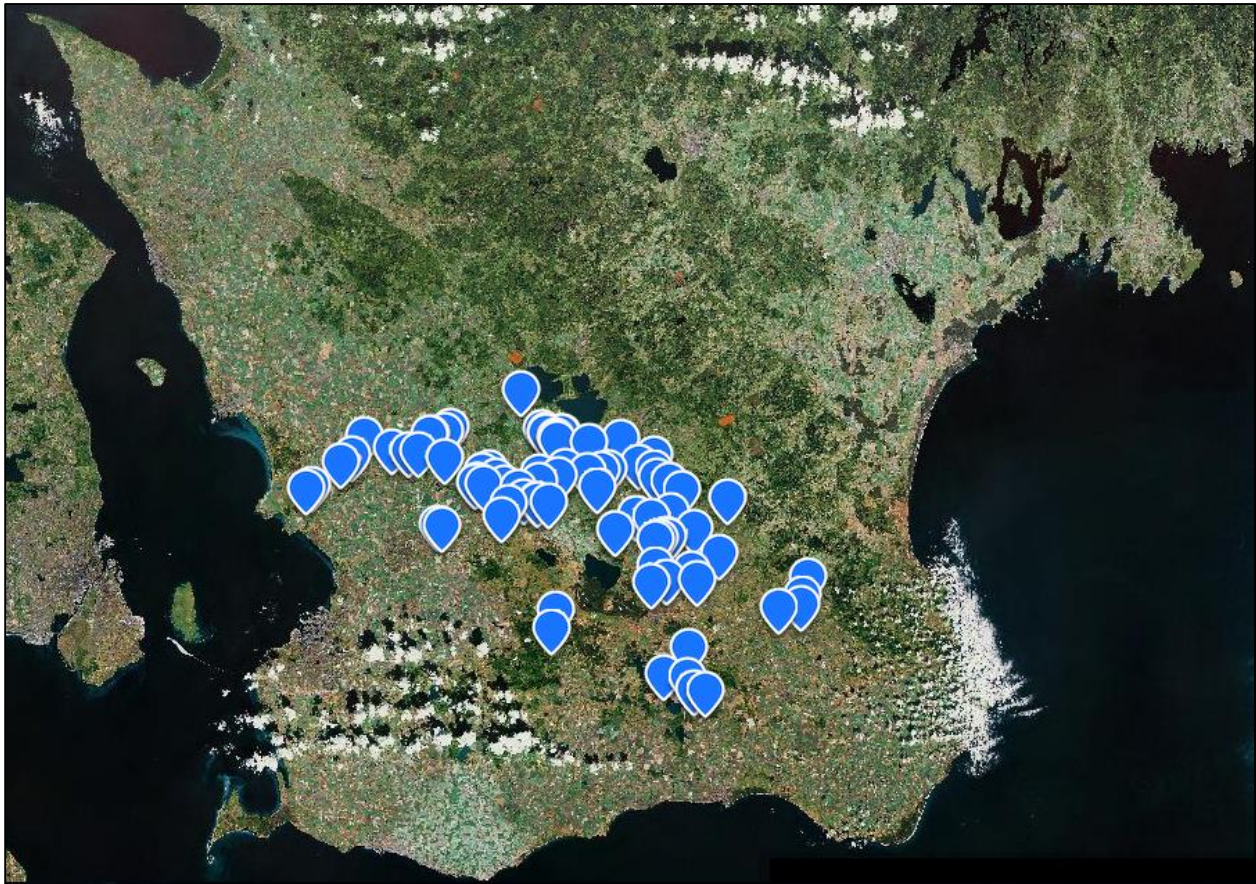


# Vegetationsetablering i anlagda våtmarker i södra Skåne

Av: Alexander Lindskog, [gna10ali@student.lu.se](mailto:gna10ali@student.lu.se)

Handledare: Christer Brönmark, Biologiska Institutionen, Lunds Universitet  
Jonas Johansson, Lunds Kommun

*Akvatisk Ekologi, 30 hp, Biologiska Institutionen*



## **ABSTRACT**

Scanian wetlands were extensively drained in the late 19<sup>th</sup> and early 20<sup>th</sup> century, with as little as 10% of historical wetlands remaining today. However, due to an increased understanding of the many important functions served by wetlands in the agricultural landscape, there's now a strong incentive to restore these systems. In this study, 83 wetlands created as part of Kävlingeåprojektet were visited with the aim of assessing the need for maintenance. As a secondary aim, the relationship between wetland age and vegetation coverage was examined statistically in an attempt to provide an estimate for the average time required for a wetland in the region to become overgrown. 43 of the examined wetlands were estimated to be in some need of vegetation removal, though this need was usually quite minor and likely manageable by hand. 10 in- and outlets appeared to be in need of some maintenance; but only 4 of these were deemed to require more than a simple clearing by hand. Statistically significant links between age and vegetation cover were found for total shoreline vegetation cover, trees & shrubs and reed-like vegetation along the shoreline, though low  $r^2$ -values means that the estimated timespans needed to achieve an overgrown status based on linear regression have a low predictive value.

# Innehåll

<b>Introduktion</b> .....	3
Projektets målsättning .....	5
<b>Material och metoder</b> .....	5
Urval.....	5
Datainsamling .....	6
Statistisk Analys .....	7
<b>Resultat</b> .....	7
Inventering: Skötselbehov och Aktuell Status.....	7
Igenväxningsgrad och ålder .....	8
Prognos.....	10
<b>Diskussion</b> .....	10
Delmål II: Statistiskt samband mellan ålder och vegetationsutbredning.....	10
Delmål I: Underhållsbehov för projektet.....	11
A: Vattenpest .....	11
B: Algblomning.....	12
C: Bete och hävd.....	13
Allmänna reflektioner och råd för framtida uppsikt.....	15
<b>Referenser</b> .....	17

## Introduktion

Våtmarker har i ett historiskt perspektiv varit ett viktigt, om än underskattat, inslag av den skånska landskapsbilden (Länsstyrelsen i Skåne län 2007). Våtmarker är överlag rika på växt- och djurliv i förhållande till dess storlek och kan därför stå för en förvånansvärt stor del av lokal och regional akvatiskt biodiversitet (Davies et al. 2008). Flera arter som förekommer i systemen återfinns dessutom inte i rinnande vatten eller sjöar; troligen delvis på grund av svårigheterna för stora fiskbestånd att etablera sig i de små och ofta avskurna våtmarkssystemen (Scheffer & van Geest 2006). Utöver våtmarkernas uppenbara betydelse för flera djur- och växtarter har även landets befolkning, medvetet eller ej, under lika lång tid nyttjat ett stort antal så kallade ekosystemtjänster; den nytta som människan kan få ut av ekosystem (Naturvårdsverket 2015).

Våtmarker erbjuder en mångfald av ekosystemtjänster, och vi tenderar att ta många av dessa för givet. Bara som ett fåtal exempel på dessa ekosystemtjänster kan nämnas vattenmagasinerande förmåga, drickplats för boskap och jaktvilt, minskad översvämningsrisk, bindning av koldioxid till växtmassa, ett växtbestånd som gynnar pollinerande insekter, retention av näringsämnen som fosfor och kväve och rekreativmöjligheter som bad, fågelskådning och fiske (Chatterjee et al. 2008).

Ett bra exempel på hur dessa nyttoeffekter förbisetts är förfarandet under sent 1800-tal och tidigt 1900-tal. Ett till synes mer pressande behov av mer odlingsyta för att tillgodose en växande befolkning ledde då till att stora arealer av Skånes öppna vatten dikades ut, torrlagdes och omvandlades till åkermark med statliga stöd; enbart cirka 10% av Skånes historiska våtmarker uppskattas finnas kvar i dag (Länsstyrelsen i Skåne län 2007).

Denna typ av omfattande omvandling av landskapet är dock inget man gör utan konsekvenser. Såväl biodiversitet som tillhandahållande av ekosystemtjänster har utarmats; och detta är särskilt problematiskt eftersom utarmningen sammanfaller med intensifieringen av jordbruket. Såväl djurhållning som gödsling av grödor innebär en tillförsel av näringsämnen som kväve och fosfor till sjöar, vattendrag och grundvatten (Hammer 1992) och detta ger upphov till övergödning med tillkommande algbloomning (Schindler 1974) som kan ha kraftiga hälsomässiga, ekonomiska och rent estetiska konsekvenser för befolkningens välbefinnande.

