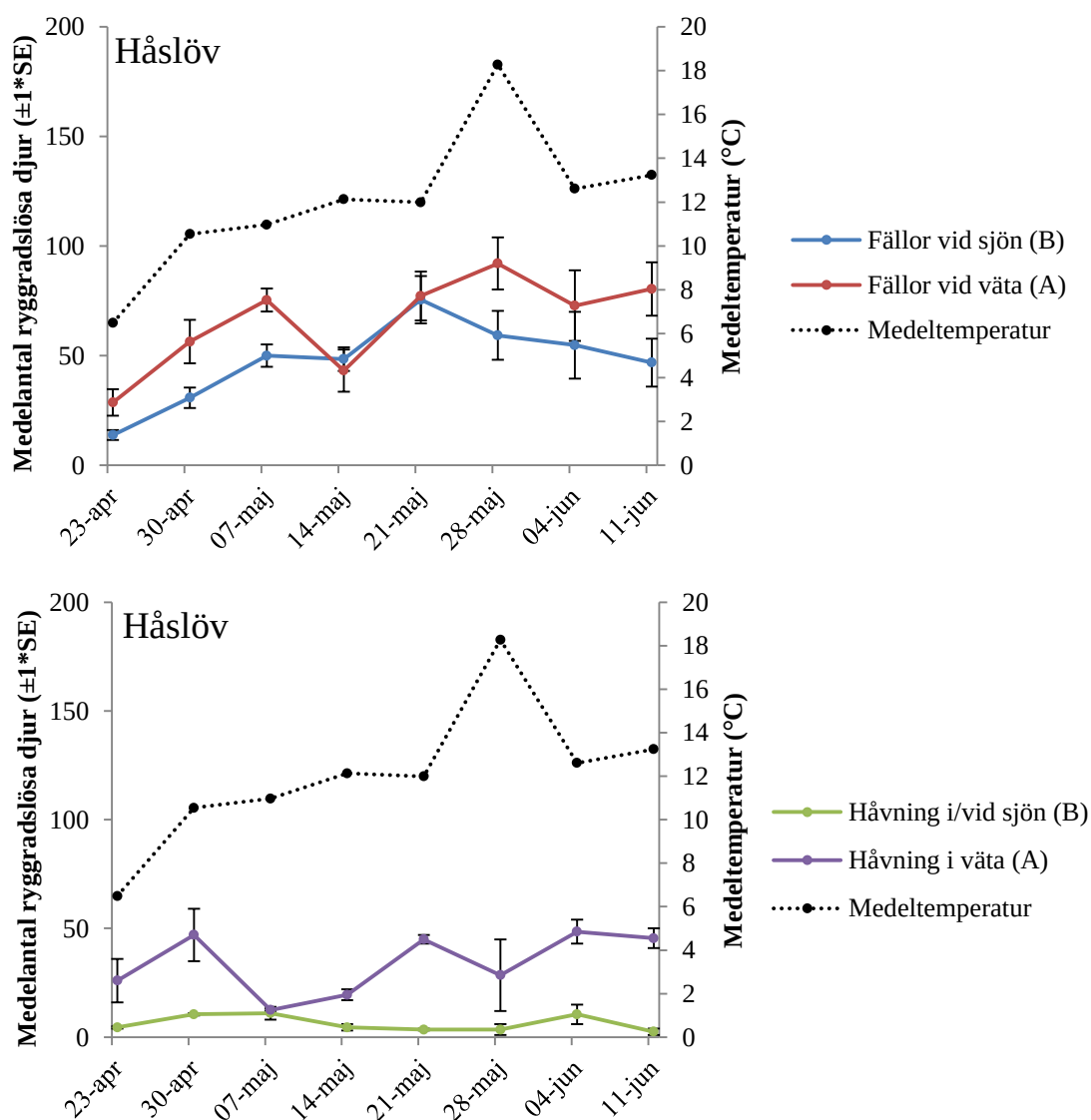
Ett rimligt antagande är att antalen ryggradslösa djur förändrades över säsongen, bl.a. som en följd av stigande temperaturer. I Fig. 10-12 beskrivs de genomsnittliga antalen per fälla och håvning för varje transekt, och för varje lokal. För de allra flesta fallen är det tydligt att antalen ryggradslösa djur gick upp under säsongen. Undantaget är håvningarna på Håslöv där inga direkta mönster framgår (Fig. 10). Att temperaturen hade en tydlig effekt på antalen ryggradslösa djur framgår av att sjunkande temperaturer efter den 28 maj resulterade i mindre antal i fångsterna, vilket var tydligast för Isteräset (Fig. 11) och Pulken (Fig. 12).

För Håslöv var det inga stora skillnader mellan transekterna för fallfällorna, även om fällorna vid vätan generellt hade något fler djur. Tydligare skillnad ses i håvningarna där fler djur hittades i vätan än i/vid Hammarsjön (Fig. 10).

Isteräsets båda transekter var mycket lika i antal ryggradslösa djur, både vad gäller fallfällor och håvningar (Fig. 11). Notervärt är de mycket låga antalen i håvningarna i första halvan av säsongen, och ökningen i den senare delen, troligen orsakad av ökande temperatur.

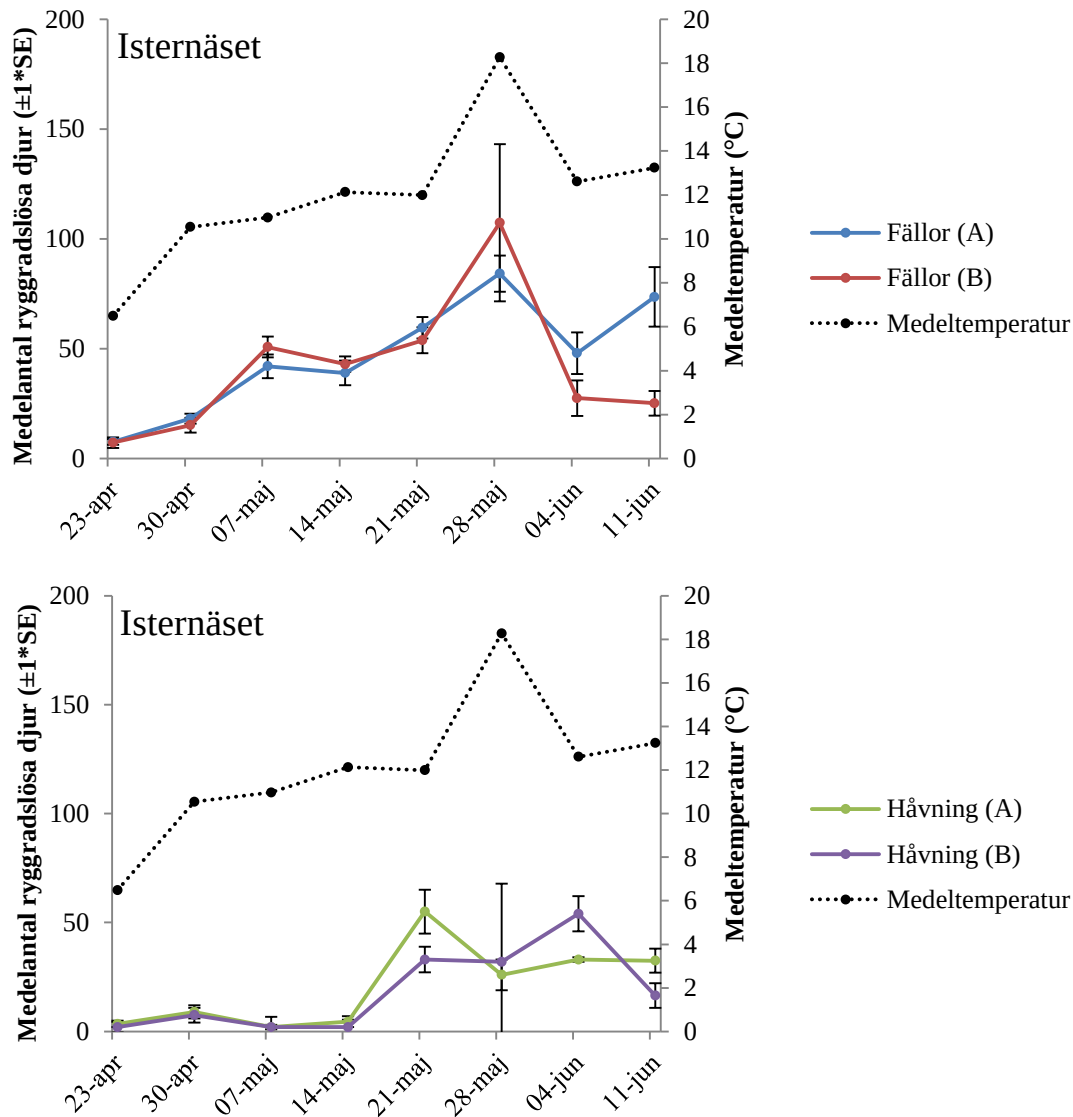
Att Pulken är mer produktiv än de andra lokalerna, tydligast för håvningarna (se ovan), framgår även i Fig. 12 (jämför med Fig. 10 och 11). Transekten vid ån var den mest

produktiva, sett till antal ryggradslösa djur i fallfällorna, för samtliga lokaler. För håvningarna är det den norra delen av vätan som utmärkte sig, och i senare delen av maj var de genomsnittliga antalen per håvning mer än 130 djur (Fig. 12). Den västra delen av vätan, där transekt B låg, torkade ut i slutet på maj och därför är data från håvningarna där ej ”komplett”.



