



UPPSALA
UNIVERSITET

Strandängarnas artrikedom och artsammansättning - betydelsen av hävd



Johanne Ericson

Degree project in biology, Master of science (1 year), 2009

Examensarbete i biologi 30 hp till magisterexamen, 2009

Institutionen för biologisk grundutbildning och Institutionen för växtekologi, Uppsala universitet

Handledare: Katariina Kiviniemi

Sammanfattning

Igenväxning och fragmentering är idag ett stort hot mot strandängarna. Anledningen är att hävd i form av bete och slåtter upphört i stor utsträckning samt att reglering av sjöar och vattendrag medfört minskade fluktuationer i vattennivå. Detta har inneburit att växtarter knutna till denna naturtyp fått svårare och svårare att sprida sig, blivit utkonkurrerade av invasionsarter samt minskat i antal. I denna studie inventerades 16 strandängar med olika hävdhistorik. Syftet var att undersöka hur bete påverkar artsammansättning och artrikedom, att se om det krävs kontinuerligt bete för att uppnå en hög artrikedom samt att undersöka om bete är en bra metod vid restaurering av strandängar. Ytterligare frågeställningar var hur artrikedomen påverkas av fragmentering i form av minskad area på strandängarna och ökat avstånd till omgivande strandängar samt att undersöka om det finns några arter som kan användas som indikatorarter av artrika och artfattiga strandängar. De strandängar som haft kontinuerlig hävd sedan början av 1900-talet eller tidigare hade högst artantal. Dessa strandängar hade även en liknande artsammansättning. Strandängarna som haft perioder med uppehåll i betet samt strandängarna som restaurerats under 90-talet hade även de ett högt artantal. Artsammansättningen på dessa strandängar varierade något men hade större likhet med artsammansättningen på de kontinuerligt hävdade strandängarna än den på de övergivna strandängarna. De strandängar som stått övergivna i minst 25 år hade ett lågt artantal och en artsammansättning som avvek från övriga strandängar. Det fanns inga samband mellan artantal och area på strandängarna eller artantal och avstånd till omgivande strandängar. Arterna ältranunkel (*Ranunculus flammula*), harstarr (*Carex ovalis*), knappsäv (*Eleocharis palustris*) och mannagräs (*Glyceria fluitans*) kan eventuellt användas som indikatorer av artrika strandängar medan grenrör (*Calamagrostis canescens*) eventuellt kan indikera artfattiga strandängar.

Innehållsförteckning

Inledning	3
Material och metod	5
Studieområde	5
Fältstudie	5
Dataanalys	8
Resultat	9
Artsammansättning.....	10
Artantal	12
Habitatkonfiguration.....	14
Indikatorarter	14
Diskussion	15
Artsammansättning.....	15
Artantal	16
Habitatkonfiguration.....	17
Indikatorarter	17
Metod.....	18
Slutsatser.....	18
Referenslista	19
Bilaga 1	21
Total artlista för samtliga strandängar	21

Inledning

Naturbetesmarker är relativt näringsfattiga marker som under lång tid hävdats genom bete eller slåtter. Att de är näringsfattiga beror på att markerna ej använts för odling av grödor och därför generellt sett aldrig gödslats. Istället har det pågått en kontinuerlig reduktion av näring i och med betet och slåttern. Naturbetesmarkerna är en form av fornlämning från den sena Järnåldern. I det dåvarande jordbruket användes stora ytor som betesmarker för boskap och som slåttermarker för produktion av foder (Cousins och Eriksson 2002). Under det senaste århundradet har det dock skett en drastisk fragmentering av naturbetesmarker. Det är främst under de senaste 50 åren som detta skett. Slåttermarkerna är så gott som borta och betesmarkerna har minskat med 90 %. Detta är ett generellt problem i både Sverige och Europa (Bernes 1994, Cousins *et al.* 2007). På grund av denna fragmentering blir naturbetesmarkerna mindre och avståndet till närliggande naturbetesmarker ökar. Det leder till att växtarter knutna till denna naturtyp får svårare och svårare att sprida sig, blir utkonkurrerade av invasionsarter samt minskar i antal (Kiviniemi och Eriksson 2002).

Naturbetesmarker inkluderar strandängar och även dessa har drabbats av omfattande igenväxning och fragmentering under det gångna seklet. Fram till början av 1900-talet var strandängar vanligt förekommande och användes inom slåtterängsbruket. När slåtterängsbruket sedan successivt ersattes av ett modernare jordbruk minskade antalet djurgårdar och det ekonomiska intresset för foder från strandängar sjönk. Det ledde till att många strandängar övergavs och fick växa igen medan andra omvandlades till jordbruksmark (Alexandersson *et al.* 1986, Berg *et al.* 2005, Mogol 2006). Minskade fluktuationer i vattennivån p.g.a. reglering av sjöar och vattendrag, sjösänkning, landhöjning samt övergödning från jordbruk är ytterligare faktorer som lett till igenväxning av strandängar (Alexandersson 1986).

Strandängen är en biotop som förutom att räknas som naturbetesmark även tillhör naturtypen våtmark. Strandängar är fuktiga, flacka stränder som ligger längs med vattendrag och sjöar samt vid kusten och som i hög grad påverkas av det vatten de ligger i anslutning till (Alexandersson 1986, Naturvårdsverket 2007). De faktorer som i huvudsak ger strandängarna sin struktur är hävd i form av bete och slåtter samt återkommande översvämningar (Alexandersson 1986). Isnötning är ytterligare en form av störning som är starkt kopplat till strandängar (Naturvårdsverket 2007). På strandängar med hävdkontinuitet består vegetationen på de torraste områdena av kort gräsvegetation med inslag av örter. I de blötare partierna övergår vegetationen till lågstarrvegetation och vid vattenlinjen växer arter som svalting (*Alisma plantago-aquatica*), knappsäv (*Elocharis palustris*) och vattenpilört (*Persicaria amphibia*). På strandängar som inte längre hävdas förekommer arter som grenrör (*Calamagrostis canescens*), rörflen (*Phalaris arundinacea* var. *arundinacea*) och vasstarr (*Carex acuta*). Dessa arter får med tiden ge vika för vass (*Phragmites australis*) som successivt vandrar in från sjösidan och träd och buskar som vandrar ut från landsidan mot strandlinjen (Alexandersson 1986).

Trädäckningen är låg på de hävdade strandängarna, ca 0-10%, eftersom unga plantor ständigt slås eller betas ner. Hävden i form av slåtter, bete och tramp m.m. leder till att många störningsgynnade växtarter förekommer på ängarna. På grund av den kontinuerliga störningen lyckas inte konkurrenskraftiga arter att konkurrera ut svagväxande arter. Det leder till en större artrikedom då förutsättningarna för att både konkurrenskraftiga och konkurrenssvaga arter kan förekomma tillsammans på strandängarna ökar (Anonym 2005). Det finns även en hel del insekter, kräldjur, groddjur och fåglar som är beroende av hävdade strandängar och strandängarna utgör därför en mycket viktig biotop som hyser många sällsynta och hotade

växt- och djurarter (Peilot 2007). Ytterligare en anledning, utöver hävden, som leder till att strandängarna hyser så många olika arter är att de är indelade i vegetationszoner. Eftersom fuktigheten i marken successivt ökar ut mot strandlinjen uppstår zoner med olika vattenförhållanden. Det leder till att det i varje zon bildas ett eget samhälle som hyser sina specifika djur- och växtarter (Alexandersson 1986). Vid välhävdade strandängar finns även en så kallad blå bård mellan strandängen och vassbältet. Det är ett område med öppet vatten som spelar en viktig roll för många fåglar och groddjur då vassen verkar som ett skydd ut mot det öppna vattnet och de predatorer som finns där (Peilot 2007). Upphör hävden försvinner dock den blå bården och vassbältet breder ut sig (Alexandersson 1986).

Att endast behöva använda sig av ett fåtal arter för att kunna identifiera ett värdefullt område med hög artdiversitet är ett användbart verktyg som förenklar en inventering och gör den mer kostnadseffektiv. Dessa indikatorarter ska indikera hävd och artrikedom samt vara arter som är vanligt förekommande och som är lätta att hitta. Det är få arter som indikerar artdiversitet överlag, men går man ner i mindre skala och väljer en specifik biotop finns det bra indikatorarter att använda sig av. För torrare typer av naturbetesmarker finns det ett flertal indikatorarter som används i stor utsträckning. Det finns även undersökningar som konstaterar att de indikerar artdiversitet (bl.a. Öster *et al.* 2008). För strandängar finns det också ett antal arter som används som hävdindikatorer (se Anonym 2000b). Däremot har det inte gjorts lika många studier av dessa indikatorarter som visar att de indikerar hävd.

Den omfattande habitatfragmenteringen av strandängar har under de senaste decennierna uppmärksammats. Man har insett att strandängarna är en biotop som håller på att försvinna och många områden har restaurerats i naturvårdssyfte. Länsstyrelserna lägger ner stora resurser på att ta fram program för hur strandängar i Sverige ska restaureras och skötas, men eftersom kunskapen fortfarande är bristfällig vet man ej idag vilka effekterna kommer att bli av de olika skötselmetoderna (Berg *et al.* 2005).