Med detta i åtanke finns det i dagsläget ett stort intresse av att restaurera och återskapa våtmarker på en regional, nationell och till och med Europeisk nivå. EUs ramdirektiv för vatten (2000/60/EC), syftar till att ge medlemsstaternas kust- och inlandsvatten en god ekologisk och kemisk status. Direktivet belyser våtmarkernas betydelse för att skydda vattenresurser och rekommenderar att restaurering och återskapande införs i vattendistriktens åtgärdsprogram som en kompletterande åtgärd.

Nationellt är även goda förhållanden i våtmarker en viktig förutsättning för att på sikt kunna uppnå flera av de svenska miljömålen (Naturvårdsverket, 2013). Det mest uppenbara miljömålet som berörs av god våtmarksstatus är ”myllrande våtmarker”, men flera av de andra målen, som exempelvis ”ingen övergödning” och ”ett rikt djur- och växtliv” berörs av de kemiska och biologiska ekosystemtjänster som våtmarker bistår med (Länsstyrelsen i Skåne län 2007).

När man nyanlägger eller återskapar historiska våtmarker i jordbrukslandskapet är det oftast våtmarkernas näringshållande och vattenrenande förmåga som prioriteras (Kadlec & Wallace 2009), men det är värt att notera att även de våtmarker som specifikt formges för näringsretention kan ha en

stor betydelse för biodiversitet (Hansson et al. 2005). Näringsrening med anlagda våtmarker har dessutom överlag visat sig vara en kostnadseffektiv åtgärd, särskilt i takt med att kunskapen av hur man optimalt designar våtmarker i reningssyfte har ökat och att det större intresset för nyanläggning bland markägare möjliggjort att våtmarker i större utsträckning kan placeras där de kan göra som mest nytta (Weisner & Thiere 2010).

För att bibehålla de positiva effekterna av våtmarker är underhåll av systemen en nödvändighet. Detta gäller såväl fysiska problem som skador och igensättning av in- och utlopp som biologiska faktorer som igenväxning.

Växter är i sig ett viktigt inslag i våtmarker, såväl för biodiversitet som för näringsretention. De tar upp näringsämnen och tungmetaller, men utgör även en viktig påväxtsyta för bakterier och andra mikrober som är viktiga för kemiska kretslopp (Hammer 1992). Utöver dessa mer direkta renande effekter bidrar vegetation även till rening genom att minska den frisläppning av sedimentbundet fosfor som sker under syrefattiga förhållanden (Mortimer 1941), detta som en effekt av att vegetationen transporterar syre till sedimentlagret via sina rötter, och genom att dessa fysiskt stabiliserar bottensedimentet (Brix 1997, Kadlec & Wallace 2009).

För mycket växtlighet kan dock innebära ett problem för våtmarkens funktion. På lång sikt innebär naturlig succession en höjning av våtmarkens botten i takt med att dött växtmaterial byggs upp och utgör nytt substrat för fler växter, något som succesivt leder till att våtmarken ersätts av terrester terräng, t.ex. skogsmark (Chatterjee et al. 2008). Men även på kort sikt kan igenväxning medföra problem. Konkurrensstarka arter som bladvass (*Phragmites australis*) och kaveldun (*Typha* spp.) tar snabbt fäste och kan försvaga funktionen av våtmarkens in- och utlopp genom igenväxning om de inte hävdas eller betas till en hanterlig täthet. Videväxter (*Salix* spp.) som pil kan också innebära problem exempelvis genom att dess rötter tränger in i rörskarvar och orsakar strukturell skada (Centre for Watershed Protection 2004). Ett alltför tätt växtbestånd försvårar även identifikation av potentiella problem i våtmarker och framkomlighet för eventuella maskiner som kan behövas för åtgärder som sedimentsrensning.

Kävlingeåprojektet, som pågick mellan 1995 och 2012, var ett interkommunalt projekt som syftade till att minska negativ miljöpåverkan på vattendrag och sjöar i Kävlingeåns avrinningsområde, samt att lindra den påverkan som avrinningsområdet har på havet (Kävlingeåprojektet datum saknas). Som en del av detta projekt anlades ett stort antal våtmarker, främst i näringsretentionssyfte (Kävlingeåprojektet 2013).

Det stora antalet anlagda våtmarker i Kävlingeåprojektet innebär att det är kostsamt att kontinuerligt hålla uppsikt över samtliga våtmarker. Under perioden september-november 2009 utfördes en inventering av 144 av projektets dammar (Krook & Davidsson 2010). Rapporten anmärkte på brister i de inventerade våtmarkerna rörande faktorer som erosion, igenväxning, blockering av in- och utflöde, biodiversitet och näringsretention samt allmänna anmärkningar rörande skötselbehov.

Det är nu dryga sex år sedan denna studie gjordes, och det är enligt Jonas Johansson (Limnolog & Vattenrådssamordnare för Höje å- och Kävlingeåns vattenråd, muntligen 2015-03-17) i dagsläget dåligt känt vilket faktiskt underhållsbehov de våtmarker som anlades inom ramen för Kävlingeåprojektet har.

### Projektets målsättning

Detta projekt har två huvudsakliga målsättningar:

- I. Att inventera behovet av underhållningsåtgärder i ett utvalt antal av de våtmarker som anlagts inom ramen för Kävlingeåprojektet.
- II. Att undersöka om det finns ett statistiskt samband mellan en våtmarks ålder och dess vegetationsutbredning, och hur detta påverkas av skötsel.

Utgångshypotesen är att de inventerade våtmarkerna med tiden växer igen till följd av naturlig succession, särskilt om de inte betas eller slåttas. Denna hypotes bör kunna visualiseras grafiskt genom att ge ett mått på noterad vegetationsutbredning och relatera detta till våtmarkens anläggningsdatum. När hänsyn tas till huruvida våtmarkens vegetation utsätts för bete/slätter bör man således kunna ge en grov uppskattning på hur lång tid det tar för en genomsnittlig anlagd våtmark i närområdet att växa igen. Förhoppningen är att denna studie inte bara skall kunna peka ut aktuella underhållsbehov i specifika våtmarker, utan även ligga till grund för en generell framtida regional planering av underhåll i anlagda våtmarker.

### **Material och metoder**

#### Urval

För att kunna erhålla jämförbara resultat begränsades undersökta våtmarker till de med en storlek av 0,5-1,5 hektar. Av Kävlingeåprojektets 160 våtmarker (Kävlingeåprojektet, 2013) faller 92 inom detta storleksspännvidd, motsvarande 57,5% av det totala antalet. Av resterande våtmarker är 31,25% större och 11,25% mindre. Markägare till dessa våtmarker identifierades i möjlig utsträckning i Lantmäteriets databas från de fastighetsbeteckningar som anges på projektets hemsida.

Innan fältmomentet kontaktades de identifierade markägarna per telefon. Dessa samtal syftade till att informera om projektet, men även för att få information över huruvida våtmarkerna betas eller på annat sätt rensas på vegetation. Totalt sätt fick jag i detta skede klartecken för 63 av de våtmarker jag syftade till att besöka, med fyra kommunalt ägda våtmarker inräknat. Enbart två markägare nekade mig tillträde; en på grund av säkerhetsskäl i och med arrenderad jakt i området och en som inte ville se uppgifterna dokumenterade.

För de våtmarker vars markägare inte kunnat identifieras eller nås per telefon söktes tillstånd via dörrknackning. I det fåtal fall där ägaren fortfarande inte påträffats gjordes en bedömning av huruvida tillträde kunde motiveras enligt allemansrätten. Totalt besöktes 83 våtmarker (se försättsidan), motsvarande ca 52% av projektets totala antal och 90,2% av våtmarker inom areaintervall 0,5-1,5 hektar. Dessa våtmarkers ålder var från 2 år och 10 månader till 18 år och elva månader.

## Datainsamling

Projektets fältmoment utfördes under perioden 7-21 oktober.