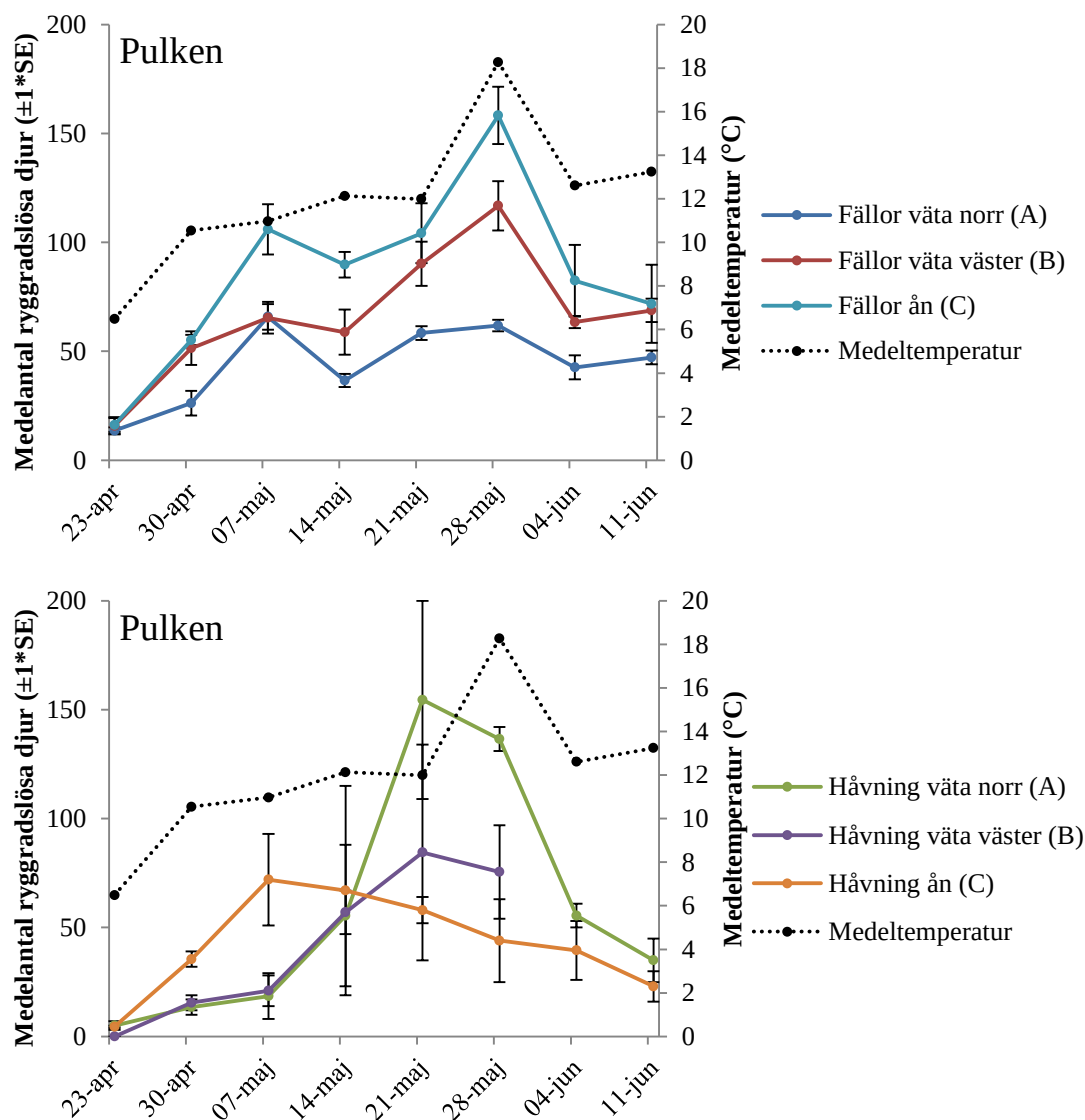
Figur 10. Medelantal (med standardfel) ryggradslösa djur per vecka på Håslövs ängar från 23 april till 11 juni, 2012. Övre figuren avser djur från fallfällorna, och den nedre djur från håvningarna. Bokstavskoder i figurförklaringen avser transekttillhörighet enligt Fig. 5. I figuren presenteras också värden för medeltemperatur för föregående vecka.

Figure 10. Average number (with standard error) of invertebrates per week at Håslöv from April 23 to June 11, 2012. Upper graph shows items collected from pitfall traps, and the lower graph from sweep-netting. Codes in the legend refer to which transect is considered (see Fig. 5). Data on mean temperature for the preceding week are also given.



Figur 11. Medelantal (med standardfel) ryggradslösa djur per vecka på Isteräset från 23 april till 11 juni, 2012. Övre figuren avser djur från fallfällorna, och den nedre djur från håvningarna. Bokstavskoder i figurförklaringen avser transekttillhörighet enligt Fig. 4. I figuren presenteras också värden för medeltemperatur för föregående vecka.

Figure 11. Average number (with standard error) of invertebrates per week at Isteräset from April 23 to June 11, 2012. Upper graph shows items collected from pitfall traps, and the lower graph from sweep-netting. Codes in the legend refer to which transect is considered (see Fig. 4). Data on mean temperature for the preceding week are also given.

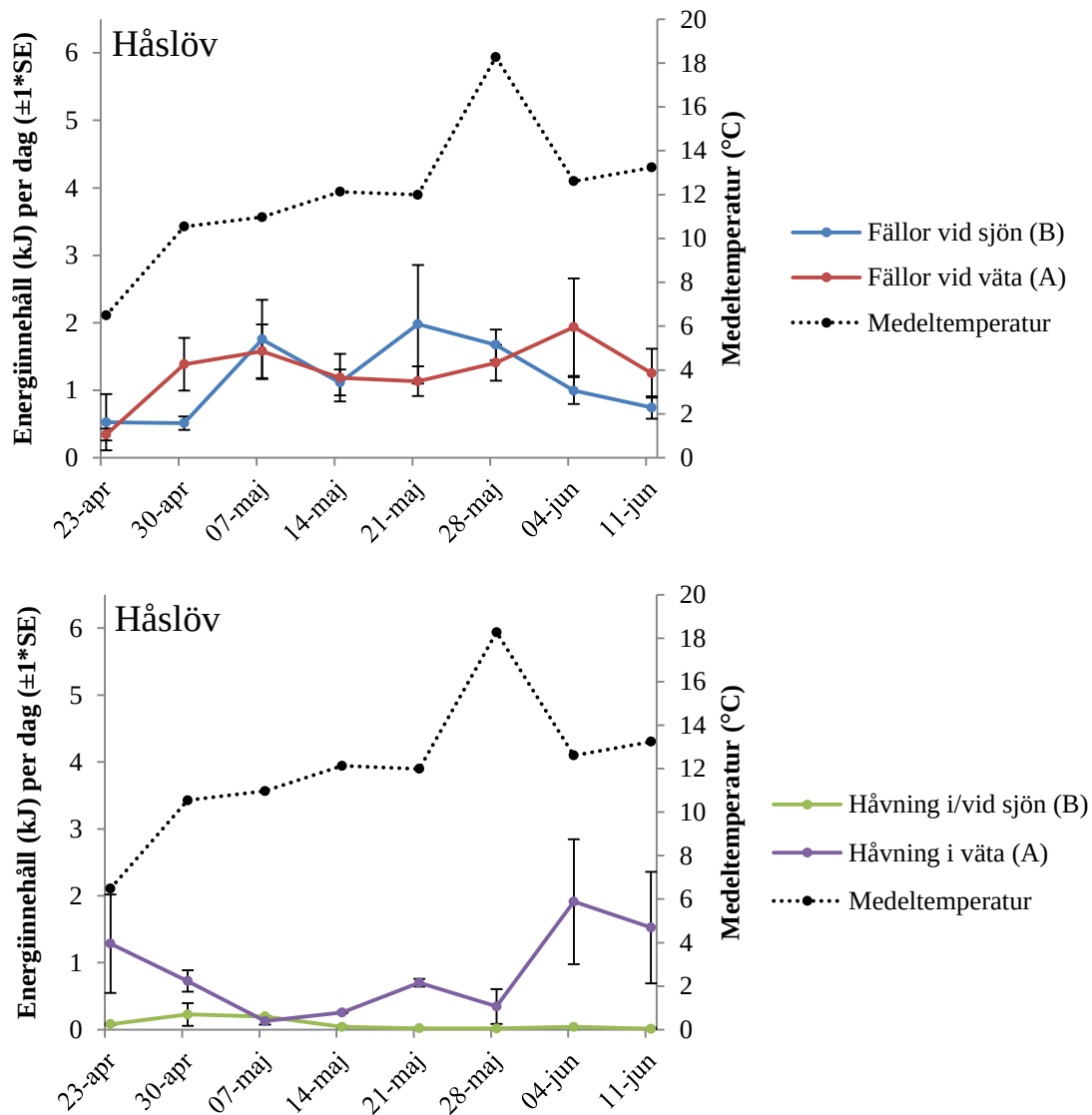


Figur 12. Medelantal (med standardfel) ryggradslösa djur per vecka från Pulken, 23 april till 11 juni, 2012. Övre figuren avser djur från fallfällorna, och den nedre djur från håvningarna. Bokstavskoder i figurförklaringen avser transekttilhörighet enligt Fig. 4. I figuren presenteras också värden för medeltemperatur för föregående vecka.

Figure 12. Average number (with standard error) of invertebrates per week at Pulken from April 23 to June 11, 2012. Upper graph shows items collected from pitfall traps, and the lower graph from sweep-netting. Codes in the legend refer to which transect is considered (see Fig. 4.). Data on mean temperature for the preceding week are also given.