Syftet med detta arbete är att undersöka hur hävd i form av bete påverkar en strandängs artrikedom och artsammansättning vad gäller växter. Jag vill ta reda på om det krävs lång kontinuitet av hävd för att skapa en artrik strandäng eller om detta kan uppnås trots att det tidvis varit uppehåll i hävden samt om bete lämpar sig vid restaurering av strandängar. Jag vill även undersöka hur fragmenteringen av strandängar påverkar artrikedomen. Innebär en minskad area och ökad isolering att artantalet på strandängarna minskar? Det vore även intressant att se om man kan använda sig av indikatorarter för att identifiera en artrik strandäng. Mina frågeställningar är följande:

- i) Hur påverkar den nuvarande och historiska formen av hävd en strandängs artsammansättning och artrikedom?
- ii) Har habitatkonfigurationen någon effekt på artrikedomen?
- iii) Kan man använda sig av hävdindikatorer för att identifiera en artrik strandäng och av ohävdindikatorer för att identifiera en artfattig strandäng?

Material och metod

Studieområde

I januari 1999 inledde Karlstads kommun, Värmlands län, ett projekt vid namn Projekt Vänerstrand. Syftet var att få en uppfattning om statusen för Vänerstranden i kommunen och ta fram en detaljerad skötselplan med konkreta mål och åtgärdsförslag för området. Av den ca 20 mil långa strandremsan som sträcker sig längs med Karlstads kommuns södra del inventerades ca 16 mil, de återstående fyra milen bestod av tätbebyggt område. Vänerstranden kunde delas in i de tio naturtyperna berg, hållmarkstallskog, hedtallskog, granskog, blandskog, lövskog, hävdad strandäng, ohävdad strandäng, sandstrand samt vassområden. I dessa olika naturtyper inventerades fågelliv, lövskog, jordlöpare och växter. Utöver dessa inventeringar gjordes även en analys över näringsbelastningen på vikarna från Vänerns tillrinningsområden samt en energiutredning av vassens tänkbara användningsområden. Under projektets gång formulerades ett antal övergripande mål som bl.a. var att öka den biologiska mångfalden bland arter som är knutna till Vänerstranden, förbättra vattenkvaliteten i Väner i form av att minska tillförseln av näringsämnen från fastmarken, få näringsämnen att cirkulera i ett kretslopp inkluderat både land och vatten samt att tillvarata och bevara kulturmiljöer (Anonym 2000a, Anonym 2000b).

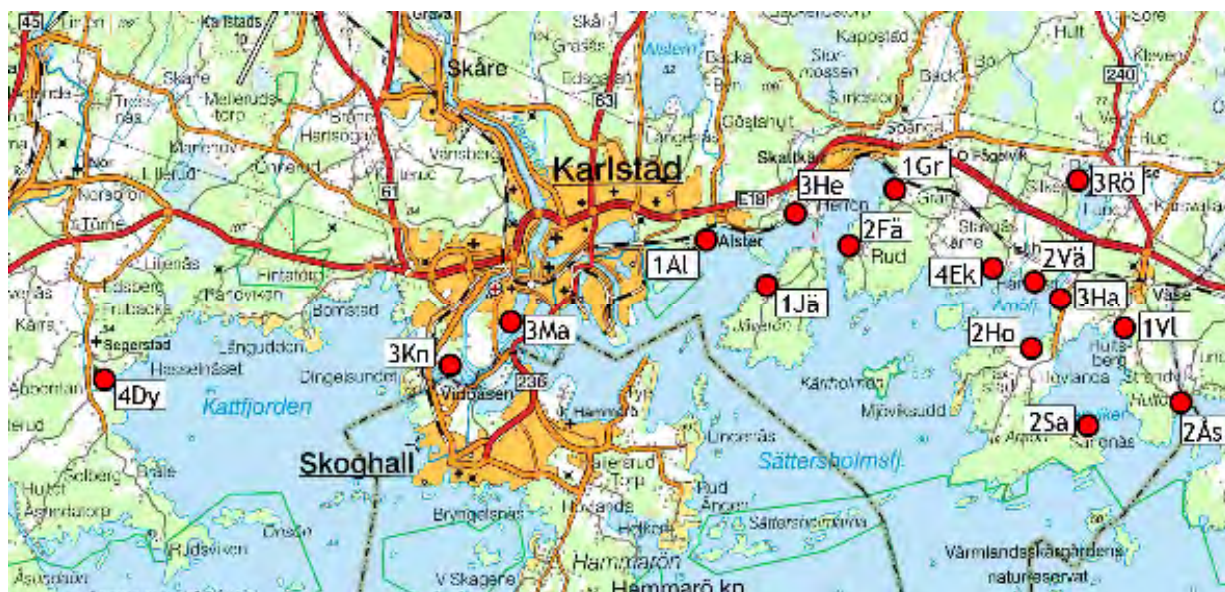
Majoriteten av strandängarna i Karlstads kommun är belägna i de näringsrika vikarna vid Vänerstranden på en botten bestående av lersediment. Strandängen sträcker sig från partierna där marken är helt torr ut mot det öppna vattnet. I många fall förekommer det ett vassbälte av varierande bredd vid strandlinjen innan det öppna vattnet och i vissa fall finns även en blå bård i vassbältet. Eftersom fuktigheten i marken ökar ju närmare strandlinjen man kommer ändras även vegetationen successivt. Olika arter dominerar beroende på hur fuktigt det är i marken. Denna variation av dominerande arter delar upp strandängen i zoner. Längden på zonerna varierar och är kopplade till storleken på strandängarna, de kan vara allt ifrån några meter till ett fåtal hundra meter. I de torraste zonerna är arter som vitklöver (*Trifolium repens*), gåsört (*Argentina anserina* ssp. *anserina*), smörblomma (*Ranunculus acris* ssp. *acris*), höstfibbla (*Leontodon autumnalis* var. *autumnalis*) och gräs som t.ex. rödven (*Agrostis capillaris*) vanligt förekommande. I zonerna som är mer fuktiga börjar arter som veketåg/knapptåg (*Juncus effusus/conglomeratus*), blåsstart/flaskstart (*Carex vesicaria/rostrata*), harstart (*Carex ovalis*), sumpmåra (*Galium uliginosum*) och kärrkavle (*Alopecurus geniculatus*) att dominera mer och ute i de allra blötaste partierna är t.ex. vass (*Phragmites australis*), vasstart (*Carex acuta*), svalting (*Alisma plantago-aquatica*), bredkaveldun (*Typha latifolia*) och svärdslija (*Iris pseudacorus*) vanliga.

Fältstudie

Under två veckor i juni 2008 utfördes en inledande inventering av sammanlagt 22 strandängar i Karlstads kommun, 26 mil väster om Stockholm. Fjorton av dessa hade tidigare inventerats av Karlstads kommun i Projekt Vänerstrand och de övriga åtta var strandängar som restaurerats under 1998 eller senare och som kommunen var intresserad av att få inventerade. Inventeringen av växtarter gjordes i sex meter breda transekter som var placerade vinkelrätt mot strandlinjen. Transekterna hade en längd på ca 40 till 360 meter och antalet transekter per strandäng varierade mellan ett och tre beroende på strandängens storlek. På strandängarna som tidigare inventerats fanns beskrivna utgångspunkter för transekterna, dessa hade även markerats med järnrör nedslagna i marken. Dessa utgångspunkter var i vissa fall tvungna att flyttas p.g.a. förändringar i omgivningen i form av bl.a. flyttade el-stängsel eller utvidgade åkrar. För de åtta nya områdena valdes lämpliga transekter ut som var representativa för vegetationen i varje strandäng.

Artförekomsten registrerades i form av att i jämn takt ströva och notera vilka arter som förekom inom respektive zon. Ett 50 m långt måttband verkade som transektens mittlinje och transekternas samt zonernas längd mättes. Måttband användes även vid mätning av vegetations- och tuvhöjd, ett mått per zon togs som skulle representera respektive zon. Även vegetationstäckningen noterades. Här användes samma klassificering som under Projekt Vänerstrand (se Anonym 2000a). Vegetationstäckningen klassificerades som 1) tät grässvål, 2) halvt upplöst grässvål eller 3) helt upplöst grässvål.

I augusti gjordes en mer detaljerad studie av artsammansättningen på ett urval av strandängar och transekter. Då inventerades 16 av de tidigare 22 strandängarna (Figur 1).



Källa: <https://butiken.metria.se/digibib/index.php>

Figur 1. De 16 lokaler som inventerades i augusti. För förklaring av benämningar se Tabell 1.

Tabell 1. För de 16 undersökta strandängarna presenteras hävdkategori (1-4), djur per ha, vassbältets omfattning, transektlängd, antal zoner per transekt samt totala antalet provrutor (1 m²) och smårutor (0,04 m²) per transekt (se metodbeskrivning).