Vid fältbesök vid våtmarkerna noterades följande abiotiska faktorer:

- Förekomst av eventuella erosionsskador och skadornas uppskattade längd längs strandkanten i meter.
- Funktionsnedsättning av in- och utlopp i form av igenväxning, sedimentsupbyggnad, annan igensättning och strukturella skador. Även insidan av ej låsta brunnar inspekterades.

I likhet med Krook och Davidsson (2010) noterades även förekomst av utfodring av vilt i anslutning till våtmarken, något som generellt sätt inte regleras i avtal mellan markägare och respektive kommun slutna före 2006 (Krook & Davidsson 2010). Förekomst av andutmatning i större skala är dock viktig information i skötselsyfte eftersom ett fågelbestånd större än vad en våtmark naturligt kan underhålla utgör ett stort tryck på dammens vattenväxter och dessutom kan bidra till ökad kontamination i form av avföring (Center for Watershed Protection 2004), och om utfodring sker i vattnet snarare än vid strandkanten finns även risk för att storskalig förmultning leder till syrebrist med tillkommande problematik.

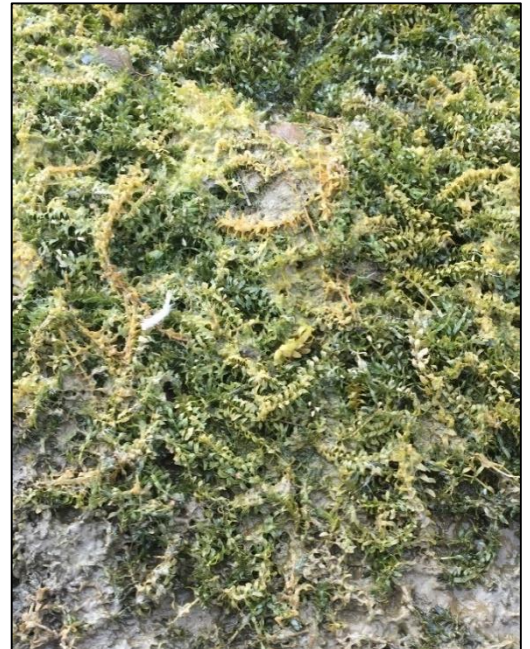
Vegetationens utbredning noterades efter följande indelning i funktionella grupper:

- Träd och buskar längs strandkanten
- Vassartad vegetation längs strandkanten
- Total vegetationstäckning längs strandkanten (träd och buskar + vassartad vegetation)
- Vassartad vegetation i vattnet
- Flytbladsvegetation
- Algblomning av fintrådiga alger

Som vassartad vegetation längs strandkanten räknas exempelvis bladvass (*P. australis*) och kaveldun (*Typha* spp.) som växer i sammanhängande partier, inklusive de som växer från strandkanten och ut i vattnet. I denna studie betraktas kategorin ”vassartad vegetation i vatten” som partier utan koppling till strandkanten, eller i de fall där vegetationen sträcker sig från strandkant till strandkant i definierade stycken, exempelvis tvärs över en meanderslinga eller i en helt igenvuxen utbuktning av våtmarken.

Undervattensvegetation och bottenalger ingår inte i undersökningen på grund av svårigheterna att skatta utbredning från land. Förekomst av den invasiva arten vattenpest (*Elodea canadensis*, Figur 1) noterades i de fall den kunde urskiljas.

Eftersom noggrann procentuell utbredning är svårskattad användes fem kategorier för vegetationsutbredning: 0%, <5%, 5-50%, >50% och 100%; i protokoll och statistisk bearbetning noterade numeriskt som 0, 1, 2, 3 respektive 4.



**Figur 1:** Torrlagd men fortfarande fuktig vattenpest (*Elodea canadensis*).

### Statistisk Analys

Statistisk bearbetning utfördes i Microsoft Excel 2016. Sambandet mellan ålder och igenväxningsgrad utvärderades genom enkel regressionsanalys med utbredningsgrad (angivet numeriskt som 0-4 enligt ovan) som beroende variabel och ålder vid besökstillfället angivet i månader som oberoende variabel. Eftersom skötselåtgärder huvudsakligen ger effekt på strandkantsvegetation används kategorin ”Total vegetationstäckning längs strandkanten (träd och buskar + vassartad vegetation)” som huvudsaklig utgångspunkt för att illustrera effekten av skötselkategori, men eftersom vassartad och vedartad vegetation konkurrerar om samma utrymme och resurser undersöks de båda kategorierna även för sig med varsin regressionsanalysserie.

En av de registrerade våtmarkerna, betecknad Tomelilla 567, består av två deldammar med olika skötsel- och omgivningsförhållanden och används därför som två separata våtmarker, vilket ger totalt 84 våtmarker i utgångsläget. För att få mer relevanta jämförelser uteslöts 12 av dessa: en nyligen rensad våtmark, sju våtmarker som ligger i åfåran och fyra i vad som här betraktas som tidigare skogsmark, så att statistisk analys kunde utföras på mer likartade våtmarker. Skötselförhållande var kända för totalt 57 av de 72 våtmarker som kvarstår efter urvalskriterierna.

Totalt genomfördes fem regressionsanalyser per undersökt funktionell grupp:

1. Samtliga dammar som uppfyllde urvalskriterierna; totalt 72 våtmarker.
2. Våtmarker som varken betas eller hävdas; totalt 6 våtmarker.
3. Våtmarker som både betas och hävdas; totalt 12 våtmarker.
4. Våtmarker som endast betas; totalt 13 våtmarker.
5. Våtmarker som endast hävdas; totalt 26 våtmarker.

## **Resultat**

### Inventering: Skötselbehov och Aktuell Status

Aktuella underhållsbehov för respektive våtmark presenteras mer utförligt i Appendix. Nedan sammanfattar jag kort de anmärkningar som gjorts för de 83 våtmarker som besöktes.

- 27 av de besökta våtmarkerna bedöms i dagsläget inte ha något aktuellt behov underhåll.
- 10 av våtmarkerna har behov av kontroll av funktion av in- och utloppsbrunn, men enbart fyra våtmarker bedöms kräva mer än enkel handrensning, av vilka tre kräver reparation och en kräver mer omfattande rensning.
- Erosionsskador noterades i fem av våtmarkerna men är i tre fall ganska ringa.
- Rensning av vegetation, för att motverka igenväxning av in- och utlopp eller i fall där en enskild art helt dominerar våtmarkens vegetationssammansättning, rekommenderas för 43 våtmarker. Flertalet av dessa är dock av låg prioritet och kan troligen till stor del rensas för hand.
- Utfodring noterades i totalt åtta våtmarker.
- Förekomst av vattenpest noterades i åtta våtmarker.
- Blomning av fintrådiga alger, täckande 5-50% av befintlig vattenspegel, observerades i 8 våtmarker. I ett observerat fall översteg algutbredningen 50% av vattenytan.
- Två markägare rapporterade misstankar om föroreningar i tillrinningsområdet, baserat på observerade fall av djur- och fiskdöd.