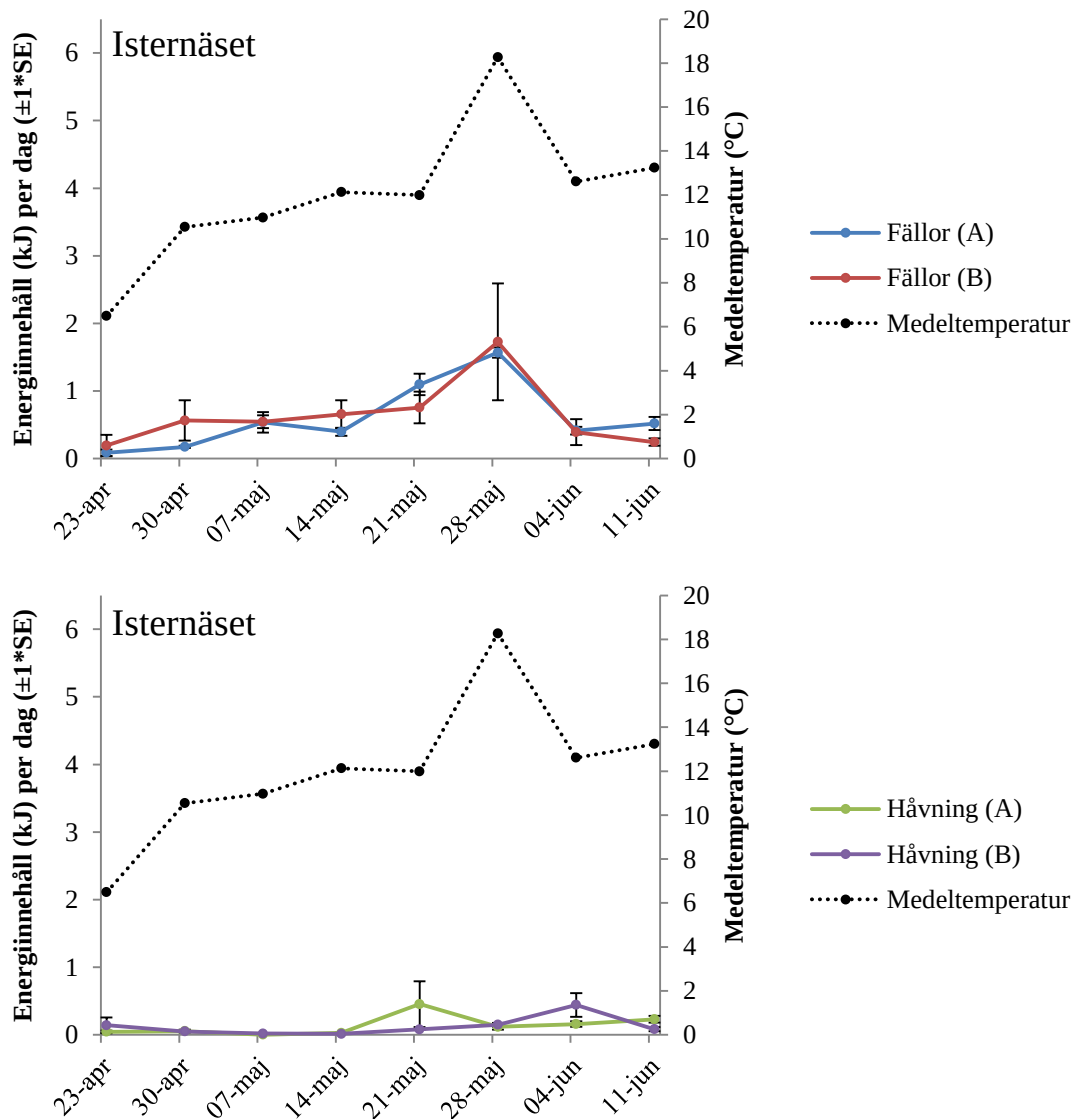
Energiinnehåll för ryggradslösa djur

I jämförelse med antalsförändringarna i Fig. 10-12 är det både likheter och skillnader i motsvarande analyser med energiinnehåll, dvs. vissa av "topparna" och "dalarna" är gemensamma för de båda analyser. Data på energiinnehåll från Isteräset och Håslöv ger en rätt så liknande bild jämfört med antalsanalyserna, även om de uppgångar som sågs i Isteräsets håvningar i slutet på maj inte alls är så tydliga för energiinnehåll. Detta beror på att de djur som efterhand blev vanligare på Isteräset till största delen var fjädermyggor, som har ett lågt energiinnehåll.



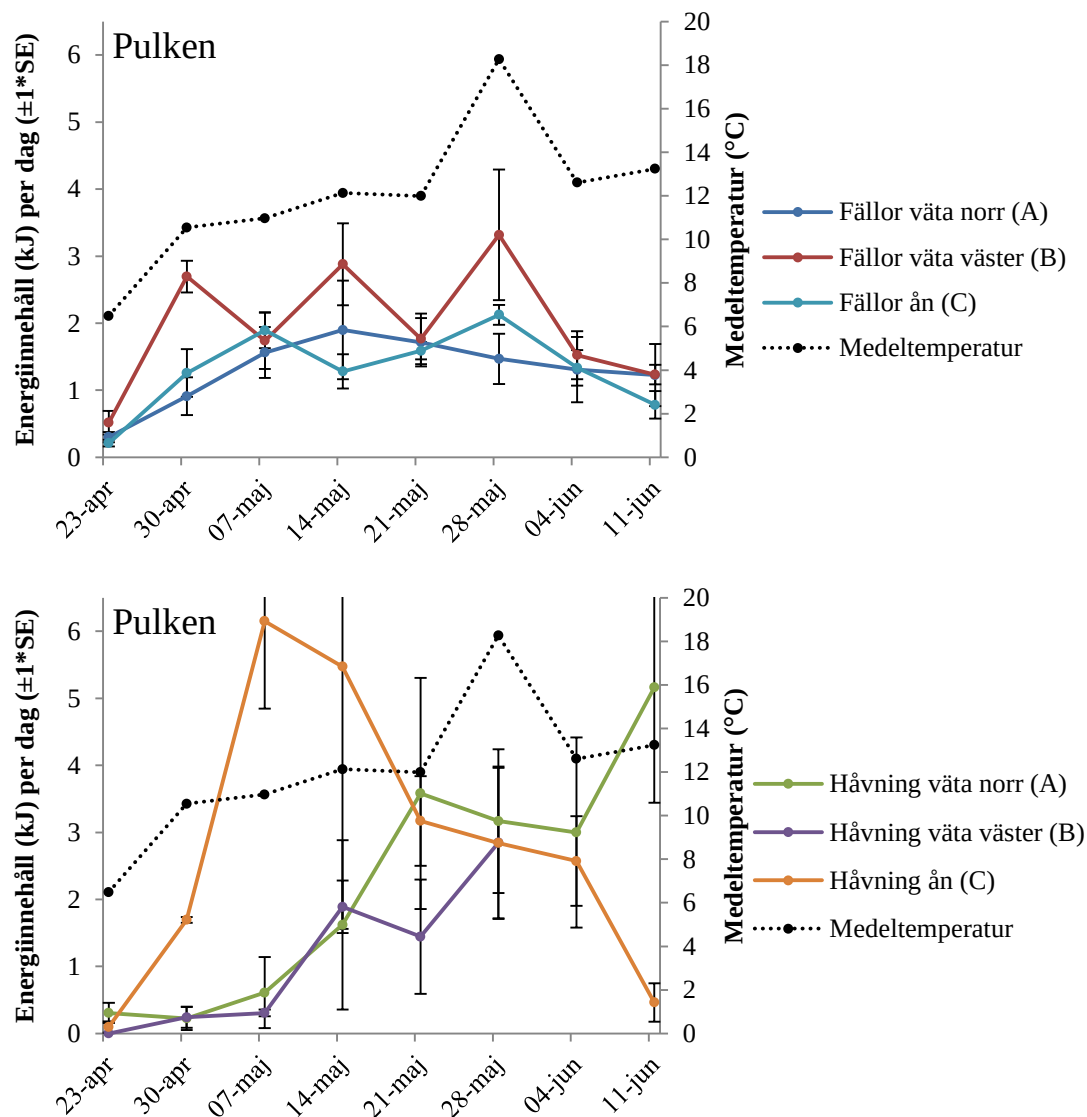
Figur 13. Genomsnittligt (med standardfel) energiinnehåll (kJ) per dag för ryggradslösa djur fångade i fallfällor (övre figuren) och håvningar (nedre figuren) på Håslövs ängar från 23 april till 11 juni, 2012. Bokstavskoder i figurförklaringen avser transekttillhörighet enligt Fig. 5. I figuren presenteras också värden för medeltemperatur för föregående vecka.

Figure 13. Energy content (kJ; mean and standard error) per day in pitfall traps (upper graph) and sweep-nets (lower graph) at Håslöv, from April 23 to June 11, 2012. Codes in the legend refer to which transect is considered (see Fig. 5). Data on mean temperature for the preceding week are also given.



Figur 14. Genomsnittligt (med standardfel) energiinnehåll (kJ) per dag för ryggradslösa djur fångade i fallfällor (övre figuren) och håvningar (nedre figuren) på Isterinäset från 23 april till 11 juni, 2012. Bokstavskoder i figurförklaringen avser transekttillhörighet enligt Fig. 4. I figuren presenteras också värden för medeltemperatur för föregående vecka.

Figure 14. Energy content (kJ; mean and standard error) per day in pitfall traps (upper graph) and sweep-nets (lower graph) at Isterinäset, from April 23 to June 11, 2012. Codes in the legend refer to which transect is considered (see Fig. 4). Data on mean temperature for the preceding week are also given.



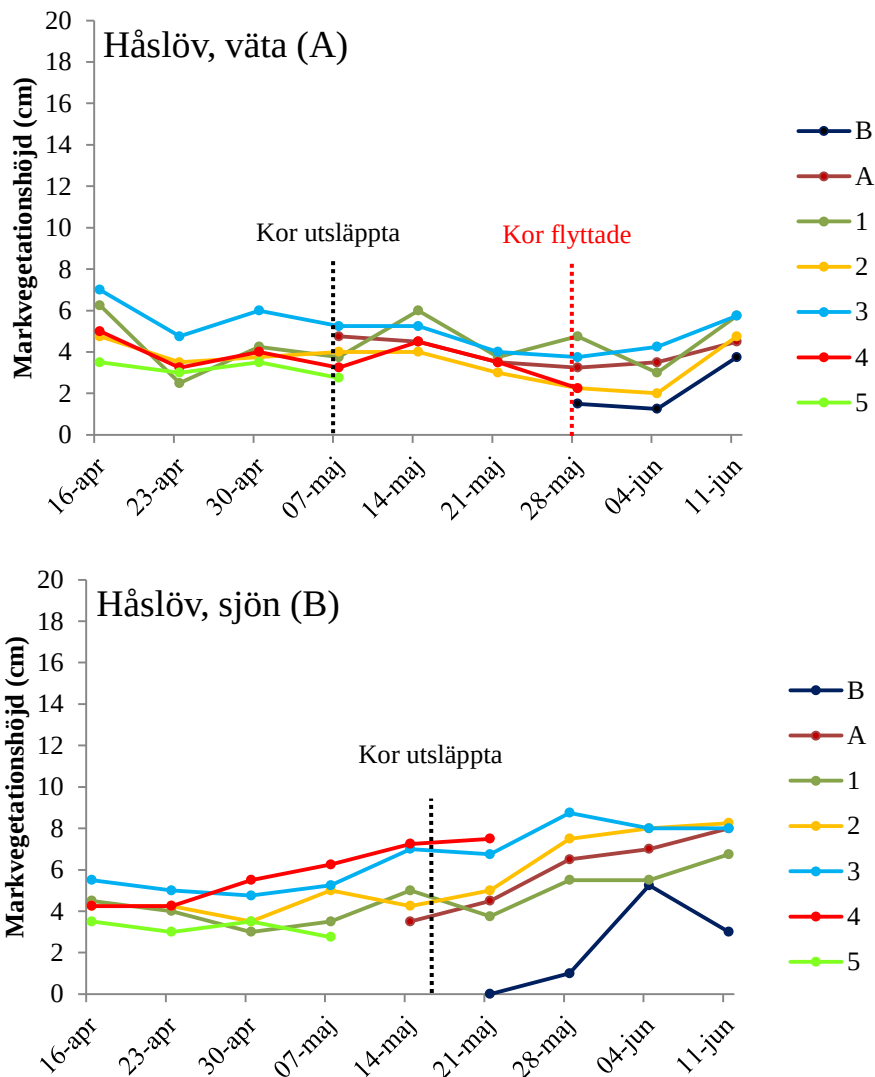
Figur 15. Genomsnittligt (med standardfel) energiinnehåll (kJ) per dag för ryggradslösa djur fångade i fallfällor (övre figuren) och håvningar (nedre figuren) från Pulken, 23 april till 11 juni, 2012. Bokstavskoder i figurförklaringen avser transekttillhörighet enligt Fig. 4. I figuren presenteras också värden för medeltemperatur för föregående vecka.