Hävdkategori	Strandäng (benämning)	Djur/ha	Vassbälte	Längd (m)	Antal zoner	Antal provrutor/smårutor
1	Alster (1Al)	1,2	smalt	130	3	15/375
1	Grän (1Gr)	1,8	smalt	60	3	15/375
1	Jäverön (1Jä)	7,8	smalt	76	2	10/250
1	V. Lövnäs (1Vl)	3,2	smalt	100	2	10/250
2	Fågelviks Rud (2Få)	0	brett	115	3	13/325
2	Hovlanda (2Ho)	0,7	brett	160	2	10/250
2	Sandnäs (2Sa)	9,5	saknas	71	2	10/250
2	Välingsön (2Vä)	0,8	brett	129	2	10/250
2	Åstorp (2Ås)	5,7	brett	90	2	10/250
3	Hammar (3Ha)	1,2	brett	86	2	10/250
3	Herrön (3He)	1,4	smalt	130	2	10/250
3	Knappstadviken (3Kn)	0,3	smalt	100	2	10/250
3	Mariebergsskogen (3Ma)	0,3	saknas	110	2	10/250
3	Rör (3Rö)	1,4	smalt	110	3	15/375
4	Dybottnen (4Dy)	0	brett	100	2	10/250
4	Ekholmen (4Ek)	0	brett	56	1	10/250

Vid detta tillfälle undersöktes endast ett transekt per strandäng. Det var transekter som valts ut under den tidigare inventeringen i juni och som ansågs representativa för vegetationen i respektive strandäng. För att underlätta jämförelser mellan strandängarna valdes transekter med ungefär samma längd. Transekterna hade en medellängd på 101 meter (SD = ± 28 meter). Antalet zoner per transekt varierade mellan en och tre och de flesta transekterna hade två vegetationszoner (Tabell 1).

GPS-koordinater i koordinatsystemet Rt90 registrerades för samtliga utgångspunkter i transekterna och även kompassriktningen för transekterna togs ut. Bredden av vassbältet uppskattades och angavs som brett (> 25 m) respektive smalt (< 25 m). Trädäckningen för samtliga strandängar var 0-10 %. Antalet betesdjur räknades och omvandlades sedan till antalet djur per hektar (Tabell 1). Kontakt togs med Karlstads kommun samt med markägare för att få information om den historiska markanvändningen av områdena. Strandängarnas area och isoleringsgrad uppskattades med hjälp av kartverktyg på länsstyrelsens hemsida (<http://www.gis.lst.se/lanskartor/>). Arean beräknades i form av att varje strandäng markerades som en polygon och programmet beräknade arean. För att få fram ett mått på isolering mättes avståndet till de tre närmast belägna strandängarna och ett medelvärde beräknades (Tabell 2).

Fem provrutor placerades i varje zon, undantag gjordes i tre zoner där det istället placerades tio, fyra respektive fyra provrutor (Tabell 1). Provrutan var 1 m² (1 x 1 m) stor och var i sin tur indelad i 25 smårutor på 20 x 20 cm vardera. Provrutans placering längs med transekten avgjordes av hur vegetationssammansättningen såg ut, syftet var att placera rutan på en för zonen representativ plats. Zonerna var dock såpass homogena så det behövde inte läggas allt för stor vikt vid valet av placering längs transekten. Var rutan skulle placeras i sidled i transekten hade tidigare bestämts med hjälp av en slumpfunktion i Excel. (Genom funktionen SLUMP()*(b-a)+a där a är 1 och b är 6 slumpades placeringarna 1, 2, 3, 4, 5, samt 6 fram för samtliga provrutor. Ett innebar att provrutan placerades i transektens vänsterkant och sex att rutan placerades i transektens högerkant).

Varje provrutas läge i form av antal meter från utgångspunkten noterades med hjälp av måttband. Placeringen i sidled, 1 till 6, angavs. Ett mått på vegetationshöjd och tuvhöjd togs i varje provruta med hjälp av linjal (Tabell 2). I denna studie användes vegetationshöjden som ett mått på betestrycket. Det är främst zon 1 som påverkas av betet eftersom det generellt sett är den enda formen av störning som förekommer där. De övriga zonerna karaktäriseras förutom betet även av störningar som t.ex. höjningar och sänkningar av vattennivån. Markfuktigheten uppskattades efter en subjektiv klassificering i fyra kategorier. Klassificeringen av markfuktighet var 1) torr, 2) relativt torr med antydning till blötare partier, 3) relativt fuktig med vattensamlingar och vattenfyllda fotspår och hovspår samt 4) vattendränkt med markytan under vatten.

Artförekomsten, d.v.s. vilka arter som fanns i respektive provruta, samt artfrekvensen noterades. Artfrekvensen registrerades genom att räkna antalet smårutor (n = 25) per provruta som respektive art förekom i. Även förekommande indikatorarter noterades. Som indikatorarter användes arter som klassificerats som hävdindikatorer under Projekt Vänerstrand (se Anonym 2000a). Under denna inventering hölls också ett jämnt tempo för att hinna upptäcka lika många arter på alla strandängar.

Idag hävdas 13 av de 16 strandängarna. På samtliga av dessa hävdade strandängar är det idag kor som betar. Historiskt sett finns det dock stor variation strandängarna emellan. Vissa strandängar har under årens lopp betats av både hästar, kor och stutar medan det på andra ängar alltid gått kor. Det finns även en stor variation vad gäller hur länge det betats och under

vilka tidsperioder. Vissa av strandängarna har en lång kontinuitet av hävd och har betats sedan mer än hundra år tillbaka, andra har även de blivit betade sedan lång tid tillbaka men haft tillfälliga uppehåll under en eller flera perioder. Några strandängar som tidigare ej betats har under senare år restaurerats och betas numera medan andra som förr betats istället har övergivits och nu håller på att växa igen. De 16 utvalda strandängarna delades in i fyra kategorier beroende på vad de hade för hävdhistorik (Tabell 1):

- 1) Strandängar med kontinuerligt bete sedan 1900-talets början eller tidigare (4 st)
- 2) Strandängar som betats förr och som betas idag men som tidvis haft uppehåll i upp till 40 år (5 st).
- 3) Strandängar som ej betats förr (eller som har en oviss historik) men som restaurerats och betats i 4-17 år. Dessa strandängar har en sämre hävdkontinuitet än kategori 1 och 2 (5 st).
- 4) Strandängar som troligtvis blev betade förr men som stått ohävdade sedan minst 25 år tillbaka (2 st).

Fågelviks Rud (2Få) betas ej idag men har haft en kontinuerlig hävd fram till slutet av 60-talet och betades även mellan 1995 och 2004. Strandängen har alltså betats något så när kontinuerligt med uppehåll i sammanlagt ca 30 år. Av den anledningen placerades strandängen i kategori 2 bland de strandängar som både betats förr och som även betas idag men som haft uppehåll i upp till 40 år (Figur 2).

Dataanalys

För att analysera artsammansättning och betydelsen av miljöfaktorer (markfuktighet, vegetationshöjd och tuvhöjd) i de olika strandängarna samt i strandängarnas zoner användes multivariat statistik. Artfrekvensdata användes i dessa analyser. Då variationen i datamaterialet var stort (> 4 standardavvikelse) användes unimodala ordinationsmetoder (ter Braak och Smilauer 2002, Milberg *et al.* 2003). De två modeller som användes var DCA (Detrended Correspondance Analysis) och DCCA (Detrended Canonical Correspondance Analysis). I en DCA sorterades datamaterialet endast utifrån artsammansättningen så de strandängar respektive zoner som har en liknande artsammansättning hamnar nära varandra i ett ordinationsdiagram. I en DCCA används även miljödata i analysen och här förklaras i vilken grad miljöfaktorer påverkar artsammansättningen i strandängarna respektive zonerna. I denna analys användes även ett permutationstest, Monte Carlo-test, för att undersöka om det fanns en signifikant effekt av miljöfaktorerna på artsammansättningen. Antalet permutationer som användes i denna analys var 999. Värdena på markfuktighet, vegetationshöjd och tuvhöjd för respektive zon var ett beräknat medelvärde baserat på de uppmätta värdena i provrutorna.

Envägs ANOVA användes för att undersöka skillnader i artantal mellan de olika hävdkategorierna av strandängar. Variablerna som undersöktes var artantal, artantal/m², artantal i zon1 och artantal/m² i zon1. Med artantal menas det totala artantalet i transekten. Zon1 användes eftersom det är där som betet troligtvis har störst påverkan. Värdena för variablerna log-transformerades innan analys. Även Kolmogorov-Smirnov test gjordes med avseende på normalfördelning samt att Bartlett Chi-två test gjordes för att undersöka ifall varianserna var homogena. Dessa resultat bör tolkas med försiktighet då det endast ingick två strandängar i en av hävdkategorierna (hävdkategori 4).

Multipel regressionsanalys användes för att undersöka samband mellan artrikedom och strandängarnas area och isolering. Även en enkel regressionsanalys användes för att undersöka samband mellan artrikedom och vegetationshöjd. För samtliga variabler gjordes Kolmogorov-Smirnov test innan analys med avseende på normalfördelning.