### Igenväxningsgrad och ålder

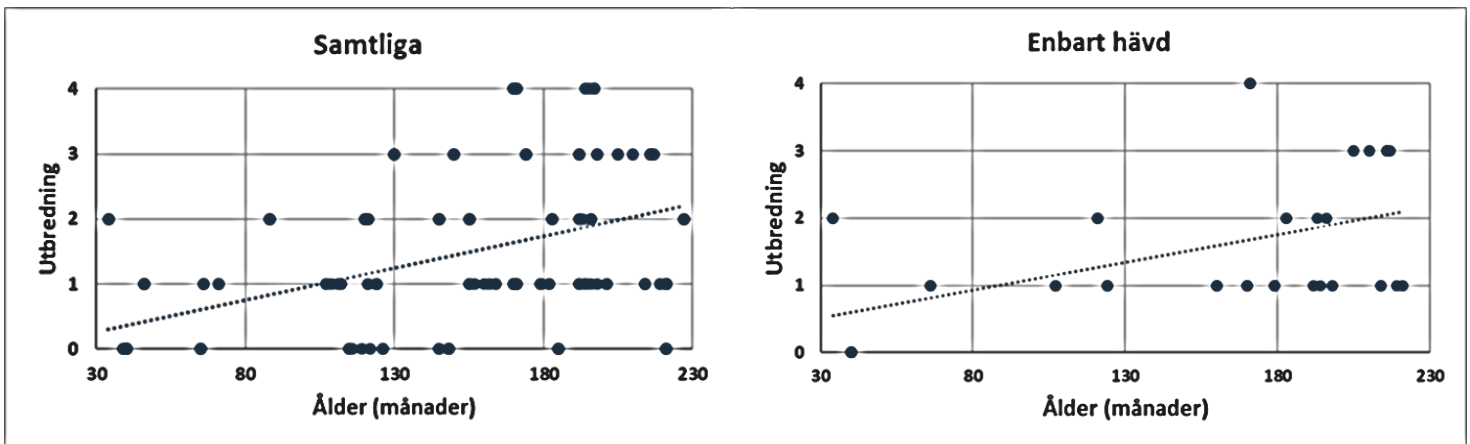
Statistiskt signifikanta samband mellan en våtmarks ålder och dess strandnära igenväxningsgrad finns sammanställt i Tabell 1 och statistiskt signifikanta samband illustreras grafiskt i Figur 2 till 4. Nollhypotesen (inget samband mellan en våtmarks ålder och dess igenväxningsgrad) kunde inte förkastas för någon av de tre regressionsanalyser som utfördes för enbart betade våtmarker.

**Tabell 1: Samband mellan en våtmarks ålder och dess strandnära igenväxningsgrad, uppdelat efter skötseltyp.**

	Samtliga (n=72)	Ingen Skötsel (n=6)	Bete + Hävd (n=12)	Bete (n=13)	Hävd (n=26)
Träd & Buskar (Figur 2)	R <sup>2</sup> =0,19 p=0,000	R <sup>2</sup> =0,49 p=0,124	R <sup>2</sup> =0,19 p=0,154	R <sup>2</sup> =0,02 p=0,629	R <sup>2</sup> =0,25 p=0,009
Vass längs strand (Figur 3)	R <sup>2</sup> =0,05 p=0,048	R <sup>2</sup> =0,65 p=0,051	R <sup>2</sup> =0,33 p=0,051	R <sup>2</sup> =0,00 p=0,910	R <sup>2</sup> =0,02 p=0,759
Träd + Vass (Figur 4)	R <sup>2</sup> =0,14 p=0,001	R <sup>2</sup> =0,96 p=0,001	R <sup>2</sup> =0,38 p=0,033	R <sup>2</sup> =0,03 p=0,601	R <sup>2</sup> =0,12 p=0,048

### Träd och buskar längs strandkanten (Figur 2)

För den funktionella gruppen träd och buskar längs strandkanten kunde nollhypotesen förkastas för kategorierna samtliga våtmarker (p= 0,0002, n=72, r<sup>2</sup>=0,19) och de enbart hävdade våtmarkerna (p=0,009, n=26, r<sup>2</sup>=0,25).

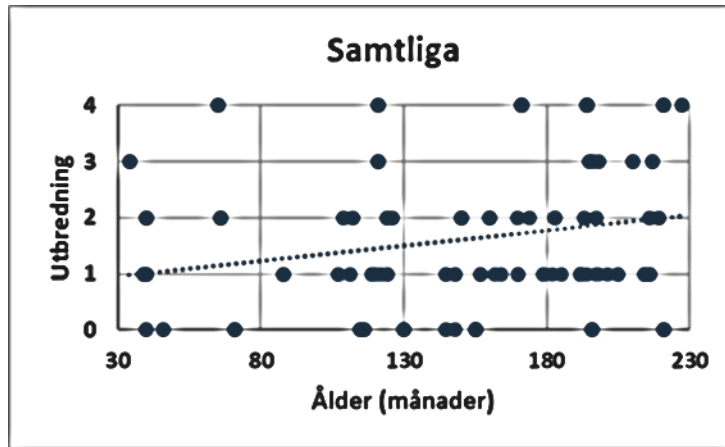


**Figur 2:** Statistiskt signifikanta samband mellan en våtmarks ålder och dess utbredning av träd och buskar längs strandkanten. Y-axel anger procentuell utbredning: 0=0%, 1=<5%, 2=5-50%, 3=>50 %, 4=100%



### Vassartad vegetation längs strandkanten (Figur 3)

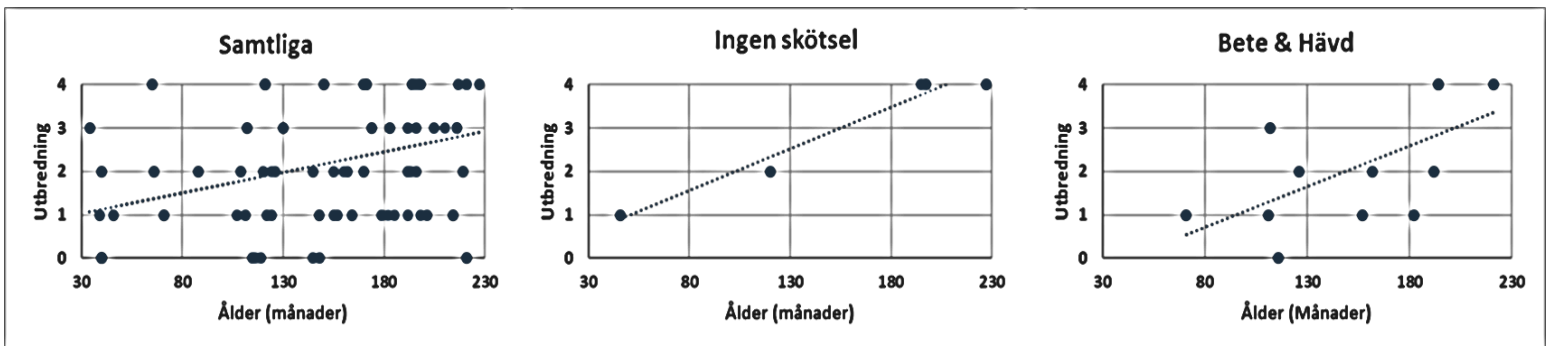
För vassartad vegetation längs strandkanten är enbart gruppen med samtliga våtmarker ( $p=0,048$ ,  $n=72$ ,  $r^2=0,05$ ) statistiskt signifikant.



**Figur 3:** Statistiskt signifikanta samband mellan en våtmarks ålder och dess utbredning av vassartad vegetation längs strandkanten. Y-axel anger procentuell utbredning: 0=0%, 1=<5%, 2=5-50%, 3=>50 %, 4=100%

### Total vegetationstäckning längs strandkanten (Figur 4)

Total vegetationstäckning längs strandkanten var den funktionella gruppen med flest signifikanta regressionsanalyser: Samtliga våtmarker ( $p=0,001$ ,  $n=72$ ,  $r^2=0,14$ ), ingen skötsel ( $p=0,0007$ ,  $n=6$ ,  $r^2=0,96$ ) och bete + hävd ( $p=0,033$ ,  $n=12$ ,  $r^2=0,38$ ).



**Figur 4:** Statistiskt signifikanta samband mellan en våtmarks ålder och dess totala utbredning av vegetation längs strandkanten. Y-axel anger procentuell utbredning: 0=0%, 1=<5%, 2=5-50%, 3=>50 %, 4=100%

## Prognos

Antalet månader som teoretiskt sätt i snitt krävs för att uppnå 100% utbredning ( $x=4$ ) kan beräknas genom den räta linjens funktion. Dessa prognoser presenteras avrundat till hela månader i Tabell 2.