Figure 15. Energy content (kJ; mean and standard error) per day in pitfall traps (upper graph) and sweep-nets (lower graph) at Pulken, from April 23 to June 11, 2012. Codes in the legend refer to which transect is considered (see Fig. 4). Data on mean temperature for the preceding week are also given.

För energiinnehåll i Pulkens transekter (Fig. 15) är det en del skillnader jämfört *antal* i Fig. 12. För det första framträder samvariationen med medeltemperatur inte så tydligt för vare sig djur i fallfällor eller i håvningar. Dessutom skiljer sig den generella utvecklingen för energiinnehållen i transekt A (vätans norra del) och C (Helge å) från den med *antal*. För transekt A är det en tydlig uppgång i energiinnehåll mot slutet av studieperioden, medan håvningen i transekt C har en markant topp tidigt på säsongen (7 maj). I båda dessa fall står snäckor för en betydande del i fångsterna, vilket är en grupp med relativt högt energiinnehåll.

Markvegetation

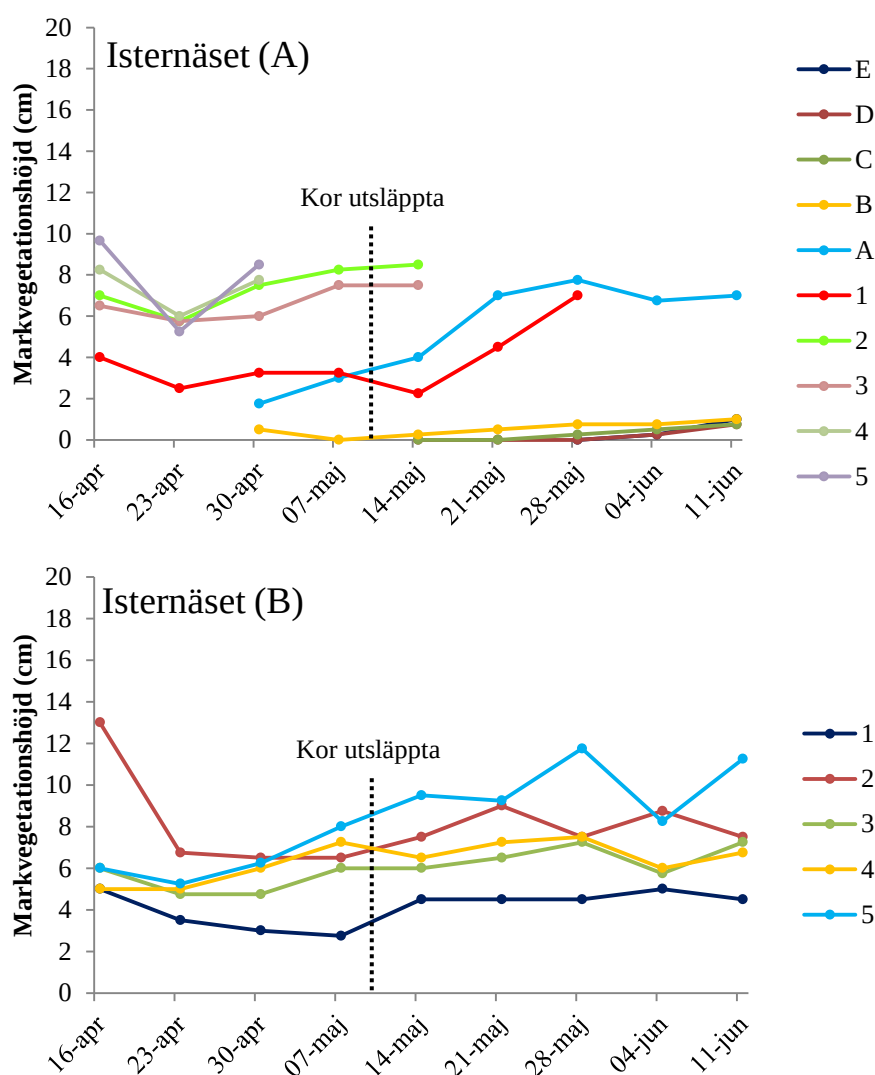
I Fig. 16-18 beskrivs hur höjden på markvegetationen förändrades under säsongen. Värt att notera är att ofta då fällor flyttades till att bli ”vattennära” (se Material och metoder) mättes vegetation till noll, eller nära noll, eftersom fällorna grävdes ner där vattnet precis hade dragit sig tillbaka. I figurerna nedan ges dessutom information om när nötkreatur släpptes ut på strandängarna för bete. I ett fall (våtan på Håslöv), flyttades korna efter ett par veckor vilket också anges (Fig. 16).



Figur 16. Markvegetationens höjd längs de båda transekterna (A och B) på Håslövs ängar från 16 april till 11 juni, 2012. Varje linje beskriver vegetationshöjden vid respektive fallfälla, med koder som anges i figurlegenden. Att varje linje inte är komplett beror på att fällorna i vissa fall fick flyttas så att transektens första fälla startade vid vattenbrynet (vattennivån sjönk successivt under säsongen). ”Nya”, dvs. flyttade fällor, anges med bokstav istället för siffra. I figuren framgår också vilket datum kor släpptes ut för bete, samt när de flyttades (gäller enbart för våtan).

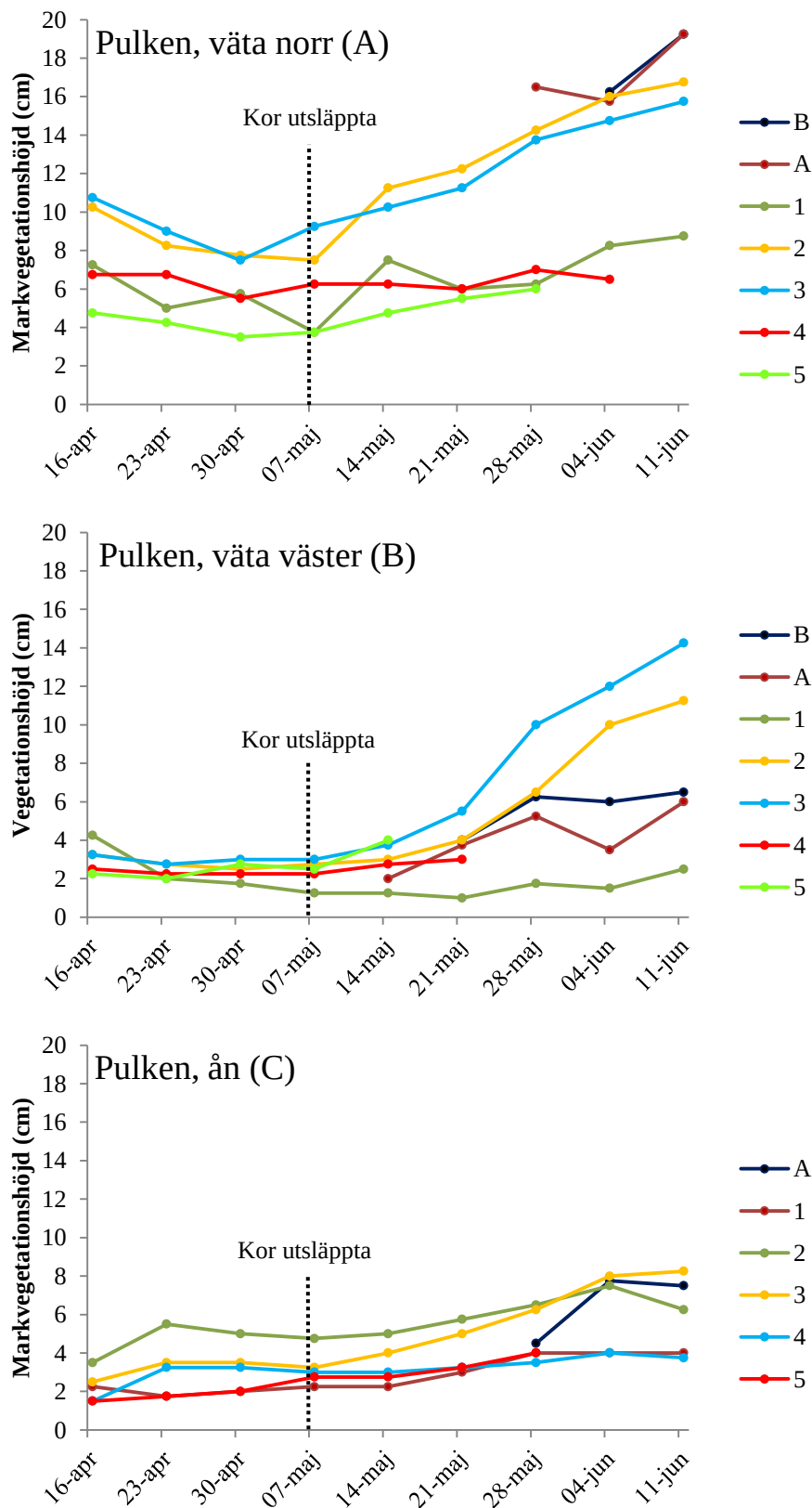
Figure 16. Vegetation height at each pitfall trap, represented by different lines, at Håslöv along transect A (upper graph) and B (lower graph), from April 16 to June 11, 2012. There are incomplete histories for a few lines because some traps were moved, which was done when the water level had changed (we strived to always have the first pitfall trap at the water edge). Moved traps are denoted by letters instead of numbers. Each dot is the mean value of four measurements. The dates when cattle were introduced onto the meadows are also given, as well as when cattle were removed from the area (only for transect A).

Utvecklingen på de flesta lokaler och transekter är rätt snarlika. En del intressanta skillnader och andra iakttagelser är dock värda att nämna. Höjden på vegetation är fram till mitten på maj ganska stabil och ligger i stora drag på 4-6 cm (med vissa avvikelser; se Fig. 16-18). Sett över hela säsongen är det en ökning i vegetationshöjder för de flesta transekter, men det är i regel svaga ökningar. För Håslöv, vid vätan, verkar det tvärtom ha skett en minskning i vegetationshöjden. Intressant nog verkar denna minskning bromsa upp och vändas till en ökning, vilket sammanfaller med att korna flyttas till ett annat område (Fig. 16).