Då transekterna varierade i längd testades ävett transektlängd mot artantal. Det fanns inget samband mellan de utvalda transekternas längd och artrikedom eller artrikedom/m² ($p \geq 0,4$).

För att undersöka om det fanns något samband mellan förekomst av indikatorarter och artantal användes logistisk regressionsanalys. Som hävdindikatorer användes perennerna harstarr (*Carex ovalis*), knappsäv (*Eleocharis palustris*), mannagräs (*Glyceria fluitans*), sumppåra (*Galium uliginosum*) samt ältranunkel (*Ranunculus flammula*). Ohävdindikatorerna var grenrör (*Calamagrostis canescens*), älggräs (*Filipendula ulmaria*) och vass (*Phragmites australis*) (Appendix 1). Anledningen till att dessa arter valdes ut var att de var de vanligast förekommande indikatorarterna. Grenrör förekom på 14 lokaler. För denna art gjordes en korrelationsanalys med frekvensvärden för att undersöka förekomst mot artrikedom. Frekvensvärdena för grenrör ArcSin-transformerades innan analysen.

CANOCO för Windows 4.5 användes för ordinationsanalyserna. Minitab 15 Statistical Software respektive Statistica 8.0 användes i de statistiska analyserna.

Resultat

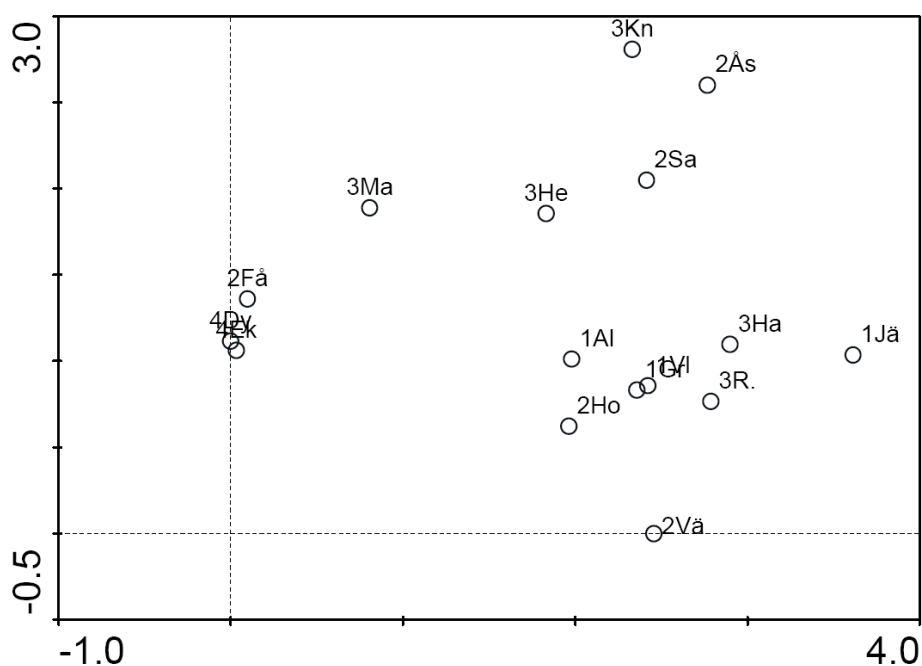
Totalt hittades 167 arter. Artantalet på strandängarna varierade mellan 28 och 88 arter (medelvärde = 58,3; SD = ± 17,2) och artantalet/m² hade ett medelvärde på 8,4 ± 2,3 arter. Flest arter hittades i strandängarnas zon1. Strandängarna hade en medelarea på 26 ± 18,5 ha och medelavståndet till omgivande strandängar var 2000 ± 500 m (Tabell 2).

Tabell 2. För de 16 undersökta strandängarna presenteras storlek, isolering, vegetationshöjd, tuvhöjd, markfuktighet, totala antalet arter, totala antalet arter per m², antalet arter i zoner samt antalet arter per m² i zoner. För vegetationshöjd, tuvhöjd, markfuktighet, artantal i zoner samt artantal/m² i zoner presenteras värdena för zon1, zon2 och zon3.

Strandäng	Storlek (ha)	Isolering (m)	Veg. höjd zon1/2/3 (cm)	Tuvhöjd zon1/2/3 (cm)	Markfuktighet zon1/2/3	Totalt artantal	Totalt artantal/m ²	Artantal zon1/2/3	Artantal/m ² zon1/2/3
1AI	30	2893	5/43/62	0/0/0	1/1/3	88	8	32/28/39	8/10/7
1Gr	8	2894	6/7/44	1/7/12	1/1/3	78	11	47/26/24	14/11/7
1Jä	5	2328	16/61	19/3	1/3	46	8	34/16	9/6
1VI	19	1606	6/34	3/4	1/2	55	8	37/29	9/7
2Fä	22	1703	66/68/50	6/1/20	1/1/1	58	7	26/27/13	9/8/3
2Ho	47	1660	42/61	0/10	1/3	66	5	23/15	6/4
2Sa	2	2702	40/39	2/1	1/3	73	9	46/23	12/6
2Vä	37	1238	37/78	14/17	1/3	60	10	34/25	11/8
2As	12	2075	17/32	1/0	3/4	61	9	35/29	12/5
3Ha	32	1632	25/41	14/4	1/2	86	12	45/34	15/9
3He	7	1910	11/14	6/8	1/2	45	8	32/24	9/8
3Kn	69	1974	11/42	0/2	3/4	57	13	34/28	15/10
3Ma	48	2374	34/65	0/14	3/3	38	9	26/20	10/9
3Rö	28	1285	5/26/39	21/0/0	1/2/2	57	6	27/23/11	6/8/5
4Dy	32	1791	68/58	2/42	1/1	37	5	23/20	6/5
4Ek	11	1830	80	33	3	28	5	19	5

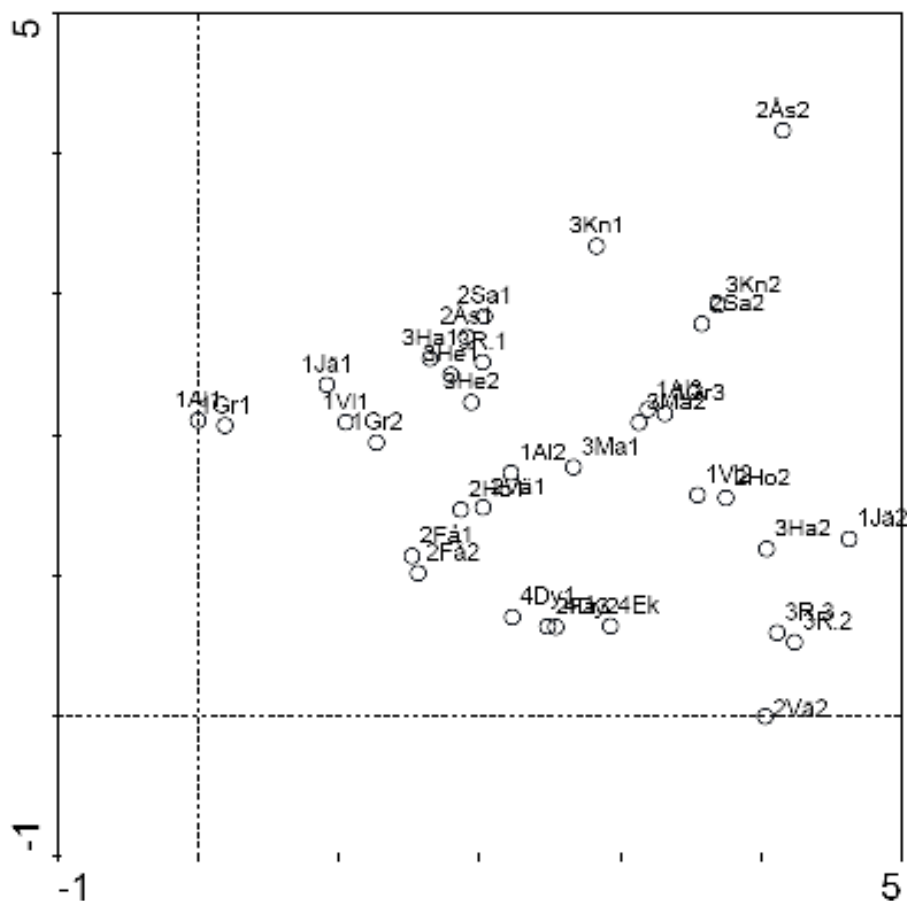
Artsammansättning

Ordinationsmetoden visade att de kontinuerligt hävdade strandängarna (hävdkategori 1) hade en relativt enhetlig artsammansättning, även de två strandängarna som ej betats på minst 25 år och som idag håller på att växa igen (hävdkategori 4) hade en likartad artsammansättning sinsemellan (Figur 2). Hos de strandängar som betats till och från eller som har restaurerats under senare år (hävdkategori 2 och 3) fanns det inga tydliga mönster utan de förekom mer spritt. Dock fanns det en tendens till att artsammansättningen på dessa strandängar påminde mer om de kontinuerligt hävdade strandängarna än de ohävdade. Några av strandängarna som betats till och från eller som restaurerats hade stora likheter i sin artsammansättning med strandängarna som hävdats kontinuerligt. Fågelviks Rud (2Få) från kategori 2 hade en artsammansättning som var väldigt lik den på de två ohävdade strandängarna (Figur 2).