**Tabell 2: Genomsnittlig tid för att uppnå 100% utbredningsgrad för strandvegetation i regionens våtmarker, uppdelat för funktionell grupp och skötseltyp. Prognoserna baseras på den räta linjens funktion, beräknad utifrån enkel linjär regressionsanalys. Tom cell anger brist på statistiskt signifikant samband mellan ålder och igenväxningsgrad i denna studie. Bete utesluts ur tabellen eftersom inget signifikant samband kunde påvisas. Värden i tabellen har avrundats till hela månader.**

	Samtliga	Ingen Skötsel	Bete + Hävd	Hävd
Träd & Buskar	411 månader (34 år, tre månader)			450 månader (37 år, sex månader)
Vass längs strand	583 månader (48 år, sju månader)			
Träd + Vass	343 månader (31 år, nio månader)	207 månader (17 år, 3 månader)	255 månader (21 år, tre månader)	

## Diskussion

### Delmål II: Statistiskt samband mellan ålder och vegetationsutbredning

Nollhypotesen, att en i denna rapport behandlad våtmarks ålder inte skulle ha någon inverkan på dess igenväxningsgrad, kan förkastas för samtliga strandanslutna funktionella grupper. Sambandet är starkast för *träd och buskar längs strandkanten* och som svagast för *vassartad vegetation längs strandkanten*.

Trots det stora antalet signifikanta värden är det dock värt att understryka att de teoretiska tidsperioder för igenväxning som kalkylerats av det linjära sambandets ekvation överlag är osäkra. Ett exempel är ekvationen från Figur 2, vars funktion anger att en våtmark i snitt når 100% vegetationstäckning för *vassartad vegetation längs strandkanten* efter 48 år och sju månader, men för vilken 12,5% av de 72 dammarna redan idag har en 100% vegetationstäckning; den yngsta av vilka vid besöksfallet enbart hade en ålder på fem år och fyra månader.

Statistisk signifikans visar bara att nollhypotesen (att ålder inte påverkar igenväxningsgrad) kan förkastas. Funktionernas  $r^2$  värde visar hur stor del av de observerade värdena kan förklaras av variabeln, i det här fallet ålder. Ett teoretiskt  $r^2=1$  skulle innebära att samtliga observationer kan förklaras genom funktionen för det linjära sambandet. I denna studie är samtliga  $r^2$  värden, fråntaget för regressionsanalys av *total vegetation längs strandkanten* för våtmarker utan någon form av skötsel (Figur 4, central graf,  $r^2=0,96$ ), under 0,4 (förklaringsgrad på 40%), och har i vissa fall en ensiffrig procentuell förklaringsgrad. Undantaget är i sig något svagt på grund av dess ringa urvalsstorlek ( $n=6$ ). Funktionerna och sambanden är således mycket svaga som prognosunderlag och det bör dessutom

noteras att det linjära sambandet som fås ut ur en regressionsanalys bara allmänt gäller inom det angivna tidsspannet och att det därav är möjligt att funktionen på sikt inte förblir linjär.

En trolig anledning till de i regel låga  $r^2$  värdena är den grova procentuella indelningen på fem kategorier. En fördelning med 5- eller 10% intervall hade varit mer robust mot avvikande extremvärden, men också medfört större osäkerhet i skattning på enbart visuell grund.

En annan inneboende problematik är det faktum att ålder enbart är en faktor bland många som avgör vegetationens utbredning. I denna studie är de enda klara avgränsningarna för vilka våtmarker som togs i beaktning att de finns i Kävlingeåns avrinningsområde, anlades inom ramarna för Kävlingeåprojektet och att de har en storlek på 0,5-1,5 hektar. Andra för vegetationen viktiga faktorer såsom maxdjup, bottenslutning, skuggningsgrad, årlig vattenbudget, specifikt betestryck och huruvida våtmarken är torrlagd under delar av året beaktades inte.

En annan aspekt som kan ha grumlat resultaten är växtlighetens koloniserande förmåga och därav kommande skillnader i artsammansättning och ekosystemdynamik i unga våtmarker. Nyanlagda våtmarker behöver en viss tid för att få en systemtypisk vegetation från naturliga fröbanker eller spridning med djur. Galatowisch & van der Valk (1996) noterade exempelvis att tre år gamla våtmarker i norra USA varken hade fullt utvecklade vegetationssamhällen eller ett etablerat detrituslager. En senare studie i samma region (Seabloom & van der Valk 2003) fann dock att anlagda våtmarker med en ålder på 5-7 år hade vegetationsstruktur liknande de funna i hundratals år gamla naturliga våtmarker, trots skillnader i specifik artsammansättning. I denna studie var sju våtmarker yngre än fem år, varav sex ingick i den statistiska analysen. Av dessa ingick en i kategorin ”ingen skötsel” och fyra i kategorin ”bara hävd”, motsvarande 15.4% av de för studien kända enbart hävdade våtmarkerna. Att utesluta dessa fyra våtmarker ur regressionsanalysen resulterar dock inte i fler signifikanta samband i denna studie; tvärtom saknas då även signifikans för kategorin ”träd och buskar längst strandkanten” ( $p=0,16$ ).

Ett mer specifikt urval av våtmarker med mer likartade karaktärsdrag hade i teorin gett en mer exakt funktion för hur enbart en våtmarks ålder påverkar vegetationsutbredningen, men hade i mer extrema fall kunnat bli så pass karaktärsdragsspecifikt att funktionen enbart skulle ge en passande beskrivning för ett mycket snävt urval av regionens våtmarker.

Slutligen noteras att den för rapporten antagna definitionen för skillnaden mellan vassartad vegetation längs strandkanten och i vattnet inte är absolut, och att definitionen här huvudsakligen användes av säkerhetsskäl eftersom strandkanten ibland var svårbedömd till följd av att de låg i metertjocka partier av vass som skulle utgöra en säkerhetsrisk att ta sig fram i för att hitta vattenkanten.

#### Delmål I: Underhållsbehov för projektet

En detaljerad utvärdering och beskrivning av rekommenderade åtgärder för respektive våtmark finns sammanställt i Appendix. Nedan följer några allmänna råd och synpunkter gällande skötselåtgärder.

#### A: Vattenpest

Den för Sverige invasiva arten vattenpest (*Elodea canadensis*) har flera konkurrensstarka egenskaper (Nichols & Shaw 1986) och kan därför hota den inhemska floran genom att snabbt bilda täta bestånd som tränger ut annan växtlighet. Även i fråga om näringsretention kan arten utgöra ett problem. I levande tillstånd är vattenpest måhända en bidragande faktor till ökad näringsretention, men de stora bestånden utgör en stark punktkälla för övergödning när de bryts ner, inte bara till följd av direkt

frisättning av näringsämnen bundna till växtmassan, utan även eftersom förmultning är en syrekrävande process som bidrar till syrebrist med potentiellt tillkommande frisättning av sedimentbundet fosfor (Mortimer 1941) och det faktum att kraschade bestånd lämnar efter sig en bottenmiljö fattig på annat växtliv.

I denna studie observerades Vattenpest i åtta av de besökta våtmarkerna, men ett vist mörkertal kan antas existera eftersom siktdjupet ofta var begränsat. Vidare är det tänkbart att en del observationer kan härröra sig till den snarlika och tillika för Sverige invasiva, men mindre allmänt utbredda, arten smal vattenpest (*Elodea nuttallii*) (Larson & Willén 2006), men eftersom dessa arter har snarlik livshistorik och koloniseringsförmåga (Barrat-Segretain et. al 2002) är distinktionen troligen inte av alltför stor betydelse.

Vattenpestbestånd kan bekämpas på en rad olika vis (Kyrkander & Örnborg, 2010), men flertalet av dessa riskerar även skada mer önskvärd flora och fauna, och maskinell rensning kan rent utav riskera att gynna spridning eftersom arten kan reproducera sig vegetativt med växtfragment (Barrat-Segretain et. al 2002). Europeiska bestånd av vattenpest, inklusive svenska bestånd, har dock i flera fall noterats tillväxa kraftigt under en 4-5 års period för att sedan genomgå en dramatisk populationskollaps för vilka orsakerna inte är kända (Simberloff & Gibbons 2004).

Givet risken för spridning vid rensning och de ekonomiska medel som krävs för en sådan insats är en avvaktande inställning till vattenpest möjligen att föredra för projektet. Detta bör hanteras med viss försiktighet eftersom även en kollapsad population av vattenpest kan medföra kortsiktiga problem genom att konkurrera ut inhemska arter och problematiken som uppstår då beståndet förmultnar, men är i de flesta fall troligen att föredra över spridning till andra vattensystem i regionen.