Figur 17. Markvegetationens höjd längs de båda transekterna (A och B) på Isteräset från 16 april till 11 juni, 2012. Varje linje beskriver vegetationshöjden vid respektive fallfälla, med koder som anges i figurlegenden. Att varje linje inte är komplett beror på att fällorna i vissa fall fick flyttas så att transektens första fälla startade vid vattenbrynet (vattennivån sjönk successivt under säsongen). "Nya", dvs. flyttade fällor, anges med bokstav istället för siffra. I figuren framgår också vilket datum kor släpptes ut för bete.

Figure 17. Vegetation height at each pitfall trap, represented by different lines at Isteräset along transect A (upper graph) and B (lower graph), from April 16 to June 11, 2012. There are incomplete histories for a few lines because some traps were moved, which was done when the water level had changed (we strived to always have the first pitfall trap at the water edge). Moved traps are denoted by letters instead of numbers. Each dot is the mean value of four measurements. The dates when cattle were introduced onto the meadows are also given.



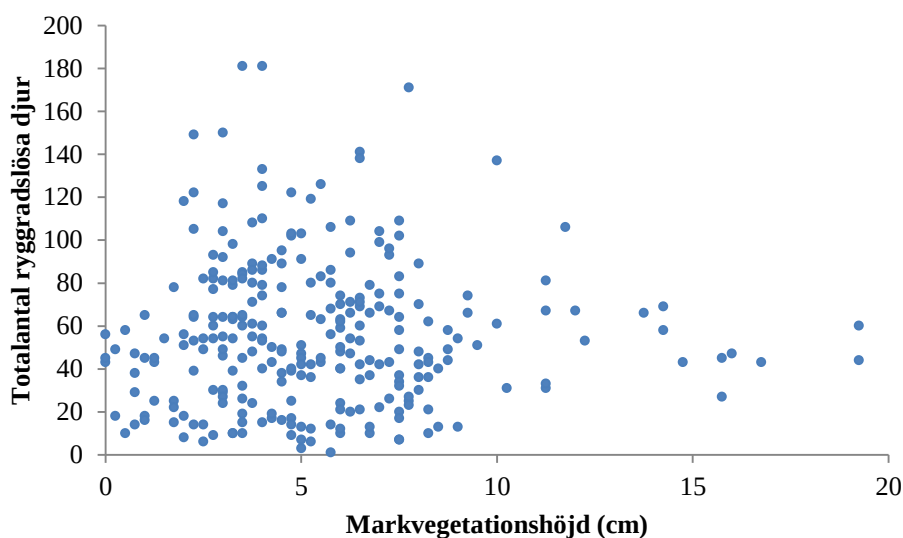
Figur. 18. Markvegetationens höjd längs de tre transekterna (A, B och C) för Pulken från 16 april till 11 juni, 2012. Varje linje beskriver vegetationshöjden vid respektive fallfälla, med koder som anges i figurlegenden. Att varje linje inte är komplett beror på att fällorna i vissa fall fick flyttas så att transektens första fälla startade vid vattenbrynet (vattennivån sjönk successivt under säsongen). "Nya", dvs. flyttade fällor, anges med bokstav istället för siffra. I figuren framgår också vilket datum kor släpptes ut för bete.

Figure 18. Vegetation height at each pitfall trap, represented by different lines at Pulken along transect A (upper graph), B (middle graph), and C (lower graph), from April 16 to June 11, 2012. There are incomplete histories for a few lines because some traps were moved, which was done when the water level had changed (we strived to always have the first pitfall trap at the water edge). Moved traps are denoted by letters instead of numbers. Each dot is the means value of four measurements. The dates when cattle were introduced onto the meadows are also given.

Ytterligare en intressant iakttagelse är att vegetationen vid vätan på Pulken skjuter i höjden från cirka mitten av maj och framåt (Fig. 18). En liknande tillväxt skedde inte för någon av de andra transekterna/lokalerna. Det generella intrycket för transekten vid vätan på Pulken, och främst vid den norra delen, var att vegetationen där var mycket ”frodigare och grönnare” än vid andra transekter.

Ryggradslösa djur och markvegetation

För att undersöka om det var ett samband mellan antal ryggradslösa djur och markvegetationshöjd gjordes en statistisk analys (GLM). I denna analys *kontrollerades* för det faktum att antalet ryggradslösa djur skiljde sig mellan lokalerna, och för att de också styrdes av vilket datum det var (dvs. en säsongseffekt). Höjden på vegetationen hade en statistiskt säkerställd negativ inverkan på förekomsten av ryggradslösa djur (alla storleksklasser tillsammans) fångade i fällorna, dvs. ju högre vegetation desto mindre antal ryggradslösa djur (Fig. 19). När analysen gjordes för varje storleksklass var det bara de två minsta (dvs. 0-2,5 mm och 2,6-7,5 mm) som kunde analyseras pga. ”skeva data”. Båda dessa storleksklasser uppvisade statistiskt säkerställda samband (negativa) med vegetationshöjd.



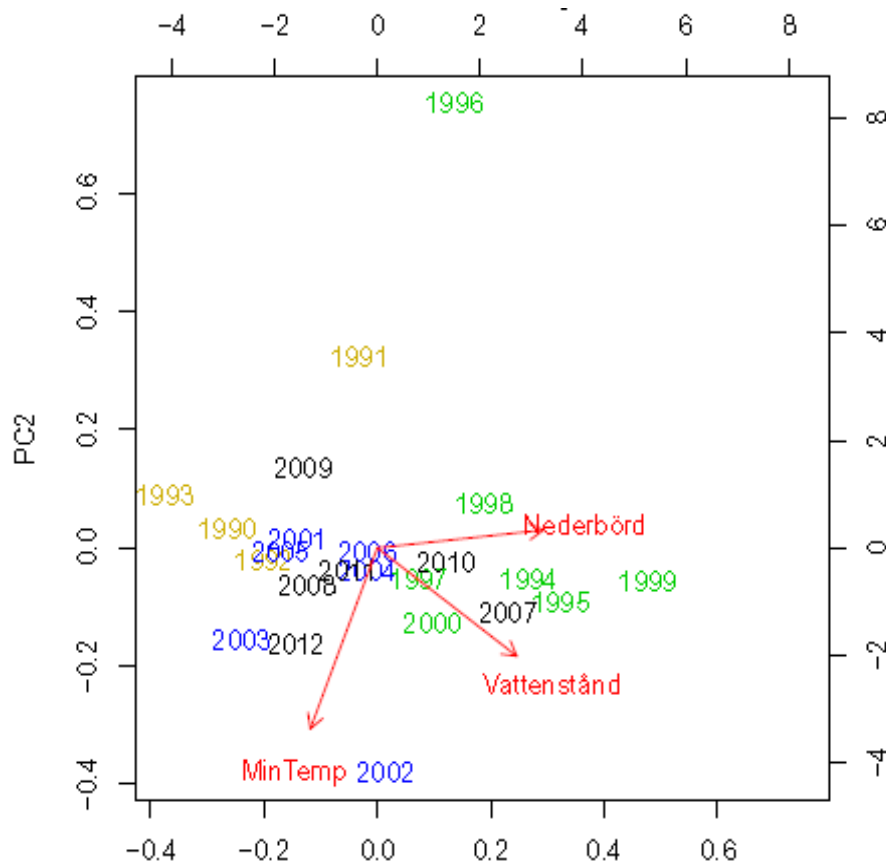
Figur 19. Det var ett negativt samband mellan förekomsten av ryggradslösa djur och markvegetationshöjd, dvs. ju högre vegetationshöjd desto färre antal ryggradslösa djur var det i fallfällorna. Den statistiska analysen var en s.k. GLM (*General Linear Model*) där samlade effekter av lokal, datum och markvegetationshöjd på antal ryggradslösa djur analyserades.

Figure 19. There was a negative relationship between the number of invertebrates and vegetation height, which means that the longer the vegetation, the fewer invertebrates were found in the pitfall traps. The statistical analysis used was a GLM (*General Linear Model*) in which the effects of study site, date and vegetation height on the number of invertebrates were analyzed.

Väder- och hydrologiska data

De inledande korrelationsanalyserna kunde inte urskilja några tydliga mönster. Medianen av den uppmätta minimum-temperaturen ökade något, från 3,4 till 5,4 grader, under 1990–2012 för hela perioden 1 mars–30 juni samt för några av de undersökta datumintervallen. Den sammanlagda nederbörds mängden 1 mars–30 juni var oförändrad över perioden 1990–2012, men resultaten från några datumintervaller indikerade att det under de senare åren möjligen regnade lite oftare, men då istället något mindre vid varje dygn med nederbörd.

Vid analyserna med PCA valdes medianen av den uppmätta minimum-temperaturen som variabel för temperatur, summan av nederbörds mängden samt medianen av vattenståndsnivån för aktuella datumintervall (1 mars–30 juni; 1-månadsperioder; 2-veckorsperioder). De spridningsdiagram som producerades gav svårtolkade resultat med få tendenser till ansamling av data i olika ”klusters”, och i Fig. 20 ges ett exempel på hur analysutfallet kunde se ut. Den sammanfattande bedömningen blir därför att det inte finns något stöd för att våarna har blivit torrare under perioden 1990–2012. Det man kan ana sig till i Fig. 20 är att våarna (1 mars–30 juni) var fuktigare (mer nederbörd och högre vattenstånd) under åren 1994, 1995, 1997, 1998, 1999 och 2000 jämfört med de flesta andra åren (2007 och 2010 utgör undantag). År 1996



Figur 20. Spridningsdiagram för den PCA som gjordes för perioden 1 mars–30 juni. Åren har indelats i fyra perioder: 1990–1993 (guld), 1994–2000 (grönt), 2001–2006 (blått) samt 2007–2012 (svart). Variablerna nederbörd, vattenståndsnivå och minimum-temperatur utgår från medelvärde=0 och pilarna visar hur variablerna samvarierar.

Figure 20. A graph of the PCA results for the period March 1 to June 30. The years have been structured into four groups: 1990–1993 (gold), 1994–2000 (green), 2001–2006 (blue) and 2007–2012 (black). The variables “nederbörd” (precipitation), “vattenstånd” (water level) and “min temp” (minimum temperature) are shown in red arrows.

sticker dock ut, förmodligen för att den var ovanligt kall. På motsvarande sätt kan man möjligen se att flera av de torraste vårarna inträffade i början av 1990-talet (främst 1990 och 1993). Spridningsdiagram över andra datumintervall är dock mer svårtolkade och stöder inte resonemanget ovan.