Figur 2. Artsammansättningen på de 16 strandängarna. Strandängar som hamnar nära varandra i figuren har en liknande artsammansättning medan strandängar som hamnar långt ifrån varandra i figuren skiljer sig i artsammansättning.

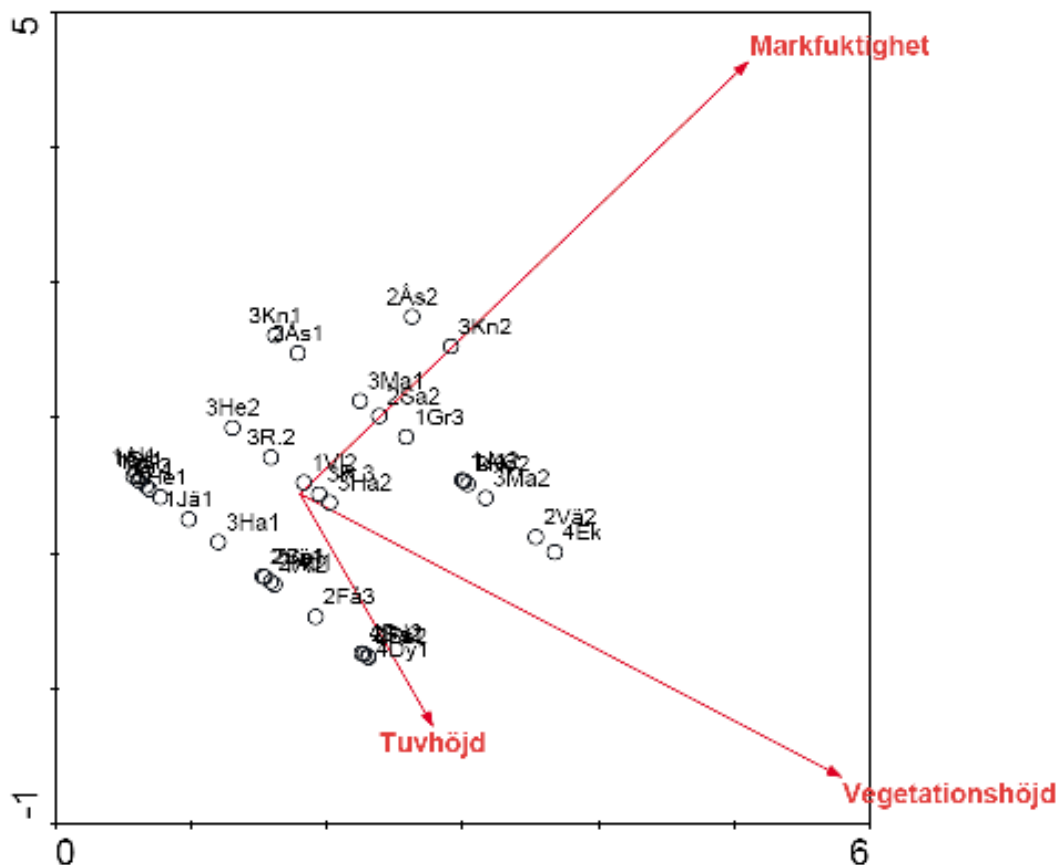
I strandängarnas zoner fanns det också urskiljbara mönster i artsammansättning inom de olika hävdkategorierna (Figur 3). I zon1 grupperade sig strandängarna från de olika kategorierna tydligt. De kontinuerligt hävdade strandängarna hade en artsammansättning i zonen som var likartad och samma sak gällde för de strandängar som ej hävdats på minst 25 år. De strandängar som betats till och från samt de som restaurerats bildade en gemensam klunga och precis som i Figur 2 hade de större likhet i artsammansättning med de välhävdade strandängarna från kategori 1 än med de ohävdade från kategori 4. Även här hamnade Fågelviks Rud (2Få1; 2; 3) från kategori 2 i närheten av de två ohävdade strandängarna vilket innebar att artsammansättningen i Fågelviks Rud var relativt likartad i hela transekten och att den liknade artsammansättningen i de två ohävdade strandängarna. I zon2 och zon3 för de olika hävdkategorierna fanns inga tendenser.



Figur 3. Artsammansättning för de 35 zonerna. Den sista siffran står för vilken zon det gäller, t.ex. 3Kn1: hävdkategori 3, Knapptadviken, zon1. Zoner som hamnar nära varandra i figuren har en liknande artsammansättning medan de zoner som hamnar långt ifrån varandra i figuren har mindre likheter i artsammansättning.

Av miljöfaktorerna var det markfuktighet och vegetationshöjd som hade störst betydelse för hur artsammansättningen såg ut i strandängarnas olika zoner (Figur 4). Vegetationshöjden sågs där som ett mått på betetrycket. Det fanns en signifikant effekt av miljöfaktorerna på artsammansättningen (Monte Carlo-test: $p < 0,001$). Tuvhöjden var den miljöfaktor som hade minst påverkan på artsammansättningen (Figur 4).

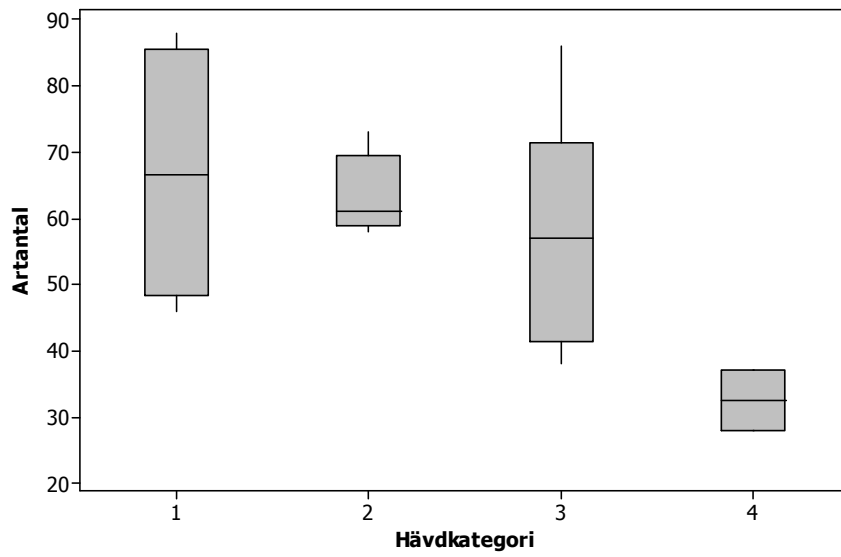
Vegetationshöjden var även negativt korrelerad med artantal/m² ($R = -0,51$; $p = 0,043$; $R^2 = 0,26$) medan en negativ trend fanns mellan vegetationshöjd och artantal ($R = -0,47$; $p = 0,065$; $R^2 = 0,22$).



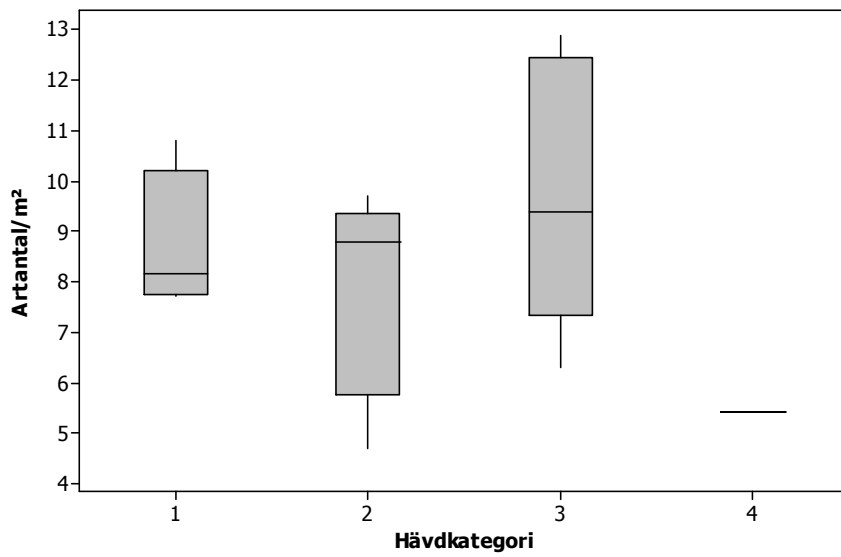
Figur 4. Miljöfaktorer som påverkar artsammansättningen på strandängarna. Pilarnas längd visar grad av betydelse. Markfuktighet och vegetationshöjd är de faktorer som har störst betydelse medan tuvhöjd inte påverkar artsammansättningen i lika hög grad. De zoner som hamnar i närheten av varandra har liknande miljöförhållanden.