Rekommenderat förfarande är att i möjligaste mån be markägare att rapportera förekomst av vattenpest till projektet och att sedan hålla uppsikt över beståndets utveckling. Vid besökstillfället saknade dock flera markägare kunskap om att vattenpesten är en invasiv art, så projektet rekommenderas förmedla denna information till markägare för att ge en bättre uppsikt över potentiell problematik i ett tidigt skede.

### B: Algblomning

Blomning av fintrådiga alger med mer än 5-50% uppskattad täckningsgrad av vattenytan observerades i åtta av de besökta våtmarkerna. I ett fall uppskattades täckningsgraden överstiga 50%. Problematik kring algblomning är allmänt känt i form av estetiska faktorer som lukt, men alger i stor utbredning kan även orsaka stora problem när de utarmar sin närmiljö och orsakar syrebrist då de bryts ner (Anderson et al. 2002). Blommande fintrådiga alger var i denna studie enbart ett problem i drygt 7% av de våtmarkerna som besöktes, men med tanke på potentiella skadeeffekter bör åtgärder ändå övervägas när så är praktiskt möjligt och om problematiken är återkommande.

Utläggning av kornhalm är en lovande, men fortfarande relativt bristfälligt utredd, behandlingsmetod mot algblomning. Att förekomst av ruttnande kornhalm skapar en zon med minskad algblomning upptäcktes av misstag under tidigt 80-tal och påvisades experimentellt i en brittisk studie under senare halvan av samma decennium (Welch et al 1990). Fenomenet tros vara kopplat till frigörandet av fenoler som sker vid nedbrytning (Everall & Lees 1997, Lim et al. 2015). Det bör dock understrykas att fenomenet inte gäller allmänt för all sort halm; vete halm har exempelvis påvisat en motsatt effekt med ökad algblomning efter utläggning (Ball et al. 2001).

Behandling med kornhalm har inte någon påvisbar toxikologisk effekt på den allmänt använda testorganismen *Daphnia magna* (Lim et al. 2015), men viss försiktighet bör ändå användas vid eventuell behandling eftersom långtidseffekter på flora och fauna ännu inte är fullt utredda. Det är också värt att notera att förmultning av halm är en syrekrävande process som i likhet med algbloomning kan bidra till syrefattiga bottenförhållanden. Av denna anledning rekommenderas att behandling sker med extrakt av kornhalm (Ball et al. 2001) snarare än direkt utläggning av balar, eller i alla fall att de balar som eventuellt ändå läggs ut får förförmultna på land. Det bör även nämnas att denna behandlingsmetod enbart förskjuter problemet i tiden och inte utgör en långtidslösning för övergödningsproblematik, eller ens en temporär helsystemtäckande lösning eftersom effekten enbart märks på behandlade områden och avtar med avstånd från behandlingspunkten (Welch et al 1990).

I våtmarker med ett permanent fiskbestånd kan algbloomningar även förebyggas genom biomanipulation: ett aktivt och intensivt fiske av planktivor fisk, som ofta finns i överflöd på grund av riktat fiske mot predatorer som gädda. Genom att avlägsna detta överflöd av planktivor fisk kan bestånden av deras födokälla, djurplankton, få möjlighet att återhämta sig och hålla algbeståndet nere på naturlig väg genom direkt konsumtion (Shapiro et al. 1975).

Om sedimentet är starkt näringsberikat kan även muddring övervägas, men eftersom detta är såväl kostsamt som skadligt för befintlig flora och fauna bör andra alternativ övervägas i första hand.

### C: Bete och hävd

Skånska våtmarker har historiskt såväl hävdats som betats; skötsel som inte bara motverkat igenväxning utan även gett upphov till ett karakteristiskt kulturlandskap vars kännetecknade arter och landskapsinslag blivit allt ovanligare till följd av ändringar i jordbruket och manipulation av landskapet (Emanuelsson et al. 1985). Större delen av de våtmarker som ingår i denna rapport, och för vilka specifika skötselbetingelser är för mig kända, är antingen betade eller hävdade, dock mer sällan i kombination.

I denna studie var enbart betade våtmarker den enda kategori för vilken inget statistisk signifikant samband mellan ålder och igenväxningsgrad kunde påvisas för någon funktionell grupp, troligen till följd av en kombination av det låga antalet ( $n=13$ ) och två extremvärden. Alternativt kan dock avsaknaden av samband mellan igenväxningsgrad och en våtmarks ålder ses som en indikation på att skötselmetoden mer effektivt motverkar gradvis igenväxning och därav kan antagas vara en av de mer förtroliga metoderna för våtmarksskötsel i regionen och inom det angivna tidsspannet. Det är dock även värt att notera att bete eventuellt kan vara en svårare skötselmetod att undersöka statistiskt eftersom skillnader i antal och typ av betesdjur troligen ger en större skillnad inom gruppen än vad som kan väntas i hävdade våtmarker, där redskapen oftast är av liknande slag och skötseln mer riktad.

Bete och hävd är dock inte bara av vikt för att direkt motverka igenväxning. Kävlingeåprojektets våtmarker må enligt Jonas Johansson (Limnolog & Vattenrådssamordnare för Höje å- och Kävlingeåns vattenråd, mejlkorrespondens 2015-05-04) vara anlagda i näringsretentionssyfte, men ett antal svenska studier (t.ex. Thiery et al. 2009, Strand & Weisner 2013) har visat att även de våtmarker som designats för sin renande förmåga är av nytta för lokal och regional biodiversitet; särskilt de våtmarker som främst designats med fysiologiska egenskaper menade att öka våtmarkens reningsförmåga för kväve snarare än fosfor (Hansson et al. 2005). Högre biodiversitet är inte i sig en garanti för bättre näringsreningsförmåga (Hefting et al. 2013), men eftersom biodiversitet är ett av många mål som eftersträvas av projektet (Kävlingeåprojektet datum saknas) så bör skötsel i möjlig mån planeras efter rådande kunskap om hur använd metodik påverkar våtmarkens växt och djurliv.

Ett visst betestryck är positivt för biodiversitet av terrestra evertebrater (Zahn et al. 2007), och har också påvisats ge högre artrikedom för akvatiska evertebrater och strandvegetation i säsongvis uttorkade våtmarker (Marty 2005). En sekundär effekt av bete är även en ökad ytavrinning till följd av mer jordkompaktering och mindre vattenupptag från vegetation, något som i sig generellt utökar perioden med vatten för våtmarker med årliga torrperioder (Pyke & Marty 2005).

Det är däremot inte alla arter som gynnas av bete eller annan våtmarksskötsel. En metaanalys utförd av Valkamma et al. (2007) innefattande 21 studier av europeiska våtmarker som skördas, bränns, klipps eller betas, fann att samtliga skötseltyper överlag har en signifikant negativ inverkan på de evertebratsamhällen vars livscyklar är anknutna till bladvass. Intressant är dock att kortsiktig skötsel på 1-2 år inte påverkade dessa insektsamhällen, vilket möjligen kan ses som en indikation på att roterade skötselperioder på 1-2 år kan övervägas för att hålla vegetationen under kontroll utan att signifikant störa de insektsamhällen som lever i dem på längre sikt.

En viktig förutsättning för ett effektivt naturvårdsbete är dock att betestrycket inte blir för högt, något som kan medföra minskad reningseffektivitet till följd av vegetationsbrist, direkt näringstillförsel via urin och avföring och även markerosion till följd av trampskador i strandkanten (Hubbard et al. 2004). Med detta i åtanke bör betestryck efter rimlig mån naturvårdanpassas, särskilt i fall där våtmarksbetet i första hand är avsett som en skötselåtgärd, snarare än en ekonomisk verksamhet. I fall där ett kraftigt betestryck förhindrar att vegetation överhuvudtaget etablerar sig kan temporär avstängning av specifika sektioner av våtmarken övervägas.

Bete har påvisats vara en effektiv skötselåtgärd för att motverka etablering av monokultursamhällen av bladvass; Ausden et al. (2005) fann exempelvis att bete med kor under fyra års tid ledde till ett dominansskifte från bladvass till ett mer heterogent växtsamhälle med jättegröe (*Glyceria maxima*) som den förhållandevis mest dominanta växtarten. Även bestånd av videväxter (*Salix spp.*) som pil hålls nere av bete (Cornelissen et al 2014), men åtminstone för kor sker Salix-bete främst under vintertid (Ausden et al. 2005).