Diskussion

Resultaten tyder på att det inte var några större skillnader mellan lokalerna/transekterna i antal ryggradslösa djur på land. Det som verkligen betyder något för vadarna är dock hur mycket energi bytesdjuren genererar, och inte antal. Vid omräkningarna till energi framkommer att Isterhäsets båda transekter ligger märkbart lägre än övriga lokalers landfångster. Relevant att fråga sig är var gränsen går för vadarna gällande *tillräckligt energiinnehåll*. Tidigare studier (Schekkerman 2008) indikerar att om den genomsnittliga fångsten per fallfälla (av samma typ som används i vår studie) och dag (24h) är mindre än 0,2 kJ så börjar man se negativa effekter på vadarungars tillväxt. Slutsatsen blir då att samtliga transekter med god marginal hamnar på rätt sida denna gräns, dvs. de lägsta värdena (Isterhäset) låg i genomsnitt på >0,6 kJ per fälla och dag (Fig. 9). Födötillgången för vadare som födosöker på land ser därför god ut. Vi kan därför känna oss rätt trygga i att eventuella effekter av sommaröversvämningen 2007 på landlevande ryggradslösa djur inte består idag. Denna slutsats styrks av det faktum att det inte var någon skillnad mellan fallfällor långt bort ifrån *visavi* nära vattenbrynet.

För hävningarna ser det annorlunda ut, med påtagliga skillnader mellan lokaler och transekter. Tyvärr saknas referensdata på vad som är ”bra” och ”dåliga” värden i hävningarna, men några slutsatser kan dras: (1) Pulken är mer produktiv (när det gäller ryggradslösa djur) än de andra lokalerna; (2) våtor är i regel mycket produktiva (dock ej Isterhäset); (3) Isterhäset, och Hammarsjön har låg produktivitet. Att temporära våtmarker (våtor) ofta är produktiva vet man sedan förut (t.ex. Milsom m.fl. 2002, Eglington m.fl. 2008), och att dessa gärna används av vadare i deras födosök. Det är därför alarmerande att våtan på Isterhäset uppvisar så låga värden i antal ryggradslösa djur, men framför allt också i väldigt låga energiinnehåll.

Baserat på vad man funnit i tidigare studier (t.ex. Hoste-Danyłow m.fl. 2010) trodde vi att antalet ryggradslösa djur skulle vara positivt korrelerat med höjden på markvegetationen, men intressant nog fann vi det motsatta, dvs. ett negativt samband. Vi menar dock att man ska ta detta med en nypa salt i och med att det kan vara ett missledande resultat. Det är sannolikt att ryggradslösa djur i hög vegetation har en mindre benägenhet att hamna i fallfällan än om vegetationen är kort, detta på grund av att det finns mer yta för smådjuren att sitta/röra sig på i en högre vegetation än i en kort. Hur som helst så kan vi vara rätt säkra på att det inte är ett starkt positivt samband mellan antal ryggradslösa djur och markvegetationshöjd, och det är ett viktigt och intressant resultat. Det innebär att en kortbetad strandäng fortfarande kan ha gott om bytesdjur för vadarna. Dock vill vi understryka att en alltför kortsnaggad vegetation har andra negativa effekter på vadare, inte minst för att vadarna kan uppfatta den kortbetade strandängen som ogästvänlig och därför undviker att gå till häckning på den kortsnaggade ytan.

Om sommaröversvämningen 2007 har haft en kvarvarande effekt borde detta kunna ses som en gradvis försämring för lokaler längre upp i Helge å-systemet. Att så är fallet finner vi vissa belägg för. Av de tre undersökta lokalerna var Pulken den som drabbades minst av översvämningen. Detta kan vara anledningen till att Pulken fortfarande idag bedöms som mest ”frisk”, sett i en ganska frodig vegetation, en mycket god tillgång på ryggradslösa djur, samt en ”levande” våta med relativt gott om vadare. På Håslöv gav hävningarna i genomsnitt fler

rygggradslösa djur än på Isteräset, vilket ytterligare skulle stärka slutsatsen om en negativ effekt av tidigare översvämning/sedimentation. Sedimentationen på Isteräset får ses som extrem, och beskrivs mer utförligt nedan.

De senaste årens inventeringar av vadare i Vattenriket pekar på att det går stadigt neråt för samtliga lokaler och samtliga arter. Detta till trots vill vi lyfta fram att en del bidragande orsaker till viss del ändå kan vara lokalspecifika. Detta grundas på en del intressanta iakttagelser som gjordes under datainsamlingen, och som presenteras nedan.

Isteräset

Isteräset är idag det område i Vattenriket som har flest vadare (Hans Cronert, opublicerade data). Nästan samtliga kvarvarande par av rödspov påträffades här under 2012. Tidigare samlades rödspovarna vid vårankomsten på Håslövs ängar, men i slutet på mars 2012 fanns istället en flock med drygt 20 individer (i stort sett hela beståndet) på Isteräset. På Isteräset var känslan under datainsamlingsperioden att det var ganska gott om vadare under tidig säsong; bl.a. varnade flera par rödspovar och gott om rödbenor och tofsvipor, vilket indikerade att de låg på bo. Mot slutet av maj ”tystnade” dock Isteräset (t.ex. verkar inte något av de åtta rödspovspar som observerades på Isteräset i april, och som antogs försöka häcka, ha producerat flygga ungar). Innan dess hade ungar av tofsvipa och rödbena påträffats flera gånger nere vid vätan, där de trampade omkring i den tjocka dyn (se Fig. 21) i försök att finna föda. Uppfattningen är att Isteräset har ett lägre predationstryck än övriga betydelsefulla strandängar kring Hammarsjön, t.ex. Håslövs ängar och Hovby ängar, som har lägre vegetationshöjd och avsaknad av den ”tufsighet” som man ser på Isteräset. Man kan tänka sig att närheten till Kristianstad kanske snarare skulle locka fler predatorer till Isteräset. Å andra sidan kanske det finns tillräckligt med mat för predatorerna på annat håll, alternativt så innebär vattnet (Helge å) ett naturligt hinder för däggdjurspredatorer. Likväl vet vi att dessa predatorer rör sig på Isteräset; vid ett tillfälle (11 juni) observerades en räv slå en nästan flygg grågåsunge.



Figur 21. Vätan på Isteräset skiljde sig markant från väterna på Håslövs ängar och Pulken, bl.a. i att ha ett omfattande sediment utan vattenvegetation. Detta kan vara en kvarvarande effekt av sommaröversvämningen 2007. Foto: Gunnar Gunnarsson.

Figure 21. The major wet pool at Isteräset was different to those at Håslöv and Pulken, e.g. with a thick sediment and a lack of aquatic vegetation. This could be a remaining effect of the summer flooding in 2007. Photo: Gunnar Gunnarsson.



Figur 22. Vy över Isteräset 3 juni 2003 (övre bilden) och 3 juni 2012 (nedre bilden), dvs. före och efter sommaröversvämningen 2007. Trots att den nedre bilden är tagen fem år efter sommaröversvämningen syns fortfarande tydliga spår i form av mindre frodig eller avdödad växtlighet i närheten av strandkanten. Foto: Sven-Erik Magnusson (övre bilden) och Hans Cronert (nedre bilden).

Figure 22. View from Isteräset June 3, 2003 (upper picture) and June 3, 2012 (lower picture), i.e. before and after the summer flooding in 2007. Despite that the lower picture is taken five years after the summer flooding, there are still clear traces from it (affected vegetation close to the water edge). Photo: Sven-Erik Magnusson (upper picture) and Hans Cronert (lower picture).

I flera avseenden skiljde sig vätan på Isteräset från väterna på Håslöv och Pulken, vilket förklarar färre djur i håvningarna. Nästan ingen vattenvegetation fanns i vätan på Isteräset, trots grunt vatten (Fig. 22). Dessutom hade samma väta ett mycket tjockt svartgiggigt sediment (i strandlinjen ca. 30 cm tjockt; Fig. 21). Sammantaget gjorde detta att vätan på Isteräset inte kändes frisk. Att miljön var syrefattig indikerades av det faktum att en stor del av de ryggradslösa djuren var fjädermygglarver med högt hemoglobin-innehåll. Anledningen till det tjocka sedimentet i Isteräsets väta kan vara en kvarvarande konsekvens av sommaröversvämningen 2007, som förde mig sig stora mängder sediment. Att vätan var friskare tillbaka i tiden framgår i Cronert m.fl. (1980) som gjorde insamlingar av bl.a. vattenlevande ryggradslösa djur på Isteräset. Även om studierna är svåra att jämföra, på grund av olikheter i metoder och insamlingsperioder, så utgjorde larver av nattsländor en betydande del av fångsterna i Cronert m.fl. (1980), en grupp som indikerar en frisk akvatisk miljö och som var helt frånvarande i data 2012.

Att vegetationen på Isteräset inte var så ”frodig” och inte tillväxte lika bra jämfört Pulken, skulle möjligen även det kunna vara en kvarvarande effekt (dvs. försämrade vitalitet) av de järn- och humusrika avlagringar som avsattes i samband med sommaröversvämningen 2007 (Fig. 22).

Håslöv

Håslöv-vätan torkade ut i snabbare takt än övriga vätor, för att i början av juni endast bestå av en liten pöl. Tidigare på säsongen var det tydligt att denna väta användes av vadare så som rödspov och rödbena, men mot slutet av insamlingsperioden noterades i princip inga vadare, vare sig ungar eller vuxna. De få par vadare som försökte häcka misslyckades förmodligen rätt tidigt under ruvningen, och predation är den mest sannolika förklaringen.

Notervärt är alltså den kortsnaggande vegetationen på Håslöv, som utan tvivel påverkar vadarna i negativ riktning. Även om det är tänkbart att avlagringarna från sommaröversvämningen 2007 kan förklara dålig vegetationstillväxt på Håslöv, är det mycket troligt att den korta vegetationen är en direkt konsekvens av ett alltför hårt betestryck, inte bara från kreatur, utan kanske framför allt från de gäss som under stora delar av året är närvarande på strandängarna i Vattenriket (gäller alltså också bl.a. Isteräset, men dock inte t.ex. Pulken i samma utsträckning).

Gemensamt med håvningarna på Isteräset uppvisar Hammarsjön-transekten mycket låga värden, både i antal och i energiinnehåll för de ryggradslösa djuren. Anledningen kan delvis vara samma som för Isteräset, dvs. kopplat till en ökad grad av sedimentation som skett de senaste åren, samt kraftig tillbakagång av den akvatiska vegetationen.