Artantal

Det fanns signifikanta skillnader i det totala artantalet mellan de olika hävdkategorierna (Figur 5a). Strandängarna som hade lång hävdkontinuitet, de som betats till och från samt de som restaurerats (d.v.s. hävdkategori 1, 2 och 3) hade ett liknande medelvärde i artantal medan de två strandängarna som ej betats på minst 25 år hade ett lägre artantal (Figur 5a). Det fanns en liknande trend mellan artantal i zon 1 och de olika hävdkategorierna ($df = 3$; $F = 3,02$; $p = 0,072$). Inga signifikanta skillnader fanns mellan artantal/m² och hävdkategori (Figur 5b) och det fanns heller inga skillnader mellan artantal/m² i zon1 och hävdkategori ($df = 3$; $F = 1,99$; $p = 0,169$).



Figur 5a. Det fanns en signifikant skillnad i artantal mellan de olika hävdkategorierna (df = 3, 12; F = 4,28; p = 0,028 *signifikans)



Figur 5b. Inga signifikanta skillnader förekom mellan artantal/m² och hävdkategori (df = 3, 12; F = 2,61; p = 0,100).

Habitatkonfiguration

Faktorer som strandängarnas area samt avstånd till närliggande strandängar verkade inte ha någon signifikant effekt på artrikedomen (Tabell 3).

Tabell 3. Resultat från multipel regressionsanalys som visar att det inte fanns några samband mellan artantal och area samt artantal och isolering. Det fanns heller inga samband mellan artantal/m² och area samt artantal/m² och isolering. Regressionskoefficienten (Beta), p-värdet och R² för modellerna presenteras.

Responsvariabel:	Artantal			Artantal/m ²		
Prediktorer:	<i>Beta</i>	<i>p</i>	<i>R</i> ² = 0,11	<i>Beta</i>	<i>p</i>	<i>R</i> ² = 0,18
Area	0,12	0,66		0,35	0,21	
Isolering	0,35	0,22		0,37	0,18	

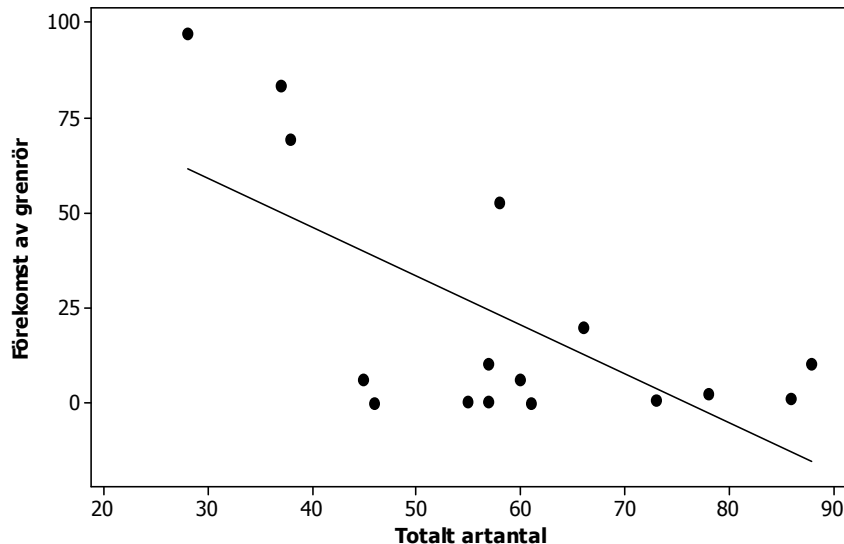
Indikatorarter

Enligt resultaten fanns det vissa arter som eventuellt skulle kunna fungera som hävdindikatorer (se Tabell 4). Ett signifikant samband fanns mellan förekomsten av ältranunkel och artantal/m². För arterna harstarr och knappsäv fanns en positiv trend mellan förekomst och artantal/m² samt förekomst och totala artantalet. Det fanns även en positiv trend mellan mannagräs och artantal/m². Inga samband fanns mellan förekomsten av ohävdindikatorerna älggräs och vass och det totala artantalet respektive artantal/m² (Tabell 4).

Tabell 4. Resultat från logistisk analys där samband mellan artrikedomen, d.v.s. artantal samt artantal/m², och förekomst av indikatorarter undersöktes. Regressionskoefficienten (Beta), och p-värdet som är kopplat till Wald Chi-två test presenteras (n = 16).

Responsvariabel:	Närvaro/frånvaro			
Prediktorer:	Artantal		Artantal/m ²	
	<i>Beta</i>	<i>p</i>	<i>Beta</i>	<i>p</i>
<u>Hävdindikatorer</u>				
Harstarr	0,13	0,06	0,69	0,09
Knappsäv	0,17	0,07	1,43	0,07
Mannagräs	0,04	0,27	0,54	0,11
Sumpmåra	0,04	0,31	0,031	0,89
Ältranunkel	0,02	0,58	1,15	0,04
<u>Ohävdindikatorer</u>				
Vass	0,02	0,60	0,40	0,25
Älggräs	0,06	0,15	0,26	0,30

Korrelationen mellan förekomst av ohävdindikatorn grenrör och totala artantalet var signifikant (Figur 6). Det fanns även en negativ trend mellan förekomst av grenrör och artantal/m² (N = 14; r = -0,50; p = 0,06).



Figur 6. Det fanns ett signifikant samband mellan det totala artantalet och förekomsten av grenrör (N = 14; r = -0,74; p = 0,003 **signifikans). Analysen gjordes med transformerade värden.

Diskussion

Undersökningen indikerar på att artsammansättningen och artrikedomen på en strandäng i hög grad påverkas av hävd. Flertalet studier på naturbetesmarker visar tydligt att hävden har stor inverkan på ett områdes artrikedom och artsammansättning (bl.a. Dupré och Diekmann 2001, Cousins och Eriksson 2002 samt Pykälä 2004).

Artsammansättning

Ordinationsanalysen visade att de fyra strandängarna som under flera decennier hävdats kontinuerligt hade en liknande sammansättning av arter. Två strandängar från hävdkategori 3 (Hammar och Rör), d.v.s. de restaurerade områdena som båda hävdats i ca 15 år, hamnade även de i närheten av strandängarna som hävdats kontinuerligt. Detta tyder på att bete är en lämplig metod att ta till om man vill restaurera forna slätterängar samt att den historiska hävden inte är helt avgörande. En strandäng med rätt förutsättningar kan få en artsammansättning som liknar den på kontinuerligt betade strandängar trots att den ej tidigare betats. Med tiden minskar dock sannolikheten att arter som legat i fröbank i marken lyckas gro och återetablera sig och det är dessutom ganska få arter på naturbetesmarker som har tillgång till fröbank. Vid restaurering av strandängar är det istället artpoolen som spelar en viktig roll. Det vill säga vilka arter som förekommer på eller i anslutning till strandängen och som påverkar hur artsammansättningen ser ut efter restaureringen. Fragmenteringen av strandängar har inneburit att spridningen av de typiska strandängsarterna begränsats (Eriksson 2007). Att två strandängar från hävdkategori 2 (Hovlanda och Vålingsön) placerade sig bland de kontinuerligt hävdade strandängarna visar att det heller inte krävs kontinuerligt bete för att uppnå en liknande artsammansättning. Att de tre återstående strandängarna från kategori 3

inte hade några likheter med de kontinuerligt hävdade strandängarna kan förklaras av att två av dem endast betats i fyra år och den tredje i tio år. Pykälä (2003) visade att det verkade lovande att restaurera naturbetesmarker med hjälp av bete. Redan efter fem år såg han en positiv förändring i artsammansättningen, men han påpekade att restaurering av naturbetesmarker är en tidskrävande process och att det även är viktigt att betestrycket hålls på en lagom nivå. Värdena på djur per hektar för strandängarna i Karlstads kommun var inte direkt kopplade till betestrycket. Många av de mindre strandängarna hade ett högt värde på djur per hektar eftersom det gick lika många djur där som på de större strandängarna, men eftersom djuren inte gick där hela säsongen utan flyttades runt mellan olika betesmarker innebar det inte att betestrycket var högre på dessa strandängar. Ett bättre mått på betestrycket kan vara vegetationshöjden. De två strandängarna i denna studie som stått ohävdade under en längre period hade också en liknande artsammansättning sinsemellan. Fågelviks Rud som hävdats fram till slutet av 60-talet och under 90-talet men som stått ohävd sedan 2004 hamnade i närheten av de två ohävdade strandängarna Dybottnen och Ekholmen. Det är ett tecken på att artsammansättningen snabbt förändras om en strandäng överges och att det är de arter som är karaktäristiska för hävdade områden som först minskar i abundans för att sedan slutligen försvinna.