För ett optimalt bete i biodiversitetssyfte bör typen av betesdjur, när så är praktiskt, emellanåt bytas ut eftersom olikheter i deras betesbeteenden (Menard et al. 2002) ger ekosystemet en större variation. För skötselbete med enskild art bör betesdjur väljas efter rådande underhållsbehov. Hästar har exempelvis lägre spillningskoncentration av kväve och fosfor (Hubbard et al. 2004), och är mer effektiva på att hålla bladvassbestånd nere än kor för likartad djurtäthet (van Deursen & Drost 1990), men eftersom kor är mer benägna att beta av unga träd och buskar (Menard et al. 2002) så är fördelen med växlande eller i alla fall väl övervägt naturvårdsbete något som återigen bör understrykas.

Bete och hävd gynnar i vissa avseenden olika arter; taggiga och illasmakande växter påverkas exempelvis mindre av bete än de oftast mindre selektiva metoderna för hävd, men ett välanpassat betestryck och maskinell skötsel har likväl påvisats ha likartad effektivitet för artrikedom (Stammel 2003). En klar fördel med bete är dock att många maskinella skötselredskap saknar förmåga att rensa ut i vattnet, vilket försvårar skötsel av våtmarker som inte torrläggs naturligt eller artificiellt i underhållssyfte. Betesdjur kan dock, men med varierande benägenhet, beta i strandnära bestånd av vassartade växter i vattnet.

## Allmänna reflektioner och råd för framtida uppsikt

Rensning av vegetation rekommenderas i med varierande prioritet för 43 av de våtmarker som besöktes. I de flesta fall rör sig detta om växtomgärdade kupolsilar eller in- och utloppsrännor i vilka vegetationen håller på att bilda täta bestånd, och de kan troligen för det mesta rensas utan maskinell hjälp. Variationen våtmarker emellan var stor, men den enda kategori som relativt koncist var i behov av vegetationsrensning är kvarndammar och andra våtmarker som ligger i själva åfåran, som även är bland de relativt få våtmarker som för det mesta noterades ha höga andelar vass utan koppling till strandkanten och bestånd som sträcker sig från strandkant till strandkant.

Även för in- och utlopp uppskattas underhållsbehov överlag vara ringa. Av de tio våtmarker för vilka åtgärdsbehov noterades var enbart fyra i behov av åtgärder mer drastiska än en rutinemässig rensning för hand.

De våtmarker som besöktes var mellan dryga tre och nitton år gamla, med en medelålder på 13 år, så givet de skötselåtaganden som finns i dagsläget förfaller faktiskt alvarliga problem vara relativt ovanliga på regional skala även på relativt lång sikt. Flertalet anmärkningar kan dessutom lösas av en enskild person med enbart handkraft eller enkla redskap, och borde därför givet tid och uppsikt kunna åtgärdas kontinuerligt i takt med att problematik återuppstår innan dess att situationen blir mer svårhanterlig.

En alternativ, och måhända mer krasst ekonomiskt lönsam, underhållsstrategi vore att låta icke-akut problematik som igenväxning av bladvass fortgå till dess att situationen blir ohållbar och därefter göra en mer invasiv och heltäckande rensning för att ”nollställa” systemet. Bete och hävd får här anses vara huvudsakligen bromsande funktioner, som förlänger tiden mellan de kraftiga rensningsbehoven. Eftersom naturlig succession innebär att denna typ av mer extensiv rensning på sikt är oundviklig och kontinuerlig punktunderhållning som supplement till eventuellt bete och/eller hävd är tidskrävande och kostsamt är fördelarna med denna inställning till skötsel klara att se. Detta görs dock på bekostnad av estetiska värden och nytta för biodiversitet eftersom kraftigt igenvuxna våtmarker tenderar att domineras av enskilda arter och erbjuder mycket lite variation för djur och växtliv att dra nytta av. Den kraftiga rensning som krävs för att ta hand om våtmarker som nått detta kritiska stadium är också inte bara destruktiv för våtmarkens biodiversitet genom habitatförstörning och direkta dödsfall under rensningsprocessen men innebär även att våtmarkens renande förmåga temporärt minskas i och med det plötsligt kraftigt minskade växtbeståndet och den frisättning av sedimentbundet fosfor som orsakas när bottenlagret störs av maskinell rensning.

En klar svårighet i fältarbetet var bedömning av sedimentsansamling, något som var svårt att avgöra i fält till följd av det ofta dåliga siktdjupet och bristande kännedom om våtmarkerna och de bottenivåer för vilka de designats. Med detta i åtanke gör denna rapport inte anspråk på att ge en fullständig bild av de rensningsbehov som eventuellt kan finnas för våtmarkers sediment, annat än i fall då befintlig eller framtida problematik för in- och utloppsfunktion tydligt kan ses, eller i fall då markägare specifikt pekat ut problem.

Förarbetet med att ta fram aktuella markägare för tillståndsförfrågan och information kring aktuella skötselåtgärder var en tidskrävande process, och försvårades av att vissa fastighetsbeteckningar som anges på projektets hemsida är avregistrerade, felstavade eller överhuvudtaget inte finns med i Lantmäteriets databas. Då detta, i kombination med vanligt förekommande svårigheter med att få tag i aktuella kontaktuppgifter till markägare, innebar att aktuell skötsel var okänt för ett flertal våtmarker

rekommenderas projektet att uppdatera sina uppgifter och sammanställa en kontinuerligt uppdaterad kontaktlista.

I fält var ofta det mest tidskrävande elementet att hitta in- och utlopp som var belägna i buskage eller i vassruggar. I likhet med Krook & Davidsson (2010) rekommenderas därför markering av samtliga av projektets in- och utlopp i form av exempelvis en nedstucken påle av fast och slittåligt material, som med fördel även kan ange om det är in- eller utloppet genom exempelvis färgmarkering i fall där förvirring kan uppstå. Denna markering bör helst placeras en bit från strandkanten så att inte även denna försvinner i vegetationen.

Det kan också vara väl värt för projektet att ta kontakt med de markägare som har dammar anlagda inom ramarna för Kävlingeåprojektet och utifrån deras uppgifter sammanställa en lista över vilka våtmarker som regelbundet överses av markägare eller annan markansvarig och huruvida dessa har tillgång till vattenrådets kontaktuppgifter. Eftersom problem i våtmarker som regelbundet ses över mer troligen rapporteras till vattenrådet kan således icke-heltäckande åtgärdsbehovsundersökningar i stil med denna rapport med fördel prioritera mindre övervakade våtmarker i urvalet, särskilt om tillgänglig tid eller budget gör det nödvändigt att fokusera på ett mindre antal dammar.

För framtida projekt rekommenderas överlag att arbetet utförs av två personer, främst av säkerhetsskäl, då detta kan ge fog för ett något större risktagande vid besiktning. Mätning av utbredning i 10%-intervall kan ge klarare prognosvärden, men kan även vara mer tidskrävande och innebära en större risk för felbedömning utan mer specifika mätmetoder. En större kontrollgrupp av våtmarker som inte betas eller hävdas skulle kunna ge en bättre uppfattning av till vilken grad aktiv skötsel fördröjer igenväxning, men eftersom detta i regel inte är önskvärt i naturvårdssyfte är detta troligen bättre kontrollerat med långsiktiga experiment.