Pulken

Pulken kändes som en ”frisk” lokal hela säsongen, vilket vi också finner stöd för i data på de ryggradslösa djuren, men också i det faktum att vegetationen tillväxte bättre på Pulken jämfört de andra lokalerna. Varnande vadarfåglar noterades under hela säsongen, och då speciellt omkring vätan. Värt att notera är att ett rödspovspar dök upp den 7 maj. Kanske kom de från en annan lokal i Vattenriket där de misslyckats med häckningen. Paret var kvar, varnande, fram till sista insamlingstillfället den 11 juni. Notervärt för Pulken är också att nästan samtliga vadare höll sig i och omkring den stora vätan. Den datainsamling som gjordes ner mot ån (transekt C) visar på en mycket god förekomst av ryggradslösa djur, både på land

och i vatten. Några vadare observerades dock aldrig vid denna transekt, vilket tros bero på att vegetationen där var mycket kort (Fig. 18).

Den starka negativa trenden som strandängsvadarna genomgått i Vattenriket de senaste 10-15 åren fortsatte under 2012, men av de tre undersökta lokalerna bara för Isteräset och Håslövs ängar. Inventeringsdata pekar däremot på att Pulken har stabilt antal av t.ex. rödbena, storspov och tofsvipa jämfört tidigare år (Hans Cronert, opublicerade data). Ur detta perspektiv kan man hävda att Pulken är en ”friskare” lokal jämfört de andra. Å andra sidan är Isteräset fortfarande den främsta vadarlokalen i Vattenriket, eftersom de flesta vadarna i området lockas dit.

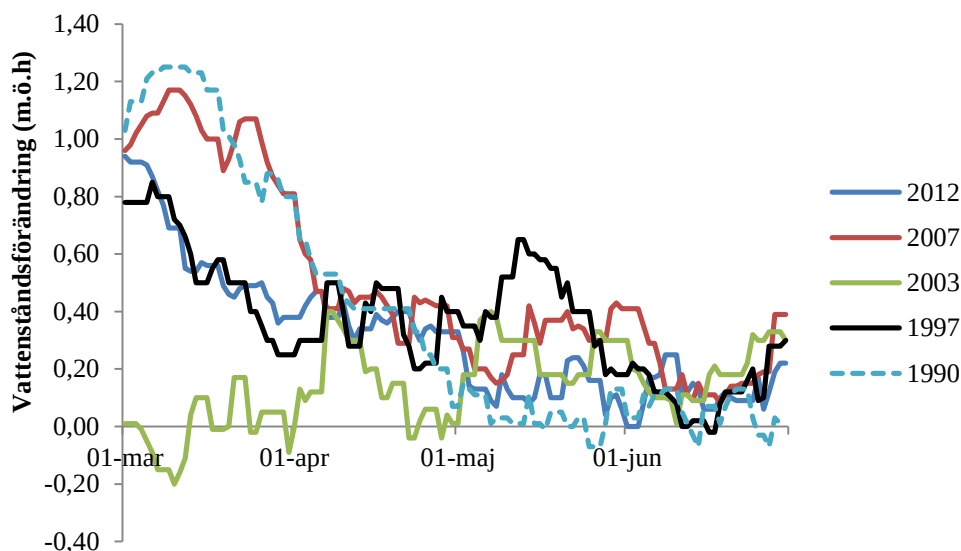
Metodproblem?

Överlag ger data och resultat i denna studie sannolikt en rättvis bild av verkligheten. Man kan ändå lyfta fram några saker som är viktiga att beakta i tolkningarna. (1) Två transekter (alternativt tre för Pulken) per lokal lades ut i områden som vi trodde användes av vadarna och/eller som vi ville kontrastera mot för att t.ex. studera effekter av sommaröversvämningen 2007. Om de valda platserna var representativa kan vi med säkerhet inte veta, men vi har ingen anledning att tro det motsatta. (2) Det negativa sambandet mellan antalet ryggradslösa djur och höjden på markvegetation kan vara ett metodfel, dvs. djur fångades med större sannolikhet i kortare vegetation än i högre (se ovan). (3) Fallfällorna samlade in ryggradslösa djur under sju dagar innan de vittjades, vilket enligt vår mening ger rätt ”säkra data”. Håvningarna däremot, gjordes under korta tidsperioder (30 sek per håvning), vilket ökade risken för att inte få ett representativt urval. Dessutom genomfördes håvningarna delvis på olika ställen inom varje transekt, i och med vattennivån sjönk under säsongen, vilket delvis kan förklara säsongsvariationen som framgår i Fig. 10-15.

Torrare vårar?

Analyserna av meteorologiska data samt vattenståndsnivån indikerar inte på några tendenser att vårarna skulle ha blivit torrare. Möjligen antyder materialet att vårarna under andra halvan av 1990-talet, då vadarbeståndet var som störst, var blötare och kanske fuktigare jämfört med flertalet andra vårar under perioden 1990–2012. Denna slutsats är dock inte på något sätt säkerställd i de utforskande analyser som gjorts i den här studien. Det är också svårt att avgöra om dessa kombinerade mätvärden kan användas till att analysera fuktigheten på ängarna. På Tipperne i Danmark har man grävt ner rör i marken för att kunna mäta grundvattennivån på ängarna. Då har man funnit ett positivt samband mellan grundvattennivån omkring 15 maj och vadarnas häckningsframgång, dvs. ju högre vattennivå desto bättre för vadarna (Ole Thorup i brev).

Ett alternativt sätt att analysera hydrologiska data från Vattenriket är att titta närmare på ”våravsänkningen”, dvs. hur snabbt vattennivån sjunker under våren. Vadarna gynnas sannolikt av tidiga våröversvämningar och att vattennivån i Helgeån inte sjunker ner till nivåer lägre än 20 cm över havsnivån under häckningssäsongen. Cronert & Lindblad (2003) diskuterar hur skillnader i våravsänkningen kan tänkas påverka antalet häckande vadare i Vattenriket. Till exempel var 2003 ett extremår utan tidiga våröversvämningar och med låg vattennivå nästan hela fåglarnas häckningsperiod (Fig. 23). Både 1997 och 2007 var år då vattennivån efter omfattande våröversvämning sjönk ner till <20 cm ö.h. först en bit in i juni månad.



Figur 22. Vattenståndsförändringar (m.ö.h.) i Helgeån vid Barbacka våren 1990, 1997, 2003, 2007 och 2012.

Figure 22. Water-level changes (m.a.s.l.) in Helgeån in spring 1990, 1997, 2003, 2007 and 2012.

En genomgång av våravsänkningen perioden 1990–2012 ger likartade resultat som den statistiska analysen med PCA. Vårar med tidig avsänkning ner till nivåer kring 0–20 cm över havsnivån inföll oftare i början av 1990-talet och under 2000-talet jämfört med andra halvan av 1990-talet. Någon generell trend till torrare vårar kan dock inte riktigt skönjas, men åren kring 1997 då vadarförekomsten var som högst, tycks också ha varit bland de mest lämpliga åren för vadarna ur hydrologisk synpunkt. Vårar med rikliga vattenmängder på ängarna dessa år kan ha bidragit till den lyckade restaureringen i Vattenriket då höga noteringar av häckande vadare registrerades 1997. I vilken mån hydrologin under 2000-talet har påverkat vadarbestånden är svårbedömt, men är knappast huvudfaktorn bakom de observerade minskningarna.

Förslag på åtgärder:

Med tanke på det besvärliga läget för strandängsvadarna i Kristianstads Vattenrike finns inget utrymme för att invänta ytterligare forskningsresultat. Sydlig kärrsnäppa har försvunnit som häckfågel och det är tveksamt ifall några brushonor fortfarande gör häckningsförsök. Antalet rödspovar halverades från ca. 40 individer 2011 till ca. 20 fåglar 2012. Dessutom var det troligen bara 1 par rödspov (i Pulken) av de ca. 10 paren som lyckades få ungar på vingarna under 2012. För att kunna behålla rödspov och andra strandängsvadare i Kristianstads Vattenrike krävs omfattande åtgärder vilka kommer att kosta en hel del pengar. Det är värdefullt om direkta åtgärder kan kombineras med parallell forskning för utvärdering av åtgärdernas effekter. Vi ser följande åtgärder som nödvändiga för de närmaste åren:

- Det är angeläget att behålla mer vatten på ängarna en längre tid över häckningssäsongen. Målet måste vara att vätorna inte ska torka ut redan i maj utan tidigast i mitten av juni, men helst ännu senare. En åtgärd som har utförts på några platser på Öland är att blockera diken som inte längre fyller någon funktion. Detta är en relativt enkel åtgärd som snabbt kan ha positiva effekter på vadarförekomsten.

- Det är nödvändigt att undersöka vilka möjligheter som finns för att med hjälp av ändrat betetryck eller minskat gåsbete få ensartade kortsnaggade gräsytor att istället bli en mosaik av varierande vegetationshöjder.
- Det är önskvärt att få ner grågåsbeståndet eller styra gässen till andra områden än strandängarna.
- Det är nödvändigt att få ner predationstrycket på ängarna. En åtgärd är att se över möjligheten att reducera antalen naturliga rävgryt och ersätta dem med artificiella gryt. För denna åtgärd kan man ta lärdom av förvaltningen vid Vest Amager, Köpenhamn*. Det är värt att notera att Länsstyrelsen Halland fått medel från *Utvald miljö* inom Landsbygdsprogrammet för att göra just detta. Räv är sannolikt den viktigaste predatoren och i första hand är det denna art man ska fokusera på att begränsa.
- För vadarnas skull var det en korrekt åtgärd att nedmontera holken för pilgrimsfalk på vattentornet. Så länge rödspovspopulationen är så låg som den är finns det ingen möjlighet att kombinera en rödspovsförekomst i Kristianstads Vattenrike med häckande pilgrimsfalk. Pilgrimsfalkarna fångar och äter vuxna rödspovar vilket är ett betydligt större bekymmer än att räv tar rödspovsägg eller ungar. Nu har pilgrimsfalksparet olyckligt drabbats av illegal jakt och utgör inte längre något hot mot vadarna, men nya individer skulle snabbt kunna etablera sig i holken.
- Det är angeläget att förstärka ett redan befintligt nätverk mellan förvaltare av Kristianstads Vattenrike och andra viktiga strandängsområden i södra Sverige och i Danmark. För närvarande går det bra för flertalet vadararter på Saltholm och det är fullt möjligt att den påtagliga minskningen i antalet rödspovar i Kristianstads Vattenrike mellan 2011 och 2012 delvis kan förklaras av att individer har flyttat till Saltholm där rödspovsbeståndet har ökat de allra senaste åren. Det är viktigt att det finns flera väl fungerande strandängsområden för att möjliggöra utbyte dem emellan. Bara för att en art försvunnit som häckfågel på en lokal behöver det inte förbli ett permanent faktum; arten kan återvända bara förutsättningarna finns på plats och att arten klarar sig i andra närliggande områden.