Artsammansättningen på zonnivå har också ett samband med hävd. Strandängarna grupperade sig tydligast vad gäller artsammansättningen i den torraste zonen (zon 1). Samtliga av de strandängar som betas idag hade en liknande artsammansättning i denna zon och den tydligaste grupperingen fanns bland de kontinuerligt betade strandängarna. Att både strandängar med kontinuerlig hävd, strandängar som betats till och från samt restaurerade strandängar hade en liknande artsammansättning i den torraste zonen kan bero på att det är där som betestrycket är som störst och effekten av hävd är påtagligast och märks tidigast där. Även de två strandängarna som ej betats på minst 25 år liknade varandra i artsammansättning och hit slöt sig även samtliga zoner från Fågelviks Rud. Även den lite fuktigare zonen (zon 2) från den ohävdade strandängen Dybottnen placerade sig här. Det visar att när en strandäng blir övergiven och hävden upphör försvinner den karaktäristiska zoneringen snabbt och artsammansättningen blir mer homogen zonerna emellan. Det fanns även ett samband mellan markfuktigheten och artsammansättningen på zonnivå. Inte helt oväntat eftersom det är den ökande fuktigheten i marken som skapar zonerna med sina respektive växtarter.

Artantal

Även det totala artantalet påverkas av hävden. På samtliga av de strandängar som idag betas var totala artantalet högre än på de två strandängar som ej betats på 25 år. Pykälä (2004) jämförde bl.a. artrikedomen mellan tre typer av naturbetesmarker i form av marker som hävdats kontinuerligt, restaurerade marker samt marker som stått övergivna i minst tio år. Han kom fram till att artrikedomen var högst på de naturbetesmarkerna som haft kontinuerlig hävd samt de som restaurerats, d.v.s. de två typer av områden som hävdades. Området Fågelviks Rud som stått ohävd sedan 2004 och som hade en artsammansättning som liknade Ekholmen och Dybottnen hade fortfarande ett relativt högt artantal. Detta kan tolkas som att artsammansättningen reagerar snabbare på upphörd hävd än vad artantalet gör. Att artantalet reagerar långsammare än artsammansättningen vid upphörd hävd beror på att det förekommer arter med långa livscyklar på strandängarna. På grund av sin långa livslängd kan en växt fortfarande förekomma på en strandäng trots att förutsättningarna för arten har förändrats. Effekten syns när växten inte kan reproducera sig p.g.a. ökad konkurrens och på så vis förskjuts utdöendet av arten. Detta leder till att hävdgynnade arter kan finnas kvar på en strandäng trots att den inte längre hävdas men att de med tiden blir mer och mer ovanliga. Undersökningen indikerar att hävd påverkar artsammansättning och artantal på strandängar.

Dock borde fler representanter för hävdkategori 4 ingått i studien för att få ett lika stort antal strandängar i varje hävdkategori samt ett mer tillförlitligt resultat. Det vore intressant att göra en återinventering av de restaurerade strandängarna om 5-10 år för att se om de då har fått samma artsammansättning och artantal som de kontinuerligt hävdade strandängarna.

Habitatkonfiguration

Eftersom fragmentering idag är ett stort hot mot strandängar och naturbetesmarker i allmänhet är det intressant att undersöka hur detta påverkar artrikedomen. Denna studie påvisade att omgivande faktorer som arean på strandängarna samt isolering i form av avstånd till närliggande strandängar inte påverkar artantalet. Samma slutsats drogs av t.ex. Kiviniemi och Eriksson (2002) samt Cousins *et al.* (2007). Kiviniemi och Eriksson (2002) såg inget direkt samband mellan area och artrikedom på naturbetesmarker. De kom istället fram till att hotet mot den unika artsammansättningen och artrikedomen på naturbetesmarker är den kanteffekt som uppstår vid fragmentering. När naturbetesmarker fragmenteras ökar storleken på gränssytan till omgivande marker i förhållande till arean på naturbetesmarken och möjligheten för nya arter att invadera området ökar. På så vis förändras inte artantalet avsevärt men naturbetesmarken får en artsammansättning som påminner mer om artsammansättningen i de omgivande markerna. I denna studie var måttet på arean något osäkert och är endast ett ungefärligt mått för strandängarna som inventerades. Ett flertal studier visar att avståndet till omgivande strandängar inte har någon påverkan på artantalet. Däremot verkar den historiska anknytningen till omgivande strandängar spela en viktig roll för dagens artsammansättning (bl.a. Cousins *et al.* 2007). Lindborg och Eriksson (2004) visade att antalet och avståndet till övriga naturbetesmarker samt markanvändningen under de senaste 50 åren påverkar dagens artförekomst. För en, i denna studie, noggrannare undersökning av isoleringens betydelse borde fler isolerade strandängar tagits med i studien för att få ett bredare spektra av data.

Indikatorarter

Resultaten i min undersökning visade att arterna ältranunkel, harstarr, knappsäv och mannagräs eventuellt kan användas som hävdindikatorer för att indikera en artrik strandäng. Dessa arter förekom på de mer artrika strandängarna. Ohävdindikatorn grenrör kan användas för att indikera en artfattig strandäng, den var mer abundant i de artfattigare strandängarna. Samtliga av dessa arter var lätta att hitta i fält och det fanns relativt gott om dem på de strandängar de förekom på. Alla arter som är beroende av hävd för att kunna fortleva och som är någorlunda lätta att upptäcka passar att använda som indikatorarter på strandängar. Det är även viktigt att de reagerar på en förändring i markanvändning respektive hävd. Generalister är ett exempel på arter som inte alltid lämpar sig som indikatorarter. En studie i naturbetesmarker gjord av Öster *et al.* (2008) visade att ohävdindikatorn älggräs (*Filipendula ulmaria*) hade ett positivt samband med artrikedom, d.v.s. den var vanligare på de artrikare naturbetesmarkerna, och lämpade sig därför inte som ohävdindikator. Ettåriga växter passar bra att använda som indikatorarter i områden med lång hävdkontinuitet. Den kontinuerliga hävden, t.ex. bete, leder till att dessa arter kan bilda relativt långlivade populationer (Ekstam 2000). Ettåriga växter lämpar sig även som indikatorarter om man direkt vill kunna upptäcka förändringar i en biotop. Upphör hävden är det dessa arter som snabbast minskar i förekomst (Eriksson 1996). Dock är dessa arter känsliga för störningar som t.ex. väderfaktorer och har därför en tendens att kunna växla i populationsstorlek. Även fleråriga växter är bra indikatorarter. Eftersom dessa arter inte är lika känsliga för störningar brukar de hålla en mer stabil populationsstorlek.

Metod

I denna studie undersöktes både förekomst av arter samt frekvensen av arterna. Det är viktigt om man vill kunna upptäcka förändringar bland arterna. Att endast registrera vilka arter som förekommer kan ge missvisande resultat eftersom fleråriga växter kan förekomma i ett område under lång tid trots att arten håller på att minska i antal. Registrerar man däremot även frekvensen av arter är det lättare att upptäcka en artminskning. Det är även viktigt att göra undersökningen i både stor och liten skala för att öka möjligheten att upptäcka förändringar. I detta fall inventerades både hela transekter samt 1 m²-rutor.

Slutsatser

Studien påvisade att så länge hävden är pågående bibehålls artsammansättningen och det höga artantalet. Strandängar med lång kontinuitet av hävd har i genomsnitt ett högt antal av arter och hävdindikatorer, men även strandängar som betats till och från samt strandängar som restaurerats kan ha ett högt artantal och en artsammansättning som liknar strandängarna med lång hävdkontinuitet. Upphör hävden minskar abundansen av de arter som är beroende av hävd och som karaktäriserar betade strandängar vilket innebär att artsammansättningen förändras. Istället gynnas andra mer konkurrenskraftiga arter och slutligen är det endast ett fåtal dominerande arter kvar. Bete är en bra metod att använda vid restaurering av strandängar och verkar kunna skapa biologisk mångfald, men att restaurera en strandäng tar tid och är en omfattande process. Det är viktigt att veta vad man vill åstadkomma med betet då olika grader av betetryck gynnar olika arter. Måttligt bete är i många fall det bästa alternativet då det gynnar både växter, fåglar och andra djur. För svagt bete kan vara otillräckligt för att hålla tillbaka de konkurrenskraftiga arterna och för starkt bete kan leda till att endast ett fåtal tåliga arter kvarstår. En annan viktig faktor är när på säsongen som betet pågår. Den biologiska mångfalden gynnas om betet startar efter att växterna blommat ut och hunnit sprida sig. Ett bra komplement till betet är slåttern. Genom att kombinera dessa två former av hävd under säsongen kan man gynna den biologiska mångfalden ytterligare. Fragmentering av strandängar som innebär en minskning av strandängarnas area samt ett ökat avstånd till övriga strandängar drabbar inte artantalet i första hand. Det är istället artsammansättningen på strandängarna som främst förändras. Anledningen är att invasionsarter från omgivande marker vandrar in och skapar en artsammansättning som påminner mer om dessa markers artsammansättning. Studien visade även att det finns både hävdindikerande samt ohävdindikerande arter på strandängarna.

Tack

Jag är tacksam för god handledning och konkreta kommentarer från Katariina Kiviniemi, assistans vid inventeringar ute i fält av Tommy Persson samt trevliga samtal med markägare där jag fick viktig information om strandängarnas hävdhistorik.