## Referenser

- Anderson D.M., Glibert P.M. & Burkholder J.M. (2002). *Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences*. Estuaries, Vol. 25., No. 4b., pp. 704–726
- Ausden M., Hall M., Pearson P. & Strudwick T. (2005). *The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and molluscs*. Biological Conservation, Vol. 122., No. 2., pp. 317-326
- Ball A.S., Williams M., Vincent D. & Robinson J. (2001). *Algal growth control by a barley straw extract*. Bioresource Technology, Vol. 77., No 2., pp. 177-181
- Barrat-Segretain M.H., Elger A., Sagnes P. & Pujalon S. (2002). *Comparison of three lifehistory traits of invasive Elodea canadensis Michx. and Elodea nuttallii (Planch.) H. St. John*. Aquatic Botany, Vol. 74., No. 4., pp. 299-313
- Brix A. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? Water Science & Technology, Vol. 35, No. 5, pp. 11-17
- Centre for Watershed Protection (2004). *Stormwater pond and wetland maintenance guidebook*.
- Chatterjee A., Philips B., Stroud D.A., Alberts A., Hails S., Minaeva T., Pittock J., Prietto C. & Tunde O. (2008). *Wetland management planning. A guide for site managers*. WWT, Wetlands International, IUCN & Ramsar Convention.
- Cornelissen P., Bokdam J., Sykora K. & Berendse F. (2014). *Effects of large herbivores on wood pasture dynamics in a European wetland system*. Basic and Applied Ecology, Vol. 15., No. 5., pp. 396-406
- Davies B., Biggs J., Williams P., Whitfield M., Nicolet P., Sear D., Bray S. & Maund S. (2008). *Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape*. Agriculture, Ecosystem and Environment, Vol. 125., No. 1., pp. 1-8
- Emanuelsson U., Bergendorff C., Billqvist M., Carlsson B. & Lewan N. (1985). *Det skånska kulturlandskapet*. 2:a omarbetade uppl., Årsbok för Naturskyddsföreningen i Skåne, Lund: BTJ Tryck AB
- Everall N.C. & Lees D.R. (1997). *The identification and significance of chemicals released from decomposing barley straw during reservoir algal control*. Water Research, Vol. 31., No. 3., pp. 614-620
- Galatowitsch S.M. & van der Valk A.G. (1996). *Characteristics of recently restored wetlands in the prairie pothole region*. Wetlands, Vol. 16., No. 1., pp. 75-83
- Hammer D.A. (1992). *Designing constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint source pollution*. Ecological Engineering, Vol. 1., pp. 49-82
- Hansson L.A., Brönsmark C., Nilsson P.A. & Åbjörnsson K. (2005). *Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both?* Freshwater Biology, Vol. 50., No. 4., pp. 705-714

- Hefting M.M., van der Heuvel R.N. & Verhoeven J.T.A. (2013). *Wetlands in the agricultural landscapes - for nitrogen attenuation and biodiversity enhancement: Opportunities and limitations*. Ecological Engineering, - Vol. 56., pp. 5-13
- Hubbard R.K., Newton G.L. & Mill G.M. (2004). *Water quality and the grazing animal*. Journal of Animal Science, Vol. 82., No. 13., pp. 255-263
- Kadlec R.H. & Wallace S.D. (2009). *Treatment wetlands*. 2:a omarbetade uppl., Boca Raton: CRC Press
- Kävlingeå-projektet (2013). *Våtmarks-karta*. [http://83.233.227.100/eg/kavlinge/kavproj\\_public.php](http://83.233.227.100/eg/kavlinge/kavproj_public.php), hämtad 2016-01-04
- Kävlingeå-projektet (datum saknas). *Om Projektet*. <http://kavlingeaprojektet.se/Omprojektet.htm>, hämtad 2016-01-06
- Krook J. & Davidsson T. (2010). *Inventering av anlagda dammars och våtmarkers funktion inom Kävlingeåns avrinningsområde*. [http://www.kavlinge.se/files/Inv\\_dammars\\_funktion.pdf](http://www.kavlinge.se/files/Inv_dammars_funktion.pdf), hämtad 2015-08-19
- Kyrkander T. & Örnborg J. (2010)., *Åtgärder mot främmande invasiva vattenväxter i sötvatten –kunskapsläget i dag och råd för framtiden*. Naturvårdsverket., Rapport 6373
- Länsstyrelsen i Skåne län (2007). *Våtmarksstrategi för Skåne. Fler, större, grönnare och mångsidigare*. Skåne i utveckling 2007:5. Länsstyrelsen i Skåne län. Malmö.
- Larson D. & Willén E. (2006). *Främmande och invasionsbenägna vattenväxter i Sverige*. Svensk Botanisk Tidskrift, Vol. 100., No 1., pp 5-15
- Lim B.J., Park J.H., J.W. Jung., Hwang K.S., Son M.S., Lim C.H., Na J.E., Kim S.G., Chai H.M., Seo K.A., Han J.H., Park S.S. & Park J.K. (2015). *Application of barley straw to dammed river for algal control*. Desalination and Water Treatment, Vol 57., No. 13., pp. 3728-3736
- Marty J. (2005). *Effects of cattle grazing on diversity in ephemeral wetlands*, Vol. 16., No. 5., pp. 1626-1632
- Menard C., Duncan P., Fleurance G., Georges J.-Y. & Lila M. (2002). *Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands*. Journal of Applied Ecology, Vol. 39., No. 1., pp. 120-133
- Mortimer C.H. (1941). *The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes*. Journal of Ecology, No. 29., pp. 280-329
- Naturvårdsverket (2013). *Sveriges Miljömål*. <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/>, hämtad 2016-02-29
- Naturvårdsverket (2015). *Vad är ekosystemtjänster?* <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhället/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efteromrade/Ekosystemtjanster/Vad-ar-ekosystemtjanster/>, hämtad 2016-01-04
- Nichols S.A. & Shaw B.H. (1986). *Ecological life histories of the three aquatic nuisance plants, Myriophyllum spicatum, Potamogeton crispus and Elodea canadensis*. Hydrobiologia, Vol. 131., No. 1., pp. 3-21

- Pyke C.R. & Marty J. (2005). *Cattle grazing mediates climate change impacts on ephemeral wetlands*. Conservation Biology, Vol.16., No. 5., pp. 1619-1625
- Scheffer M. & van Geest G.J. (2006). *Small habitat size and isolation can promote species richness: second order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds*. Oikos, Vol. 112., No. 1., pp. 227-231
- Schindler D.W. (1974). *Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management*. Science, New Series, Vol. 184., No. 4139., pp. 897-899
- Seabloom E.W. & van der Valk A.G. (2003). *The development of wetland zonation patterns in restored prairie pothole wetlands*. Journal of Applied Ecology, Vol. 40., No. 1., pp. 92-100
- Shapiro J., Lamarra V. & Lynch M. (1975). *Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration*. I: P. L. Brezonik, J. & L. Fox (Ed.), Proceedings of a Symposium on Water Quality Management Through Biological Control, University of Florida.
- Simberloff D. & Gibbons L. (2004). *Now you see them, now you don't! – population crashes of established introduced species*. Biological Invasions, Vol. 6., No 2., pp. 161-172
- Stammel B., Kiehl K. & Pfadenhauer J. (2003). *Alternative management on fens: Response of vegetation to grazing and mowing*. Applied Vegetation Science, Vol 6., No. 2., pp. 245-254
- Strand J.A. & Weisner S.E.B. (2013). *Effects of wetland construction on nitrogen transport and species richness in the agricultural landscape – Experiences from Sweden*. Ecological Engineering, Vol. 56., pp. 14-25
- Thiere G., Milenkovski S., Lindgren P.-E., Sahlén G., Berglund O. & Weisner S.E.B. (2009). *Wetland creation in agricultural landscapes: Biodiversity benefits on local and regional scales*. Biological Conservation, Vol. 142., No. 5., pp. 946-973
- Van Deursen E.J.M. & Drost H.J. (1990). *Defoliation and treading by cattle of reed Phragmites australis*. Journal of Applied Ecology, Vol. 27., No. 1., pp. 284-297
- Weisner S. & Thiere G. (2010). *Mindre fosfor och kväve från jordbrukslandskapet - Utvärdering av anlagda våtmarker inom miljö och landsbygdsprogrammet och det nya landsbygdsprogrammet*. Rapport 2010:21. Jordbruksverket.
- Welch I.M., Barrett P.R.F., Gibson M.T. & Ridge. I. (1990). *Barley straw as an inhibitor of algal growth I: studies in the Chesterfield Canal*. Journal of Applied Phycology, Vol. 2., No. 3., pp. 231-239
- Zahn A., Juen A., Traugott M. & Lang A. (2007). *Low density cattle grazing enhances arthropod diversity of abandoned wetland*. Applied Ecology And Environmental Research, Vol 5., No. 1., pp. 73-86