Tack

Hans Cronert framförde värdefulla kommentarer i skrivandet av denna rapport och tackas därmed. Tack också till Peter Olsson för hjälp med statistiska analyser av meteorologiska och hydrologiska data.

Referenser

- Bernard E, Ayinla AO, Akande GR, Ayo-Olalus CI, Olusola AO. 2010. Wet weight-dry weight relationship of *Oreochromis niloticus* (Tilapia) in Egah river at Idah L.G.A. of Kogi state, Nigeria. *Internet Journal of Food Safety*, 12: 109-114.
- Cronert H, Hansson L-A, Vamborg P. 1980. De akvatiska evertrebraternas betydelse som födoresurs för vadarna på en sydsvensk betad fuktäng. Projektarbete i Ekologi 10p, Lunds Universitet.
- Cronert H, Lindblad T. 1998. Häckande simänder och vadare på strandängarna i Kristianstads Vattenrike. Resultat från en inventering våren 1997. Medd. nr 20 från Nedre Helgeåns Fågelstation. *Anser*, 37: 89-102.
- Cronert, H. och Lindblad, T. 2003. Strandängsinventering längs nedre Helgeån i Kristianstads Vattenrike våren 2003. En jämförelse med resultatet från 1997 års inventering. *ANSER* 2/04: s 65-78
- Edwards FK, Lauridsen RB, Armand L, Vincent HM, Jonas JJ. 2009. The relationship between length, mass and preservation time for three species of freshwater leeches (Hirudinea). *Fundamental and Applied Limnology Archiv für Hydrobiologie*, 173: 321-327.

- Eglington SM, Bolton M, Smart MA, Sutherland WJ, Watkinson AR, Gill JA. 2008. Managing water levels on wet grasslands to improve foraging conditions for breeding northern lapwing *Vanellus vanellus*. *Journal of Applied Ecology*, 47: 451-458.
- Ganihar SR. 1997. Biomass estimates of terrestrial arthropods based on body length. *Journal of Bioscience*, 22: 219-224.
- Hoste-Danyłow, A, Romanowski, J, Żmihorski, M. 2010. Effects of management on invertebrates and birds in extensively used grassland of Poland. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 139: 129-133.
- Johnston TA, Cunjak RA. 1999. Dry mass-length relationships for benthic insects: a review with new data from Catamaran Brook, New Brunswick, Canada. *Freshwater Biology*, 41: 653-674.
- Milsom TP, Hart JD, Parkin WK, Peel S. 2002. Management of coastal grazing marshes for breeding waders: the importance of surface topography and wetness. *Biological Conservation*, 103: 199-207.
- Miserendino ML. 2001. Length-mass relationships for macroinvertebrates in freshwater environments of Patagonia (Argentina). *Ecologia Austral*, 11: 3-8.
- 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. Rapport 5813, Naturvårdsverket.
- Rogers LE, Buschbom RL, Watson CR. 1977. Length-weight relationships of shrub-steppe invertebrates. *Annals of the Entomological Society of America*, 70: 51-53.
- Sabo JL, Bastow JL, Power ME. 2002. Length-mass relationships for adult aquatic and terrestrial invertebrates in a California watershed. *Journal of the North American Benthological Society*, 21: 336-343.
- Sample BE, Cooper RJ, Greer RD, Whitmore RC. 1993. Estimation of insect biomass by length and width. *American Midland Naturalist*, 129: 234-240.
- Schekkerman H. 2008. Precocial problems – shorebird chick performance in relation to weather, farming, and predation. Doktorsavhandling, Rijkuniversitet Groningen. Drukkerij van Dendered BV, Groningen.
- Schekkerman, H, Beintema, AJ. 2007. Abundance of invertebrates and foraging success of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* chicks in relation to agricultural grassland management. *Ardea* 95: 39-54.
- Schönbeck, E. 1968. Kristianstadstraktens rödspövsbestånd. Medd. fr. Skånes Ornitologiska Förening 7: 52-53.
- Sokal RR, Rohlf FJ. 2001. Biometry. 3rd edition. Freeman and company, New York.
- Tsoumani M, Apostolidis AP, Leonardos ID. 2012. Length-weight relationships of *Rutilus* species from fifteen Greek lakes. *Journal of Applied Ichthyology*, doi: 10.1111/jai.12014.

Vattenriket i fokus är Biosfärkontoret Kristianstads Vattenrikes skriftserie (ISSN 1653-9338). Här publiceras rapporter och inventeringar som utförts på uppdrag eller i samarbete med Biosfärkontoret. Rapporterna går att ladda ner från www.vattenriket.kristianstad.se/fokus/. Utgivna sedan skriftseriens start 2006

- 2006:01 Hammarsjöns häckande fåglar. Inventering 2006 och utveckling sedan 1956, Patrik Olofsson.
- 2007:01 Biosfärområde Kristianstads Vattenrike. Verksamheten 2006, Biosfärkontoret.
- 2007:02 Flyginventering av grågås. Patrik Olofsson.
- 2007:03 Inventering av solitära bin väster om Åhus på Ripa sandar, Horna sandar och Sånarna inom Biosfärområde Kristianstads Vattenrike sommaren 2006, Mikael Sörensson.
- 2007:04 Uppföljning av settlingbottnar för flodpärlmusslan i Vramsån. Undersökningar år 2006 fisk och glochidielarver, Ekologgruppen.
- 2007:05 Handlingsprogram 2007-2009, Biosfärkontoret.
- 2008:01 Vattenriket en utflyktsguide. Patrik Olofsson och Karin Magntorn.
- 2008:02 Inventering av fältpiplärka på Ripa sandar, Horna sandar samt Sånarna 2007, Patrik Olofsson.
- 2008:03 Inventering av fågelfaunan på Åsumfältet. Å3:s f.d. militära övningsfält i N Åsum, Patrik Olofsson.
- 2008:04 Inventering av solitära bin och rödlistade insekter på Åsumfältet och vid f.d järnvägsövergången Everöd/Lyngby sommaren 2007, Mikael Sörensson.
- 2008:05 Inventering av buksvampar inom Biosfärområde Kristianstads Vattenrike, hösten och vintern .
- 2008:06 Invallningar kring de nedre delarna av Helge å, Peter Berglund.
- 2008:07 Utvärdering av provfiske i Araslövssjön och Hammarsjön 2007, Olsson Ivan. Anders Eklöv.
- 2008:08 Biosfärområde Kristianstads Vattenrike. Verksamheten 2007, Biosfärkontoret.
- 2008:09 Flyginventering av grågås i Hammarsjön och Araslövssjön mm, Patrik Olofsson.
- 2009:01 Biosfärområde Kristianstads Vattenrike. Verksamheten 2008, Biosfärkontoret.
- 2009:02 Ekosystemtjänstanalys i Kristianstads Vattenrike, Marmar Nekoro och Jennie Svedén.
- 2009:03 Vägvisning till Vattenrikets besöksmål. Författare Ebba Trolle.
- 2009:04 Kulturhistorisk analys av Kristianstads Golfklubbs golfbanor i Åhus. Författare Liselott Wernersson.
- 2009:05 Markhävdkartering 2008 hävd tillståndet på betesmarker och slåtterängar inom nedre Helgeåns våtmarksområde i Kristianstads Vattenrike. Pyret Oveson.
- 2009:06 Åsumfältets natur- och kulturvärden belysta genom dess historia. Nils-Otto Nilsson.
- 2009:07 Landskapsplan för ripa och Horna sandar. Merit Kindström.
- 2009:08 Ekosystemtjänster - ett verktyg för hållbar utveckling. Rapport från konferens i Kristianstad juni 2009.
- 2010:01 Biosfärområde Kristianstads Vattenrike. Verksamheten 2009, Biosfärkontoret.
- 2010:02 Rör om i sanden! Allmänna råd för bevarande av sandmarkernas växter och djur. Ebba Trolle.
- 2010:03 Solitärbin och andra insekter på Kristianstads Golfklubbs golfbanor i Åhus- inventering och förslag på riktade skötselåtgärder. Mikael Sörensson.
- 2010:04 Handlingsprogram för Biosfärområde Kristianstads Vattenriket 2010-2013. Biosfärkontoret.
- 2010:05 Naturum Vattenriket – mitt i Kristianstad, mitt i Vattenriket. Biosfärkontoret.
- 2010:06 Ålens fortlevnad- Rapport från seminariet ÅL 2010 i Åhus. Biosfärkontoret och Ålakademin.
- 2010 Inventering av döda och döende klibbalbestånd. Christer Olsson.
- 2010 Vedinsekter i Uddarp - inventering sommaren 2009. Gunnar Isacson
- 2011:01 Biosfärområde Kristianstads Vattenrike. Verksamheten 2010, Biosfärkontoret.
- 2011:02 Provfiske i Hammarsjön och Araslövssjön 2010. Biosfärkontoret, Jonas Dahl.
- 2011:03 Provfiske i Råbelövssjön 2010. Biosfärkontoret, Jonas Dahl.
- 2012:01 Biosfärområde Kristianstads Vattenrike. Verksamheten år 2011, Biosfärkontoret.
- 2012:02 Mer än en golfbana – ta tillvara banans natur- och kulturvärden, Patrik Olofsson.
- 2012:03 Upplev naturen i Skåne – starta på naturum och naturcentrum, Biosfärkontoret, Åsa Pearce.
- 2012:04 Underlag för utveckling och styrning av det båtburna friluftslivet på Helge å, Andreas Nilsson.
- 2012:05 Provfiske efter mal i nedre Helgeån 2011. Biosfärkontoret, Jonas Dahl.
- 2012:06 Ålens framtid- att bruka eller förbruka ekosystemtjänster. 20 röster om ålen. Per Erik Tell.
- 2012:07 Flyginventering av grågås i Hammarsjön och Araslövssjön samt delar av Oppmannasjön och Ivösjön. Patrik Olofsson Eco Images på uppdrag av Biosfärkontoret.
- 2013:01 Biosfärområde Kristianstads Vattenrike. Verksamheten 2012, Biosfärkontoret.
- 2013:02 Provfiske efter mal i Nedre Helgeån 2012. Jonas Dahl, Biosfärkontoret.
- 2013:03 Rapport från seminariet ÅL 2012 i Åhus. Biosfärkontoret och Ålakademin.
- 2013:04 Stortapetserarbetet - inventering. Ulf Lundwall och Göran Holmström.