Referenslista

- Alexandersson, H., Ekstam, U. och Forshed, N. 1986. Stränder vid fågelsjöar. SNV, LT:s förlag, Stockholm.
- Anonym. 2000a. Skötselplan för Vänerstranden inom Karlstads kommun, Underlagsrapport 1. Inventeringar och områdesbeskrivningar. Karlstads kommun. Tryckeri AB Knappen, Karlstad.
- Anonym. 2000b. Skötselplan för Vänerstranden inom Karlstads kommun, Huvudrapport. Karlstads kommun. Tryckeri AB Knappen, Karlstad.
- Anonym. 2005. Bevarandeplan Natura 2000 Haga. Länsstyrelsen Gävleborg. http://www.x.lst.se/NR/rdonlyres/B17AF7A1-1222-4DAF-BA5C-449FA8BAC1A1/19926/SE0630205_Haga.pdf. Hämtad 2008-10-29.
- Berg, Å., Gustafson, T. och Kvarnäck, O. 2005. Olika slätter- och betesregimer på strandängar. <http://www-hagmarksmistra.slu.se/projekt/213.htm>. Hämtad 2008-10-29.
- Bernes, C. 1994. Biologisk mångfald i Sverige. Naturvårdsverket Förlag, Solna.
- ter Braak, C. J. F. och P. Smilauer. 2002. Canoco reference manual and CanoDraw for Windows users guide: software for canonical community ordination (version 4.5). MicrocomputerPower, Ithaca, New York.
- Cousins, S.A.O. och Eriksson, O. 2002., The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden. *Landscape Ecol.* 17: 517-529.
- Cousins, S. A. O., Ohlson, H. och Eriksson, O. 2007. Effects of historical and present fragmentation on plant species diversity in semi-natural grasslands in Swedish rural landscapes. *Landscape Ecol* 22: 723-730.
- Dupré, C. och Diekmann, M. 2001. Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *ECOGRAPHY* 24: 275-286.
- Eriksson, O. 1996. Population ecology and conservation - some theoretical considerations with examples from the nordic flora. – *Symb. Bot. Ups.* 31: 159-167. (Symbolae Botanicae Upsaliensis)
- Eriksson, O. 2007. Naturbetesmarkernas växter. Ekologi, artrikedom och bevarandebiologi. *Plants & Ecology* 2007/1. Botaniska institutionen, Stockholms universitet.
- Ekstam, U. 2000. Svenska naturbetesmarker. Historia och ekologi. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.

- Kiviniemi, K. och Eriksson, O. 2002. Size-related deterioration of semi-natural grassland fragments i Sweden. *Diversity and Distributions* 8: 21-29.
- Lindborg, R. och Eriksson, O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85(7): 1840-1845.
- Milberg, P., Rydgård, M. och Stenström, A. 2003. Utvärdering av vegetationsförändringar: hur ska man analysera fasta provtytor? *Svensk Botanisk Tidskrift* 97:2.
- Mogol, J. 2006. Strandängar.
<http://www4.o.lst.se/projekt/osten/strandangar.html>. Hämtad 2008-10-29.
- Natrvårdsverket. 2007. Våtmarkstyper.
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Arbete-med-naturvard/Skydd-och-skotsel-av-vardefull-natur/Vatmarker/Om-vatmarker/>. Hämtad 2008-10-29.
- Peilot, S. 2007. Åtgärdsidéer för några sandstränder och strandängar. Vänerskärgården i Götene, Lidköpings och Mariestads kommuner.
http://www.vanern.se/rapp&res/sandstrander_strandangar.pdf. Hämtad 2008-10-29.
- Pykälä, J. 2003. Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation* 12: 2211-2226.
- Pykälä, J. 2004. Cattle grazing increases plant species richness of most species trait groups in mesic semi-natural grasslands. *Plant Ecology* 175: 217-226.
- Öster, M., Persson, K. och Eriksson, O. 2008. Validation of plant diversity indicators in semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125: 65-72.

Bilaga 1

Total artlista för samtliga strandängar.

Art	Typ av indikatorart	Förekom i kategori:			
andmat		1	2	3	
baldersbrå		1	2		
bergsyra		1			
besksöta		1	2		4
bitterpilört		1		3	
björk		1	2	3	4
blodrot		1			
blåsstarr		1	2	3	4
bockrot		1			
borsttåg		1			
bredkaveldun		1	2		4
brunskära	hävindicatör	1	2	3	
brunört		1	2	3	
brännässla			2	3	4
daggkåpa		1			
dvärgmåra				3	
dyblad		1	2	3	
dybladdra		1		3	
dyveronika		1	2	3	
engelskt rajgräs		1	2	3	
fackelblomster		1	2	3	4
femfingerört		1	2	3	
flaskstarr		1	2	3	
frossört		1	2	3	4
fyrkantig					
Johannesört		1	2		
fårsvingel		1	2		
fältarv		1			
förgätmigej		1	2	3	
gatkamomill		1	2	3	
gran			2		
grenrör*	ohävindicatör	1	2	3	4
groblad		1	2	3	
gråfibbla		1			
gråstarr		1	2	3	
grässtjärnblomma		1	2	3	4
grönskära			2		
grönstarr				3	
gulvial		1	2	3	4
gårdsskräppa		1	2	3	
gåsört		1	2	3	4
gäddnate		1	2	3	
gökblomster	hävindicatör	1	2		4
gökärt		1	2		
hallon		1	2	3	4
harstarr*	hävindicatör	1	2	3	
harsyra			2	3	
hirsstarr		1			
hundkäx			2		
hundstarr		1	2	3	4
hästsvans				3	

hönsarv		1	2	3	
höstfibbla		1	2	3	
igelknopp			2		
Johannesört		1			
jättegröe		1	2	3	4
jätteranunkel			2		
kabbleka		1	2	3	
kalmus			2		
kirskål			2		4
klibbal		1	2	3	4
knappsäv*	hävdingikator	1	2	3	
knapptag		1	2	3	
knölsyska		1	2	3	4
korsört			2		
krussilja		1			
krypnarv		1		3	
kråklöver		1	2	3	4
kråkvicker		1	2	3	
kvickrot			2		
käringtand		1	2	3	
kärrdunört			2	3	4
kärrgröe		1	2		4
kärrkavle	hävdingikator	1	2	3	
kärrsilja		1	2	3	4
kärrspira	hävdingikator	1	2	3	
kärrstjärnblomma			2		4
kärrtistel		1	2	3	4
kärrviol		1	2	3	
liten blåklocka		1			
lomme			2		
löktåg				3	
madrör		1			
majbräken				3	
majveronika		1	2	3	
malört		1	2	3	
mannagräs*	hävdingikator	1	2	3	
maskros		1	2	3	
nejlikrot			2		
nerbetad starr				3	
nerbetat gräs		1	2	3	
nickskära				3	
nysört		1	2		4
pilört		1	2	3	4
pipdån			2	3	4
plattstarr			2		4
prästrage		1	2		
ryltåg		1	2	3	
rödklöver		1	2	3	
rödsvingel		1			
rödtoppa			2		
rödven		1	2	3	
röllika		1	2	3	
rörflen		1	2	3	4
salix		1	2	3	4
sandnarv				3	
sjöfräken		1	2	3	4

sjöranunkel		2			
skogsstjärnblomma			3		
skogssäv	1	2	3		
smultron		2			
smörblomma	1	2	3	4	
sprängört	1	2	3		
stjärnstarr	1				
stor igelknopp		2			
stormåra	1	2			
strandklo	1	2	3	4	
större ven		2			
sumpfräne			3		
sumpmåra*	hävdindikator	1	2	3	
svalting		1	2	3	
svärdsilja		1	2	3	4
säv		1	2	3	4
tall		1	2	3	
teveronika		1	2		
tiggarranunkel	hävdindikator	1	2	3	
timotej		1	2	3	
toppdån			2	3	4
topplösa		1	2	3	4
trädtåg		1	2	3	
trädgårdsvinbär					4
tuvtåtel		1	2	3	
ullkardborre			2		
vanlig pilört		1	2	3	4
vass*	ohävdindikator	1	2	3	4
vasstarr		1	2	3	4
vattenbläddra			2	3	
vattenmåra		1	2	3	4
vattenpilört		1			
veketåg		1	2	3	
ven			2	3	
vicker		1			
videört		1	2	3	4
vildlin	hävdindikator			3	
vitgröe			2	3	
vitklöver		1	2	3	
vitmåra		1	2		
vårfryle		1			
vägtistel		1	2	3	
vägtåg				3	
åkerfräken			2		
åkermynta		1	2	3	
åkerpilört		1	2	3	
åkertistel		1	2	3	4
älgräs*	ohävdindikator	1	2	3	4
ältranunkel*	hävdindikator	1	2	3	
ängsfryle		1	2	3	
ängsgröe			2	3	
ängskavle		1	2	3	
ängssvingel			2		
ängssyra		1	2	3	4
ängsull		1		3	
ängsvädd	hävdindikator	1			

ärenpris		1				
ärtstarr	hävdiindicator	1	2	3		
ögontröst		1				
		Σ	122	128	110	46

* = indikatorarter som användes i dataanalyser